UNIVERSITÉ DE LORRAINE

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

THÈSE

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de

Docteur de l'Université de Lorraine

Mention : Sciences Agronomiques

par **Manon DARDONVILLE**

Sous la direction de Olivier THEROND et Christian BOCKSTALLER

Caractérisation des formes d'agriculture et évaluation de leur résilience aux perturbations

8 juin 2021

Membres du jury:

Directeurs de thèse:	**Olivier THEROND**	HDR, Ingénieur de recherche, UMR LAE, Colmar
(membre invité)	**Christian BOCKSTALLER**	HDR, Ingénieur de recherche, UMR LAE, Colmar
Rapporteures:	**Amélie GAUDIN**	Associate Professor, Department of Plant Sciences, Davis
	Pytrik REIDSMA	Associate Professor, Plant Production System, Wageningen
Examinateur·rice·s:	**Marc DECONCHAT**	Directeur de recherche, Dynafor, Toulouse
	Guillaume MARTIN	Directeur de recherche, UMR AGIR, Toulouse
	Muriel VALANTIN-MORISON	Directrice de recherche, Unité Agronomie, Grignon
Invité:	**Rodolphe SABATIER**	Chargé de recherche, UR Ecodev, Avignon

MANON DARDONVILLE : *Caractérisation des formes d'agriculture et évaluation de leur résilience aux perturbations* © 2021

ENCADREMENT :

Olivier THEROND (directeur)

Christian BOCKSTALLER (co-directeur)

ÉTABLISSEMENT :

Université de Lorraine

LABORATOIRE DE RATTACHEMENT :

UMR LAE 1132, Université de Lorraine, INRAE

FINANCEMENTS :

Cette thèse a fait l'objet d'un financement Cifre par l'entreprise Agrosolutions.

PUBLICATIONS

REVUES À COMITÉ DE LECTURE

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. *Agricultural Systems* 184, 102913. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. *Journal of Cleaner Production* 125456. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456

Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., *under revisions at Ecosystem Services.* A low-data approach for assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Villerd, J., Therond, O., *submitted to Ecosystem Services.* Resilience of agriculture models: biodiversity-based models are stable, while intensified models perform well.

Catarino, R., Dardonville, M., Gourdon, B., Misslin, R., Villerd, J., Therond, O., *in writing*. Resilience for sustainable crop-livestock systems: A conceptual framework with MAELIA.

CONFÉRENCES À COMITÉ DE LECTURE

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Thérond, O., 2019. Does diversity affect dynamics of agricultural system facing perturbations? *Presented at the European Conference on Crop Diversification*, Budapest.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Legrand, B., Therond, O., 2019. Quantifying ecosystem capacity, modulation by agricultural practices and actual use of ecosystem services by farmers. *Presented at the Ecosystem Services Partnership*, Hannover.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Legrand, B., Therond, O., 2019. Quantifying ecosystem capacity, modulation by agricultural practices and actual use of ecosystem services by farmers. *Présenté au congrès EASY*, Nice.

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2019. Dynamique des systèmes agricoles face aux perturbations : review des méthodes d'évaluation et facteurs explicatifs. *Présenté au séminaire annuel de l'école doctorale SIReNA*, Nancy.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2019. Evaluer la résilience, vulnérabilité et robustesse des systèmes agricoles. *Présenté au congrès Vulnérabilité et résilience dans le renouvellement des approches du développement et de l'environnement*, Versailles.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Evaluation de la résilience de différentes formes d'agriculture face aux changements climatiques et crises économiques. *Présenté au congrès Phloeme*, Paris. Prix de la thèse la plus prometteuse.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2022. Dynamics of agricultural systems facing hazards: is intensification level explaining resilience ? *Présentation prévue au congrès IFSA*, Evora.

RAPPORTS DE STAGE ENCADRES DURANT LA THESE

Baudelet, S., Bockstaller, C., Therond, O., Dardonville, M., 2019. État de l'art de l'évaluation de la résilience, vulnérabilité et robustesse des systèmes agricoles en zone tropicales et arides (Rapport de stage de Master 2).

Legrand, B., Bockstaller, C., Dardonville, M., Therond, O., 2019. Caractérisation des formes d'agriculture au sein d'un réseau d'exploitations agricoles (Mémoire de Master 2).

Dubois, L., Therond, O., Dardonville, M., 2020. Enquêtes au sein d'un réseau d'exploitations agricoles pour caractériser leur fourniture et utilisation de services écosystémiques (Mémoire de fin de stage d'alternance).

Osei-Tutu, K., Therond, O., Dardonville, M., 2021. Assessment of the resilience of arable farming in the Grand Est region (Mémoire de Master 2).

ARTICLE DE PRESSE NATIONALE

Dardonville, M., Cabeza-Orcel, P., 2020. Evaluer la résilience des différentes formes d'agriculture. Perspectives agricoles.

REMERCIEMENTS

Je voudrais pour commencer remercier Amélie Gaudin et Pytrik Reidsma pour leurs rôles de rapporteures du jury ainsi que pour leurs travaux de recherche inspirants qui ont constitué un socle scientifique important pour cette thèse. Je voudrais ensuite remercier Marc Deconchat, Guillaume Martin, Rodolphe Sabatier et Muriel Valantin-Morison, pour leur participation au jury de cette thèse.

Cette thèse est l'aboutissement de trois ans de recherche que j'ai réalisé entourée d'un soutien important de la part de plusieurs personnes que je voudrais remercier ici.

Tout d'abord, un grand merci à Olivier Therond d'avoir imaginé ce sujet de thèse passionant, de me l'avoir confié et surtout d'avoir été un formidable partenaire de travail. Je te suis extrêmement reconnaissante pour ta disponibilité, pour tes enseignements scientifiques ainsi que pour ton encadrement qui ont su me motiver au quotidien. Je re-signe d'ailleurs sans hésitations pour une collaboration, cette fois à durée illimitée.

Ensuite, merci à Christian Bockstaller de m'avoir procuré tes conseils et ton expertise agronomique tout au long de ma thèse. Je remercie tous mes collègues du Laboratoire Agronomie et Environnement pour leur aide à forger mon projet de thèse lors de la formation pour les doctorants et des différentes présentations de mon travail. A Colmar, j'ai été très bien accueillie et très facilement intégrée dans notre petit comité, je vous en suis très reconnaissante.

Je remercie toutes les personnes d'Agrosolutions, partenaire Cifre de cette thèse, et en particulier Nicolas Urruty et Céline Denieul qui ont activement contribué à la mise en place et au bon déroulement de ce partenariat. Mes échanges formels et informels avec l'équipe d'Agrosolutions ont permis d'ancrer mon travail aux problématiques du conseil et du monde agricole.

Parmi les personnes qui ont contribué à la réalisation du travail de thèse, je voudrais féliciter les stagiaires que j'ai encadrés et les remercier pour leurs apports précieux pour la thèse: Sophie Baudelet, Baptiste Legrand, Léa Dubois et Kwabena Osei-Tutu. Merci à Frédéric Pierlot d'avoir convaincu les Chambres d'Agriculture de collaborer avec nous sur ce projet. Merci à David Justeau, Grégory Lemercier, Claude Rettel et Jean-François Strehler d'avoir sélectionné les exploitations agricoles et de m'avoir mise en contact avec les agriculteur·rices. Merci aux 28 agriculteur·rices qui ont fourni leurs données, leur expertise du terrain et leur temps pour les entretiens. Leurs avis sur les résultats du cas d'étude constitueront une évaluation de ce travail de thèse importante pour moi. Merci à Baptiste, Léa et Claire Bernardin pour avoir rodé, avec ou sans moi, sur les routes du Grand Est, micro à la main, pour réaliser les entretiens. Merci à Jean Villerd pour nos échanges et ton soutien méthodologique. Enfin, merci à Hugues Clivot et à Paul van Dijk pour m'avoir aidée à utiliser vos super modèles.

J’ai été suivie durant ces trois années par deux comités scientifiques qui ont questionné mes travaux et m’ont apporté de nombreux conseils. Je souhaite remercier chaleureusement Michel Duru, Jean Roger-Estrade et Guy Richard pour nos rencontres (presque) trimestrielles desquelles je ressortais toujours plus motivée par vos encouragements. Merci aussi aux membres du comité de suivi de la thèse : François Bousquet, Alain Carpentier, David Makowski, Guillaume Martin et Marc Tchamitchian. En plus de nos rencontres annuelles, nos échanges au détour de conférences, de séminaires, ou encore lorsque j’avais besoin de votre expertise, ont été crutiaux pour l’avancée de la thèse.

I would like to thank Wim Paas, Pytrik Reidsma and all the people at the Plant Production System lab in Wageningen for their warm welcome. I hope that our scientific collaboration will continue and that we will soon have the opportunity to meet for lunch walk again.

Ce manuscrit de thèse ne serait pas ce que vous allez lire sans le travail de relecture rigoureux effectué par Olivier, Marine Belorgey, Renaud Misslin et Henri Nicod. Les articles scientifiques publiés au cours de cette thèse ont été fortement améliorés grâce aux retours de mes co-auteurs et autrices, ainsi qu’à la relecture de l’anglais de Michelle et Michael Corson, que je remercie.

Au-delà du soutien professionnel, j’ai été entourée de personnes géniales qui ont fortement contribué au maintien de mon moral quotidien et donc à la bonne réalisation de cette thèse. Au LAE, je souhaite faire un grand merci à Alix, Bruno, Emma, Eric, Floriane, Laurène, Marine, Nirina, Renaud et Rui pour votre bienveillance, nos franches parties de rigolades, le jardin partagé, les critiques culinaires, les sorties d’escalade et d’observations ornithologiques. Cela dit, Bruno et Renaud, sachez que je me souviens toujours que vous m’aviez fait manger un piment-oiseau du jardin, très piquant, à mon insu. Merci à mes colocs, ami·es de Colmar et d’ailleurs, à ma famille et surtout à Henri de m’avoir soutenue tout au long de la thèse et de m’entourer, tout simplement.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

1. Impact environnemental des activités humaines 1

1.1 Anthropocène et limites biophysiques planétaires 1

1.2 Services écosystémiques 3

2. De nouvelles formes d'agriculture 7

2.1 Répondre aux enjeux socio-environnementaux 8

2.2 Redéfinir les formes d'agriculture 9

2.3 Évaluer les services écosystémiques à la production 10

3. Menaces sur les systèmes agricoles 12

3.1 Changements climatiques 12

3.2 Épuisement des ressources 13

3.3 Volatilité des prix 14

4. Faire face : résilience ou vulnérabilité ? 15

4.1 Définitions usuelles 15

4.2 Un débat conceptuel clivant 16

4.3 Identité du système agricole, fonctions et performances 17

4.4 Évaluer la résilience 18

5. Résilience des formes d'agriculture 21

6. Problématiques, questions de recherche et stratégie de la thèse 25

CAS D'ÉTUDE 29

1. Détermination du territoire et des agroécosystèmes étudiés 30

2. Dispositif de collecte de données 33

2.1 Itinéraires techniques synthétisés 33

2.2 Itinéraires techniques réalisés 33

3. Perturbations biophysiques et économiques dans la région Grand Est 34

CHAPITRE I : ÉTAT DE L'ART SUR L'ÉVALUATION DE LA RÉSILIENCE, VULNÉRABILITÉ ET ROBUSTESSE : OBJETS, MÉTHODES ET CONNAISSANCES 37

1. Influence de la diversité et de l'intensification sur la vulnérabilité, résilience et robustesse des systèmes agricoles 41

1.1 Introduction 43

1.2 Generic analytical framework 44
1.3 Method and study selection 45
1.4 Results 47
1.5 Discussion and conclusion 57
1.6 Concluding remarks 60
2. Revue des évaluations quantitatives de la résilience, vulnérabilité, robustesse et capacités d'adaptation des systèmes agricoles de zones tempérées 62
2.1 Introduction 64
2.2 Methodology 66
2.3 Results 69
2.4 Discussion 77
2.5 Conclusion 83
CHAPITRE II : CARACTÉRISATION DE FORMES D'AGRICULTURE PAR LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES 86
1. Introduction 91
2. Conceptual framework 92
3. Assessment approach 94
3.1 Literature review of determinants of *potential* and *real capacity* and components of *natural capital* 95
3.2 Indicators and multicriteria assessment of the four dimensions of ESF 99
4. Example of application 101
4.1 Materials and methods 101
4.2 Results 102
5. Discussion 107
5.1 Strengths of the assessment approach 108
5.2 Shortcomings and expected improvements of the approach 108
5.3 Lack of knowledge and agenda for research 109
5.4 Insights into agriculture models 110
6. Conclusion 111
CHAPITRE III : RÉSILIENCE DES FORMES D'AGRICULTURE 118
1. Introduction 124
2. Methods 126

2.1 Agroecosystems and farm characteristics 126
2.2 Performances and explanatory variables 128
2.3 Explanatory factor test 134
3. Results 135
3.1 Energy yield 135
3.2 Gross margin 138
3.3 Workload 140
3.4 Positive deviants 142
4. Discussion 142
4.1 Biodiversity at the hub of resilience 142
4.2 Multifaceted dynamics 143
4.3 Use of high ESF levels: a way to reach resilience? 144
4.4 Specific characteristics of irrigated systems 145
4.5 Workload, an original attribute of performance 145
4.6 Methodological advances and issues 146
5. Conclusion and perspectives 146
DISCUSSION GÉNÉRALE 149
1. Aspects conceptuels et méthodologiques 153
1.1 Dynamique de la littérature des cadres conceptuels 153
1.2 Evaluation de la résilience et identification de ses facteurs explicatifs 157
1.3 Évaluation des services écosystémiques et de la dynamique du capital naturel 166
2. Facteurs de resilience 174
2.1 Analyse de la relation complexe entre l'influence du rendement et sa stabilité sur la résilience le long du gradient d'intensification 174
2.2 Diversification 184
2.3 Services écosystémiques et résilience 188
CONCLUSION 195
BIBLIOGRAPHIE 200
ANNEXES 245
1. Matériel supplémentaire du cas d’étude 246

2. Matériel supplémentaire de l'article « Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems » 251

3. Matériel supplémentaire de l'article « Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems » 262

4. Matériel supplémentaire de l'article « A low-data approach for assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital » 271

5. Matériel supplémentaire de l'article « Resilience of agriculture models: biodiversity-based models are stable, while intensified models perform well » 302

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Services écosystémiques selon leur type de bénéficiaire proposés et étudiés dans l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b). 6
Table 2. Résumé des 34 agroécosystèmes (par numéro d'identification ID) appartenant aux 28 exploitations agricoles sélectionnées dans la région Grand Est, en France. 32
Table 3. Analytical framework used for the systematic review, regardless of the conceptual framework used in the study (vulnerability, resilience and robustness (VRR)), inspired by Allen *et al.* (2016), Carpenter *et al.* (2001), Meuwissen *et al.* (2019) and Müller *et al.* (2016). 45
Table 4. Definitions of the four concepts investigated. 64
Table 5. Summary of the criteria used to describe dynamics in the articles reviewed 73
Table 6. Distribution of the 53 articles reviewed as a function of the number of performance attributes and criteria of dynamics of performance considered. 74
Table 7. Resilience properties described by Cabell and Oelofse (2012) and potential explanatory factors encountered in the articles reviewed. 82
Table 8. Summary of the main determinants of ecosystem services provided to farmers (ESF). The spatial and temporal configuration and composition of the cover and soil composition determine an ecosystem's potential capacity. The crop management of soil and biomass determined an ecosystem's real capacity. The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO). The effects of crop management on ESF provision can be positive (+) or negative (-). References are mainly meta-analyses, reviews or multisite studies. *Depends on the type of habitat. **Several combinations of soil characteristics are suitable for ESF, see Table 2. 113
Table 9. Indicators used to assess effects of each determinant on the potential capacity of an agroecosystem to provide ecosystem services to farmers (ESF) (I_potential, [0:1]) and the modulation (I_modulation, [-1:1]) of this potential capacity, thus determining the real capacity to provide ESF. References: * from Craheix *et al.* (2012), [1] from Rega *et al.* (2018), [2] from Saxton and Rawls (2006) [3] from Johannes *et al.* (2017), [4] from Olsen *et al.* (1954) [5] from Chabert (2017)[6]. For a, b, c, d, e, f, g, h, i, j references, see Supplementary Material 3. Abbreviations: semi-natural habitats (SNH), treatment frequency index (TFI), soil organic matter (SOM) 114
Table 10. Method used to assess the actual use of ecosystem services provided to farmers (ESF), based on the precision of the action performed by farmers to use ecosystem services, considering the ability of the agroecosystem to provide services instead of using anthropogenic inputs to replace them. 115
Table 11. Indicators used to evaluate biodiversity dynamics through the effect of determinants on each community. References are shown in Table 1. * From Craheix *et al.* (2012), [1] from Rega *et al.* (2018), [5] from Chabert (2017). For [e, f, h, i, j, k, l] indicator calculation details, see Supplementary Material 3. Abbreviations: treatment frequency index (TFI), soil organic matter (SOM) 116
Table 12. Performance attributes (response variables) whose dynamics were analysed, proxies of disturbances (exogenous) and explanatory variables tested as determinants of resilience. ESF: ecosystem services to farmers, SNH: semi-natural habitats, TFI: treatment frequency index, SD: standard deviation, SCA: soil conservation agriculture 131
Table 13. Performance attributes whose dynamics were analysed, associated criteria of dynamics and metrics. 133
Table 14. Summary of results for two categories of systems: those based on ecosystem services provided to farmers (ESF), biodiversity, and natural capital or intensified systems (irrigation and tillage, and to a lesser extent, pesticide or fertiliser). A "+" indicates a resilient system), "-" indicates a non-resilient system, "+/-" indicates a variable system and "(+)" indicates a specific relationship to criteria of dynamics. 143

LISTE DES FIGURES

Figure 1. État des neuf limites biophysiques planétaires et rôle estimé des activités agricoles dans leur statut. Figure issue de Campbell *et al.* (2017). 2
Figure 2. Représentation schématique des effets des deux grands types de facteurs de production, intrants anthropiques et services écosystémiques fournis à la production (SEP), qui permettent de limiter l'effet des facteurs réducteurs (tels que les ravageurs par exemple). Ces derniers déterminent le niveau de production réel, limité et potentiel. Adaptée de van Ittersum and Rabbinge (1997) dans EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b). 4
Figure 3. Conceptualisation de la contribution des intrants anthropiques et des services écosystémiques à la production agricole (SEP) pour deux formes d'agriculture (basée sur l'efficience des intrants anthropiques ou la biodiversité, et donc les SEP) ayant un même niveau de production. Les intrants anthropiques et les SEP peuvent contrôler ou réduire l'impact des facteurs limitants (eau, nutriments) ou réduisants (pression biotique) la production. La légende indique la nature des intrants dans les deux formes qui assurent la fertilité du sol et la protection des cultures. Figure extraite de Duru *et al.* (2015). 5
Figure 4. Schéma de l'agroécosystème désignant l'écosystème en interaction avec le système socioéconomique et le climat. Les gestionnaires définissent la composition et la configuration spatiale et temporelle des couverts végétaux et des animaux d'élevage. Adapté de Gaba *et al.* (2015) dans Therond *et al.* (2017b). 7
Figure 5. Caractérisation biophysique des formes d'agriculture selon un gradient bidirectionnel de services écosystémiques à la production (SEP) et d'intrants anthropiques (« externes ») mobilisés pour la production agricole. Trois formes d'agriculture types sont détaillées : « basée sur les intrants chimiques », « basée sur les intrants biologiques », « basée sur la biodiversité ». Figure extraite de Therond *et al.* (2017a). 10
Figure 6. (Gauche) Projection de l'évolution du rendement des cultures en fonction du temps pour toutes les cultures et toutes les régions (n = 1,090 d'après 42 études) sous différents scénarios. (Droite) Projection de l'évolution du coefficient de variation (%) du rendement des cultures en fonction du temps pour quelques études. Figures issues de Challinor *et al.* (2014). 12
Figure 7. Évolution des prix de vente mondiaux des cultures d'orge, maïs, riz, seigle et blé (1850-2015) sous forme d'indices de prix par rapport aux prix réels de 1900 d'après les données de Jacks (2013). 14
Figure 8. Deux types de démarche d'évaluation de la dynamique d'un système. 19
Figure 9. Rôle des services écosystémiques à la production agricole (SEP dans le texte) - supportés par la composition et la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux, de la matrice paysagère et des pratiques agricoles de la gestion des couverts végétaux et de la biomasse - dans la résilience de l'agroécosystème. Adapté d'après la revue de littérature et la Figure 9 présentée dans Altieri *et al.* (2015). 23
Figure 10. Deux types de facteurs de production (services écosystémiques à la production (SEP) et intrants anthropiques) et de résilience de la production agricole (résilience par régulation interne par les SEP, résilience contrainte par les intrants anthropiques) pour un agroécosystème donné. Adapté de Peterson *et al.* (2018) et sur les principes de Rist *et al.* (2014). 24
Figure 11. Stratégie de recherche et organisation de la thèse. 27
Figure 12. Région Grand Est (en rose) et ses départements délimités, France métropolitaine. 30
Figure 13. Localisations des 34 agroécosystèmes appartenant aux 28 exploitations agricoles sélectionnées dans la région Grand Est, en France 31
Figure 14. Évolution de la température moyenne annuelle en Champagne (10), région Grand Est, à l'image des évolutions observées sur toute la région. Figure issue du rapport ORACLE (CRAGE, 2019). 34
Figure 15. Rendement du blé tendre dans l'ancienne région Champagne-Ardenne. Figure issue du rapport ORACLE (CRAGE, 2019). 35
Figure 16. Overview of the main characteristics of the 37 articles selected that address the vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. 47
Figure 17. Number of results (and associated number of articles) indicating a direction and degree of effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by (a) level of production (*i.e.* yield) at the plot/field level for grassland systems and (b) organisation level for crop systems. For grassland studies, we distinguish grasslands by annual productivity level (high (> 20 t/ha), medium (5-20 t/ha) or low (< 5 t/ha)). The

desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). 49
Figure 18. Number of results (and associated number of articles) indicating a direction and degree of effect of diversity on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by (a) level of production (*i.e.* yield) at the plot/field level for grassland systems and (b) organisation level for crop systems. For grassland studies, we distinguish grasslands by annual productivity level (high (> 20 t/ha), medium (5-20 t/ha) or low (< 5 t/ha)). The desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). 51
Figure 19. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect of species composition on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield by type of production for (a) grassland and (b) crops. The desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). . 54
Figure 20. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect of crop intensification (fertilisation, soil improvement, tillage, irrigation, pesticide use, farm size) on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by organisation level (plot/field or region). The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). 55
Figure 21. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by type of explanatory factor (endogenous or exogenous) for all systems. The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). 56
Figure 22. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of economic net return, by type of explanatory factor (endogenous or exogenous) for all systems. The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different (p<0.05). 57
Figure 23. Description of the method used to select and sort articles according to the PRISMA protocol for a systematic review (Moher *et al.*, 2015). 68
Figure 24. Temporal extent (duration) of analysis in each study reviewed (years). 71
Figure 25. Number of results (in black) and articles (in red) by performance attribute whose dynamics are studied when disturbance occurs. 72
Figure 26. Number of articles reviewed as a function of concept(s) and criterion of dynamics of performance attribute. A given article can mention several concepts and/or criteria. 75
Figure 27. Number of results (in black) and articles (in red) by explanatory factor and its category. 76
Figure 28. Framework for assessing the four dimensions of the levels of ecosystem services provided to farmers (ESF) and used by them. AI: anthropogenic inputs 94
Figure 29. Approach used to assess ecosystem services provided to farmers (ESF) and the dynamics of natural capital of an agroecosystem. Brackets indicate ranges of indicator scores. 95
Figure 30. Scores (symbols) for agroecosystem #26 of a) the potential capacity (tan) and real capacity (magenta) to provide nine ecosystem services to farmers (ESF), b) actual use of ESF by the farmer (blue) and c) natural capital dynamics (green). Shading and lines indicate the ranges of possible and observed values, respectively, of the 34 agroecosystems studied. Violet shading indicates the range added by the conservation agriculture bonus. 103
Figure 31. Levels of the potential capacity and real capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF) as a function of the actual use of ESF by farmers for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand-Est region (NUTS2) of France. Arrows indicate the direction in which agricultural practices modulated potential capacity to real capacity. 104
Figure 32. Five clusters of agriculture models identified by k-means clustering according to (i) the ecosystem's real capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF), (ii) actual use of ESF by farmers and (iii) direction and intensity of natural capital dynamics for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand Est region of France. 107

Figure 33. (A) Energy yields (kcal/ha), (B) workload (h/ha) and (C) gross margin (€/ha) for each agroecosystem (each colour). 129
Figure 34. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics. for energy yield on explanatory variables, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for energy yield on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors. 137
Figure 35. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics for **gross margin** on explanatory variables, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for gross margin on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors. 139
Figure 36. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics for workload on explanatory, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for **workload** on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors. 141
Figure 37. Démarche de la thèse amendée par l'affinage des innovations conceptuels et méthodologiques ainsi que par la production de connaissances réalisées dans cette thèse. 152
Figure 38. Nombre de publications liées à la résilience (gris clair) dont celles liées à l'agriculture (gris foncé) par an dans les bases de données CAB et Agricola, de 1970 à 2015. Figure issue de Peterson *et al.* (2018). 153
Figure 39. Démarche d'évaluation de la résilience développée et réalisée (Chapitre III) pour tester différents facteurs explicatifs sur la dynamique de trois attributs de performance. Figure adaptée de Peterson *et al.* (2018). 158
Figure 40. Recommandations le long de la chaîne de production alimentaire (simplifiée) pour atteindre la résilience. 165
Figure 41. Réalisation du flux de services écosystémiques aux bénéficiaires pour un système socio-écologique, sous-tendu notamment par le capital naturel (comme un stock). Figure issue de Jones *et al.* (2016). 167
Figure 42. Représentation schématique des déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs affectant la production agricole à travers la détermination ou l'impact sur les services écosystémiques supports de la production agricole. Figure issue du rapport de l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b). 168
Figure 43. Cercle de corrélation de l'ACP des quatre dimensions du cadre conceptuel : la capacité potentielle (Potential), réelle (Real capacity), l'utilisation effective (Actual use) et la dynamique du capital naturel (Natural capital). Les descripteurs traditionnels des systèmes agricoles ont été ajoutés pour montrer que les variables constituent une combinaison complexe qui ne peut être réduite à l'une d'entre elles : le niveau d'intensité des intrants (Iintensity), le rendement relatif régional (Ryield), l'intensité de l'irrigation (Irrigation), de la fertilisation minérale (Fertilization), l'usage de pesticides (Pesticide), du travail du sol (Tillage), la présence de couverts intermédiaires longs (> 6 mois, Lcover) ou courts (< 6 mois, Scover), le taux de matière organique (SOM), le respect du cahier des charges de l'agriculture biologique (OA), ou de l'agriculture de conservation (CA) et la complexité de la rotation (indicateur combiné du nombre d'années et du nombre de cultures, RCI). 170
Figure 44. Diagram of effects of production level and input intensification on production variability in a crop/grassland system at the field level due to resource availability (water, nutrients) for a given climate and soil. Without fertilization or irrigation (bottom), the associated low yield (low biomass) results in low plant water demand that is usually met by soil water availability, and thus climate variability has little influence on yield dynamics. With fertilization alone (middle), the higher yield and biomass increases plant water demand, which makes yield dynamics more sensitive to climate variability. With fertilization and irrigation (top), the highest yield and biomass increase plant water demand, which is met by irrigation, which makes yield nearly insensitive to climate variability (when irrigation water is not limited). 180

Figure 45. Schéma d'une exploitation agricole diversifiée d'après la synthèse de littérature sur les bénéfices écologiques et économiques de ces éléments agroécologiques. Issu de Rosa-Schleich *et al.* (2019). 185
Figure 46. Représentation schématique des relations supposées entre les caractéristiques des agroécosystèmes, les propriétés émergentes et les mécanismes associés, les services écosystémiques supports de la production agricole et la résilience de l'agroécosystème. L'ampleur et le poids relatifs des relations reste à explorer. 191

LISTE DES ABBRÉVIATIONS PRINCIPALES

- MEA : Millenium Ecosystem Assessment
- SE : services écosystémiques
- EFESE-EA : Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques – volet Ecosystèmes Agricoles
- INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
- SEP : Services Ecosystémiques fournis pour la Production agricole
- ESF (équivalent anglophone de SEP) : Ecosystem Services provided to Farmers to produce
- AB : Agriculture Biologique
- AC : Agriculture Conventionnelle
- ACS : Agriculture de Conservation des Sols
- CRAGE : Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. Impact environnemental des activités humaines

1.1 Anthropocène et limites biophysiques planétaires

Le concept d'Anthropocène, popularisé au XXème siècle, décrit une nouvelle ère géologique, amorcée depuis la Révolution industrielle, durant laquelle l'influence des activités humaines sur la biosphère est devenue une force majeure capable de marquer la lithosphère (Lewis and Maslin, 2015). Si son utilisation et sa pertinence scientifique font débat (Chernilo, 2017), ce concept a la vertu de mettre en lumière l'importance et l'incidence globale des activités humaines sur l'environnement et de les positionner sur la scène des débats scientifiques, politiques et médiatiques (Hickmann *et al.*, 2018).

La révolution industrielle, liée à l'essor de la combustion d'énergie fossile et les déforestations massives dans certaines régions du monde sont désormais reconnues comme les principaux déterminants de l'accélération des changements climatiques observés (Diffenbaugh and Field, 2013; Edenhofer, 2015). Considérant les hypothèses sur l'accroissement de la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone (CO2), les mécanismes de rétroaction et les dynamiques exponentielles, les projections climatiques pour le siècle à venir prévoient l'augmentation des instabilités climatiques et un réchauffement global (Pachauri *et al.*, 2014; Xu *et al.*, 2020). Les ressources naturelles minières, comme le pétrole, le phosphore et le potassium, mais aussi d'autres ressources limitées à l'échelle locale, comme l'eau douce, subissent une surexploitation (Ellis, 2015) par rapport à leurs cycles de régénération. En outre, les écosystèmes sont affectés par l'industrialisation, la mondialisation, le changement d'usage des terres, l'urbanisation, et l'augmentation de la population mondiale (Foley *et al.*, 2005). Leurs communautés biologiques sont modifiées (Van Kleunen *et al.*, 2015) et leurs caractéristiques pédologiques et conditions biophysiques sont altérées. Ces modifications induisent des dynamiques inédites de changements de régimes de fonctionnement des écosystèmes (Scheffer *et al.*, 2001) et de diminution de la richesse fonctionnelle et spécifique des habitats (Newbold *et al.*, 2015).

Neuf limites biophysiques planétaires sont décrites par Rockström *et al.* (2009) pour lesquelles un « *safe operating space* » (c.-à-d. le seuil limite à ne pas franchir) permet de rendre compte des impacts des activités humaines durant l'Anthropocène. Parmi les activités humaines, le modèle d'agriculture industriel développé cette dernière décennie (Bullock *et al.*, 2017) est considéré comme une des forces majeures du franchissement critique de deux des neuf limites biophysiques planétaires. Ces deux limites sont la perte de biodiversité génétique et fonctionnelle et la perturbation des cycles biogéochimiques du phosphore et de l'azote (Campbell *et al.*, 2017 ; Figure 1). L'agriculture est aussi impliquée dans le changement des habitats, dans l'usage excessif de l'eau et dans les changements climatiques (Campbell *et al.*, 2017).

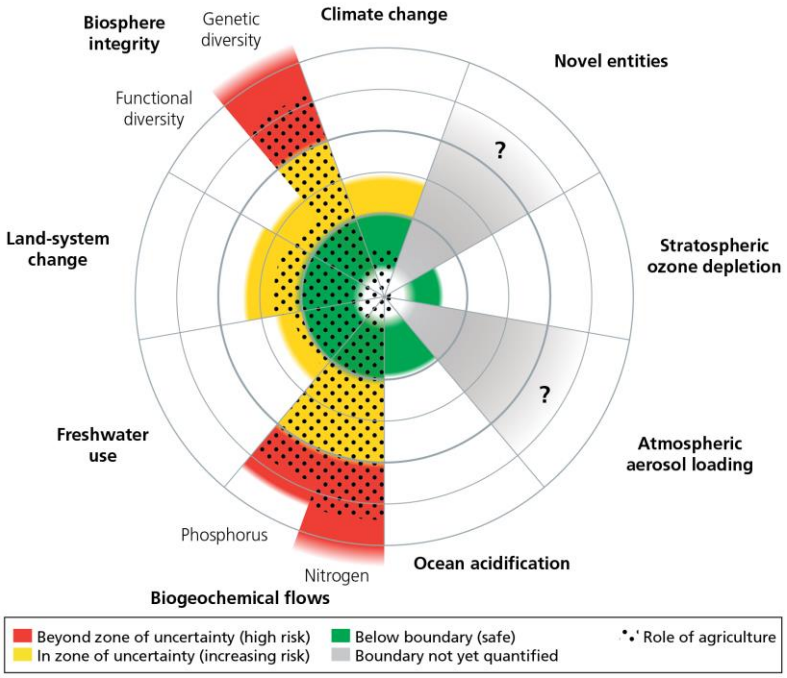


Figure 1. État des neuf limites biophysiques planétaires et rôle estimé des activités agricoles dans leur statut. Figure issue de Campbell *et al.* (2017).

L'agriculture « industrielle », c.-à-d. l'usage intensif d'intrants issus de la pétrochimie pour la production agricole (Frison and IPES-Food, 2016), a connu un essor fulgurant, permettant de tripler les rendements agricoles durant le dernier siècle (Foley *et al.*, 2011; Tilman *et al.*, 2011). L'uniformisation (taxonomique et génétique) des cultures, la simplification des paysages agricoles (Bianchi *et al.*, 2006) et la mobilisation de facteurs de production d'origine anthropique (c.-à-d. sélection génétique, irrigation, fertilisants synthétisés ou extraits, pesticides et énergie fossile ; (van Ittersum and Rabbinge, 1997)) (Tilman *et al.*, 2002) ont permis de déplafonner les rendements (Bowler, 2002) mais ont fortement modifié les sols, le cycle de l'eau (Shiklomanov and Rodda, 2004), les cycles biogéochimiques (Cordell and White, 2014), le climat (Vermeulen *et al.*, 2012) et la biodiversité (Newbold *et al.*, 2015). Plus précisément, ces pratiques agricoles ont eu pour conséquences des phénomènes d'eutrophisation (Cordell *et al.*, 2009), de pollution des eaux souterraines (Bodirsky *et al.*, 2014), d'émission de gaz à effet de serre (Smith *et al.*, 2008), d'érosion physique des sols (Gomiero *et al.*, 2011), de déclin du taux de matière organique, de dépendance à des ressources non renouvelables (Tilman *et al.*, 2002), de pénurie d'eau disponible pour les écosystèmes (Falkenmark and Rockström, 2006), de salinisation des sols (Foley *et al.*, 2011; Gomiero *et al.*, 2011), d'érosion de la biodiversité aérienne et tellurique (Geiger *et al.*, 2010; Tscharntke *et al.*, 2005) et par conséquence, et plus généralement, la dégradation des services écosystémiques (Bianchi *et al.*, 2006; Bommarco *et al.*, 2013a; Tscharntke *et al.*, 2005).

1.2 Services écosystémiques

Le concept de « service rendu par la nature » a été introduit pour la première fois en 1970 dans le rapport de l'étude SCEP (*Study of Critical Environmental Problems*) qui présentait les impacts environnementaux des activités humaines (Baveye *et al.*, 2016). Dans la sphère scientifique, le concept a été principalement diffusé par deux publications majeures traitant, d'un côté, de la conservation de la biodiversité (Daily, 1997) et, de l'autre, de l'évaluation monétaire des écosystèmes à l'échelle mondiale (Costanza *et al.*, 1997). Suite au sommet international de l'Evaluation pour le millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment* - MEA, 2005), le concept de services écosystémiques (SE) a été plus largement adopté dans les sphères publiques (Fisher *et al.*, 2009) et a été défini par : « *the benefits people obtain from ecosystems* ». Dans le MEA, l'objectif était d'évaluer, sur des fondements scientifiques, l'ampleur et les conséquences des changements des écosystèmes fournissant des services écosystémiques indispensables aux humains. Ce concept permet ainsi d'identifier les processus écologiques valorisés activement ou passivement par les humains pour leur bien-être (Fisher *et al.*, 2009). Il s'inscrit dans une vision anthropocentrée du monde et, de ce fait, il fait l'objet d'un débat épistémologique (Maris, 2014). Depuis, la notion de services écosystémiques a constitué le point de départ ou s'est diffusée au sein de nombreuses arènes internationales telles que la Convention sur la biodiversité biologique (CDB), l'Agenda 2030 de l'ONU ou encore la mise en place de l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES). En 2009, une proposition de classification internationale des services écosystémiques (*Common International Classification for Ecosystem Services* - CICES) a été développée (Haines-Young and Potschin, 2012) et est régulièrement mise à jour (Haines-Young and Potschin, 2018). En écho à ces dynamiques, l'Union Européenne a défini sa « Stratégie de la biodiversité pour 2020 » et a lancé le programme et groupe de travail « *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* » (MAES). Ce dernier incite les Etats membres à réaliser une évaluation fine des SE sur leur territoire national et leur apporte un appui méthodologique (European commission, 2006; Maes *et al.*, 2013). En France, depuis 2012, la déclinaison de ce programme est réalisée via le programme « Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques » (EFESE) Dans le cadre de cette évaluation, déclinée en six écosystèmes types, l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) a été mandaté pour conduire le volet « écosystèmes agricoles » (EFESE-EA). Celui-ci est spécifiquement dédié à la production de connaissances sur le fonctionnement des espaces agricoles afin d'éclairer les politiques publiques sur la diversité et le niveau des services écosystémiques fournis par ces milieux (Therond *et al.*, 2017b).

Les définitions du concept de SE ont évolué au fil du temps et sont toujours nombreuses actuellement, entre autres du fait de divers points de vue disciplinaires (écologie, économie… ; Braat and de Groot, 2012). On peut néanmoins dissocier deux grands types de définitions : soit les SE correspondent à des éléments de structure ou à des processus écologiques dont sont dérivés des avantages pour le(s) bénéficiaire(s) (Fisher *et al.*, 2009; Therond *et al.*, 2017b), soit les SE correspondent aux avantages eux-mêmes, comme défini dans le MEA (2005). La classification par le CICES, le travail de conceptualisation du MAES ainsi que le cadre conceptuel de (Nelson and Daily, 2010) convergent avec le premier type de définition et ont été le point de départ du cadre conceptuel proposé dans EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b).

Considérant que la définition des SE dépend des bénéficiaires considérés (Fisher *et al.*, 2009), deux grands types de bénéficiaires sont maintenant classiquement distingués dans le domaine de l'agriculture : les agriculteur·rices (*i.e.* les gestionnaires de l'écosystème) et la société (Therond *et al.*, 2017b; Zhang *et al.*, 2007). Cette distinction de deux types de bénéficiaires conduit à distinguer deux grands types de SE : (i) les SE fournis à la société tels que les services culturels (comme définis dans le MEA 2005), de régulation des condition de vie des humain·es et de préservation d'options envisageables pour leur survie (Nelson and Daily 2010) et (ii) les SE fournis au gestionnaire de l'écosystème c.-à-d. qui supportent la production de biens consommables issus des activités agricoles (par exemple les régulations biologiques (Bommarco *et al.*, 2013a; Duru *et al.*, 2015b; Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007)). Cette distinction permet d'expliciter le fait que les écosystèmes agricoles (i.e. agroécosystèmes) sont à la fois dépendants de la fourniture de SE pour la production agricole et déterminent la fourniture des SE à la société (Therond *et al.*, 2017b).

Dans cette approche, les services écosystémiques fournis au gestionnaire de l'écosystème sont considérés comme des facteurs de production substituables par les intrants anthropiques et vice versa (Figure 2). Cette conceptualisation des SE fournis à la Production agricole (SEP) permet de préciser, sans ambiguïté, le fait que la production de biens agricoles est déterminée à la fois par les intrants anthropiques et par ces SEP (Bengtsson, 2015). En effet, comme les intrants anthropiques, les SEP réduisent les facteurs limitants la croissance des cultures (*i.e.* comme le climat, la disponibilité en nutriments pour la culture, les ravageurs) : par exemple, le SEP de fourniture de nutriments par le sol peut pallier les carences nutritionnelles à l'instar des fertilisants minéraux synthétisés (Coomes *et al.*, 2019; Duru *et al.*, 2015b; van Ittersum and Rabbinge, 1997) (Figure 2).

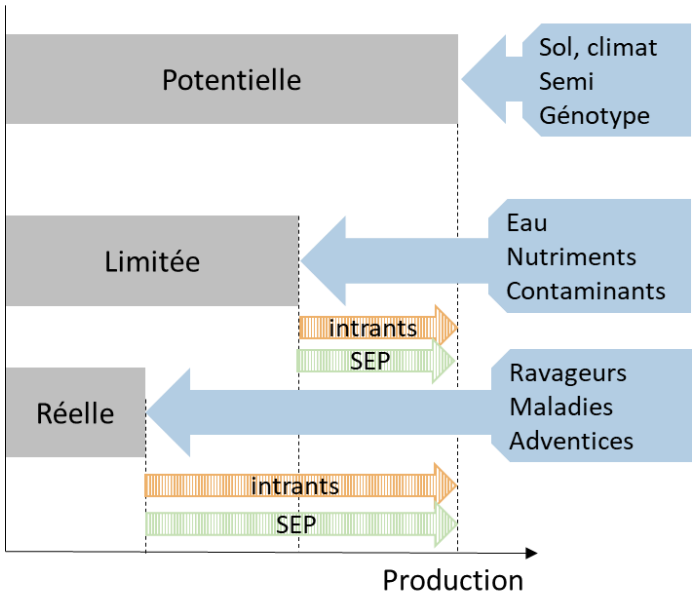


Figure 2. Représentation schématique des effets des deux grands types de facteurs de production, intrants anthropiques et services écosystémiques fournis à la production (SEP), qui permettent de limiter l'effet des facteurs réducteurs (tels que les ravageurs par exemple). Ces derniers déterminent le niveau de production réel, limité et potentiel. Adaptée de van Ittersum and Rabbinge (1997) dans EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b).

Cette conceptualisation du rôle des intrants et des SEP dans la production agricole a conduit à ce que dans EFESE-EA cette dernière soit considérée comme un bien tangible et stockable (Nelson and Daily, 2010) et non pas comme un SE d'approvisionnement (Therond *et al.*, 2017b). Autrement dit, dans cette conceptualisation, la production de biens agricoles est dépendante de l'effet combiné des intrants et des SEP (Figure 3).

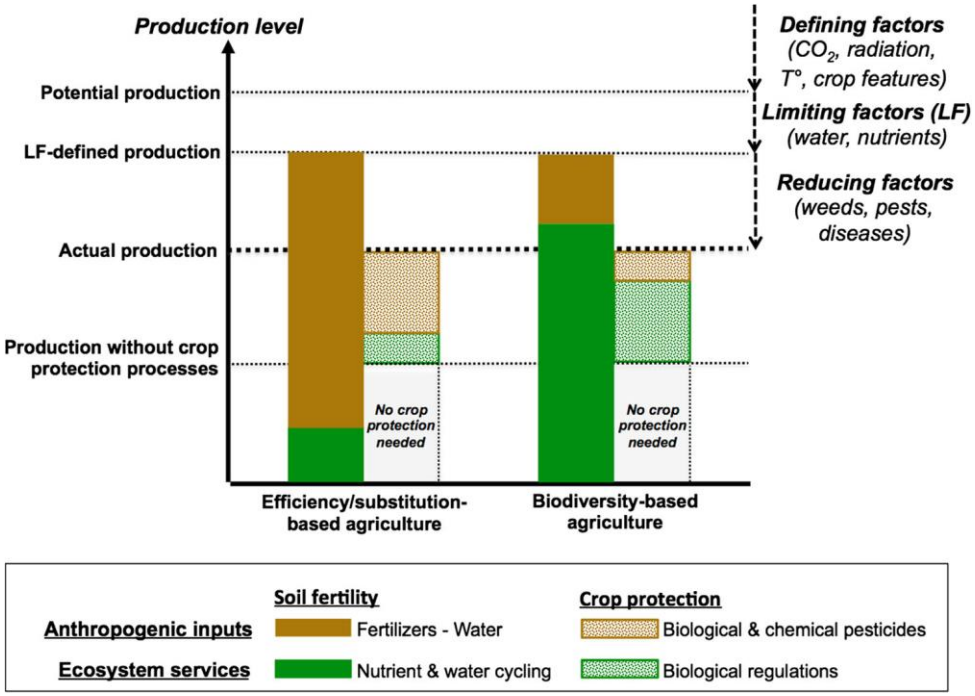


Figure 3. Conceptualisation de la contribution des intrants anthropiques et des services écosystémiques à la production agricole (SEP) pour deux formes d'agriculture (basée sur l'efficience des intrants anthropiques ou la biodiversité, et donc les SEP) ayant un même niveau de production. Les intrants anthropiques et les SEP peuvent contrôler ou réduire l'impact des facteurs limitants (eau, nutriments) ou réduisants (pression biotique) la production. La légende indique la nature des intrants dans les deux formes qui assurent la fertilité du sol et la protection des cultures. Figure extraite de Duru *et al.* (2015).

Dans la continuité des travaux conduits dans EFESE-EA, nous considérons ci-après les éléments suivants :

- les SE correspondent à des éléments de structure ou à des processus écologiques dont sont dérivés des avantages pour le(s) bénéficiaire(s) ;
- la production agricole est conceptualisée comme un bien ;
- nous considérons deux grands types de bénéficiaires : l'agriculteur·rice et la société.

Parmi les SE traités dans l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b)(Table 1), nous avons retenu les SEP suivants : pollinisation des espèces cultivées, régulations des graines d'adventices, des insectes ravageurs, des maladies (ajouté), stabilisation des sols et contrôle de l'érosion, structuration du sol, rétention et restitution de l'eau aux plantes cultivées par le sol, fourniture d'azote et de phosphore minéral aux plantes cultivées.

Services écosystémiques fournis aux agriculteur·ices	**Services écosystémiques fournis à la société**
Structuration du sol	Régulation du climat global
Fourniture de N minéral	Atténuation naturelle des pesticides
Fourniture d'autres minéraux	Régulation de la qualité de l'eau
Rétention et restitution de l'eau bleue aux plantes cultivées	Stockage et restitution de l'eau bleue
Régulation des insectes ravageurs	Potentiel récréatif sans prélèvement
Régulation des graines d'adventices	Potentiel récréatif avec prélèvement
Pollinisation des espèces cultivées	
Stabilisation des sols	

Table 1. Services écosystémiques selon leur type de bénéficiaire proposés et étudiés dans l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b).

Il est important de noter que contrairement aux écosystèmes « naturels », les agroécosystèmes sont gérés par les humains pour une finalité principale de production agricole au travers des pratiques agricoles. Ils présentent ainsi des interactions fortes entre processus écologiques et sociotechniques (Conway, 1987; Gliessman, 2004; Robinson *et al.*, 2012; Swift *et al.*, 2004 ; Figure 4). Dans l'agroécosystème, deux types de biodiversité en interaction sont distingués : la biodiversité planifiée par les gestionnaires (*i.e.* plantes semées et animaux introduits) et la biodiversité associée, composée des organismes non-introduits et dépendants de la configuration et de la composition spatiotemporelle de l'agroécosystème et des écosystèmes adjacents (Duru *et al.*, 2015b; Kremen and Miles, 2012a; Tscharntke *et al.*, 2005). Le niveau de fourniture des SE par les agroécosystèmes dépend de l'état de leur structure (par exemple de la biodiversité) et de l'interaction entre le climat, les processus écologiques et des pratiques agricoles (Therond *et al.*, 2017b). Aussi, les dégradations de l'environnement mentionnées ci-avant impactent la fourniture des SE. Par exemple, l'impact de l'usage des insecticides systémiques sur le SE de pollinisation des plantes cultivées (Brittain and Potts, 2011) a conduit à une suspension de l'utilisation de trois néonicotinoïdes par la Commission européenne en 2013 (EFSA, 2013).

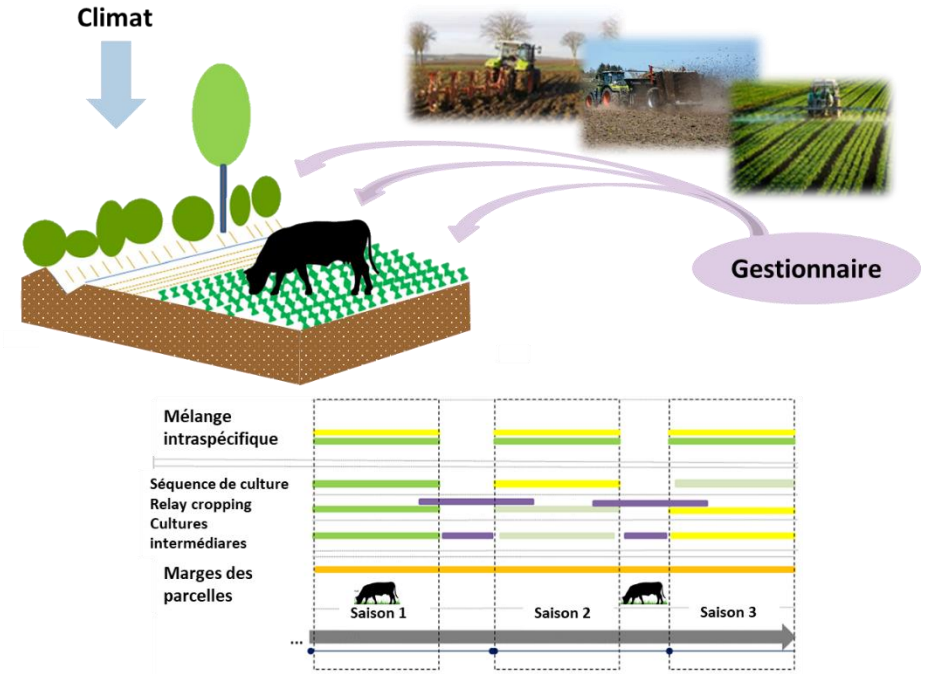


Figure 4. Schéma de l'agroécosystème désignant l'écosystème en interaction avec le système socioéconomique et le climat. Les gestionnaires définissent la composition et la configuration spatiale et temporelle des couverts végétaux et des animaux d'élevage. Adapté de Gaba *et al.* (2015) dans Therond *et al.* (2017b).

2. De nouvelles formes d'agriculture

L'impact des activités agricoles sur leur environnement à l'échelle globale mais aussi locale questionne la durabilité du modèle de production industriel encouragé depuis les dernières décennies dans certaines régions (Chaudhary *et al.*, 2018). La capacité de ce modèle d'agriculture à alimenter 9 milliards de personnes d'ici 2050 (Godfray *et al.*, 2010) est vivement mise en doute. Frison and IPES-Food, 2016 mentionnent ainsi que: « modern agriculture is failing to sustain the people and resources on which it relies, and has come to represent an existential threat to itself ». Du point de vue de l'alimentation, la modification des régimes alimentaires vers des régimes moins carnés et plutôt basés sur des protéines végétales semble prometteuse (Tilman and Clark, 2014). Mais du point de vue agronomique, les pratiques agricoles sont à redéfinir pour atteindre les objectifs de durabilité tels qu'ils sont formulés par les Etats membres des Nations unies dans l'Agenda 2030 (SDG, 2015). Pour répondre aux enjeux de dépendance aux ressources non renouvelables et d'impact de l'agriculture sur l'environnement et sous l'impulsion de crises agricoles, environnementales et sociétales, les dernières décennie ont vu émerger de nouvelles « formes d'agriculture » (Therond *et al.*, 2017a). Par forme d'agriculture, on désigne un ensemble de systèmes de production agricole aux fonctionnements biotechniques similaires (par exemple les pratiques agricoles, principes de gestion ect.) (*ibid.*).

2.1 Répondre aux enjeux socio-environnementaux

Plusieurs formes emblématiques d'agriculture se sont développées en France et en Europe. Ainsi, depuis les années 2000, en France, en même temps que la médiatisation des effets des pesticides sur la santé humaine et sur la santé des écosystèmes, les produits issus de l'agriculture biologique (AB) sont de plus en plus consommés par les ménages français (France Agrimer, 2106b). L'agriculture biologique est soutenue depuis 1998 par des politiques publiques qui visent à augmenter les surfaces cultivées en AB pour atteindre 15% de la surface agricole utile en 2022 (Le Foll, 2017; Leroux, 2015; Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2018). Pour les cultures, le cahier des charges français de l'AB impose de produire sans produits chimiques de synthèse et sans organismes génétiquement modifiés. Bien que cela dépende des organismes et des territoires/paysages, l'AB est globalement associée à une plus grande diversité et une plus grande abondance d'espèces (oiseaux, insectes prédateurs, organismes du sol, plantes) (Bengtsson *et al.*, 2005). Cependant, les systèmes certifiés « Agriculture biologique », souvent opposés aux systèmes conventionnels (« Agriculture conventionnelle » AC) , englobent un large éventail de systèmes agricoles avec différents degrés de diversification et différentes pratiques agricoles, et donc, de performances associées (Freyer and Bingen, 2015; Reeve *et al.*, 2016; Seufert *et al.*, 2012). La dénomination « AB » n'est donc suffisante pour caractériser la diversité des fonctionnements biotechniques des systèmes agricoles correspondants, ce qui pose des problèmes méthodologiques de comparaison des performances des systèmes (Kirchmann *et al.*, 2016).

L'agriculture de conservation des sols (ACS) s'est initialement développée pour pallier des problématiques de fortes érosions (voir la description du « Dust Bowl » par J. Steinbeck dans « Les raisins de la colère ») en favorisant la couverture permanente des sols avec des cultures intermédiaires et des techniques de semis direct sous couvert (Mitchell *et al.*, 2019). Par la suite, l'agriculture de conservation a été officiellement définie en 2008 par la FAO comme « un système cultural qui favorise une perturbation mécanique des sols minimale (pas de travail du sol), le maintien d'une couverture permanente du sol, et la diversification des espèces végétales » (Pittelkow *et al.*, 2015a; FAO, 2021). La mise en place de ces trois principes vise à stimuler la biodiversité et les processus écologiques édaphiques dont sont dérivés des services écosystémiques liés aux cycles de l'eau, des nutriments et du carbone (Chabert and Sarthou, 2020). L'ACS présente des intérêts (i) socio-économiques, par la réduction des interventions culturales, surtout de travail du sol, (ii) agronomiques, par la stimulation de la fourniture en services écosystémiques, et (iii) environnementaux, par la réduction de la consommation d'énergies fossiles et d'impact environnementaux tels que l'érosion ou la perte de biodiversité du sol. Pour autant, l'ACS présente des inconvénients quant à la mise en œuvre technique de ces 3 principes, qui ne sont parfois pas réalisés de concert (Pittelkow *et al.*, 2015a) et qui requièrent parfois des herbicides systémiques à haut impact environnemental pour la destruction des couverts végétaux et la gestion des adventices sans travail du sol (Chauhan *et al.*, 2012).

De nombreuses autres formes d'agriculture ont émergé durant cette période. On parle ainsi d'agriculture « biodynamique », « extensive », « de précision », « intégrée », « régénérative ». Il est question aussi de systèmes « agroécologiques », « d'intensification écologique » et « d'intensification durable » (Garbach *et al.*, 2017a; Therond *et al.*, 2017a). Comme pour l'AB, ces formes d'agriculture sont définies de manière ambigüe et peu spécifique recouvrant ainsi une diversité de fonctionnements biotechniques et de performances (Therond *et al.*, 2017a). Elles sont aussi difficilement comparables les unes aux autres car certaines se définissent relativement à la nature des technologies mises en œuvre (par exemple l'agriculture de précision) tandis que d'autres le sont relativement à la nature des intrants (par exemple l'AB) ou encore à la nature des processus promus (par exemple l'agriculture intégrée). L'évaluation et la comparaison des performances de ces types de systèmes agricoles ou de ces formes d'agriculture ne peuvent donc pas être réalisées sur la seule base des dénomination utilisées (*ibid.*). Dans un objectif d'identification de formes d'agriculture plus durables et résilientes, il y a donc besoin d'une approche renouvelée de la caractérisation de la diversité observée des systèmes agricoles (Therond *et al.*, 2017a; Wezel *et al.*, 2015).

2.2 Redéfinir les formes d'agriculture

Toutes ces nouvelles formes d'agriculture convergent sur la diminution de l'utilisation des intrants industriels (c.-à-d. issus de la pétrochimie ou de l'extraction minière). Trois grandes voies de progrès peuvent être identifiées (Duru *et al.*, 2015b; Therond *et al.*, 2017a). La première vise à augmenter l'efficience des intrants chimiques via l'utilisation de technologies de précision et de robotisation permettant d'optimiser les apports spatiotemporels de ces intrants (Rains *et al.*, 2011). La deuxième se base sur le remplacement de tout ou une partie des intrants chimiques par des intrants biologiques (par exemple les stimulateurs de croissance, de la vie du sol ou de santé des plantes, l'introduction d'organismes, les biopesticides) pour diminuer l'impact néfaste de certaines pratiques agricoles sur la biodiversité et la santé humaine. Ces deux premières voies, parfois qualifiées d' « intensification écologique » (Hochman *et al.*, 2013), ne remettent pas en cause la simplification ni la standardisation des systèmes agricoles industriels.

La troisième, en rupture avec le modèle de production industriel, parfois qualifiée d' « écologiquement intensive » (Bonny, 2011), est basée sur le développement et la gestion de la biodiversité pour assurer le développement des services écosystémiques (Kremen and Miles, 2012a) supports de la production agricole et ainsi, réduire fortement l'utilisation des intrants externes. L'enjeu pour ces nouvelles formes d'agriculture basées sur l'usage des SEP est de régénérer la structure et les fonctionnements biologiques des agroécosystèmes qui ont été fortement dégradés par des décennies d'agriculture industrielle (Bommarco *et al.*, 2013a; Nyström *et al.*, 2019). Pour cela, la connaissance du fonctionnement des écosystèmes est déterminante afin d'évaluer les niveaux de SEP potentiels (Bastian *et al.*, 2012), mais aussi réellement utilisés (Schröter *et al.*, 2014), et d'encourager les processus à l'origine de la fourniture de SEP désignés comme le capital naturel (Dominati *et al.*, 2010; Kleijn *et al.*, 2019a).

Afin de dépasser les limites des dénominations recouvrant une grande diversité de systèmes (par exemple l'AB, ACS) et de qualifier ces trois voies vers une agriculture plus vertueuse, Therond *et al.* (2017a) proposent de caractériser les différentes formes d'agriculture du point de vue biotechnique selon le niveau de SEP qu'elles mobilisent pour la production agricole, et ce, relativement et de manière combinée avec le niveau d'intrants anthropiques utilisés (Figure 5). Cela permet de distinguer les systèmes basés sur les SEP qui dépendent de la qualité des processus écologiques les sous-tendant des systèmes basés sur les intrants qui dépendent de l'utilisation de technologie, d'énergies fossiles et d'investissement financier (Rist *et al.*, 2014). Cette prise en compte du poids relatif des SEP et des intrants anthropiques dans le processus de production agricole permet d'éviter les dichotomies simplistes de comparaison de systèmes du type AB vs. AC (*ibid.*).

	Main objectives	Main features of farming systems and practices
Chemical input-based farming system	-Increase input efficiency and decrease pollutions -Often associated with "sustainable intensification"	-Specialised farms with standardised practices in simplified crop sequences (few crops or monoculture) based on external chemical inputs -Landscape features imposed by environmental regulations
Biological input-based farming system	-Decrease impacts on biodiversity and human health by replacing some or all chemical inputs with biological inputs	-Specialised farms with standardised practices in simplified crop sequences (few crops or monoculture) based on external biological inputs -Landscape features imposed by regulations -Possible integration with livestock
Biodiversity-based farming system	-Development and management of biodiversity to increase ecosystem services and decrease external inputs -Often associated with "(agro)ecological intensification"	-Diversified farms with site-dependent agro-ecological practices in diversified crop sequences -Non-crop habitats to increase ecosystem services (in compliance with regulations) -Possible deep integration with livestock in "integrated crop-livestock systems"

Figure 5. Caractérisation biophysique des formes d'agriculture selon un gradient bidirectionnel de services écosystémiques à la production (SEP) et d'intrants anthropiques (« externes ») mobilisés pour la production agricole. Trois formes d'agriculture types sont détaillées : « basée sur les intrants chimiques », « basée sur les intrants biologiques », « basée sur la biodiversité ». Figure extraite de Therond *et al.* (2017a).

2.3 Évaluer les services écosystémiques à la production

Depuis l'essor de l'intérêt pour les SE, il existe un nombre croissant d'études traitant de leur évaluation, de leur cartographie, et de l'identification de leurs déterminants. Ces études portent principalement sur les SE d'approvisionnement, de régulation de la quantité d'eau et du climat et de SE récréatifs et de tourisme, et ce, à l'échelle locale, régionale ou nationale (Malinga *et al.*, 2015). Les SEP sont peu considérés dans ces travaux.

Parmi les méthodes d'évaluation des SEP à l'échelle de l'agroécosystème, trois grands types d'approches peuvent être distingués :

- l'utilisation de modèles précis (par exemple de croissance des cultures comme STICS (Therond *et al.*, 2017b), d'érosion du sol comme RUSLE (Panagos *et al.*, 2015)) ;
- les expérimentations et relevés en plein champ pour directement évaluer le niveau de SEP (par exemple avec des cartes de prédation, Boeraeve *et al.*, 2020; Petit *et al.*, 2017) ;
- l'évaluation indirecte de SEP via l'utilisation d'indicateurs de l'état des déterminants biophysiques de ceux-ci tels que l'abondance ou la diversité taxonomique ou fonctionnelle des organismes support des SEP comme des pollinisateurs (par exemple Potts *et al.* (2009) ou des auxiliaires des cultures (par exemple Dainese *et al.* (2019), les caractéristiques du paysage (par exemple Burkhard *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2019a) ou encore la teneur en matière organique (par exemple Vogel *et al.* (2019)). Deux grands types déterminants peuvent être distingués ici : ceux modifiables via les activités humaines telles que les pratiques agricoles, c.-à-d. « gérables », et ceux relevant de propriétés « inhérentes », c.-à-d. non modifiables, comme par exemple la texture des sols (Vogel *et al.*, 2019).

Sans chercher à évaluer les SEP spécifiquement, d'autres études évaluent la qualité du sol ou encore le niveau de biodiversité, ce qui fournit une indication sur la capacité de l'agroécosystème à fonctionner et à fournir des SEP. Par exemple, van Leeuwen *et al.* (2019a) proposent une évaluation des fonctions remplies par la biodiversité du sol par 34 attributs-proxy (caractéristiques pédoclimatiques, de pratiques agricoles, de configuration et composition et de traits biologiques) de l'agroécosystème dans des prairies et des grandes cultures. Ils proposent une agrégation basée sur l'expertise de ces attributs (modèle DEXi). Sur le même principe, à l'échelle de l'exploitation agricole, Birrer *et al.* (2014) démontrent la capacité prédictive, en Suisse, de 32 indicateurs de pratiques agricoles et de caractéristiques du paysage vis-à-vis de 19 mesures de la biodiversité. Toujours en Suisse, Lüscher *et al.* (2017a) montrent aussi l'intérêt de l'évaluation par analyse de cycle de vie (*Life Cycle Assessment*) de la biodiversité en comparaison avec des relevés d'espèces.

Ces études, ainsi que celles qui évaluent les SEP, ne portent généralement que sur un ou quelques SEP (Malinga *et al.*, 2015). En d'autres termes, la majorité des d'études n'appréhendent pas le bouquet des SEP (Wam, 2010). De plus, l'application de certaines méthodes proposées précédemment peut être difficile à mettre en œuvre du fait des besoins en connaissances scientifiques (par exemple sur l'effet des SEP sur la production), de la complexité des méthodes (par exemple un modèle de culture dynamique) ou des données et moyens nécessaires (par exemple des expérimentations, modélisation).

3. Menaces sur les systèmes agricoles

Si les SEP permettent d'envisager la réduction ou le remplacement des intrants anthropiques néfastes à l'environnement en favorisant les formes d'agriculture basées sur les SEP, les menaces qui pèsent et pèseront sur les systèmes agricoles viennent ajouter des contraintes à considérer dans l'analyse de la durabilité des systèmes agricoles, et ce, quelles que soient les formes d'agriculture impliquées.

3.1 Changements climatiques

Si les systèmes agricoles ont une responsabilité dans les changements climatiques observés et à venir (Introduction 1.1), ils sont aussi particulièrement impactés par ces changements du fait de la dépendance forte de la production primaire, voire secondaire, aux conditions climatiques et biotiques.

Globalement, les analyses des effets potentiels des projections climatiques sur les rendements des cultures, toutes choses égales par ailleurs, prévoient des réductions importantes dans la plupart des régions du monde et une augmentation de leur variabilité dans la plupart des scénarios, même parmi les plus optimistes (Challinor *et al.*, 2014; Gaupp *et al.*, 2019) (Figure 6). L'augmentation des températures et des sécheresses durant la floraison, des épisodes de gel printanier tardif, de la propagation de ravageurs et pathogènes (Deutsch *et al.*, 2018), de précipitations intenses entraînant des inondations sont autant de phénomènes biophysiques liés aux changements climatiques qui peuvent et pourront impliquer des pertes de production (Zampieri *et al.*, 2020b). Par ailleurs, l'augmentation projetée de la fréquence de ces stress, dont les effets peuvent se combiner et s'alimenter, conduira à une diminution de la prédictibilité des conditions biophysiques de production et donc à une prise de risque plus importante pour les agriculteur·rices (Cohen *et al.*, 2021).

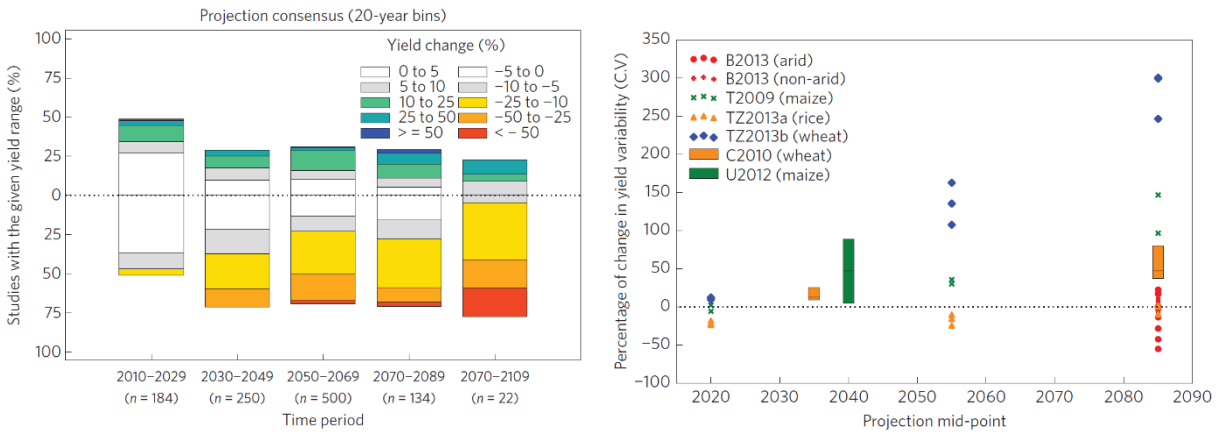


Figure 6. (Gauche) Projection de l'évolution du rendement des cultures en fonction du temps pour toutes les cultures et toutes les régions (n = 1,090 d'après 42 études) sous différents scénarios. (Droite) Projection de l'évolution du coefficient de variation (%) du rendement des cultures en fonction du temps pour quelques études. Figures issues de Challinor *et al.* (2014).

Le saviez-vous ?

Il existe une possibilité pour les plantes d'acquérir une résistance transgénérationnelle aux stress biophysiques (Holeski *et al.*, 2012) par épigénétique, par exemple par méthylation de l'ADN (Chang *et al.*, 2020). Malheureusement, dans le modèle agricole industriel, la plupart des plantes cultivées ne sont pas reproduites sur les exploitations agricoles et donc sont dénuées de mémoire transgénérationnelle et d'adaptation au pédoclimat local (Thorogood *et al.*, 2020).

3.2 Épuisement des ressources

Le modèle agricole industriel base le processus de production sur l'utilisation intensive de ressources fossiles et minières dont la disponibilité future est incertaine, voire menacée. Il est estimé que 3 kcal d'énergies fossiles sont consommées pour la production d'1 kcal d'énergie alimentaire (y compris la transformation alimentaire) dans les systèmes agricoles industriels (Verma, 2015) et ce, grâce à la disponibilité de combustibles fossiles bon marché (Tilman *et al.*, 2002). Un tiers de l'énergie consommée sur chaque exploitation agricole est utilisée pour la mécanisation, le séchage ou encore l'irrigation. Les 2/3 restants correspondent à une consommation indirecte par la production de fertilisants (dont 1/3 pour l'azote synthétisé), de matériels et de transport (Fluck, 2012). Déjà en 1973, Pimentel *et al.* alertaient sur la dépendance des systèmes agricoles des U.S.A. aux combustibles fossiles (à 80% du pétrole ou gaz naturel) pour assurer les travaux agricoles. Depuis 2008, l'International Energy Agency reporte une stagnation de l'extraction du pétrole conventionnel et prévoit une contraction de la fourniture (IEA, 2018). La production d'engrais azotés via le procédé d'Haber-Bosch consomme 3 à 5% de la production annuelle mondiale de gaz naturel (Wang *et al.*, 2018) alors que les ressources en gaz naturel deviennent de moins en moins accessibles (Word Energy Council, 2013).

Ces potentielles limitations futures concernent aussi les ressources minières utilisées comme fertilisants des cultures ou correcteurs des caractéristiques du sol, comme le phosphore, le potassium ou la chaux, dont l'extraction requiert en plus du pétrole (Chowdhury *et al.*, 2017), ou encore les sous-produits de l'exploitation pétrolière comme le soufre (Zheljazkov *et al.*, 2008).

Le développement du modèle agricole industriel a aussi été soutenu par le développement de l'irrigation pour assurer le besoin en eau des cultures (James, 1988). En France, par exemple, l'irrigation agricole représente la moitié de l'eau douce prélevée annuellement, et les prélèvements sont concentrés durant l'été, période coïncidant avec celles des étiages naturels des cours d'eau (Observatoire des territoires, 2009). Dans beaucoup de régions du monde, les volumes des nappes phréatiques sollicitées par l'irrigation sont en déclin (Schwartz and Ibaraki, 2011). La diminution tendancielle des ressources en eau de surface et souterraine, liées aux changements climatiques et à leur surutilisation, exposent les systèmes basés sur l'irrigation à une augmentation des impossibilités physiques, surcoûts ou restrictions de pompage durant les périodes critiques de croissance des cultures (Rad *et al.*, 2020).

3.3 Volatilité des prix

La dépendance du modèle agricole industriel aux intrants industriels l'expose et le rend sensible aux fluctuations de leurs prix qui dépendent de l'état des gisements, des spéculations économiques et des évènements géopolitiques (Kaltalioglu *et al.*, 2011; Lécuyer *et al.*, 2014). Les activités de production agricole sont également impactées par la variabilité des prix des produits eux-mêmes. Ces différents prix sont volatiles car ils sont négociés sur le marché économique mondial et dépendent ainsi des productions et spéculations mondiales (Gilbert and Morgan, 2010; Headey and Fan, 2008; Figure 7). La concurrence entre les régions productrices du monde complexifie et induit des variations de prix imprévisibles et potentiellement importantes. Ainsi, les marchés qui ont été protégés par le passé, comme par exemple celui du lait via les quotas laitiers supprimés le 1er avril 2015 en Europe, subissent depuis leur libéralisation une plus grande volatilité des prix (Baldursson and Nils-Henrik, 2012). Des études commencent à démontrer l'impact des politiques agricoles, comme la Politique Agricole Commune des membres de l'Union Européenne, ou la mise en place d'outils de stabilisation du revenu, sur la robustesse et l'adaptabilité des systèmes agricoles et de leur revenu (Buitenhuis *et al.*, 2020; Castañeda-Vera and Garrido, 2017).

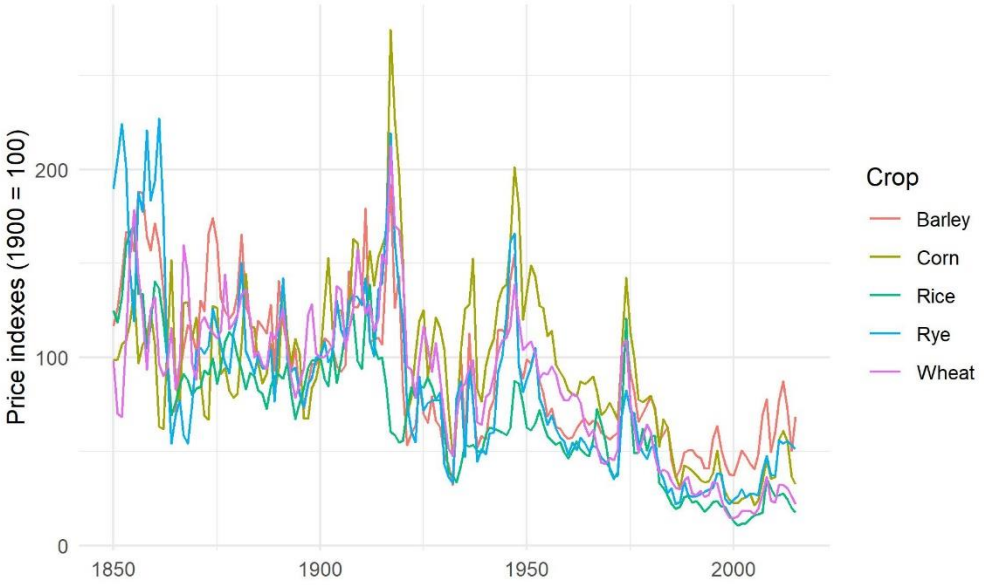


Figure 7. Évolution des prix de vente mondiaux des cultures d'orge, maïs, riz, seigle et blé (1850-2015) sous forme d'indices de prix par rapport aux prix réels de 1900 d'après les données de Jacks (2013).

4. Faire face : résilience ou vulnérabilité ?

L'exposition présente et future des différentes formes d'agriculture aux perturbations climatiques et économiques questionne leur capacité à y faire face et à persister dans le temps (Therond *et al.*, 2017a). La prise en compte de ces changements à venir dans l'élaboration des stratégies d'évolution des systèmes agricoles est au cœur des débats de la communauté scientifique agronomique et agroécologique (Peterson *et al.*, 2018). Il en résulte une multiplicité de points de vue concernant l'enjeu des systèmes agricoles à « faire face » aux perturbations, illustrée par la multiplicité des concepts, des définitions et cadres conceptuels associés : résilience, vulnérabilité, robustesse, flexibilité, intégrité, résistance, capacité d'adaptation, stabilité (Urruty *et al.*, 2016). Ces concepts convergent dans le sens où ils traitent tous de la dynamique des systèmes face à des perturbations identifiées ou non (latentes) (Urruty *et al.*, 2016).

4.1 Définitions usuelles

Il ne s'agit pas ici de reprendre l'historique de l'émergence de ces concepts, ni de leur utilisation dans les différents domaines scientifiques, et encore moins de présenter l'exhaustivité des définitions et cadres conceptuels existants. Il existe plusieurs articles très bien documentés à ce sujet (par exemple Gallopín, 2006; Miller *et al.*, 2010; Mumby *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2003; Urruty *et al.*, 2016). Aussi, cette section vise à présenter les définitions usuelles des principaux concepts qui seront ensuite mentionnés dans la thèse : résilience, vulnérabilité, robustesse (Mumby *et al.*, 2014), stabilité et résistance (Urruty *et al.*, 2016).

Le concept de résilience, popularisé en 1973 par Crawford Stanley Holling (Holling, 1973), est désormais solidement ancré dans le vocabulaire scientifique (pour l'agriculture, voir (Peterson *et al.*, 2018), politique (par exemple le nom de mission des forces armées françaises) et public (par exemple l'adjectif décrivant les populations face à la crise sanitaire COVID-19). En 2014, ce concept a été défini par le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC) par « the capacity of social, economic, and environmental systems to cope with a hazardous event or trend or disturbance, responding or reorganizing in ways that maintain their essential function, identity, and structure, while also maintaining the capacity for adaptation, learning, and transformation ». Le Stockholm Resilience Center définit la resilience comme « the capacity of a system […] to deal with change and continue to develop ». Récemment, le projet de recherche européen Towards SUstainable and REsilient EU FARMing systems (SURE-Farm) a proposé une définition de la résilience pour les systèmes agricoles et déploie un cadre méthodologique associé : « ability to ensure the provision of the system functions in the face of increasingly complex and accumulating economic, social, environmental and institutional shocks and stresses, through capacities of robustness, adaptability and transformability » (Meuwissen *et al.*, 2019). Ces trois définitions intègrent toutes l'idée de « faire avec » les perturbations et de « continuer à » assurer les fonctions du système (Delettre, 2021).

La vulnérabilité est définie plus consensuellement comme « the degree to which a system is harmed due to disturbances or stress » (Turner *et al.*, 2003). Elle peut être déclinée en trois composantes : exposition [à la perturbation], sensibilité [à la perturbation] et capacité d'adaptation

[du système] (Adger, 2006). Alors que certains auteurs analysent les différences et recoupements entre les concepts de vulnérabilité et de résilience (Gallopín, 2006), d'autres considèrent la vulnérabilité comme l'antagonisme de la résilience (Bahadur *et al.*, 2010; Cutter *et al.*, 2008). La capacité d'adaptation, décrite explicitement dans le cadre conceptuel de la vulnérabilité, est parfois reprise pour d'autres concepts, notamment dans certains cadres conceptuels de la résilience (Engle, 2011). Elle est définie généralement comme la capacité des humains à se préparer à répondre aux perturbations (Engle, 2011). En revanche, ses déterminants et son lien à la résilience et à la vulnérabilité ne font pas l'objet d'un consensus (Eakin and Luers, 2006; Gallopín, 2006) et cette notion diffère et/ou recouvre celles de l'adaptabilité et la transformabilité (Engle, 2011; Walker *et al.*, 2004).

Le concept de robustesse est défini par Urruty *et al.* (2016) pour les systèmes agricoles comme « the ability to maintain desired levels of agricultural outputs despite the occurrence of perturbations ». Il est plutôt utilisé pour analyser l'impact de perturbations précises sur les performances agronomiques ou économiques (Urruty *et al.*, 2016) et semble moins intégrateur (un seul aspect de la dynamique, un seul évènement perturbateur) que la résilience. La robustesse est l'une des trois composantes du cadre conceptuel de la résilience proposé par Meuwissen *et al.* (2019), avec l'adaptation et la transformation.

La résistance est plutôt considérée comme un sous-concept de celui de résilience, portant sur l'impact d'une perturbation précise, ou de tolérance aux perturbations (Lake, 2013; Urruty *et al.*, 2016). Il est souvent considéré comme complémentaire de *recovery*, correspondant au taux ou temps de récupération du niveau pré-perturbation (Holling, 1996).

La stabilité est définie comme (i) le fait de rester dans le même état d'équilibre stable (au sens de l'analyse des systèmes dynamiques) (Holling, 1973) ou comme (ii) « the constancy of agricultural outputs over long periods » (Urruty *et al.*, 2016), c.-à-d. l'inverse de la variabilité.

Il existe ainsi une diversité des concepts relatifs à l'analyse de la dynamique d'un système face aux perturbations (Martin *et al.*, 2011; Urruty *et al.*, 2016), qui est accompagnée d'une diversité de cadres conceptuels associés à chaque concept (Quinlan *et al.*, 2016). Au sein même parfois d'une communauté scientifique, ces concepts sont polysémiques et leurs différents cadres conceptuels associés peuvent recouvrir plusieurs concepts ou s'imbriquer (par exemple la résilience comme composante de la vulnérabilité) (Miller *et al.*, 2010; Mumby *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2003). Ce foisonnement conceptuel rend difficile l'accès, la comparaison et la capitalisation des travaux d'analyse de la dynamique des performances des systèmes (Urruty *et al.*, 2016).

4.2 Un débat conceptuel clivant

Deux grandes « écoles de pensée » coexistent concernant la résilience. Holling et son équipe conçoivent la résilience comme la capacité à ne pas basculer dans un nouveau bassin d'attraction correspondant à un nouveau régime de fonctionnement. Il est question ici de « résilience écologique » (Holling, 1996). Les concepts de seuils de basculement (*tipping points*) et de régimes de fonctionnement sont des concepts structurants du cadre conceptuel proposé par Holling. Inscrite dans cette école de pensée, la théorie des limites planétaires de Rockström *et al.* (2009) considère

qu'il existe des seuils écologiques et biophysiques franchissables déterminant l'état et le fonctionnement de la planète. Leur franchissement induirait des changements drastiques et irrévocables qui pourraient faire basculer la planète dans un autre état (Steffen *et al.*, 2018). L'autre école de pensée, positionnée derrière Stuart Pimm, considère que cette théorie n'est pas généralisable : « Certainly, there may be systems that show the tipping points that underpin this world. Importantly, there is nothing to suggest they are ubiquitous and so demand their having logical primary. Nature might work this way sometimes, but there is no compelling argument that it must » (citation issue de Donohue *et al.* (2016). Ses défenseurs considèrent que les changements d'un système se font de manière graduelle et progressive plutôt que par basculement. Cette école se focalise sur la capacité d'un système à revenir à l'équilibre après une perturbation (Oliver *et al.*, 2016). C'est ce qu'on appelle la résilience « ingénierique » (Holling, 1996). Grafton *et al.* (2019) ont essayé de réconcilier ces deux approches fondamentalement clivantes (Editorial board of Nature Sustainability, 2019), sans pour autant satisfaire les protagonistes des deux écoles (Allen *et al.*, 2019; Pimm *et al.*, 2019).

Dans la continuité de la résilience écologique, Holling et ses collègues ont formulé la notion de cycle adaptatif (Holling and Gunderson, 2002). Ils distinguent quatre étapes dans le développement d'un système : l'exploitation (et organisation), la consolidation (et conservation), la destruction par collapse et enfin la réorganisation ou échec. Cette vision de la dynamique des systèmes est intimement liée à l'existence de seuils et d'un collapse ponctuel. Les applications théoriques du cycle adaptatif sont nombreuses mais peu observées dans la réalité (Hillebrand *et al.*, 2020). Plus généralement, l'identification des seuils de basculement représente un véritable enjeux méthodologique : des méthodes existent mais semblent peu satisfaisantes, surtout pour des systèmes dont le basculement n'a pas été encore observé et serait donc à venir (Scheffer *et al.*, 2015). Par exemple, l'approche d'un seuil de basculement serait caractérisée par une augmentation de l'asymétrie de la distribution des valeurs des variables considérées (Scheffer *et al.*, 2015) mais, récemment, Xie *et al.* (2019) ont montré que cet indicateur n'est pas toujours fiable. L'approche de résilience écologique est critiquée pour les conséquences alarmistes ou, au contraire, optimistes qu'elle implique concernant l'immédiateté du basculement et l'opportunité que représente l'état suivant. Ainsi, concernant les limites planétaires, Donohue *et al.* (2016) reprochent à Steffen *et al.* (2018) de ne pas s'exprimer sur l'étendue spatiale et temporelle que représentent ces basculements pour les territoires, laissant les institutions décisionnelles confrontées à un discours théorique alors que très médiatisé.

4.3 Identité du système agricole, fonctions et performances

Analyser la dynamique d'un système nécessite d'en définir la ou les caractéristique(s) que l'on cherche à suivre dans le temps. Dans un contexte d'analyse de la résilience, l'identité à maintenir dans le temps face aux perturbations doit être définie clairement (Bousquet *et al.*, 2021). Elle peut correspondre à une ou des caractéristiques de la structure (par exemple la diversité des activités), des propriétés (par exemple d'une trajectoire) et/ou des fonctions (par exemple fournir un revenu suffisant) du système (Folke, 2016). Meuwissen *et al.* (2019) incitent à se poser la question « resilience for what purpose ? » afin d'identifier les fonctions du système agricole à maintenir (par exemple la production alimentaire) et ainsi les performances qui seront étudiées

(par exemple le rendement des cultures). Ensuite, Meuwissen *et al.* (2019) suggèrent de traiter « what resilience capacities ? ». Les fonctions à maintenir étant identifiées au préalable, des adaptations et transformations peuvent être envisagées pour les maintenir. Dans un contexte agricole, l'adaptation se réfère à des changements de pratiques agricoles, de cultures ou de marchés de commercialisation sans pour autant changer la structure du système (par exemple en continuant à cultiver des grandes cultures) alors que la transformation suggère un changement interne radical de structure et des mécanismes de rétroaction qui en découlent (par exemple l'introduction d'un atelier d'élevage), pouvant aller jusqu'à entraîner un changement de fonctions (*ibid.*).

4.4 Évaluer la résilience

Parmi les nombreux cadres conceptuels proposés pour analyser la dynamique des systèmes, peu d'entre eux vont jusqu'à l'opérationnalisation de leur proposition, c.-à-d. jusqu'à la définition d'un cadre méthodologique ou d'une démarche à suivre voire à la proposition de méthodes d'analyse (Martin *et al.*, 2019b; Oliver *et al.*, 2015; Weise *et al.*, 2019). On peut cependant distinguer deux grands types d'approche d'évaluation de la résilience (et des concepts parents présentés ci-avant) : (i) via l'analyse quantitative de la dynamique de caractéristique(s) du système ou (ii) via l'évaluation qualitative ou quantitative de caractéristiques ou de propriétés du système associées a priori à la résilience (Figure 8) (Douxchamps *et al.*, 2017; Weise *et al.*, 2019; Zhang, 2020). Dans le premier type, l'analyse de la dynamique de l'identité du système dans le temps, et ainsi l'identification des propriétés ou caractéristiques des systèmes résilients (c.-à-d. des facteurs explicatifs de résilience, « resilience enhancing attributes » dans Meuwissen *et al.* (2019)), relève d'une démarche empirico-inductive. Dans le second type, les propriétés de résilience à évaluer peuvent être définies à dire d'expert ou à partir de connaissances issues de travaux scientifiques antérieurs tels que ceux conduits dans le premier type d'approche ou issus de domaines d'études connexes (par exemple de l'écologie) (Douxchamps *et al.*, 2017). En d'autres termes, les connaissances sur les facteurs explicatifs de la résilience issues du premier type d'évaluation peuvent être utilisées comme point de départ du second type d'évaluation. Aussi, les hypothèses émises dans le deuxième type d'évaluation peuvent être utilisées dans le premier type d'évaluation dans le cadre d'un raisonnement hypothético-déductif. Par exemple, la diversité (comme celle des cultures dans une rotation culturale) est utilisée comme un critère pour évaluer la résilience des systèmes agricoles (démarche déductive) suite aux nombreux travaux en écologie qui ont montré que la diversité est souvent un facteur explicatif de résilience (par exemple Isbell *et al.*, 2015; Pfisterer and Schmid, 2002). Cependant, l'application de ces connaissances sur des systèmes pour la caractérisation de la dynamique des agroécosystèmes, du fait de leur caractère très anthropisé (Introduction 1.2 p3), requiert des précautions (Gaba *et al.*, 2018).

Figure 8. Deux types de démarche d'évaluation de la dynamique d'un système.

A partir de la définition séminale de Holling de la résilience écologique, basée sur le concept de bassin d'attraction, Scheffer *et al.* (2015) identifient une diversité d'études (approche (i)) sur les écosystèmes qui ont développé et appliqué des indicateurs de résilience ou des méthodes d'évaluation en utilisant des modèles ou des données observées. Ces indicateurs ou méthodes décrivent soit un ralentissement critique, un vacillement d'état ou une fluctuation autonome (un pattern) qui décrirait la résilience de l'écosystème. Le site internet www.early-warning-signals.org/ recense une plus grande gamme de démarches pour évaluer le risque de changement d'état (Early Warning Signals, 2016).

Concernant les agroécosystèmes, Cabell and Oelofse (2012) proposent, sur la base d'une revue de littérature, une liste de 13 indicateurs des propriétés qui déterminent la résilience (approche (ii)). Toutefois, ils ne vont pas jusqu'à appliquer leur proposition sur un cas d'étude. Diserens *et al.* (2018) l'appliquent dans le Canton de Vaud à travers une évaluation qualitative formalisée dans l'outil SHARP (Self-evaluation and Holistic Assessment of climate Resilience of farmers and Pastoralists). Depuis la proposition des 13 indicateurs par Cabell and Oelofse (2012), d'autres l'ont adapté à certains niveaux d'organisation (par exemple à l'échelle du système alimentaire (Himanen *et al.*, 2016)), ont proposé d'autres listes (Douxchamps *et al.*, 2017) ou ont porté leur travail sur d'autres types de systèmes socio-écologiques (Quinlan *et al.*, 2016).

Concernant les agroécosystèmes, peu d'études semblent aller jusqu'à des évaluations de la résilience (et autres concepts) par des approches d'analyse quantitative de la dynamique (approche (i)) (Douxchamps *et al.*, 2017; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017; Oliver *et al.*, 2015). Par exemple, Martin *et al.* (2017) développent une méthode innovante d'évaluation de la vulnérabilité via l'analyse couplée du niveau, de la variabilité et de la tendance d'une performance

grâce à une régression linéaire mixte. Leur proposition a initié une série de travaux qui déploient et adaptent la méthode (Bouttes *et al.*, 2018b; Perrin *et al.*, 2020). Autre exemple, Dong (2015) évalue la vulnérabilité à l'échelle de la parcelle et de la région comme le changement de rendement agricole causé par le changement climatique avant et après une période de mutation (identifiée par la méthode de Mann-Kendall). Le peu d'études sur ce sujet (au commencement de cette thèse) peut être expliqué par la diversité et la faible opérabilité des cadres conceptuels proposés (Weise *et al.*, 2019) mais aussi par le besoin d'accéder à des séries de données observées ou simulées, temporelles ou spatiales (Allen *et al.*, 2016), sur une période durant laquelle des perturbations se seront exprimées (Thorogood *et al.*, 2020). Sur des expérimentations contrôlées, des équipements technologiques permettent de simuler des perturbations sur des parcelles (par exemple un stress hydrique avec un pare-pluie (Hoover *et al.*, 2014)). Sur des observations moins contrôlées ou non anticipées, il faut en revanche être au bon endroit au bon moment pour avoir des informations pertinentes (Alkan-Olsson *et al.*, 2009; Duru and Therond, 2015; Thorogood *et al.*, 2020).

Boîte 1. Évaluer la durabilité vs. évaluer la résilience.

De nombreuses méthodes permettent d'évaluer la durabilité des systèmes agricoles (Soulé *et al.*, soumis). La grande majorité d'entre elles l'évaluent via une estimation des performances du système à un instant donné ou en moyenne sur une période (états/performances jugé(s) durable(s) relativement aux objectifs écologiques, économiques et sociaux atteints). Elles proposent ainsi une évaluation « statique » du niveau (moyen) des performances (Duru and Therond, 2015). Les évaluations de la « dynamique » des performances du système visent à l'identification de propriété(s) de ces dynamiques au regard d'un enjeu de maintien dans le temps du niveau de cette performance (Oliver *et al.*, 2015). Le premier type d'évaluation, souvent qualifié d'évaluation de la durabilité, s'intéresse donc plutôt à qualifier un niveau vis-à-vis d'un « but » à atteindre, souvent défini de manière normative (Elmqvist *et al.*, 2019). Elle peut être qualifiée d'objectif-orienté (*goal-oriented*, Olsson *et al.*, 2009). Le second type d'évaluation s'intéresse donc plutôt aux « propriétés » de la dynamique des performances et peut être qualifié de propriété-orienté (*ibid.*). Ce deuxième type d'approche s'exprimerait de manière moins normative (Elmqvist *et al.*, 2003). Ainsi, la résilience n'est pas toujours souhaitable si l'état dans lequel se maintient le système n'est pas souhaitable, c.-à-d. ne correspond pas aux buts à atteindre (Gallopín, 2006; Walker and Meyers, 2004). Depuis, ce positionnement a néanmoins été critiqué (Voir Discussion, Cote and Nightingale, 2012).

5. Résilience des formes d'agriculture

Si les nouvelles formes d'agriculture permettent de répondre aux enjeux socio-environnementaux (Duru *et al.*, 2015b), les systèmes agricoles sont déjà ou seront exposés aux perturbations climatiques et/ou économiques, quelle que soit la forme d'agriculture dans laquelle ils s'inscrivent. Leur capacité à présenter un niveau de performances acceptables et à faire face aux perturbations est déterminante pour leur adoption et leur déploiement dans les territoires agricoles (Therond *et al.*, 2017a). Alors que de nombreuses études visent à évaluer la durabilité des systèmes de production agricole (Soulé *et al.*, soumis, Boîte 1), l'évaluation et la comparaison de la résilience des différentes formes d'agriculture reste un front de recherche (Therond *et al.*, 2017a). Cependant, quelques travaux récents ont initié ce type d'analyse.

Knapp and van der Heijden (2018) et Smith *et al.* (2019) ont produit récemment deux méta-analyses sur la variabilité du rendement des systèmes en AB et ACS vs. AC. Knapp and van der Heijden (2018) montrent que les systèmes en AB présentent, par unité de rendement, une stabilité temporelle significativement moindre (- 15 %) comparée aux systèmes conventionnels. Ces résultats convergent avec ceux de (Smith *et al.*, 2019) mais certaines études expérimentales concluent le contraire (par exemple Schrama *et al.*, 2018). En revanche, d'après Knapp and van der Heijden (2018), la stabilité du rendement des systèmes en ACS ne diffère pas significativement de celle des systèmes conventionnels. Pour les systèmes horticoles (production de fruits et de légumes) en particulier, Lesur-Dumoulin *et al.* (2017) n'observent pas de différence de variabilité du rendement mais une plus grande probabilité d'obtenir de plus hauts (+ 10 %) et de plus faibles rendements (+ 20 %) en système AB par rapport à des systèmes conventionnels. Comme mentionné précédemment, les résultats peinent à converger probablement dû au fait que les systèmes en AB et AC recouvrent une très grande diversité de systèmes (Kirchmann *et al.* (2016), voir Discussion 2.1). Afin de proposer une comparaison plus fine, certaines études analysent plutôt les effets de pratiques agricoles précises comme le non travail du sol et la diminution de l'usage d'intrants chimiques pour une même culture (Smith *et al.*, 2007) ou différentes rotations culturales incluant des légumineuses à grains (Reckling *et al.*, 2018).

Gil *et al.* (2017) proposent une revue de littérature plus large qui traite de la résilience aux changements climatiques des systèmes agricoles « intégrés » en relatif des systèmes conventionnels, définis comme des systèmes présentant des relations synergétiques entre les entités du système, une diversité d'espèces cultivées et une répartition équilibrée de la production parmi les différentes cultures. S'ils indiquent que, parmi les 24 études analysées, les systèmes diversifiés présentent une meilleure résilience, il faut toutefois noter que certaines d'entre elles comparent uniquement des niveaux moyens de rendement, sans prise en compte de sa dynamique temporelle.

Du point de vue théorique, la diversité est considérée comme un déterminant important de la résilience des systèmes agricoles (Altieri *et al.*, 2015; Biggs *et al.*, 2012; Cabell and Oelofse, 2012). En effet, d'après l'hypothèse de l'« assurance écologique » (Yachi and Loreau, 1999), la diversité offre une plus grande probabilité que certains types d'individus (espèces, génotypes, types de

production) maintiennent leur fonctionnement ou leur niveau de production dans un contexte changeant. La diversité peut également être source d'interactions synergétiques entre ses composantes dans l'espace et le temps, favoriser les complémentarités de niche et la redondance des fonctions biologiques (Duru *et al.*, 2015b). En outre, la diversité des réponses au sein d'un mélange d'espèces permettrait de compenser la perte pour une espèce (Altieri *et al.*, 2015). Par exemple, le mélange de variétés au sein d'une même parcelle d'orge d'hiver permettrait d'obtenir des rendements comparables aux meilleures monocultures tout en améliorant la stabilité spatiale du rendement face aux perturbations (Creissen *et al.*, 2016). Plusieurs études expérimentales testent l'effet de la diversification sur la dynamique de la production de biomasse (voir synthèse Chapitre I) mais leurs résultats ne convergent pas unanimement (voir par exemple Prieto *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019a).

Si la diversité est un déterminant clé de la fourniture des SEP (Kleijn *et al.*, 2019a; Palomo-Campesino *et al.*, 2018a), les SEP pourraient contribuer à la résilience des systèmes agricoles (Altieri *et al.*, 2015; Peterson *et al.*, 2018) (Figure 9). Leur effet « théorique » est d'ailleurs souvent énoncé dans la littérature, avec ou sans relation avec la diversité (Altieri *et al.*, 2015). Les SEP auraient un effet « tampon » face aux perturbations, surtout biotiques et abiotiques, via une régulation interne au système (Peterson *et al.*, 2018), c.-à-d. l'autoadaptation du système (Müller *et al.*, 2000), ce qui augmenterait la tolérance des cultures aux stress associés (Altieri *et al.*, 2015). Les services de contrôle de l'érosion du sol, de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, et de contrôles biologiques permettraient de faire face à la dégradation de l'agroécosystème et de ses fonctions respectivement par les précipitations et le vent, par les sécheresses et les fortes températures ainsi que par les attaques de ravageurs, la propagation des maladies et la compétition des adventices (Altieri *et al.*, 2015) (Figure 9). Par exemple, Zhu *et al.* (2000) montrent l'intérêt du contrôle des maladies par la diversification des variétés de riz pour éviter 44 % de l'incidence de la pyriculariose sur le riz. Autre exemple, Khan *et al.* (1997) montrent l'efficacité par un facteur 40 du contrôle du parasite du maïs Striga en semant à l'interculture du maïs la légumineuse Desmodium (qui a aussi la vertu de repousser les tiques) en comparaison à une monoculture. Les études qui testent l'effet des SEP sur la résilience le font généralement à travers la mise en place de structures agroécologiques favorisant la fourniture de SEP (dans les exemples précédents, par la diversification variétale et spécifique) mais ne quantifient généralement ni le niveau de SEP, ni n'appréhendent l'ensemble des SEP ou l'intérêt de stratégies globales comme celle des formes d'agriculture basées sur les SEP.

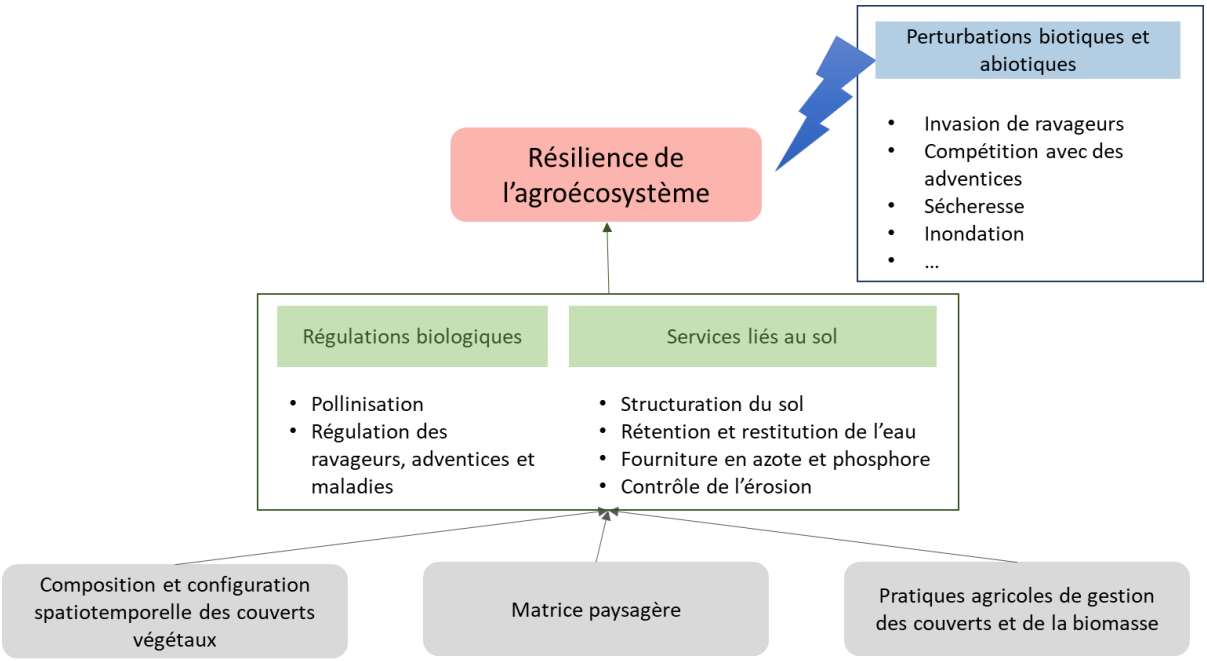


Figure 9. Rôle des services écosystémiques à la production agricole (SEP dans le texte) - supportés par la composition et la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux, de la matrice paysagère et des pratiques agricoles de la gestion des couverts végétaux et de la biomasse - dans la résilience de l'agroécosystème. Adapté d'après la revue de littérature et la Figure 9 présentée dans Altieri *et al.* (2015).

Plusieurs études ont cherché à analyser l'effet du niveau d'intensification de l'utilisation des intrants sur la résilience (Renard and Tilman, 2019; Stampfli *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019a) (Figure 10). En effet, le travail du sol, l'irrigation, les fertilisants et les pesticides sont de puissants leviers pour éviter le stress hydrique, la baisse de fertilité des sols, les dégâts des ravageurs, des maladies et la concurrence des adventices (Peterson *et al.*, 2018; Rist *et al.*, 2014). Ainsi, dans une vision à court-terme, sans prise en compte de la finitude des ressources non renouvelables nécessaires à la production et l'utilisation de ces intrants, les systèmes intensifs peuvent s'avérer résilients aux perturbations via l'artificialisation des conditions de développement des cultures et animaux et la minimisation de leur hétérogénéité dans l'espace et le temps (*ibid.*). Rist *et al.* (2014) qualifient cette situation de coercition de la résilience, c.-à-d. d'une situation où la résilience serait contrainte par les intrants anthropiques qui sont plutôt des moyens de « réaction » aux perturbations, *i.e.* une régulation externe par le·a gestionnaire (Peterson *et al.*, 2018).

En conclusion, les études existantes semblent se concentrer sur la comparaison de la résilience de quelques formes d'agriculture (AB, ACS) cachant une grande hétérogénéité de systèmes agricoles, de l'effet de pratiques agricoles particulières, et se limitent le plus souvent à une analyse de la dynamique du rendement. De plus, les études ne vont pas jusqu'à tester les SEP en tant que facteur de résilience et ce, au regard de l'intérêt de l'intensification du système par les intrants anthropiques (Figure 10). Cependant, cette première analyse de la littérature reste partielle du fait du manque d'une synthèse des travaux conduisant une évaluation quantitative de la résilience des systèmes agricoles.

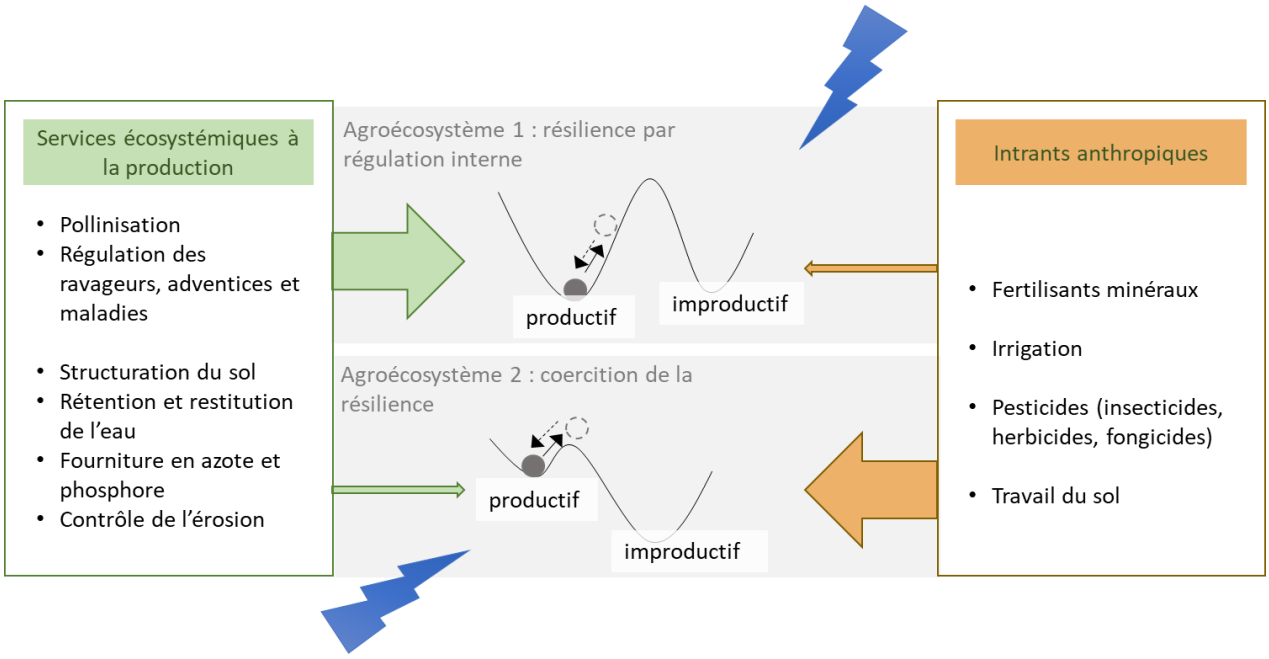


Figure 10. Deux types de facteurs de production (services écosystémiques à la production (SEP) et intrants anthropiques) et de résilience de la production agricole (résilience par régulation interne par les SEP, résilience contrainte par les intrants anthropiques) pour un agroécosystème donné. Adapté de Peterson *et al.* (2018) et sur les principes de Rist *et al.* (2014).

Boîte 2. Intérêt pour le conseil agricole

Les institutions qui cherchent à orienter le développement d'une agriculture durable et résiliente et les entreprises qui conseillent les agriculteur·rices ont besoin de connaissances sur les facteurs qui déterminent le niveau et la stabilité des performances et l'efficacité d'outils de stabilisation de celles-ci (par exemple les assurances personnalisées par forme d'agriculture et informées sur leur résilience). De manière générale ces institutions rencontrent un besoin d'outillage pour évaluer les nouvelles formes d'agriculture, mieux définir celles basées sur les SE et connaitre lesquelles sont vulnérables afin de mieux dimensionner les programmes de support ou encore les programmes assurantiels. La Chambre Régionale d'Agriculture du Grand Est ainsi que le cabinet de conseil agricole Agrosolutions ont été partenaires respectivement pour la récolte des données et pour le financement de la thèse afin d'encourager la recherche sur ce sujet.

6. Problématiques, questions de recherche et stratégie de la thèse

L'exposition des systèmes agricoles aux perturbations biophysiques ou économiques liées aux changements climatiques et à la volatilité des prix des marchés économiques questionne leur capacité à continuer à maintenir leur identité et à assurer certaines fonctions. Précédemment, j'ai fait le constat qu'il semble exister peu d'études réalisant une évaluation quantitative de la résilience de ces systèmes par l'analyse de la dynamique du système. De manière plus générale, au démarrage de cette thèse, il n'existait pas de synthèse de la littérature des méthodes disponibles pour conduire ce type d'évaluation, ni des connaissances disponibles sur les déterminants de la résilience des systèmes agricoles. Seules des hypothèses issues principalement des travaux d'écologie, basés le plus souvent sur l'analyse de systèmes peu anthropisés, étaient mobilisées. L'identification des facteurs explicatifs de la résilience des systèmes agricoles restait donc un enjeu important et, a priori, aucune étude ne testait le rôle des SEP relativement à celui des intrants anthropiques ou de la diversification. La synthèse de littérature préliminaire faisait pourtant émerger l'hypothèse est que si les intrants anthropiques pourraient maintenir une résilience par coercition, les SEP, mais aussi la diversification présentaient un intérêt pour la résilience des agroécosystèmes. En outre, peu de travaux traitaient de la résilience des différentes formes d'agriculture visant au développement d'une agriculture plus durable. Les seuls travaux existants analysaient la stabilité du rendement pour des catégorie de systèmes de type AB vs. AC, recouvrant une grande diversité de fonctionnements biotechniques. Le manque de méthodes opérationnelles pour caractériser finement le fonctionnement biotechnique des systèmes, notamment au regard du rôle des SEP (vs. des intrants agricoles), était un verrou méthodologique pour dépasser les approches basées sur ce type de dichotomie. En conclusion, il existait donc peu de connaissances sur la résilience des **formes d'agriculture et sur le rôle des SEP dans cette résilience** alors même qu'il y a une volonté de développement et d'adoption de formes d'agriculture permettant de s'extraire du modèle d'agriculture industriel pour répondre aux enjeux mondiaux actuels et futurs.

Ainsi, le front de recherche sur le sujet nécessite des développement théoriques et opérationnels et plus précisément :

- Des développements d'**analyses conceptuelles transversales** aux différents concepts existants pour l'évaluation de la dynamique des performances et **détaillées** pour les différentes dimensions des SEP ;
- Des développements d'**outils opérationnels** pour caractériser les différentes formes d'agriculture ;
- Des **connaissances** sur les leviers à actionner pour développer l'usage des SEP par les agroécosystèmes et sur les facteurs explicatifs de la résilience des systèmes agricoles.

Mon projet de thèse vise à participer à combler ces trous de connaissances. Aussi dans cette thèse, l'objectif a été d'**évaluer la résilience des formes d'agriculture aux perturbations biophysiques et économiques**. Viser cet objectif général a nécessité de répondre à la question et aux sous-questions de recherches suivantes :

- **Quelles formes d'agriculture sont résilientes aux perturbations biophysiques et économiques ?**
    - **De quelles connaissances et méthodes dispose-t-on concernant la résilience des systèmes agricoles ?**
    - **Quel rôle jouent le niveau de SEP, le degré de diversification et le degré d'intensification dans la résilience des différentes formes d'agriculture ?**

Cependant, répondre à ces questions relatives aux relations entre formes d'agriculture, SEP et résilience a nécessité de répondre à une question méthodologique intermédiaire : **Comment caractériser les différentes formes d'agriculture selon les SEP ?** L'objectif ici était de développer une approche de caractérisation des formes d'agriculture déployable facilement permettant de dépasser les limites des classifications actuellement mobilisées (par exemple l'AB vs. AC).

Pour répondre à ces questions, j'ai développé une stratégie de recherche organisée suivant 3 grandes étapes :

1- Réalisation d'une synthèse (*review*) des méthodes mobilisées et des connaissances produites par les travaux scientifiques visant à évaluer quantitativement la dynamique des performances des systèmes agricoles ;

2- Développement et application à un cas d'étude d'une méthode de caractérisation des formes d'agriculture considérant explicitement le niveau de SEP mobilisés dans le processus de production agricole ;

3- Développement et application à ce même cas d'étude d'une méthode pour évaluer la résilience des formes d'agriculture caractérisées au préalable et pour identifier les facteurs / caractéristiques des agroécosystèmes étudiés explicatifs de la résilience.

L'étape 1 a permis de développer un cadre analytique et d'identifier des méthodes d'évaluation de la résilience qui viennent alimenter le développement méthodologique de l'étape 3 (Figure 11). L'étape 2 a permis d'identifier plusieurs formes d'agriculture dont la résilience est évaluée dans l'étape 3.

Dans cette thèse, nous avons pris le parti d'évaluer la résilience des systèmes agricoles via le déploiement de méthodes d'évaluation quantitative de la dynamique temporelle (vs. spatiale) de leurs performances afin de participer à l'identification des déterminants propres à ces systèmes très anthropisés. Nous nous sommes focalisés sur les systèmes agricoles des zones climatiques tempérées afin de comparer des fonctionnements biotechniques du même ordre. Dans la phase de synthèse de la littérature, première étape de la thèse, afin de dresser un panorama complet, nous avons considéré l'ensemble des travaux conduisant une analyse quantitative de la dynamique des systèmes agricoles de l'échelle de la parcelle au système alimentaire (territoire) quel que soit le type de système agricole (grande culture, élevage…). En revanche, pour les deux étapes suivantes de la thèse, considérant les verrous méthodologiques à lever et les compétences de mes encadrants, nous avons focalisé notre approche sur l'échelle de la parcelle et les systèmes de grandes cultures, c.-à-d. de cultures annuelles de céréales, d'oléagineux et de protéagineux, sans considérer les

prairies permanentes et temporaires. Nous avons également choisi de focaliser notre analyse sur des systèmes établis depuis plusieurs années et donc considérés comme stabilisés. Nous ne traitons donc pas dans cette thèse des dimensions de la résilience en relation avec des processus de transformation. Dans la troisième étape de la thèse notre analyse de la résilience considère les dynamiques de court-moyen terme c.-à-d. sur quelques années (quatre à huit ans). Dans cette thèse nous présentons une démarche inscrite volontairement dans la notion de résilience ingénierique, qui considère que la dynamique de la résilience des systèmes est graduelle et ne chercherons pas à identifier de point de basculement. En effet, d'après les éléments du débat sur les limites des approches de résilience écologiques vs. ingénieriques mentionnés ci-avant (Introduction 4.2), nous avons considéré que la théorie de la résilience ingénierique est plus adaptée à l'analyse de la résilience des systèmes agricoles sur le court-terme. Les situations de basculement de seuil semblent s'effectuer sur un temps plus long.

Après l'introduction, le Chapitre I de la thèse est un état de l'art sous forme de de deux revues systématiques de la littérature des objets étudiés, des méthodes utilisées et des connaissances produites par les études scientifiques traitant de l'évaluation quantitative de la dynamique des systèmes agricoles face à des perturbations. Le Chapitre II de la thèse présente le développement d'une méthode quantitative de caractérisation des formes d'agriculture à l'échelle de l'agroécosystème selon leur fonctionnement biotechnique et son application sur un cas d'étude afin de démontrer l'intérêt de cette méthode. Le Chapitre III de la thèse présente le développement d'une méthode quantitative d'évaluation de la résilience des formes d'agriculture par le développement d'une méthode générique d'évaluation et l'application sur le jeu d'agroécosystèmes du cas d'étude préalablement caractérisés en formes d'agriculture. La discussion de la thèse critique les résultats présentés dans le chapitres précédents et identifie les perspectives de recherche associées.

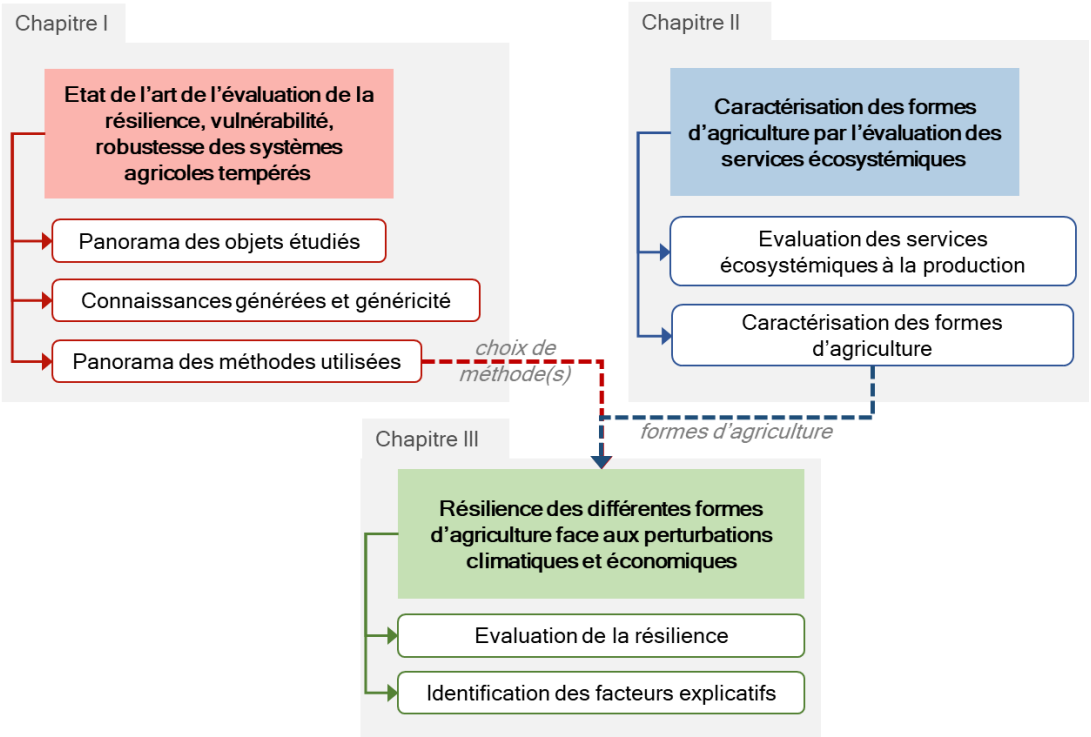


Figure 11. Stratégie de recherche et organisation de la thèse.

CAS D'ETUDE

Dans la deuxième et troisième étapes décrites ci-avant, nous appliquons les méthodes développées sur un cas d'étude afin de démontrer leur opérationnalité et de répondre aux questions de recherches de la thèse. L'objectif de ce cas d'étude était de présenter un ensemble de systèmes agricoles très contrastés représentant a priori des formes d'agriculture les plus distinctes possibles. Ainsi, nous recherchions un ensemble de systèmes de grandes cultures représentant une large gamme de fonctionnements biotechniques, notamment en termes de rotations et pratiques culturales. De plus, afin d'analyser la dynamique temporelle des performances des systèmes, nous devions disposer de l'historique sur plusieurs années des interventions journalières et des rendements annuels. Du fait de la localisation de l'UMR LAE et de son partenariat actif avec la Chambre Régionale d'Agriculture de la Région Grand-Est (CRAGE), nous nous sommes focalisés sur des exploitations agricoles de la Région Grand-Est pré-identifiées par des conseillers de cette Chambre.

1. Détermination du territoire et des agroécosystèmes étudiés

La région Grand Est (Figure 12, NUTS 2) est la première région productrice de grains en France (Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, 2018).

Figure 12. Région Grand Est (en rose) et ses départements délimités, France métropolitaine.

La CRAGE coordonne un réseau de suivi d'exploitations de références dans les départements de la région depuis de nombreuses années. Aussi, sur sollicitation de la CRAGE, quatre conseillers de quatre chambres départementales d'agriculture ont été chargés d'identifier des exploitations agricoles contrastées dans leur département. Ces dernières devaient être suivies depuis plusieurs années et avoir renseigné les interventions culturales sur ces années de suivi au pas de temps journalier dans une outil de gestion (par exemple l'outil MesParcelles® distribué par les Chambres d'Agriculture en France). In fine, 28 exploitations agricoles ont été ainsi sélectionnées. Elles couvrent une large gamme allant de systèmes très simplifiés (monoculture) et intensifs jusqu'à des systèmes diversifiés (par exemple 9 cultures dans la rotation) avec un gradient de travail du sol (Table 2). Ce jeu d'exploitations agricoles intègre des systèmes déclarés en agriculture biologique, de conservation des sols et de polyculture-élevage, mais pour ces derniers seuls les systèmes de cultures ont été considérés.

Afin de s'extraire des situations en transition, qui ne relèvent pas du champ d'analyse de la thèse (Introduction 6) et qui se déroulent sur un temps long, les conseillers ont choisi des exploitations agricoles dont les systèmes de culture étaient a priori relativement stabilisés. En

d'autres termes, les systèmes de cultures des exploitations agricoles choisies ne présentaient pas de changement de fonctionnement ou de structure, c.-à-d. d'adaptations majeures ou de transformations (par exemple la conversion à l'AB) dans les dernières années.

Comme la méthode d'évaluation SEP s'attachent à identifier et qualifier les déterminants de ces services à l'échelle de la parcelle agricole (Chapitre II), chaque exploitation a été caractérisée au travers d'un ou deux agroécosystèmes dominant(s). L'agroécosystème, unité fonctionnelle d'analyse choisie pour les étapes 2 et 3 de la thèse, correspond à un ensemble de parcelles agricoles conduites de manière homogène. Il est caractérisé par l'espace cultivé et les espaces non cultivés (ou semi-naturels) présents dans ces parcelles. Les agroécosystèmes du cas d'étude ont été caractérisés en deux étapes. Dans un premier temps, pour chacune des 28 exploitations agricoles identifiées, le(s) système(s) de culture principaux ont été identifié(s) et décrit(s) lors d'entretiens individuels avec les agriculteur·rices. L'objectif était d'identifier et décrire le(s) système(s) stabilisé(s) dans le temps c.-à-d. une rotation régulière et des pratiques moyennes associées à travers un itinéraire technique synthétisé. Pour la majorité des exploitations agricoles, un seul système de culture a été décrit. Pour 6 exploitations agricoles, présentant des systèmes de cultures très contrastés, deux systèmes de culture ont été décrits. Aucun système de culture n'incluait de prairies temporaires dans la rotation. Les parcelles avec des prairies permanentes n'ont pas été considérées. Dans un deuxième temps, pour passer à l'échelle de l'agroécosystème, chaque système de culture a été associé à un ensemble de parcelles considérées homogènes en termes de type de sol, de climat et de traitement par l'agriculteur·rice. Ensuite, les habitats semi-naturels présents aux alentours des parcelles considérées (prairies permanentes, haies, forêts, bandes enherbées, fossés) ont été positionnés par les agriculteur·rices sur la carte des parcelles issues du registre parcellaire graphique. Au final, 34 agroécosystèmes ont été décrits (Figure 13, Table 2)

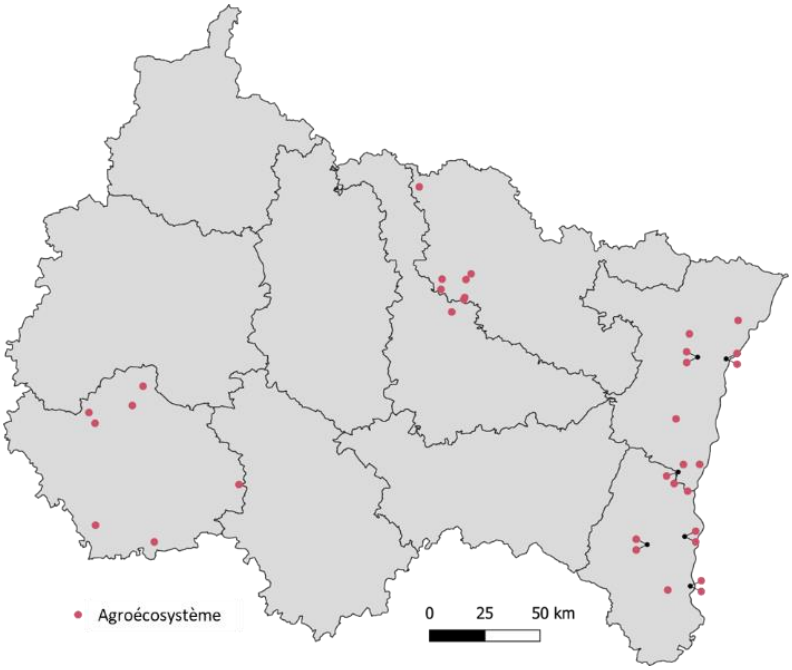


Figure 13. Localisations des 34 agroécosystèmes appartenant aux 28 exploitations agricoles sélectionnées dans la région Grand Est, en France

ID	Département	Nombre d'années dans la rotation	Nombre de cultures dans la rotation	Nombre de longs couverts intermédiaires	Nombre de couverts intermédiaires courts	% de matière organique dans le sol	Type de travail du sol	Usage de pesticide?	Fertilisation minérale?	Irrigation?	Agriculture de conservation des sols?	Certifié agriculture biologique?
1	57	5	5	1	0	2	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
2	68	4	4	2	0	4.5	Non labour	Non	Non	Non	Non	Oui
3	10	6	4	0	2	2.9	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
4	10	4	5	0	2	3.2	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
5_1	68	4	2	1	0	2.1	Labour	Oui	Oui	Oui	Non	Non
5_2	68	4	2	1	0	2.1	Labour	Oui	Oui	Oui	Non	Non
6	68	6	3	0	1	2.5	Labour	Pas d'insecticide	Oui	Oui	Non	Non
7	67	5	3	0	1	2.6	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
8_1	68	1	1	0	0	2.5	Labour	Oui	Oui	Oui	Non	Non
8_2	68	4	3	0	0	2.5	Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
9_1	68	6	2	0	0	2.8	Labour / Travail du sol réduit	Pas de fongicide	Oui	Oui	Non	Non
9_2	68	4	3	0	1	2.8	Labour	Pas d'insecticide	Oui	Oui	Non	Non
10_1	68	6	2	1	0	3.6	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
10_2	68	1	1	0	0	3.6	Labour	Pas d'insecticide	Oui	Oui	Non	Non
11	57	6	5	0	1	2.6	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
12	57	5	5	0	1	3	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
13	57	6	5	0	1	3.1	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
14	57	6	4	2	2	2.4	Non labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
15	57	6	6	0	2	2.7	Travail du sol réduit	Non	No	Non	Non	Oui
16	57	6	6	0	2	3.1	Labour / Travail du sol réduit / Non labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
17	57	3	3	0	0	2.9	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
18_1	68	3	3	1	0	3.5	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
18_2	68	4	3	2	0	3.5	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
19_1	67	5	4	4	0	2.9	Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
19_2	67	1	1	1	0	3.2	Labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
20	67	5	3	1	0	2.2	Labour	Pas de fongicide	Oui	Non	Non	Non
21	10	8	6	0	4	3.6	Travail du sol réduit / Non labour	Oui	Oui	Non	Non	Non
22	10	5	6	0	2	2.9	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
23	10	7	9	0	4	4.2	Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
24	10	8	6	0	2	3	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Non	Non
25	10	9	8	0	2	2.6	Travail du sol réduit	Oui	Oui	Non	Oui	Non
26	67	4	6	0	2	2.7	Labour / Travail du sol réduit	Oui	Oui	Oui	Non	Non
27	67	5	4	0	2	2.4	Labour / Travail du sol réduit	Pas d'insecticide	Oui	Non	Non	Non
28	67	3	3	1	0	2.1	Labour / Travail du sol réduit	Non	No	Non	Non	Oui

Table 2. Résumé des 34 agroécosystèmes (par numéro d'identification ID) appartenant aux 28 exploitations agricoles sélectionnées dans la région Grand Est, en France.

2. Dispositif de collecte de données

2.1 Itinéraires techniques synthétisés

Pour chaque agroécosystème, l'itinéraire technique synthétisé a été décrit durant les entretiens individuels réalisés durant l'année 2019 avec les agriculteur·rices concerné·es afin d'identifier la stratégie moyenne de gestion (travail du sol, fertilisation, produits phytosanitaires, irrigation) en prenant comme année de référence la campagne 2018. La méthode d'évaluation des SEP (Chapitre II) a été appliquée sur cet itinéraire synthétisé. Les entretiens ont été réalisés par 4 personnes différentes, moi et trois personnes que j'ai encadrées et formées au préalable (Baptiste Legrand (stagiaire), Léa Dubois (stagiaire) et Claire Bernardin (en prestation). Lors de chaque entretien (d'une durée d'1h à 2h), après la présentation du projet, un questionnaire (Annexe 1) a été utilisé pour structurer l'entretien. Il abordait successivement :

- les informations générales sur l'exploitation agricole : la cartographie des parcelles, la structure socio-économique, son historique de gestion, les grands types de sols. Les habitats semi-naturels adjacents aux parcelles (bandes enherbées, prairies permanentes, bandes fleuries, les haies et les forêts) étaient positionnés sur une carte ;
- l'identification du ou des système(s) de culture dominant(s) et des parcelles homogènes sur lesquelles se déroulaient la rotation. Les parcelles n'ayant pas reçu toutes les cultures de la rotation ou présentant des spécificités (par exemple inondables) ont été exclues. La présence d'agroforesterie était notée. Les cultures et inter-cultures, les variétés et espèces, des dates de semi et de récolte, ainsi que les modes de gestion des résidus de cultures et des biomasses par couvert ont été renseignées.
- les interventions de travail du sol (outil, fréquence de passage, profondeur), des apports de fertilisants minéraux et organiques par culture, des doses et fréquences des produits phytosanitaires, du système d'irrigation et du chaulage ;
- les analyses de sols comprenant le taux de matière organique, la texture du sol, le pH et l'évaluation du niveau de phosphore disponible dans le sol ;
- pour les parcelles de blé, le niveau moyen de diversité (richesse spécifique et abondance) de la flore non cultivée (nuisible et non nuisible) avant la première intervention pour cette culture et à la récolte ;
- la perception de l'agriculteur·rice du niveau de SEP fournis et utilisés ;
- la précision des techniques d'observation des SEP mises en œuvre.

Lors de l'évaluation des SEP, les indicateurs liés aux caractéristiques de sol et aux habitats semi-naturels ont été calculés à l'échelle de la parcelle puis moyennés pour l'agroécosystème.

2.2 Itinéraires techniques réalisés

L'itinéraire réalisé sur les précédentes années a été récupéré sur l'outil de gestion parcellaire MesParcelles® avec l'accord des agriculteur·rices. Dans cette base de données renseignée par les agriculteur·rices, les interventions culturales (travail du sol, fertilisation, produits phytosanitaires,

irrigation, récolte), les produits et les quantités appliqués ou récoltés sont renseignés au pas de temps journalier, à l'échelle de la parcelle. Lors de cette extraction de données, les parcelles correspondant à chaque agroécosystème étudié ont été préalablement sélectionnées. Lors de l'évaluation de la résilience, les performances ont été calculées à la parcelle, puis moyennées par culture et enfin moyennées par agroécosystème en pondérant par la fréquence des cultures dans la rotation. Le nombre d'année renseigné allait de 2 ans à 8 ans et n'était pas forcément continu. Pour 4 agroécosystèmes (#2, #26, #9_1, #19_2), l'historique de l'itinéraire réalisé était inférieur à 4 années. Ceux-ci ont été écartés de l'analyse de la résilience réalisée en Chapitre III car nous avons considéré que c'était trop peu pour analyser la dynamique du système (mais ils ont été analysés dans le Chapitre II).

3. Perturbations biophysiques et économiques dans la région Grand Est

Les exploitations agricoles de la région Grand Est sont exposées à des perturbations biophysiques liées aux changements climatiques et aux pressions biotiques, et à des perturbations économiques liées à l'ancrage des activités agricoles dans les marchés économiques globaux.

En France métropolitaine, les changements climatiques se font ressentir par l'augmentation des températures (Calvet *et al.*, 2008), des sécheresses inédites comme celle de 2003, et une diminution des ressources en eau en période d'étiage, des évènements pluvieux intenses et des inondations importantes, notamment en 2016 (Zhao *et al.*, 2015). De 1959 à 2015, l'Observatoire Régional sur l'agriculture et le changement climatique de la région Grand Est (ORACLE), développé par la CRAGE, reporte une augmentation de la température annuelle de 0,3°C par décennie, avec une accélération sur les trois dernières années, une augmentation des jours échaudant (Tmax > 25°C) et très chauds (Tmax > 30°C) et de l'évapotranspiration et une diminution du bilan hydrique précipitation – évapotranspiration (Figure 14, CRAGE, 2019).

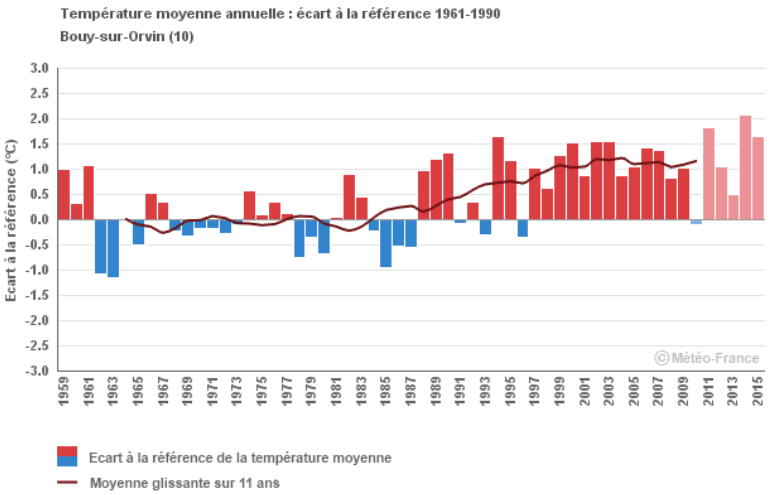


Figure 14. Évolution de la température moyenne annuelle en Champagne (10), région Grand Est, à l'image des évolutions observées sur toute la région. Figure issue du rapport ORACLE (CRAGE, 2019).

En outre, les évènements climatiques extrêmes vont très probablement s'intensifier, s'allonger et advenir plus fréquemment à l'avenir (Grillakis, 2019; Shukla *et al.*, 2019). Dans la région Grand Est, les projections climatiques d'un réchauffement d'environ 3°C d'ici 2100 (RCP 6.0) prévoient un niveau moyen d'humidité des sols en 2055 équivalent à celui observé lors de sécheresse de 2003 (Les Greniers d'Abondance, 2020).

Dans cette région, la stagnation du rendement du blé depuis le milieu des années 90 résulterait pour moitié de stress hydriques et thermiques en fin de cycle cultural et durant la phase de remplissage des grains (Figure 15) (Brisson *et al.*, 2010). En Champagne-Ardenne, le climat serait responsable de 40 à 60% des perte de rendement enregistrés depuis 2000, soit par échaudage, soit par d'autres évènements climatiques (CRAGE, 2019).

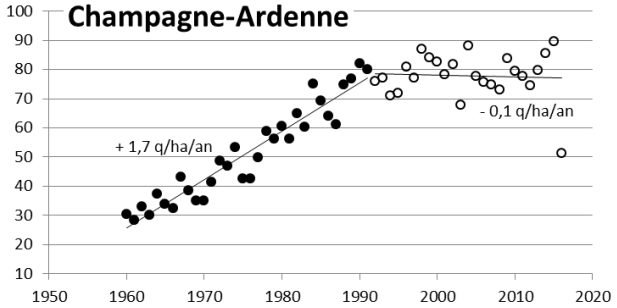


Figure 15. Rendement du blé tendre dans l'ancienne région Champagne-Ardenne. Figure issue du rapport ORACLE (CRAGE, 2019).

Les changements climatiques dans cette région céréalière sont aussi susceptibles d'augmenter la pression des ravageurs de culture pour lesquelles la dynamique climatique est favorable, comme par exemple la pression du puceron russe du blé (Deutsch *et al.*, 2018). Enfin, la production de cette Région, comme celle de la France, exportatrice nette en blé, est soumise à la fluctuation du cours du blé annuel, pouvant aller du simple au double.

Pour résumer, les systèmes agricoles dans la région Grand Est, sont déjà, et seront exposés à des perturbations climatiques et économiques liées aux changements climatiques et de mondialisation des marchés agricoles.

Chapitre I : État de l'art sur l'évaluation de la résilience, vulnérabilité et robustesse : objets, méthodes et connaissances

RÉSUMÉ DU CHAPITRE

Rappel. Dans un contexte global d'accélération des changements climatiques et de fluctuation des marchés économiques, l'identification des facteurs de résilience, vulnérabilité ou robustesse (VRR) des systèmes agricoles de grandes cultures est devenu un enjeu majeur afin d'assurer la durabilité des filières de production. L'étude de la VRR, qui consiste à analyser la dynamique des performances d'un système sujet à des perturbations biophysiques ou socioéconomiques, a connu un essor important ces dernières années aboutissant à la production de nombreux cadres conceptuels et, dans une moindre mesure, de travaux d'évaluation quantitative. La dispersion de ces derniers parmi les concepts de VRR rend difficile la capitalisation de connaissances génériques et actionnables sur les facteurs explicatifs (*i.e.* drivers) de VRR des systèmes agricoles alors même que les enjeux de résilience des systèmes agricoles, et plus largement des systèmes alimentaires, sont de plus en plus prégnants. Ainsi, au début de ma thèse, je faisais le constat qu'il ne semblait pas exister de synthèse de la littérature des études réalisant une évaluation quantitative de la résilience des systèmes agricoles.

Contenu du chapitre. Avec mes co-auteurs Olivier Therond, Christian Bockstaller et Nicolas Urruty, nous avons donc réalisé une synthèse systématique de littérature sur le sujet qui a pris la forme de deux articles de *reviews* publiées. Elles sont présentées ci-dessous telles qu'elles ont été publiées dans les journaux *Agricultural System* (Dardonville *et al.*, 2020) et *Journal of Cleaner Production* (Dardonville *et al.*, 2021). La première revue propose une synthèse des connaissances concernant les facteurs explicatifs de la résilience tandis que la seconde revue présente les différents objets d'étude, les méthodes d'analyses et les concepts mobilisés.

Démarche mise en œuvre. L'identification du corpus d'étude a été initiée via l'application d'une requête dans la base de données Web of Science. Ensuite, le tri des études pertinentes a été réalisée via l'utilisation du logiciel de visualisation VOSviewer et la sélection a été restreinte aux zones climatiques tempérées afin de comparer des fonctionnements biotechniques proches. Ensuite, j'ai finalisé le tri par la lecture des articles et Nicolas a validé ma sélection. Sans limitation sur les niveaux d'organisation, la sélection concernait a priori toutes les échelles d'organisation allant de la parcelle, l'atelier de production et l'exploitation agricole à celle du territoire et de la filière. Les études ont été analysées grâce à un cadre analytique générique et une base de données a été renseignée afin de recenser (et de compter) systématiquement et de manière homogène les différents résultats obtenus dans les études.

Grands résultats. Dans la première revue de littérature intitulée « Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems » (Dardonville *et al.*, 2020), nous montrons que la diversification, largement considérée comme un facteur de résilience, est associée à une résilience du rendement des cultures, mais ne contribue pas systématiquement à la résilience de la productivité des prairies (par exemple associée à une faible résistance aux sécheresses). Nous montrons également que l'intensification (*i.e.* artificialisation des milieux) n'est pas non plus toujours gage de résilience puisque les effets sont variables et dépendants

des pratiques agricoles, des pédoclimats et de la disponibilité des ressources locales, par exemple en eau pour l'irrigation.

Dans la seconde revue intitulée « Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems » (Dardonville *et al.*, 2021), nous présentons la diversité des méthodes et critères d'analyse de la dynamique utilisés. Nous démontrons que les études peuvent conduire des analyses de la dynamique des performances similaires (même critère de dynamique) alors qu'elles mobilisent des concepts de référence différents (vulnérabilité, résilience ou robustesse). Cette deuxième revue basée sur la même requête que la première mais publiée plus tard a été réalisée sur une sélection d'articles étendue par ceux publiés entre juillet 2018 et juillet 2020, sur demande des reviewers. En outre, toujours sur sollicitation des reviewers, la capacité d'adaptation a été plus explicitement considérée et discutée que dans la première publication.

Portée des résultats pour la thèse. Cette synthèse de la littérature a alimenté la suite du travail de thèse de plusieurs manières. Le cadre d'analyse développé pour cette synthèse identifie clairement les éléments à spécifier avant de conduire une évaluation de la VRR. Sa terminologie et ses composantes ont donc été reprises pour la réalisation du Chapitre III. La mise en lumière de l'importance des travaux sur de l'effet de l'intensification et de la diversification sur la VRR des systèmes agricoles m'a conduit à placer au cœur de l'analyse du Chapitre III ces deux caractéristiques des systèmes agricoles. Par ailleurs les différentes méthodes identifiées dans cette synthèse m'ont servi de base pour la construction de la méthode d'évaluation de la résilience du Chapitre III. Enfin, cette synthèse montre qu'il n'existe pas d'évaluation quantitative des effets des services écosystémiques sur la dynamique des performances des systèmes et a donc confirmé l'intérêt de mes travaux présentés dans les deux Chapitres suivants.

Publications dans des journaux internationaux :

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. Agricultural Systems 184, 102913. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. Journal of Cleaner Production 125456. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456

Communications lors de congrès internationaux :

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Thérond, O., 2019. Does diversity affect dynamics of agricultural system facing perturbations? Presented at the European Conference on Crop Diversification, Budapest.

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2019. Evaluer la résilience, vulnérabilité et robustesse des systèmes agricoles. Presented at the congress Vulnérabilité et résilience dans le renouvellement des approches du développement et de l'environnement, Versailles.

Communication lors de congrès français :

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2019. Dynamique des systèmes agricoles face aux perturbations : review des méthodes d'évaluation et facteurs explicatifs. Présenté au Séminaire annuel de l'école doctorale SIReNA, Nancy.

Activité d'encadrement : stage de Master 2 de Sophie Baudelet (6 mois)

1. Influence de la diversité et de l'intensification sur la vulnérabilité, résilience et robustesse des systèmes agricoles

Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems

Manon DARDONVILLE[1, 2*], Nicolas URRUTY[2], Christian BOCKSTALLER[1], Olivier THEROND[1*]

[1] Université de Lorraine, INRAE, LAE, F-68000 Colmar, France

[2] Agrosolutions, F-75782 Paris, France

Cite as: Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. Agricultural Systems 184, 102913. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913

ABSTRACT

In a changing world, identifying the drivers of vulnerability, resilience and robustness (VRR) of agricultural systems has become a major issue. We developed and applied a generic analytical framework to perform a systematic review of studies that quantitatively assess VRR of agricultural systems in temperate climate zones. After a thorough selection process based on visualizing bibliometric networks in the Web of Science database of peer-reviewed articles in English, we show that the core set of the 37 selected studies addressed mainly the effect of climate change on the yield of grassland and crop systems. Synthesis of the studies' results yields some main conclusions, but also reveals differences in the influence of diversity and intensification level. First, the synthesis shows that diversity enhances (i) resilient crop yield dynamics and (ii) levels of grassland biomass, but (iii) its effect on grassland biomass dynamics is unclear. In addition, the effect of crop intensification on yield dynamics depends on (iv) the intensification practice considered (e.g. irrigation, fertilisation), (v) its combination with other practices and (vi) the soil and climate. Transversally, the synthesis reveals that (vii) the nature of species in grasslands or crop rotations (e.g. presence of a legume) and (viii) the nature of farms in a region (e.g. economic size distribution) are strong drivers of VRR, *i.e.* composition has a strong effect. Furthermore, (ix) the frequency of climate events, (x) short- vs. long-term analysis, (xi) nonlinear effects and (xii) the relative impact of disturbances in comparison with the impact of agricultural practices are all elements that make it difficult to draw clear conclusions about the influence of diversity and intensification. Finally, our results highlight that a functional approach should be used to decipher diversity-productivity relationships, and that agricultural practices and their appropriateness to the pedoclimatic context and local resources must be characterised finely when analysing drivers of VRR.

KEYWORDS

dynamics; farming system; climate change; yield; composition effect; diversification

1.1 Introduction

Agricultural systems increasingly experience climatic and economic disturbances, and at the same time must address issues such as food security, economic viability and the quality of the environment (Coumou and Rahmstorf, 2012; Dessai and van der Sluijs, 2007). Identifying drivers that determine the ability of agricultural systems to continue to achieve these goals despite the occurrence of disturbances remains an operational and research issue (Tendall *et al.*, 2015).

According to Mumby *et al.* (2014), three key conceptual frameworks are relevant and commonly used to analyse the ability of a managed ecosystem, such as an agricultural system, to maintain performances when disturbances occur:

- Resilience, which has received wide research interest in agriculture (Peterson *et al.*, 2018) and is based mainly on Holling's ecological definition: the ability to withstand a shock and recover from adverse disturbances (Gunderson, 2000; Holling, 1973). Most recently, it has been defined as the ability to absorb disturbances and to benefit from the resulting changes to generate opportunities that increase adaptive capacity (Engle, 2011; Resilience Alliance, 2010; Walker and Salt, 2012).
- Vulnerability, which is inversely related, is interdependent or intersects with resilience (Engle, 2011; Gallopín, 2006; Turner, 2010). It is defined as the degree to which a system is harmed due to disturbances or stress (Turner *et al.*, 2003). Most studies present vulnerability as a function of the system's exposure to disturbances, its sensitivity and its adaptive capacity (Adger, 2006).
- Robustness, which is the ability to maintain desired levels of system outputs, especially agricultural, despite the occurrence of disturbances (Urruty *et al.*, 2016).

These three conceptual frameworks are used to analyse dynamics (*i.e.* changes over time) of the structure or functions of a system to describe its behaviour when it experiences disturbances (Martin *et al.*, 2011; Perrings, 1998; Urruty *et al.*, 2016). The research community attempts to standardise definitions to provide common vocabulary and generic tools (from theoretical uses to quantification). However, debate continues about the differences and overlap among these three concepts (Miller *et al.*, 2010; Mumby *et al.*, 2014; Turner, 2010; Urruty *et al.*, 2016; Wu, 2013). They are non-normative, as they do not specify, per se, structural characteristics or functions that should be maintained (Elmqvist *et al.*, 2019). Because maintaining certain performances can be undesirable, "resilience is not always a good thing" (Gallopín, 2006; Walker and Meyers, 2004). Accordingly, vulnerability, resilience and robustness (VRR) frameworks may be considered as system properties, or the "tools" to achieve a "goal", which may be sustainability (a normative concept) (Elmqvist *et al.*, 2019; Turner, 2010). Applying VRR frameworks to a system, such as an agricultural system, can identify the key functions to maintain. For example, Meuwissen *et al.* (2018) established a list of functions ("resilience for what purpose?") that farming systems provide that ensure sustainable development. For each function, they developed specific associated performance attributes (e.g. yield as an attribute of the function "agronomic performance").

While theoretical aspects have been discussed widely and qualitative assessments have been performed, fewer studies seem to have assessed VRR quantitatively (Douxchamps *et al.*, 2017; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017; Oliver *et al.*, 2015). We assume that such studies exist, but that they are scattered over conceptual frameworks, disciplines and journals. To our knowledge, there is no synthesis of these scientific studies that quantitatively addresses the VRR of agricultural systems.

To address this lack, we performed a systematic review of such studies to summarise characteristics of the systems studied, available knowledge about the sensitivity of agricultural production and key explanatory factors of VRR. For this last objective, we first focussed on effects of diversity in its various forms, as diversity is commonly accepted to be a strong driver of dynamics of agricultural systems (Altieri *et al.*, 2015; Biggs *et al.*, 2012; Cabell and Oelofse, 2012; Lin, 2011; Oliver *et al.*, 2015; Wiréhn *et al.*, 2015), even though empirical evidence of its influence is scarce and debated (Ge *et al.*, 2016; Gil *et al.*, 2017; Prieto *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019a). Second, as discussed by others (Renard and Timan, 2019; Stampfli *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019), we also investigated whether the intensification/production level of agroecosystems is a key driver of dynamics of these systems' performances.

1.2 Generic analytical framework

Due to the diversity and ambiguity of the VRR frameworks, we developed an analytical framework that enabled us to perform a systematic review of studies regardless of the conceptual framework used (Table 3). Based on the frameworks of Allen *et al.* (2016), Carpenter *et al.* (2001), Meuwissen *et al.* (2019) and Müller *et al.* (2016), we characterised each study in terms of:

- *what* agricultural *system* is potentially harmed: We considered the entire range of organisation levels (from plot to region) to provide a structured overview of VRR issues of the corresponding agricultural systems, as suggested by Therond *et al.* (2017a).
- *which performance attribute(s)* to maintain: Investigated attributes can be agronomic (e.g. production level), economic (e.g. income), social (e.g. workload) or ecological (e.g. ecosystem services). We also classified the criterion used to describe dynamics of the performance attribute (e.g. variability, trend, recovery, resistance).
- *what disturbances*: Agricultural systems can experience many biophysical and socioeconomic disturbances, corresponding to shock(s) (e.g. extreme events) or long-term pressure(s) (e.g. increase in temperature due to climate change) (Carpenter *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2016a; Scoones *et al.*, 2007).
- *when and where* analysis was performed: The spatial and temporal extent and resolution of studies, which are key drivers of their results (Allen *et al.*, 2016; Müller *et al.*, 2016a).
- *which explanatory factors*: Investigated factors may be endogenous (e.g. internal system characteristics such as diversity) or exogenous (e.g. external environment, insurance) (Meuwissen *et al.*, 2019).

VRR study characteristics	Description	Caution about	Categories	Examples	Reference
what agricultural system	Agricultural system studied and harmed by the disturbance	Nature and level of the system investigated	Plot/field, farming system, region, food system	Plot/field level: grassland Farm level: mixed production	Carpenter *et al.*, 2001
which performance attribute(s)	Performance attribute of the system whose dynamics are disturbed, and associated criteria used to describe the dynamics	Temporal extent of dynamics of the attribute and threshold of desired dynamics	Agronomic, economic, ecological	Yield, economic net return, ecosystem services provided to the population	Meuwissen *et al.*, 2019; Müller *et al.*, 2016
what disturbance	Disturbance that occurred	How disturbance is measured and threshold values	Shocks or long-term pressure	Shock: drought Long-term Pressure: climate change	Carpenter *et al.*, 2001; Müller *et al.*, 2016; Scoones *et al.*, 2007
when and where	Spatial and temporal resolution and extent of the study	-	-	Monthly over 3 years Country level over Europe	Allen *et al.*, 2016; Müller *et al.*, 2016
which explanatory factors	Potential explanatory factor of the VRR tested	-	Endogenous or exogenous	Diversity, agricultural practices, subsidies	Meuwissen *et al.*, 2019

Table 3. Analytical framework used for the systematic review, regardless of the conceptual framework used in the study (vulnerability, resilience and robustness (VRR)), inspired by Allen *et al.* (2016), Carpenter *et al.* (2001), Meuwissen *et al.* (2019) and Müller *et al.* (2016).

1.3 Method and study selection

To identify studies that quantitatively assessed VRR of agricultural systems, we performed an advanced search on the ISI Web of Science Core Collection (WoS, http://www.isiknowledge.com) for peer-reviewed articles in English for all available years (1956-July 2018). Our review focussed on studies that analysed dynamics of agricultural systems from the plot/field to regional levels. Studies that addressed dynamics of organism communities and the biology and genetics of organisms (animals and crops) were excluded from the study.

As VRR are related to other key concepts used in agricultural research, in order not to miss an important article, we considered three key related concepts in the WOS query: (i) adaptive capacity, because it is a key sub-concept of vulnerability (Adger, 2006) but also can be considered an independent concept (Engle, 2011; Gallopín, 2006); (ii) viability theory and (iii) ecological integrity, of which the latter two are traditionally used to analyse dynamics of agricultural systems (Aubin, 2009; Müller *et al.*, 2000). Accordingly, our WOS query was the following:

TS = ((vulnerabilit* OR resilien* OR robustness* OR "adaptive capacity" OR "ecological integrit*" OR (viabilit* AND theory)) AND (agri* OR agro* OR crop* OR farm* OR grass* OR pastor*) AND (indicator* OR evaluat* OR quantitativ* OR quantif* OR model* OR simulat* OR decrease OR increase OR assess*))

This query identified 9,807 articles. We first identified the relevant journals and WOS categories (6,451 articles remained) and then restricted the list to temperate climate zones (Kottek *et al.*, 2006) to focus on similar agricultural systems, disturbances and ecological functioning, based on recommendations of Gil *et al.* (2017), who highlighted the inconsistency in generalising results from around the world, as their ecological and socio-economic functioning differ (3,399 articles remained). We used VOSviewer software to perform co-occurrence analysis (n=10 terms) of titles and abstracts to identify fields of study that lay outside our scope (e.g. genetics, glyphosate). We then used EndNote x9 software to search articles with a combination of terms to identify studies related to previously identified fields (with titles manually verified before exclusion) (1,409 articles remained). Then, titles and abstracts were read manually to select 231 potential articles. In this step, a second reader manually sorted a 10% random sample to test the influence of reader selection. This double-checking yielded 100% agreement between the two readers. Finally, full reading of the 231 articles identified 37 that fell within the scope of the study (Supplementary material 2).

Our selection process showed that including adaptive capacity, viability theory and ecological integrity in the query did not add articles to the final selection of 37 articles (Supplementary material 3). Indeed, articles that mention these three concepts always mentioned VRR in their abstract. Accordingly, these additional concepts were not considered in our subsequent analysis.

Results of these 37 articles were extracted according to our analytical framework. Each result (combination of a *system – disturbance – performance attribute – dynamics criterion – explanatory factor*) was saved on one line of a database. Terminology was standardised, and each result was associated with its corresponding study, and results of statistical tests, if performed, were noted. This step enabled identification of similar systems and thus comparison of results.

1.4 Results

1.4.1 General studies' characteristics

We draw two main conclusions from analysis of these articles. First, the few quantitative studies identified (Supplementary material 2) confirms that quantitative assessment of agricultural system VRR remains rare. Second, most studies focus on certain systems, disturbances and *performance attributes* (Figure 16). Overall, 65% of the articles address climate change, while the main systems studied are grassland (35%) and crop (40%) systems, at the plot/field (38%), farm (35%) and regional (27%) levels. Studies focus mainly on the impact of disturbances on yield (72% of articles) and economic net return (16% of articles). Overall, 13% of the studies only analyse the sensitivity of dynamics of system *attribute(s)*, while 86% of them seek to determine the main factors that explain the behaviour studied. Diversity and intensification levels are the *explanatory factors* tested most, confirming their interest to the scientific community.

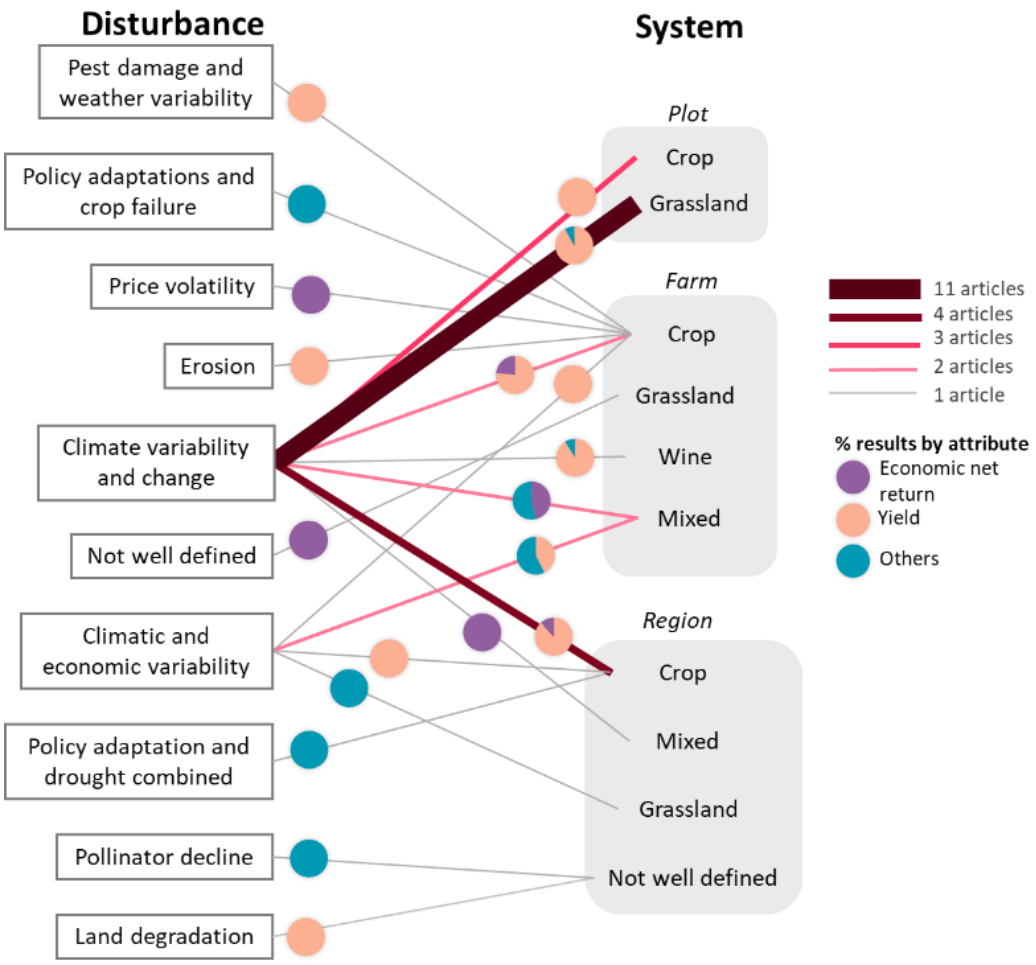


Figure 16. Overview of the main characteristics of the 37 articles selected that address the vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems.

The 37 articles reviewed provide 506 individual "results", that is, a direction of effect (negative, neutral, positive) of one *explanatory factor* on one performance *attribute*, described through one *criterion of dynamics* of one agricultural system experiencing one *disturbance*. To summarise, one result corresponds to a unique combination of *explanatory factor - performance attribute - criterion of dynamics - system - disturbance*. The number of results per article varies greatly (1-80) because several studies test many *explanatory factors* or use multiple *criteria of dynamics*. Some studies test results statistically, while others do not due to the mathematical method used.

To avoid presenting results based on only one study, we summarise results only when at least two studies analyse the same combination of *system - disturbance - performance attribute*. This approach reduces the range of *attributes*, systems and disturbances reviewed to yield of grassland and crop systems to climate variability and change (combining interannual variability in temperature, drought) (Figure 16). Studies use different *performance attributes* to assess mixed systems, which hinders synthesis. For grassland studies, as suggested by Stampfli *et al.* (2018) and Wang *et al.* (2019), we distinguish grasslands by annual productivity level (high (> 20 t/ha), medium (5-20 t/ha) or low (< 5 t/ha)) to assess whether it influences their VRR to climate variability and change (Supplementary material 4).

Nine *criteria of dynamics* are used to describe dynamics of the *performance attributes* studied (Supplementary material 5): level, variability, trend, resistance, recovery ratio or time, probability and frequency of exceeding a threshold, elasticity and distance from a stable state. Level corresponds to the mean of attribute values over the period investigated. Resistance is the difference in attribute values between pre-disturbance and post-disturbance levels. The recovery ratio is the ratio of the post-disturbance to pre-disturbance level, while the recovery time is the time required to recover to the initial level after disturbance. The probability of exceeding a threshold can be, for example, the probability of high yielding. The frequency of exceeding a threshold can be, for example, the number of times there are overgrazing. Elasticity is the intensity and direction of change. The distance from a stable state can be, for example, the eigenvalues of a variance-covariance matrix. Most of these *criteria of dynamics* are described in the review of indicators of resilience used in ecology by Scheffer *et al.* (2015). A summary of the number of uses of each criterion is presented in Supplementary material 5.

1.4.2 Sensitivity of agricultural systems experiencing climatic disturbances

Before analysing effects of diversity and intensification level on the VRR of agricultural systems, we first summarise results of studies that analyse the sensitivity (Adger, 2006) of the yield of grassland and crop systems to climate change. Nine articles explicitly provide 76 results of such analysis (Di Falco and Chavas, 2008; Ferreyra *et al.*, 2001; Hoover *et al.*, 2014; Mäkinen *et al.*, 2015; Prieto *et al.*, 2015; Reidsma *et al.*, 2009a; Reidsma and Ewert, 2008; Stampfli *et al.*, 2018; Zavalloni *et al.*, 2008). The *criteria of dynamics* they used to analyse sensitivity of yield to climate change are level, variability, trend, resistance and probability of exceeding a threshold. Results by study are detailed in Supplementary material 6.

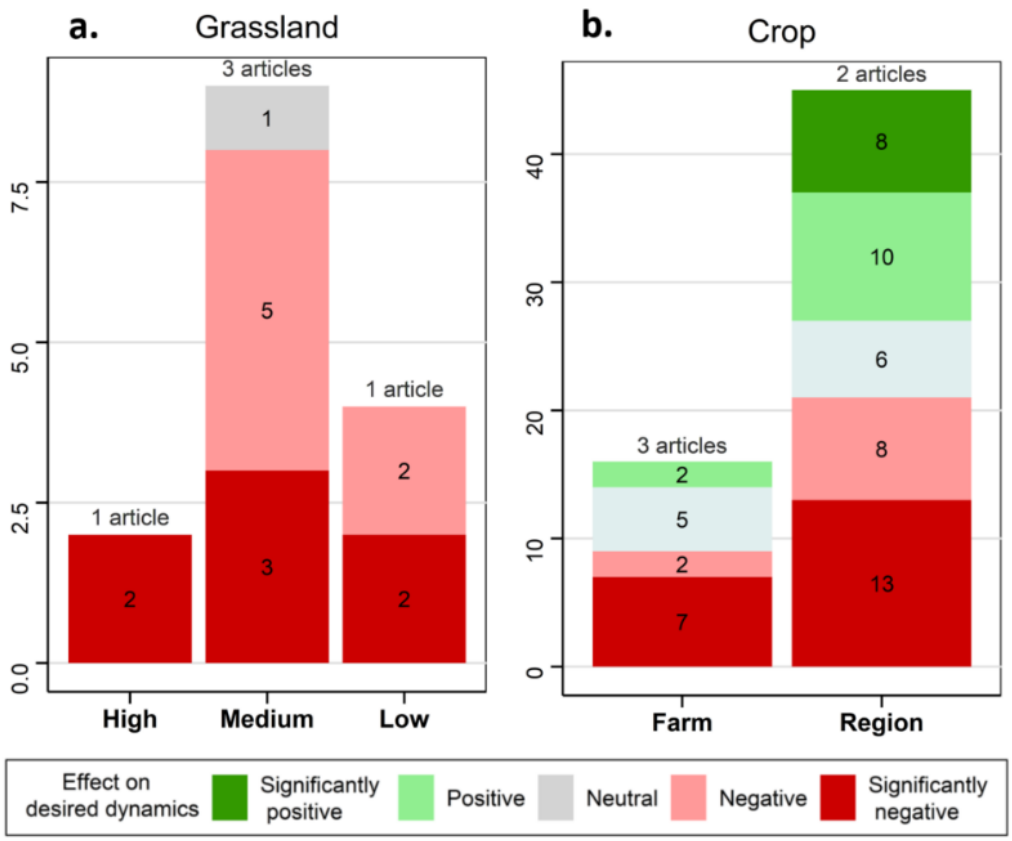


Figure 17. Number of results (and associated number of articles) indicating a direction and degree of effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by (a) level of production (*i.e.* yield) at the plot/field level for grassland systems and (b) organisation level for crop systems. For grassland studies, we distinguish grasslands by annual productivity level (high (> 20 t/ha), medium (5-20 t/ha) or low (< 5 t/ha)). The desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).

1.4.2.1 Grassland systems

Climate change (higher temperatures and lower precipitation) has mostly negative effects on grassland yield at the plot/field level (Figure 17a). The effect of climatic disturbance is mainly negative, resulting in lower productivity (Zavalloni *et al.*, 2008), high variability (Mäkinen *et al.*, 2015; Prieto *et al.*, 2015) and, during drought, low resistance of yield (Hoover *et al.*, 2014; Stampfli *et al.*, 2018; Zavalloni *et al.*, 2008). High temperatures do not seem to induce low resistance of grassland yield, but their effect could vary according to their duration, magnitude or timing (Hoover *et al.*, 2014). Plants sown during high temperatures ("heated plants") do not develop benefits such as resistance of yield to hydrological stress (Zavalloni *et al.*, 2008). In addition, "heated plants" transpire more than unheated plants during drought (De Boeck *et al.*, 2011; Zavalloni *et al.*, 2008). Combined drought and high temperatures can have either non additional negative effect on above-ground biomass (Hoover *et al.*, 2014; Zavalloni *et al.*, 2008) or either additional negative one (De Boeck *et al.*,2011). The productivity level of grassland systems does not seem to influence the negative effect of climatic disturbances. Grassland systems are more sensitive to drought than to high temperatures, regardless of productivity level. Stampfli *et al.* (2018) conclude that high productivity increases negative effects of drought on forb biomass only, not grass biomass.

1.4.2.2 Crop systems

Negative effects of climate on crop systems are less clear than those on grasslands (Figure 17b). Most results (91%) are from (Reidsma and Ewert, 2008; Reidsma *et al.*, 2009a). Temperature (high, increasing and/or variable) and precipitation (low, decreasing and/or variable) have negative effects on crop yield for 55% of results (Reidsma *et al.*, 2009a). Interestingly, some studies identify positive effects of an increase in temperature and decrease in precipitation (Ferreyra *et al.*, 2001; Reidsma *et al.*, 2009a; Reidsma and Ewert, 2008). This could be due to irrigation, which is a safeguard management practice during increased temperature (Ferreyra *et al.*, 2001; Reidsma and Ewert, 2008) and decreased precipitation (Reidsma *et al.*, 2009a), but the positive effect can decrease over time and be limited at high fertilisation rates (Reidsma *et al.*, 2009a). Extremely negative effects are observed in certain irrigated regions, such as Italy, and could be due to insufficient irrigation for crops that require large amounts of water, such as rice (Reidsma *et al.*, 2009a).

In their study on policy adaptations and the effect of drought on crops at the regional level, Bitterman and Bennett (2016) show that crop yields in regions with larger disturbances are less sensitive to climate change. They conclude that this relation could be related to the adaptability of farmers and varies by region. Although crop systems remain sensitive in most regions, farmers in more exposed regions adapt crop species and management practices. Reidsma and Ewert (2008) indicate that while yield is lower in warmer regions, climatic disturbances there harm crops less.

1.4.3 Diversity, a driver of yield resilience for crops but not necessarily for grasslands

Twelve articles assess the extent to which diversity explains the VRR of the yield performance of crops and grasslands when experiencing climate variability and change, yielding 38 results (Barkaoui *et al.*, 2016; Carlsson *et al.*, 2017; Gaudin *et al.*, 2015; Isbell *et al.*, 2015; Matsushita *et al.*, 2016; Pfisterer and Schmid, 2002; Prieto *et al.*, 2015; Reidsma and Ewert, 2008; Urruty *et al.*, 2017; Zavalloni *et al.*, 2008; Reidsma *et al.*, 2009a; Carter and Blair, 2012). The *criteria of dynamics* they use are level, variability, trend, resistance, recovery and probability of exceeding a threshold. Results by study are detailed in Supplementary material 7.

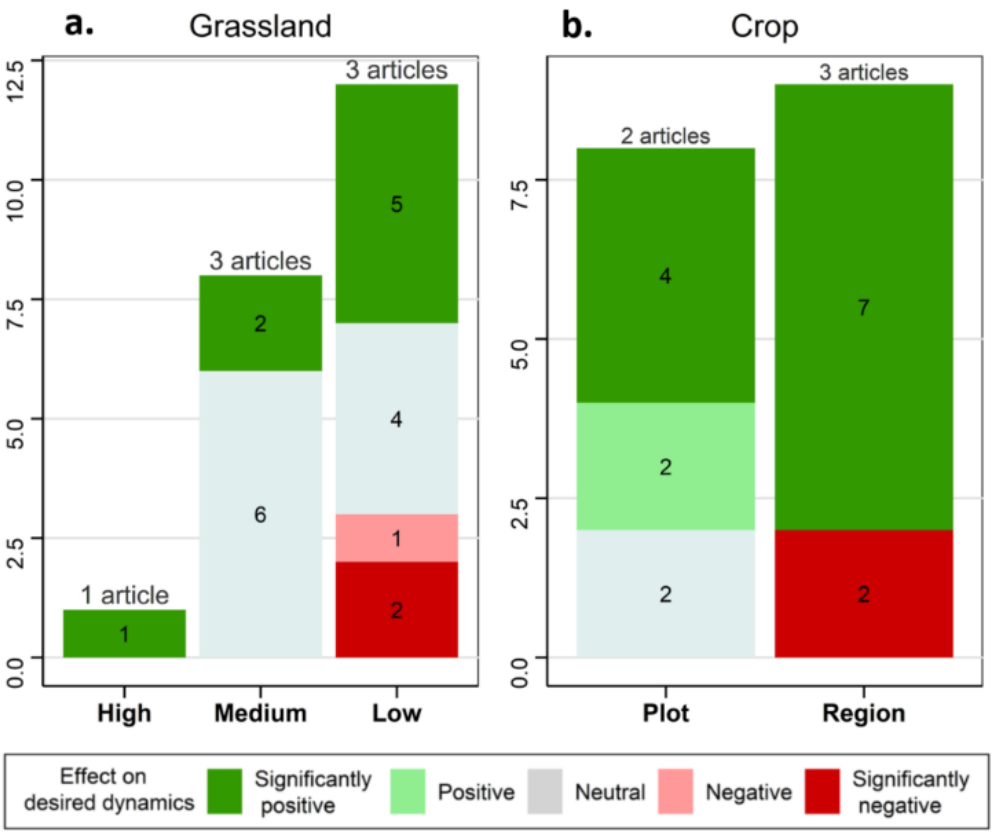


Figure 18. Number of results (and associated number of articles) indicating a direction and degree of effect of diversity on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by (a) level of production (*i.e.* yield) at the plot/field level for grassland systems and (b) organisation level for crop systems. For grassland studies, we distinguish grasslands by annual productivity level (high (> 20 t/ha), medium (5-20 t/ha) or low (< 5 t/ha)). The desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).

1.4.3.1 Grassland diversity

To quantify plant diversity in grasslands at the plot level, 86% of results use species richness, 9% genetic richness and 5% (one result) functional description of plant diversity. Generally, diversity is not always related to the desired dynamics of yield (*i.e.* high level, low variability, increasing trend, high resistance and rapid recovery). The 48% of grassland results that are neutral (Figure 18a) corroborate the assumption that the relation between diversity and grassland's yield resilience is not well established and requires additional study. However, results differ according to the *criteria of dynamics* used.

For the production level, species richness definitely increases the level of above-ground biomass produced during drought and climate variability (Isbell *et al.*, 2015; Pfisterer and Schmid, 2002; Prieto *et al.*, 2015; Zavalloni *et al.*, 2008). In total, 80% of results indicate a positive effect of diversity on yield level, with no clear difference among annual production levels (high, medium or low). However, the effect of species richness on resistance (vs. level) of yield due to climate events depends on the study. Isbell *et al.* (2015) show higher resistance of yield of species-rich grasslands regardless of the direction and intensity of events, whereas Pfisterer and Schmid (2002) describe lower resistance of yield of species-rich grasslands under climatic disturbance. The frequency of climate events (Isbell *et al.*, 2015) and the "composition effect" due to the presence of certain species (Pfisterer and Schmid, 2002) are considered explanatory factors. These results show that (i) biodiversity increases resistance to climate events that are preceded by other climate events and (ii) legumes decrease, but *Poa pratensis* increases, the resistance of yield of grasslands. Zavalloni *et al.* (2008) test whether complementarity and the selection effects (*i.e.* the probability of highly productive species) can explain low resistance of yield of species-rich grasslands. They determined that resistance to hydrological stress decreased due to the niche complementarity effect, since it increased plant water uptake and, in turn, subsequent soil water availability.

Species richness and root functional diversity have no impact (6 results, Barkaoui *et al.*, 2016; Carter and Blair, 2012; Isbell *et al.*, 2015) or negative impact on the recovery ratio of yield (1 result, Pfisterer and Schmid, 2002), which is surprising, because diversity is often associated with resilience, commonly assessed as a recovery time or ratio (Pimm, 1984). In tests of potential composition effects, Pfisterer and Schmid (2002) show that the presence of species particularly resistant to drought that are also highly productive (*P. pratensis*, *Dactylis glomerata* and *Arrhenatherum elatius*) may determine the direction of observed results. Important results are that recovery of biomass production can be temporary, and so the temporal extent of observations influences the results (Pfisterer and Schmid, 2002). When considering the production trend, Prieto *et al.* (2015) show that during drought, multispecies grasslands grow an average of 10% faster than monocultures do. Furthermore, diversity in grassland species influences variability in yield both positively and negatively, depending on the frequency and direction of climatic disturbances (Isbell *et al.*, 2015; Prieto *et al.*, 2015). Finally, regardless of the level of intensification, effects of diversity on yield dynamics of grasslands experiencing climate change are not obvious and seem to depend on grassland composition, which indicators are used to assess yield dynamics and the temporal extent of observation.

1.4.3.2 Crop diversity

For crop systems at the plot/field level, studies quantify biodiversity as species diversity in rotations. At the regional level, studies investigate diversity in farm types (size, land-cover richness and equity), taxonomic diversity of cultivars and diversity of responses (e.g. variability in yield by region). Again, results for crop systems are clearer than those for grasslands. For most results (76%), diversity has a positive effect on desired dynamics (high level, low variability, increasing trend, rapid recovery and a high probability of exceeding a threshold) when disturbance occurs (Figure 18b).

At the plot/field level, diversity in crop rotations always has a positive effect on the level of production and negative effect on its variability when soya bean is present (Gaudin *et al.*, 2015; Urruty *et al.*, 2017). Furthermore, diversity does influence the trend for yield. At plot and regional levels, within-farm diversity (crop species, varieties and rotations) has a positive effect on the desired dynamics of yield: high level, low variability, positive trend, resistance of yield, rapid recovery time and probability of exceeding a threshold (Di Falco and Chavas, 2008; Gaudin *et al.*, 2015; Matsushita *et al.*, 2016; Urruty *et al.*, 2017). A single negative effect (Matsushita *et al.*, 2016) is explained as being due to specific characteristics of rice production (a composition effect).

At the regional level, Reidsma and Ewert (2008) show that diversity in farm type, size and intensity of production have a positive effect on decreasing yield variability under high temperatures. They also show that diversity in land use can increase negative effects of high temperatures on the variability in regional yield. Reidsma and Ewert (2008) show that the negative effect of high temperatures increased for the largest farms, which they assume could be due to farmers on large farms having less aversion to risk.

1.4.4 Major composition effects

Previous results tend to highlight the importance of considering the composition effect on the dynamics of system performances. Accordingly, we summarise results of the reviewed studies for the effect of a particular species or species group (Figure 19). Cereals, summer crops, temporary meadows, the proportion of grass/forbs, native cultivars and *P. pratensis* are tested for their effect on levels, variability, trend, resistance, recovery and probability of exceeding a threshold of yield of grassland and crop systems (Barkaoui *et al.*, 2016; Carlsson *et al.*, 2017; Gaudin *et al.*, 2015; Pfisterer and Schmid, 2002; Urruty *et al.*, 2017).

Barkaoui *et al.* (2016) show that the composition of Mediterranean grassland species has more effect than species diversity during drought. They emphasise root functional identity rather than root functional diversity as a key factor of resilience of the plant community, since root-depth distribution and root morphology determine the volume of soil water extracted and the ability to use it (additional reference in Nippert and Knapp, 2007). For example, deep-rooted plant communities resist more during summer drought and thus recover faster (Lopez-Iglesias *et al.*, 2014; Padilla and Pugnaire, 2007).

Similarly, Carlsson *et al.* (2017) show that a single dominant functional group can resist drought more than several functional groups. Their study also shows that grassland systems with a high proportion of grass have higher resistance of yield than those with high proportion of forbs or legumes. Pfisterer and Schmid (2002) observed a positive correlation between *P. pratensis* abundance and the resistance of grassland yield. They also specify that resistant species can be selected and in turn induce rapid recovery following disturbances. Carlsson *et al.* (2017) suggest that the composition effect must be considered as a function of fertilisation rate because the latter can increase the abundance of certain species, such as grasses.

Specific effects of legumes have also been identified (Supplementary material 8). Carlsson *et al.* (2017) and Pfisterer and Schmid (2002) show that the abundance of legumes in grasslands can decrease resistance of yield during drought ($p<0.05$). In contrast, crop rotations that include legumes as a catch or cover crop improve the yield level and stability (Gaudin *et al.*, 2015; Urruty *et al.*, 2017), but the probability of exceeding the threshold of a high yield level depends on the legume species (Gaudin *et al.*, 2015). For example, relay cropping with red clover more than doubled the likelihood of yield exceeding the 90th percentile ($p<0.05$), while alfalfa decreased the probability of exceeding a threshold of high yield (Gaudin *et al.*, 2015).

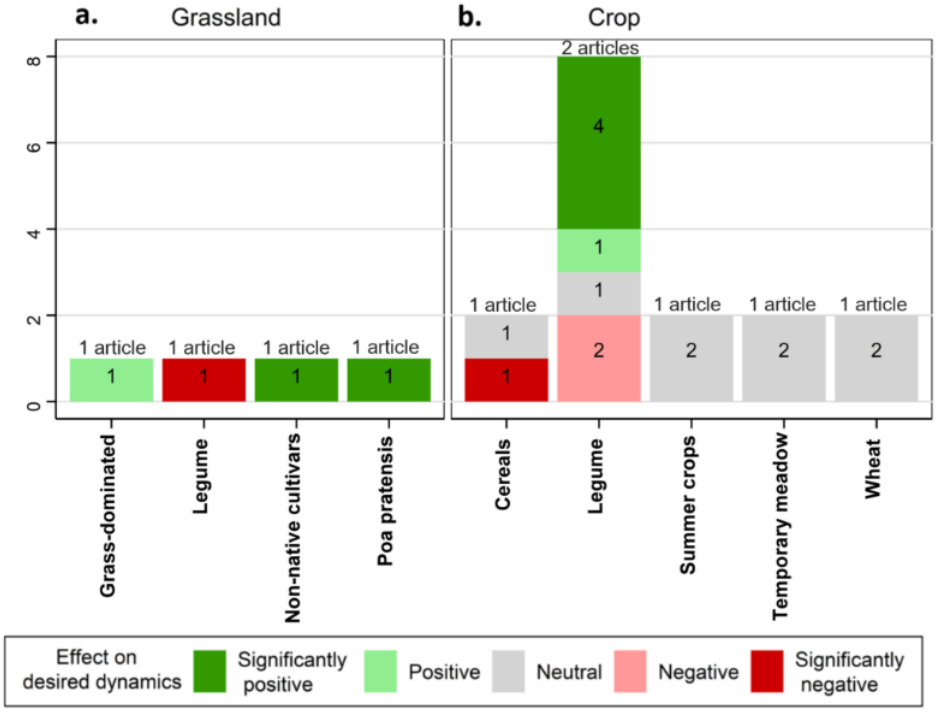


Figure 19. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect of species composition on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield by type of production for (a) grassland and (b) crops. The desired direction of *criteria of dynamics* is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).

1.4.5 Intensifying inputs is not necessarily related to better yield dynamics

We summarised results of the reviewed studies for the effect of the level of input use intensification on the VRR of crop systems to climate change (temperature and drought) at the plot/field (2 articles) and regional (2 articles) levels (Figure 20). These studies focussed on the effect of intensification level on the dynamics of yield of crop systems. Intensification levels are described by fertilisation, soil improvement, tillage, irrigation, pesticide use and farm size. Results by study are detailed in Supplementary material 9.

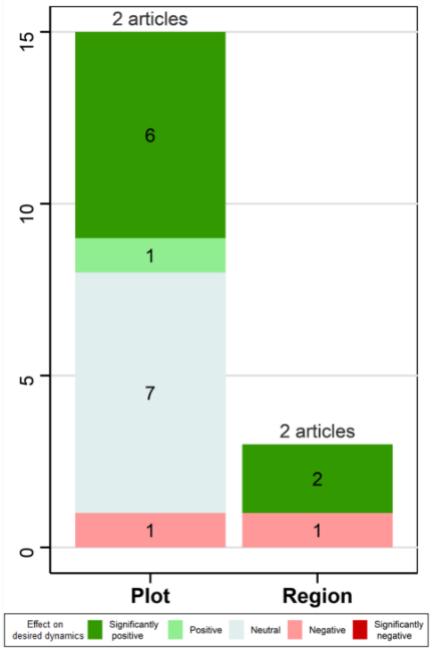


Figure 20. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect of crop intensification (fertilisation, soil improvement, tillage, irrigation, pesticide use, farm size) on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by organisation level (plot/field or region). The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).

Nitrogen fertilisation, fungicide use, tillage and pesticide use are related to higher levels and the probability of exceeding a high yield, but their effect on variability and trends of yield is unclear (Gaudin *et al.*, 2015; Urruty *et al.*, 2017). Gaudin *et al.* (2015) show that reducing tillage can decrease yield variability in favourable years but does not influence yield when extreme events occur. Urruty *et al.* (2017) show that intensive management (fertiliser use, soil improvement, pesticide use, tillage) in France has no significant effect on the trend for wheat yield, whereas at the regional level, the study of Matsushita *et al.* (2016) in Japan indicates that chemical fertiliser use significantly improves the short-term trend for yield.

Results of Reidsma *et al.* (2009b) at the farm level (the only study at this level) show that the effect of fertilisation on the trend for yield (positive or negative) depends on the country and when low precipitation or high temperatures occur. They explain this effect by the ability of fertilisation and water availability to meet crop nitrogen and water demand, respectively. Their study also shows that irrigation can increase the negative effect of high temperatures in certain countries due to the higher water demand of irrigated crops and can improve yield when water is available, such as in non-water-limited irrigated systems. They observe a combined non-linear effect of temperature and irrigation, with a threshold above which effects of fertilisation and irrigation change from positive to negative.

1.4.6 General drivers of agricultural system dynamics

The scarcity of articles that address similar combinations of *system - disturbance* (Figure 16) preclude further transversal analysis of drivers of agricultural systems. However, to provide a general overview of effects of the *explanatory factors* tested, we consider all systems and all disturbances for the two *performance attributes* used most: yield (Figure 21) and economic net return (Figure 22). These summary results must be used with caution since they are based on a wide diversity of studies, but they may provide insights into effects of *explanatory factors* on these two key *attributes* of agricultural systems. Results are detailed by study in Supplementary material 10 and Supplementary material 11.

For both *attributes*, exogenous factors (policies, a positive economic market or insurance) mitigate the effect of disturbance, indicating that these factors have real potential to improve the resilience of farming systems (Castañeda-Vera and Garrido, 2017; Ferreyra *et al.*, 2001; Matsushita *et al.*, 2016; Reidsma *et al.*, 2009b).

Results are scattered for other potential *explanatory factors*, and no consistent effect emerges. For example, while some studies observed that high levels of labour and capital can have a negative impact on yield dynamics at the farm level (Bardaji and Iraizoz, 2015), others observed they can have a positive effect at the regional level (Matsushita *et al.*, 2016; Salvati, 2010). Bardaji and Iraizoz (2015) explain that both labour (annual work units) and capital (fixed assets) can be considered as proxies of intensification level.

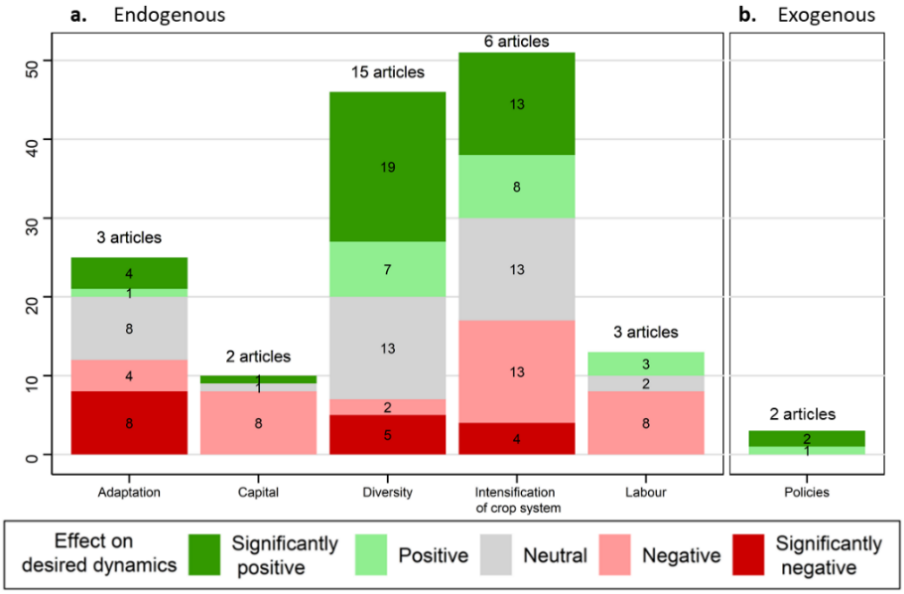


Figure 21. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield, by type of explanatory factor (endogenous or exogenous) for all systems. The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).

and

Figure 22. Number of results (and associated number of studies) indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of economic net return, by type of explanatory factor (endogenous or exogenous) for all systems. The desired direction of criteria of dynamics is described in the text. Significant effects are those that could be tested statistically were found significantly different ($p<0.05$).

Combining the results of all studies that address the effect of diversity and intensification on the yield of all systems confirms that these effects are less clear, as only 43% and 41% of the results, respectively, indicate a positive effect (Supplementary material 2).

The studies reviewed show no clear effect of adaptation on yield. Three forms of adaptation are considered in these studies: adapting crop management each year (Urruty *et al.*, 2017), adapting the farming strategy (e.g. "changing to mixed or specialised systems"; Fletcher and Hilbert, 2007; Martin and Magne, 2015; Seo, 2010) and technological progress over the duration of the study (Bardaji and Iraizoz, 2015; Reidsma *et al.*, 2009b). Negative effects of adaptation concern mainly the limited ability of technological progress to mitigate the effects of disturbances that can result in a decreasing trend for yield. These effects depend on the European region (some exceptions are mentioned by Reidsma and Ewert (2008) for arable crops, but not for wine production (Bardaji and Iraizoz, 2015). Although based on the results of only two studies, adaptation also has a mostly positive effect on the dynamics of economic net return (Fletcher and Hilbert, 2007; Seo, 2010).

1.5 Discussion and conclusion

In this review, we highlight that most studies that quantified dynamics of agricultural system performances in temperate climates focussed on effects of climate change on dynamics of yield of grassland systems at the plot/field level and crop systems at the plot/field, farm and regional levels. Other studies are scattered over other combinations of the *systems - disturbances - performance attributes* investigated (Figure 16). The wide variety of the studies reviewed strongly limited our ability to generalise their results, restricting us to summarising mainly those that address the effect of

climate change on yield dynamics. Another key methodological challenge of our review was to summarise the results of studies that address the same combination of *system - disturbance - performance attribute* but that use different *criteria of dynamics* and associated indicators to analyse performance dynamics (Supplementary material 5). While the diversity of indicators enables researchers to analyse different characteristics of dynamics, it makes studies much more difficult to compare and summarise. Thus, we aggregate results regardless of the *criterion*/indicator used in order to determine general trends among studies but highlight differences in the results according to the *criterion* used for analysis.

1.5.1 Diversity effects

The studies reviewed indicate that biodiversity has a positive influence on the (mean) level of yield of grasslands and crop systems. For grasslands, this influence is observed regardless of production level. These results do not converge fully with those of Wang *et al.* (2019) that confirm the stress-gradient hypothesis: "facilitative interactions amongst plant species dominate under harsh environments, whereas competitive interactions dominate under more favourable conditions". In their study on the effect of diversity on natural grassland yields over space, these authors highlight the strong effect of the stress gradient in biodiversity-productivity (*i.e.* production) relationships, with a shift from a strongly positive effect in low-productivity communities to a strongly negative effect in high-productivity communities. We do not observe this difference in effect as a function of productivity level in our results. To explain their results relative to plot-level experiments, Wang *et al.* (2019) claim that they explore a large gradient of productivity (30-1382 g/m^2 at peak biomass). However, the studies we reviewed explored an even larger gradient, as Zavalloni *et al.* (2008) show a positive effect of high functional diversity on a more productive grassland (500-2500 g/m^2 at peak biomass) with a mixture of species from three functional groups (grasses, N-fixing dicots and non-N-fixing dicots). Differences between results of our study and those of Wang *et al.* (2019) may be explained by the fact that diversity can be characterised using different indicators/approaches (e.g. functional or taxonomic) and that a functional approach may be necessary to disentangle diversity-productivity relationships (see below).

Like for grasslands, but in only two studies, diversity in crop rotations is positively related to yield level (Gaudin *et al.* 2015; Urruty *et al.*, 2017). To our knowledge, the positive effect of diversified rotations, which provide nutrients and biological regulation services, is debated less, as recent studies confirm that they are strong positive effects of rotation diversity on crop yield level (Bowles *et al.*, 2020; Duru *et al.*, 2015b; Kleijn *et al.*, 2019a; Kremen and Miles, 2012a; Lin, 2011; Palomo-Campesino *et al.*, 2018a).

These results for grassland and crop systems based on yield level as an indicator of yield dynamics seem debatable, as a level is more a static indicator of state. When using an indicator more adapted for analysing yield dynamics, our review shows that diversity is not always a strong positive driver of yield resilience, low vulnerability or high robustness. For grasslands, the effect of

biodiversity varies among studies when using *criteria* such as resistance or the recovery ratio. Isbell *et al.* (2015) identify that diversity increases yield resistance in grasslands mainly when they experience frequent *disturbances*, while Pfisterer and Schmid (2002) show the importance of composition effects (facilitative/competitive interaction). In contrast to grasslands, our review shows that diversity has a clearer positive effect on crop yield dynamics, from plot/field to regional levels. Within-farm diversity over space and time (rotation) usually has a positive effect on yield dynamics (76% of results are positive) regardless of the indicator used. Only a few results show negative effects, due to specific composition effects (e.g. rice, in Matsushita *et al.* 2016). Our results are similar to those of Renard and Tilman (2019), who show that crop diversity has a strong effect on the temporal stability of countries' total yield (in kcal), and of Bowles *et al.* (2020), who show that trend of yield increases and risk of crop failure decreases over time as the diversity of maize rotations in North America increases.

Diversity in farm economic size and production intensity also has a positive effect on yield variability Reidsma and Ewert (2008). Although based on few studies, our results seem to confirm the strategy of not putting all eggs in one basket: diversification of farm production may provide economic security at farm and regional levels (Abson *et al.*, 2013).

Our review highlights that composition effects, rather than a species-diversity effect per se, can have a strong effect on yield dynamics in agricultural systems. Functional diversity, as discussed by Barkaoui *et al.* (2016) and Zavalloni *et al.* (2008), seems to be key in explaining the relationships between diversity and the dynamics observed. However, although ecology and agroecology now usually use the functional approach, few of the articles reviewed (n= 6/37) use a functional description of plant diversity to address effects of species characteristics (traits) on ecosystem functioning. Thus, the community that studies agricultural *system* dynamics seems to be poorly connected to the one that uses functional approaches, although functional characterisation of species is a recognised way to support the design of planned biodiversity to develop sustainable agricultural systems (Duru *et al.*, 2015b; Wood *et al.*, 2015).

1.5.2 Effects of agricultural system intensification

Our results show that yield of grassland systems seems more sensitive to climate variability and change than that of crop systems. This difference may be due mainly to the management adaptations available to the crop systems studied, especially irrigation, in the face of higher temperatures and drought. From a methodological viewpoint, crop/grassland management needs to be described accurately when comparing the sensitivity of different agricultural systems.

While intensification has a major effect on yield levels, we find no clear trend in its effect on yield dynamics (55 % of results are neutral). Rather than intensification level, the appropriateness of the combination of crop, management and pedoclimatic context (*i.e.* production situation, Aubertot and Robin (2013)) plays an important role. For example, Reidsma and Ewert (2008) highlight that the positive effect of irrigation depends on water availability and fertilisation level, which later drives crop

water demand. They also suggest that lower yields (and thus, less intensive crop systems) in warm climates are less sensitive to climate change because crop management there already seems adapted to the climate. More generally, Reidsma and Ewert (2008) show that farm characteristics (e.g. size, diversity of land use) can have a stronger influence on yield variability than climate change, whose impacts are perceived more at larger levels (e.g. regional).

Our results for the effect of intensification are consistent with those of Renard and Tilman (2019), who show that irrigation, and thus adaptation to water scarcity, is an important mechanism to improve national yield stability, whereas nitrogen-use intensity (intensification level) has no significant impact. They also show that effects of diversity and irrigation on total yield stability are approximately equal to those of precipitation and temperature instability.

As discussed in the studies reviewed (Bitterman and Bennett, 2016; Hoover *et al.*, 2014; Pfisterer and Schmid, 2002; Isbell *et al.*, 2015) and shown by Müller *et al.* (2016), results from analysing system *performance* dynamics can depend strongly on the temporal extent of the studies. Study duration is crucial when analysing (i) climatic and economic trends or rupture scenarios and (ii) effects of resource availability (e.g. water, phosphorus). For example, the frequency of climate events can explain the effect of diversity on yield resistance (Isbell *et al.*, 2015). More generally, showing that increasing irrigation or fertilisation improves resilience in the short term can mask the more long-term scarcity effects of local water resources, finite resources (e.g. phosphorus, petroleum) and negative feedback loops (e.g. pollution). Accordingly, studies that investigate the VRR of agricultural systems while considering effects of intensification should assess middle- and long-term effects on natural and fossil resources and the environment.

Finally, our transversal analysis of studies (regardless of the *system - disturbance* combination) highlights potential negative effects of intensification of labour, capital and machinery on yield dynamics at the farm level (Bardaji and Iraizoz, 2015), while positive effects are observed at the regional level (Matsushita *et al.*, 2016; Salvati, 2010). These results are similar to those of Reidsma *et al.* (2009b) at the farm level, suggesting that the largest farms (economically) are less resilient.

1.6 Concluding remarks

In addition to increasing functional diversity, ensuring that the level of intensification is appropriate for the production situation seems the best way to ensure the resilience/robustness of yields to climate change. Farm diversity in economic size and intensity (of economic outputs) at the regional level also seems a way to improve the VRR of agricultural production at the local/regional level. In addition, our transversal analysis suggests that policies (e.g. income-stabilisation tools, direct payments, subsidies, government investment in agricultural infrastructure) and insurance are effective external factors, complementary to internal ones, for improving the resilience of economic net return of farming systems.

Contributions

M.D and O.T. developed the conceptual framework with guidance and contributions from all other co-authors; M.D. performed the literature review with the help of N.U. for reviewing; M.D. and O.T. wrote the manuscript; and C.B. and N.U. proofread the manuscript.

Acknowledgements

We thank the three reviewers who helped improve the manuscript greatly. We thank Agrosolutions, the agricultural consulting firm that supported and funded the PhD work of M.D. but had no role in the decision to publish. We thank Michelle and Michael Corson for proofreading. We thank Guy Richard, Michel Duru and Jean-Roger Estrade for providing general guidance and discussion.

2. Revue des évaluations quantitatives de la résilience, vulnérabilité, robustesse et capacités d'adaptation des systèmes agricoles de zones tempérées

Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems

Manon DARDONVILLE[1, 2*], Christian BOCKSTALLER[1], Olivier THEROND[1]

[1] Université de Lorraine, INRAE, LAE, F-68000 Colmar, France

[2] Agrosolutions, 75782, Paris, France

Cite as: Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. Journal of Cleaner Production 125456. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456

ABSTRACT

Vulnerability, resilience, robustness and adaptive capacity are four key concepts that characterize dynamics of systems when disturbance occurs. However, rendering them operational for agricultural systems using an approach to quantify dynamics remains a challenge. To provide a synthesis of studies that attempt to do so, we systematically reviewed scientific articles that quantified the vulnerability, resilience, robustness or adaptive capacity of agricultural systems in temperate zones. Our semi-automatic selection based on the Web of Science and textual visualization with VOSviewer enabled us to identify only 53 articles. They focus mainly on the effect of climate change on yield dynamics but are diverse in terms of agricultural systems (organizational levels, type of production), methods, criteria of dynamics (e.g. trend, variability, recovery, resistance) and explanatory factors tested (e.g. diversity, intensification, management). Studies that refer to one of these four investigated concepts use criteria of dynamics interchangeably to analyze dynamics, confirming the fuzzy definition of these concepts. While a wide range of methods are used, most studies focus on only one performance attribute, mainly yield, which hides the multifunctionality of agriculture. However, half of the studies use multiple criteria of dynamics to describe them in a multifaceted manner. We highlight that combining short-term and long-term studies is rare, and social and ecological explanatory factors are rarely tested. Identifying key generic explanatory factors (properties) that determine vulnerability, resilience, robustness or adaptive capacity requires identifying a shared core set of factors to investigate systematically. We show that this set of properties could be identified through cross-sectional analysis of results of expert-based and quantitative assessments.

2.1 Introduction

Agricultural systems are facing increasing climatic and economic disturbances (IPCC, 2013; Wright, 2011). Characterizing agricultural systems able to manage shocks (e.g. economic crisis) or disturbance trends (e.g. increasing temperature) while ensuring their essential functions remains an issue (Tendall *et al.*, 2015). Vulnerability, resilience, robustness and adaptive capacity (VRRAC, Table 4) are key concepts used to characterize dynamics when disturbance occurs (Gallopín, 2006; Mumby *et al.*, 2014). These concepts are related, and their definitions and overlaps remain an open debate (Miller *et al.*, 2010; Mumby *et al.*, 2014; Turner, 2010; Urruty *et al.*, 2016; Wu, 2013). Although developed and discussed in multiple disciplinary communities, they remain challenging to operationalize (*i.e.* to translate into an operational evaluation approach) (Callo-Concha and Ewert, 2014; Ge *et al.*, 2016, 2016; M. Li *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017; Quinlan *et al.*, 2016; Urruty *et al.*, 2016). For example, how to evaluate resilience is currently being debated (Allen *et al.*, 2019; Grafton *et al.*, 2019; Pimm *et al.*, 2019).

Concepts	Definitions	Reference
Resilience	"the ability to ensure the provision of the system functions in the face of increasingly complex and accumulating economic, social, environmental and institutional shocks and stresses"	Meuwissen *et al.* (2019)
Vulnerability	"the degree to which a system is harmed due to disturbances or stress"	Turner *et al.* (2003)
Robustness	"the ability to maintain desired levels of system outputs, […] despite the occurrence of disturbances"	Urruty *et al.* (2016)
Adaptive capacity	"the ability of a system to prepare for stresses and changes in advance or adjust and respond to the effects caused by the stresses"	Smit and Pilifosova (2003)

Table 4. Definitions of the four concepts investigated.

In the literature, two approaches for addressing quantitatively the operationalization of VRRAC frameworks can be identified (AminShokravi and Heravi, 2020; Prosperi *et al.*, 2016; Tendall *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019). First, based on expert opinion or a literature review, a set of system properties (characteristics) is considered a set of key factors that determine VRRAC (Biggs *et al.*, 2012; Bonisoli *et al.*, 2018; Cabell and Oelofse, 2012; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Prosperi *et al.*, 2016; Quinlan *et al.*, 2016; Wiréhn *et al.*, 2015). Here, VRRAC is considered the "sum of a range of characteristics" (Douxchamps et al. 2017). For example, Cabell and Oelofse (2012), in a qualitative review, identified 13 properties (called "behavior-based indicators") of agroecosystem resilience. In another example, based on thorough expert knowledge and a qualitative literature review, Biggs *et al.* (2012) defined three system properties (diversity and redundancy, connectivity, and slow variables and feedbacks) and four management principles (consider the complex adaptivity of socio-ecological systems; and enhance learning, participation, and polycentric governance) that promote the resilience

of ecosystem services in social-ecological systems. These two key studies are the foundation for recent studies that define conceptual frameworks (Meuwissen *et al.*, 2019; Stockholm Resilience Center, 2015) or identify pre-defined properties of VRRAC (Diserens *et al.*, 2018; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2019b; Nyström *et al.*, 2019). Douxchamps *et al.* (2017)mentioned that the study of Cabell and Oelofse (2012) remains innovative due to the indicators they developed to integrate aspects of social, ecological and system connectivity and diversity. In this approach, VRRAC is operationalized by estimating levels of predefined properties (e.g. diversity, connectivity) (e.g. in Allen *et al.*, (2018); Altieri *et al.*, (2015); Brooks *et al.*, (2005); Corobov *et al.*, (2013); Dalsgaard *et al.*, (1995); Schmitt *et al.*, (2017); Žurovec *et al.*, (2017)). In agronomy, however, this *predefined-properties approach* can suffer from little experimental evidence for the properties used (Dardonville *et al.*, 2020; Gil *et al.*, 2017). The properties rely mostly on experts' viewpoints (Urruty *et al.* 2016) or transposition of proven properties of VRRAC from one scientific field to another (e.g. from ecology to agronomy (Peterson *et al.*, 2018)). This is usually the case when considering that diversity is a property of resilience of agricultural systems, while the experimental evidence remains unclear (Gil *et al.*, 2017). The second approach is based on analysis of (i) observed or simulated dynamics of one or more functions of a studied system that is experiencing disturbances and (ii) relationships between system dynamics and multiple system characteristics to identify key explanatory factors of its dynamics (Brzezina *et al.*, 2016; Nelson *et al.*, 2019). In this *dynamics-analysis approach*, performance attributes characterize the functions of systems to maintain (Meuwissen *et al.*, 2019). For example, yield performance characterizes the food production function of agricultural systems. Evaluation criteria, such as recovery or variability, are used to summarize the dynamics of the performance attribute quantitatively (Barkaoui *et al.*, 2016; Grafton *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017 (*i.e.* "characterize systems' behavior" in Müller (2005)). Analysis of relationships between these VRRAC criteria of dynamics and system characteristics allows endogenous (eg. crop diversity, Piedra-Bonilla *et al.* (2020)) or exogenous (eg. policies, Singh and Dhadse (2021)) explanatory factors of VRRAC to be identified. These factors provide insights into pathways for improving resilience (Coomes *et al.*, 2019; Meuwissen *et al.*, 2019). Based on observed or simulated data, this approach can provide "objective" information about properties of VRRAC. Once properties of VRAAC are identified (*i.e.* explanatory factors supported by evidence), they can be used as proxies of resilience in the *predefined-properties approach* (Tendall *et al.*, 2015). For example, if *dynamics analysis* shows that crop diversity enhances resilience in agricultural systems, then resilience can be evaluated as a function of crop diversity. In short, the properties that determine VRRAC are pre-determined in the *predefined-properties* approach, while they are outcomes of assessments in the *dynamics-analysis* approach.

While the first approach is widely known and disseminated, the second approach is applied much less due to the complexity of the mathematical methods involved and the data or models required (Brzezina *et al.*, 2016; Callo-Concha and Ewert, 2014a; Coomes *et al.*, 2019; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Prosperi *et al.*, 2016). However, the *dynamics-analysis* approach is necessary to identify objectively the level and properties of VRRAC systems, based on quantitative analysis of observed or predicted dynamics of stressed systems. Once identified well, these properties can be used in the

predefined-properties approach. In other words, the second approach can provide the first one with well-identified properties.

To our knowledge, no exhaustive review of studies with this second approach exists in agricultural research (but see the review of Donohue *et al.* (2016) in ecology). The few reviews available focus on only one concept and one explanatory factor (resilience and diversity in Gil *et al.*, 2017), a qualitative and non-exhaustive analysis of the literature (Urruty *et al.*, 2016) or only a small set of both qualitative and quantitative studies (n=10 in Callo-Concha and Ewert, 2014). An exhaustive synthesis of the quantitative *dynamics-analysis* approach that considers the four parent concepts (V, R, R and AC) is needed. It would help disseminate and thus facilitate the use of available methods and to identify key explanatory factors of VRRAC (and feed the *predefined-properties* approach). Ultimately, it would provide future researchers with the main characteristics of past studies and warnings and tips for future studies.

To this end, we conducted a systematic review of studies that had used a *dynamics-analysis* approach of VRRAC of agricultural systems (crop and livestock systems). It was based on a generic query and semi-automated sorting and focused on agricultural systems of temperate climatic zones. We focused on studies of temperate zones to address ecological and socio-economic systems that function in a similar manner (Gil *et al.*, 2017; Dardonville *et al.*, 2020). Through this review we sought to address the following research questions. What are the natures of the agricultural systems and disturbances studied most by this research community? Which VRRAC concepts are used most in these studies? Which methods are used to evaluate VRRAC quantitatively? Which performances have had their dynamics studied in the face of disturbance? What criteria of dynamics are used to describe the dynamics of the performances? Are the criteria associated with specific concepts? What explanatory factors are tested to determine whether they are properties of VRRAC? We conclude our review by discussing shortfalls in the reviewed studies and research needs, providing recommendations for future studies and illustrating how key properties of VRRAC could be identified by comparing and coupling the two VRRAC analysis approaches (*i.e. predefined-properties- and dynamics-analysis)*.

Hereafter, we present the methodology used to select the studies reviewed, the results that answer the research questions and the discussion, which provides recommendations to other researchers.

2.2 Methodology

To select scientific articles that quantitatively analyzed dynamics of the VRAAC of agricultural systems, we followed the PRISMA protocol for systematic review (Moher *et al.*, 2015). We ran the query in the ISI Web of Science Core Collection database (WoS, http://www.isiknowledge.com) to identify peer-reviewed English articles and reviews published from 1956 (the beginning of the collection) to September 2020. We focused on temperate studies that analyzed agricultural system dynamics from field to regional levels without considering dynamics of communities of organisms. The query was organized in three sections to select articles that addressed at least one of the VRRAC

concepts, agricultural crop and livestock systems and quantitative assessment. Accordingly, the query was:

Topic = ((vulnerabilit* OR resilien* OR robustness OR "adaptive capacity") AND (agri* OR agro* OR crop* OR farm* OR grass* OR pastor*) AND (indicator* OR evaluat* OR assess* OR quantitativ* OR quantif* OR model* OR simulat* OR decrease OR increase))

The WoS Core Collection database was chosen because it encompasses a variety of research fields, such as those in the natural sciences, but also in the social sciences, which could have performed the studies we sought.

The query identified 12,125 articles (Figure 23). Then, using the advanced search function of the WoS, we excluded off-topic journals, WoS categories and articles that involved non-temperate zones, based on mapping by Kottek *et al.* (2006). Since the remaining corpus was still large (7940 articles), we performed bibliometric analysis to detect off-topic articles semi-automatically based on their lexical fields. To do this, like Wang *et al.* (2020) and Obiang Ndong *et al.* (2020), we first used the bibliometric analysis and mapping software VOSviewer to visualize the co-occurrence of terms (at least n = 10 times) in the title and abstract of all the articles (Supplementary material 12). From the resulting bibliometric network, we identified potential off-topic lexical fields, such as soil community dynamics, soil health, plant or animal genetics, fisheries and obvious non-agricultural production (*i.e.* forests) (Figure 23). Keywords in these off-topic lexical fields were then used in the bibliographical management software EndNote X9 to select potential off-topic articles. Next, the title and abstract of these articles were read to identify which ones were truly off-topic and to ensure that relevant articles were not excluded. After this screening process, 1761 articles remained. One reviewer read all titles and abstracts of the articles and identified 281 articles within our study's scope. Finally, one reviewer read the 281 articles deeply and identified the final subset of 53 articles within the scope of the review. A second reviewer read a random sample of 10% of the 281 articles, and the result was 100% agreement between the two reviewers. Articles that did not assess temporal dynamics of an agricultural system quantitatively were excluded (e.g. those that assessed only one year of production).

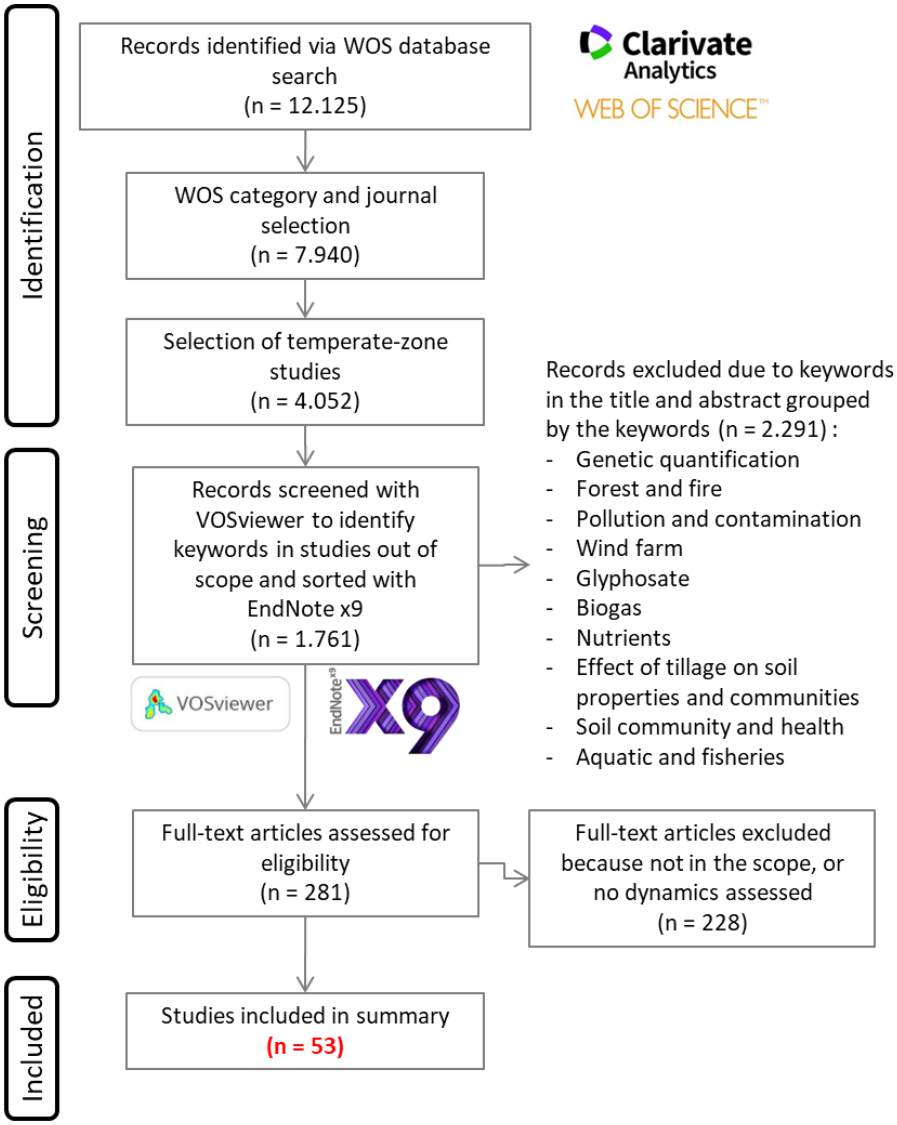


Figure 23. Description of the method used to select and sort articles according to the PRISMA protocol for a systematic review (Moher *et al.*, 2015).

We described each of the 53 studies using the analytical framework defined by Dardonville *et al.* (2020), which combined recommendations of Allen *et al.* (2016), Carpenter *et al.* (2001), Meuwissen *et al.* (2019), Müller *et al.* (2016) and Peterson *et al.* (2018). Thus, for each study, we specified:

1. The nature of the agricultural system studied (VRRAC "of what"): the type of production (e.g. annual crops, perennial crops) and the level of organization (e.g. field, farm, region)

2. The exogenous disturbance that affects the system (VRRAC "to what disturbance"), which corresponds to a shock or long-term pressure

3. The spatial and temporal extent and resolution of the disturbance (VRRAC "when and where")

4. The performance attribute (VRRAC "for which performance attribute(s)") that is important to maintain over time and whose dynamics are examined (e.g. yield, income)

5. The criterion that summarizes one aspect of the dynamics of the performance attribute (e.g. variability, recovery, resistance)

6. The explanatory factors tested that could explain the dynamics observed and thus the VRRAC (VRRAC "due to which explanatory factors")

The information collected was collated in a dedicated database. Terminology was standardized for each exogenous disturbance, performance attribute, criterion of dynamics and explanatory factor (see Supplementary material 2 for an aggregation tree of explanatory factors). The database contained 1016 individual results that correspond to a direction (positive, negative or neutral) of the effect of one explanatory factor on one performance attribute, described by one criterion of dynamics for one system experiencing one disturbance (explanatory factor × performance attribute × criterion of dynamics × system × disturbance). The number of results per article varied greatly (1-80), since one study could test several explanatory factors for several performance attributes or criteria of dynamics. VRRAC concepts (e.g. “resilience” in Lake (2013)) used in each article were classified, and when articles used multiple concepts (e.g. “resilience” and “resistance” in Isbell *et al.* (2015)), we recorded each specific combination.

2.3 Results

2.3.1 Scope, farming systems and organization level

Only 53 articles from the WoS database were identified that had performed quantitative *dynamics analysis* of a temperate agricultural system in the field of VRRAC assessment. 66% of the articles have been published recently, since 2015 (Supplementary material 14).

The articles reviewed focus mainly on the effect of climate disturbance (79% of articles) on agronomic yield (67% of articles) and economic attribute performances (net return in 15% of articles) of grasslands (30% of articles) and crop systems (43% of articles) at field (45% of articles), farm (33% of articles) and regional (18% of articles) levels (Supplementary material 15). Although these articles are relatively focused on climate disturbance and yields, they consider a variety of organization levels and types of production.

2.3.2 Concepts used

The articles reviewed refer explicitly to the concepts of resilience (30 articles, as defined by Folke, (2006); Holling, (1973); Lake, (2013); Rist *et al.*, (2014); Walker *et al.*, (2004); Walker and Meyers, (2004); Ingrisch and Bahn, (2018)), vulnerability (16 articles, as defined by Adger, (2006);

McCarthy *et al.*, (2001); Smit and Wandel, (2006)), adaptive capacity (12 articles, as defined by McCarthy *et al.* (2001); Parry *et al.* (2007)) and/or robustness (3 articles, as defined by Stelling *et al.* (2004); Urruty *et al.* (2016)), but also, additionally, to stability (7 articles, May, (1975)), sustainability (3 article) and resistance (7 articles, as defined by Pimm (1984)) (Figure 26). Here, "resistance" refers to a concept and not to a criterion that describes the dynamics of the attribute. The concepts of vulnerability, resilience and robustness are rarely combined; for example, only one article combines vulnerability and resilience (Figure 26), confirming that they are used by different scientific communities. However, resilience is often combined with the other concepts (16 out of 30 articles), mainly with resistance or stability. In contrast, vulnerability is often combined with adaptive capacity (9 out of 16 articles). Robustness is mentioned only alone (Figure 26).

2.3.3 Methods to measure and assess dynamics and test explanatory factors

Many methods are used to address the dynamics of agricultural systems and test potential explanatory factors. Methods can be distinguished by how they (i) measure dynamics (e.g. source of data, protocols), (ii) assess dynamics (criteria and mathematical indicators) and (iii) identify explanatory factors for these dynamics.

Dynamics are measured from experimental studies, existing observed data or simulations. Twenty articles are based on long-term field experiments (e.g. Barkaoui *et al.*, 2016; Hoover *et al.*, 2014; Macholdt *et al.*, 2020; Mäkinen *et al.*, 2015)), while 22 articles use an existing or constituted database (e.g. FADN in Bardaji and Iraizoz, (2015); Reidsma and Ewert, (2008); Zampieri *et al.*, (2020a)). Eleven articles use observed data on disturbances (e.g. climate, prices) as input data for simulation models, such as a grassland model (Sabatier *et al.*, 2015a), a farming system model (Martin and Magne, 2015) and an agent-based model (Bitterman and Bennett, 2016; Brunner and Grêt-Regamey, 2016; Grêt-Regamey *et al.*, 2019; van Strien *et al.*, 2019). The temporal extent and resolution of the studies range from 1-80 years (Figure 24) with a 1 day to 1-year time step. The spatial extents of the studies cannot be compared because they range from 1 m² plots at several sites in the world to a few dozen farms within a European Union NUTS2 region. Only one article studies the impact of the spatial extent of a disturbance (Mechler *et al.*, 2010).

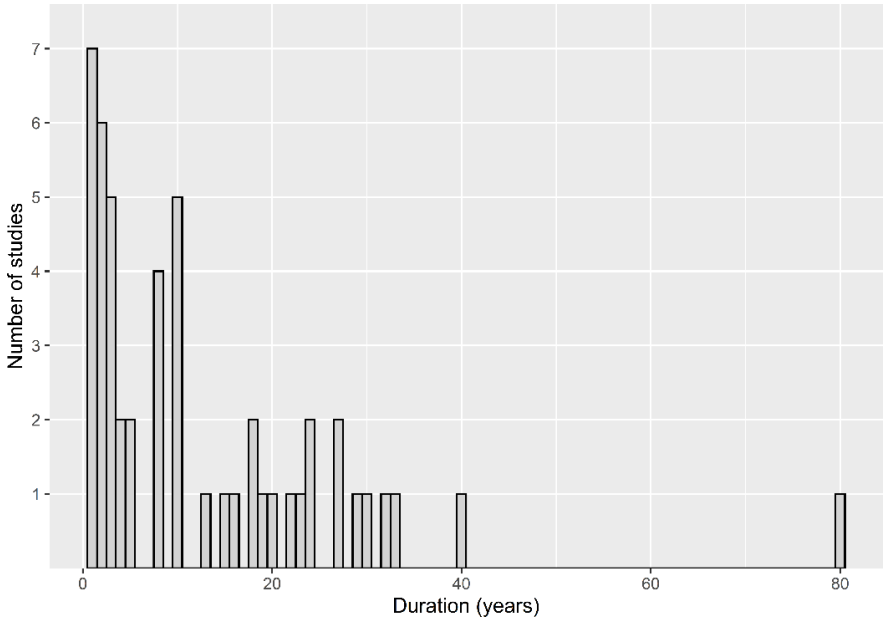


Figure 24. Temporal extent (duration) of analysis in each study reviewed (years).

Dynamics are assessed using a variety of methods, such as de-trended time series criteria of dynamics (Craven *et al.*, 2018; Zampieri *et al.*, 2020b, 2020a), general linear regression models (Reidsma *et al.*, 2009a), mixed linear or logit models (Bouttes *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020; Martin *et al.*, 2017; Perrin *et al.*, 2020; Seo, 2010), marginal utility (Brunner and Grêt-Regamey, 2016) and eigenvalues of the variance-covariance matrix (Fletcher and Hilbert, 2007). Some studies (5 out of 53) performed only a sensitivity analysis (*i.e.* they focus only on dynamics of system performance attribute(s) without analyzing explanatory factor(s)). The remaining articles use two main types of methods to identify explanatory factors. Twenty articles use statistical methods, such as linear mixed models, to estimate relationships between potential explanatory factors and the criteria of dynamics (e.g. effect of intensification on productivity dynamics in Bouttes *et al.* (2018); Martin *et al.* (2017)). In contrast, 33 articles use methods allowing to estimate the effect of potential explanatory factors on the relation between criteria and disturbance variables (e.g. effect of intensification on the effect of climate change on yield dynamics in Bardaji and Iraizoz (2015); Reidsma *et al.* (2009b) or effect of species community changes on the effect of flooding on biomass level in Oram *et al.*, (2020)).

2.3.4 Performance attributes and criteria to describe their dynamics

As mentioned, the articles we reviewed focus mainly on analyzing dynamics of agronomic yield (67% of articles, 40% of results) and economic net return (15% of articles, 24% of results, Figure 25). The remaining 16% of articles consider other attributes, such as agronomic (e.g. product quality) or ecological performance (3% of articles). Only 13% (n=7) of articles consider multiple attributes

(usually agronomic and economic performance) in a multi-performance approach (Table 6). Two articles study social performance attribute as farmers' satisfaction or continuity of farming business (Bitterman and Bennett, 2016; Perrin *et al.*, 2020). In an original approach, Brunner and Grêt-Regamey (2016) use an attribute that aggregates four ecosystem services, but they do not discuss them separately.

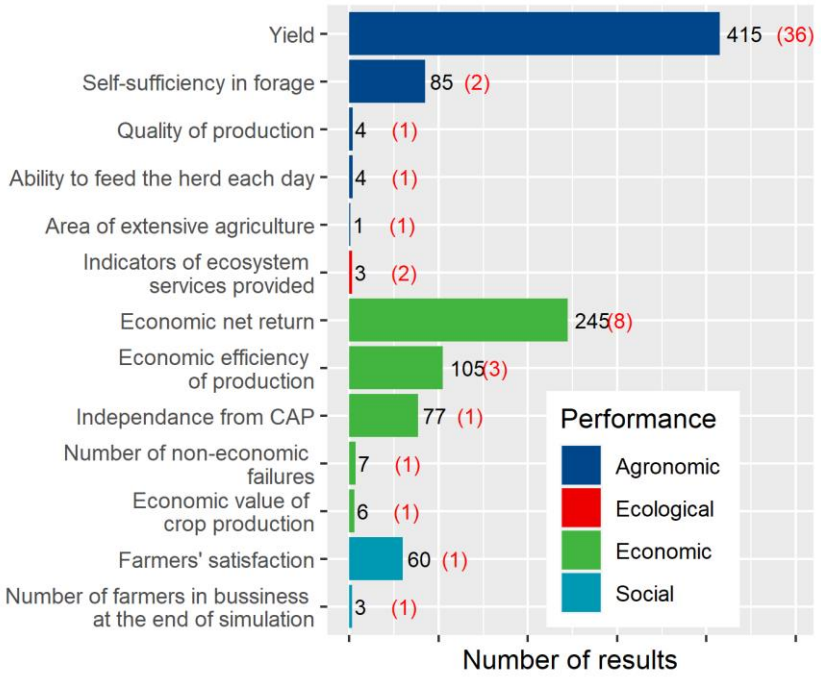


Figure 25. Number of results (in black) and articles (in red) by performance attribute whose dynamics are studied when disturbance occurs.

We identify ten criteria of dynamics of performance attributes used in the articles reviewed: trend (15 articles, 35% of results), level (19 articles, 27% of results), variability (as defined by Pimm (1984), 17 articles, 16% of results), trend (14 articles, 35% of results),resistance (difference between pre-disturbance and post-disturbance level, as defined by Pimm (1984), 15 articles, 5% of results), elasticity (intensity and direction of change, 2 articles, 3% of results), frequency that a threshold was exceeded (as defined by Walker *et al.* (2004), 4 articles, 3% of results), probability of exceeding a given threshold (as defined by Walker *et al.* (2004), 6 articles, 2% of results, e.g. high yield), time required to recover to the pre-disturbance level ('resilience' of Pimm (1984), 5 articles, 2% of results, and distance to a stable state (as defined by Ludwig *et al.* (1997), 4 articles, 1% of results, e.g. eigenvalues of the variance-covariance matrix), distance to a threshold (1 article, 2% of results), (Table 5). Most of these criteria are described by Meyer *et al.* (2018) and Scheffer *et al.* (2015).

Criterion	Example of indicator	Reference	Articles that use the criterion	Number of articles (and results)
Level	Mean	-	Bouttes *et al.*, 2018, 2019; Castañeda-Vera and Garrido, 2017; Ferreyra *et al.*, 2001; Gaudin *et al.*, 2015; Isbell *et al.*, 2015; Leonhardt *et al.*, 2013; J. Li *et al.*, 2019; M. Li *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017; Perrin *et al.*, 2020; Pfisterer and Schmid, 2002; Prieto *et al.*, 2015; Redhead *et al.*, 2020; Reidsma and Ewert, 2008; Seo, 2010; Urruty *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2019; Zavalloni *et al.*, 2008	19 (284)
Variability	Residuals of linear regression	Pimm (1984)	Bouttes *et al.*, 2018; Castañeda-Vera and Garrido, 2017; Cociu and Cizma, 2015; Craven *et al.*, 2018; Gaudin *et al.*, 2015; Isbell *et al.*, 2015; Khumairoh *et al.*, 2018; Leonhardt *et al.*, 2013; M. Li *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020; Mäkinen *et al.*, 2015; Martin *et al.*, 2017; Prieto *et al.*, 2015; Redhead *et al.*, 2020; Reidsma *et al.*, 2009a; Reidsma and Ewert, 2008; Sneessens *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2019	17 (163)
Trend	Slope of linear regression	-	Bardaji and Iraizoz, 2015; Bouttes *et al.*, 2018, 2019; Cociu and Cizma, 2015; Di Falco and Chavas, 2008; Kahiluoto *et al.*, 2014; Leonhardt *et al.*, 2013; J. Li *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2017; Matsushita *et al.*, 2016; Perrin *et al.*, 2020; Prieto *et al.*, 2015; Reidsma *et al.*, 2009b, 2009a, 2010; Salvati, 2010; Urruty *et al.*, 2017	15 (365)
Resistance	Difference between pre-disturbance and post-disturbance	Pimm (1984)	Brunner and Grêt-Regamey, 2016; Carlsson *et al.*, 2017; de la Rosa *et al.*, 2000; Di Falco and Chavas, 2008; Hoover *et al.*, 2014; Isbell *et al.*, 2015; Martin and Magne, 2015; Mechler *et al.*, 2010; Oram *et al.*, 2020; Pfisterer and Schmid, 2002; Redhead *et al.*, 2020; Seo, 2010; Stampfli *et al.*, 2018; Vetter *et al.*, 2020; Zavalloni *et al.*, 2008	15 (51)
Recovery	Time or ratio (pre/post) to return to the pre-disturbance level	'resilience' of Pimm (1984)	Barkaoui *et al.*, 2016; Carter and Blair, 2012; Di Falco and Chavas, 2008; Isbell *et al.*, 2015; J. Li *et al.*, 2019; Matsushita *et al.*, 2016; Oram *et al.*, 2020; Pfisterer and Schmid, 2002; Sneessens *et al.*, 2019	9 (33)
Distance to a stable state	Eigenvalue of the variance-covariance matrix	Ludwig *et al.* (1997)	Chavas and Di Falco, 2017; Fletcher and Hilbert, 2007; Grêt-Regamey *et al.*, 2019; van Strien *et al.*, 2019	4 (5)
Distance to a threshold	Difference between a desired level and actual level	-	Sneessens *et al.*, 2019	1 (19)
Probability of exceeding a threshold	-	Walker *et al.* (2004)	Ferreyra *et al.*, 2001; Gaudin *et al.*, 2015; M. Li *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020; Zampieri *et al.*, 2020b, 2020a	6 (26)
Frequency that threshold was exceeded	-	Walker *et al.* (2004)	Bitterman and Bennett, 2016; Lien *et al.*, 2007; Sabatier *et al.*, 2015; Sneessens *et al.*, 2019	4 (33)
Elasticity	Intensity and direction of change	-	Bardaji and Iraizoz, 2015; Reidsma *et al.*, 2009b	2 (36)

Table 5. Summary of the criteria used to describe dynamics in the articles reviewed

Among the criteria of dynamics used together (Supplementary material 5), level is used most often in combination with others (*i.e.* variability, trend, probability of exceeding a threshold, resistance and/or recovery). Level, distance to a threshold and elasticity are never used alone, likely because they describe dynamics only partially. Distance to a stable state and the frequency that a threshold was exceeded are always used alone, likely due to methodological limitations (Bitterman and Bennett, 2016; Chavas and Di Falco, 2017; Fletcher and Hilbert, 2007; Lien *et al.*, 2007; Sabatier *et al.*, 2015a). Resistance is usually used alone (8 out of 21 articles) or with recovery time (4 out of 21). The combination of level-trend-variability is the trio used most often (4 articles, Bouttes *et al.* (2018); Leonhardt *et al.* (2013); Martin *et al.* (2017); Prieto *et al.* (2015)). Multiple criteria are analyzed in 53% of studies, most of which use 2-3 criteria of dynamics for each attribute (Table 6). Seven multi-performance studies use 2-5 criteria of dynamics for each attribute investigated.

Criteria	**Attributes**			
	One	Two	Four	Five
One	25	0	0	0
Two	11	3	1	0
Three	7	2	0	0
Four	2	0	0	1
Eight	1	0	0	0

Table 6. Distribution of the 53 articles reviewed as a function of the number of performance attributes and criteria of dynamics of performance considered.

2.3.5 Combinations of concepts and criteria of dynamics

Most criteria of dynamics are associated with more than one of the four concepts investigated (VRRAC) (Figure 26). Criteria of level, trend and variability are associated with all four concepts, while resistance, probability of exceeding a threshold and frequency that a threshold was exceeded are associated only with resilience, vulnerability and adaptive capacity. However, since only six of the articles reviewed refer to robustness, this concept is less common than the other two. The criteria "recovery time/ratio" and "distance to a stable state" are associated in majority with resilience. Elasticity is associated only with vulnerability and adaptive capacity (Bardaji and Iraizoz, 2015; Reidsma *et al.*, 2009b).

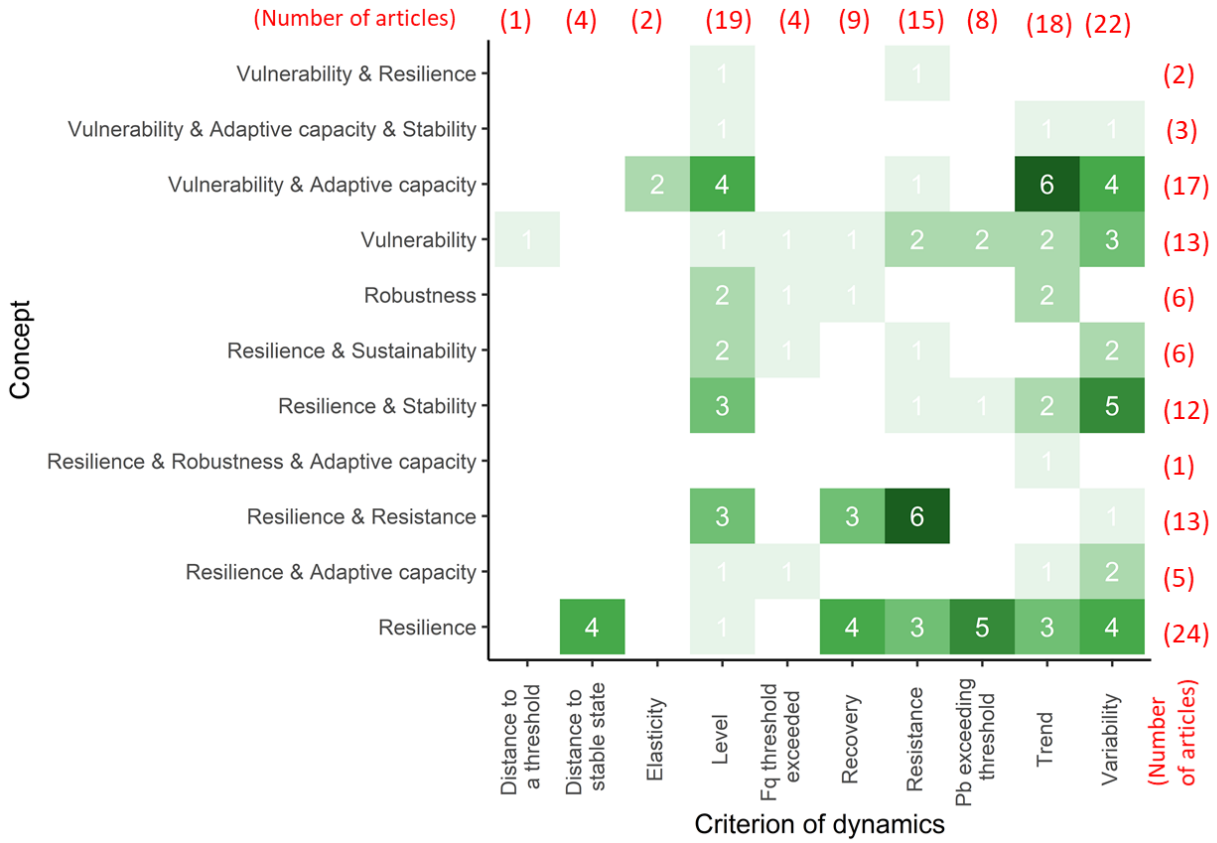


Figure 26. Number of articles reviewed as a function of concept(s) and criterion of dynamics of performance attribute. A given article can mention several concepts and/or criteria.

2.3.6 Explanatory factors tested

Most of the articles reviewed seek to determine explanatory factors of VRRAC (48 articles, 84% of results). They tested 121 explanatory factors, which we categorized into 31 categories (Figure 27, Supplementary material 13) that correspond to descriptors of system structure (64% of articles, 20% of results), agricultural practices (23% of articles, 34% of results), institutional context (16% of articles, 8% of results), adaptation (11% of articles, 3% of results), economic characteristics (11% of articles, 4% of results), biophysical context (13% of articles, 7% of results), ecological processes (2% of articles, 0.5% of results) and disturbance scale (2% of articles, 0.03% of results). Most factors studied (71%) are endogenous to the agricultural system (*i.e.* controllable by the farmer).

Although many explanatory factors are studied, articles address mainly effects of system structure, agricultural practices and institutional context, while economic characteristics are studied less, and ecological and biophysical factors are minors. The effect of system structure is studied by analyzing the effect of diversity, crop species surface areas, herd and farm labor structure, farm

typologies (e.g. size, specialization), farm self-sufficiency and diversity. The effect of diversity is studied the most widely (27 articles) by analyzing effects of the spatial and/or temporal diversity of crops in rotations and mixtures or plants in grasslands, and the diversity of farm characteristics and response (see Dardonville *et al.*, (2020) for more details). Agricultural practices are assessed mainly by considering input/practice intensification levels (e.g. pesticide, fertilization, irrigation, tillage) or ways to perform certain practices (e.g. sowing, grassland use). The institutional context is assessed to identify effects of policy or income stabilization measures. Adaptation is assessed by analyzing adaptations in crop management (Urruty *et al.*, 2017), farm strategy (Fletcher and Hilbert, 2007; Martin and Magne, 2015; Seo, 2010) or technological progress over time (Bardaji and Iraizoz, 2015; Reidsma *et al.*, 2009b). The effect of ecological functioning is assessed only through the pollination service (Leonhardt *et al.*, 2013) and the interaction effect (*i.e.* synergy or competition effects (Zavalloni *et al.*, 2008)). The biophysical context category represents assessment of effects of a combination of disturbances (e.g. heat and drought in Zavalloni *et al.*, 2008), regional climate (Leonhardt *et al.*, 2013), initial soil water availability (Ferreyra *et al.* 2001) or invasion by other species (Vetter *et al.*, 2020).

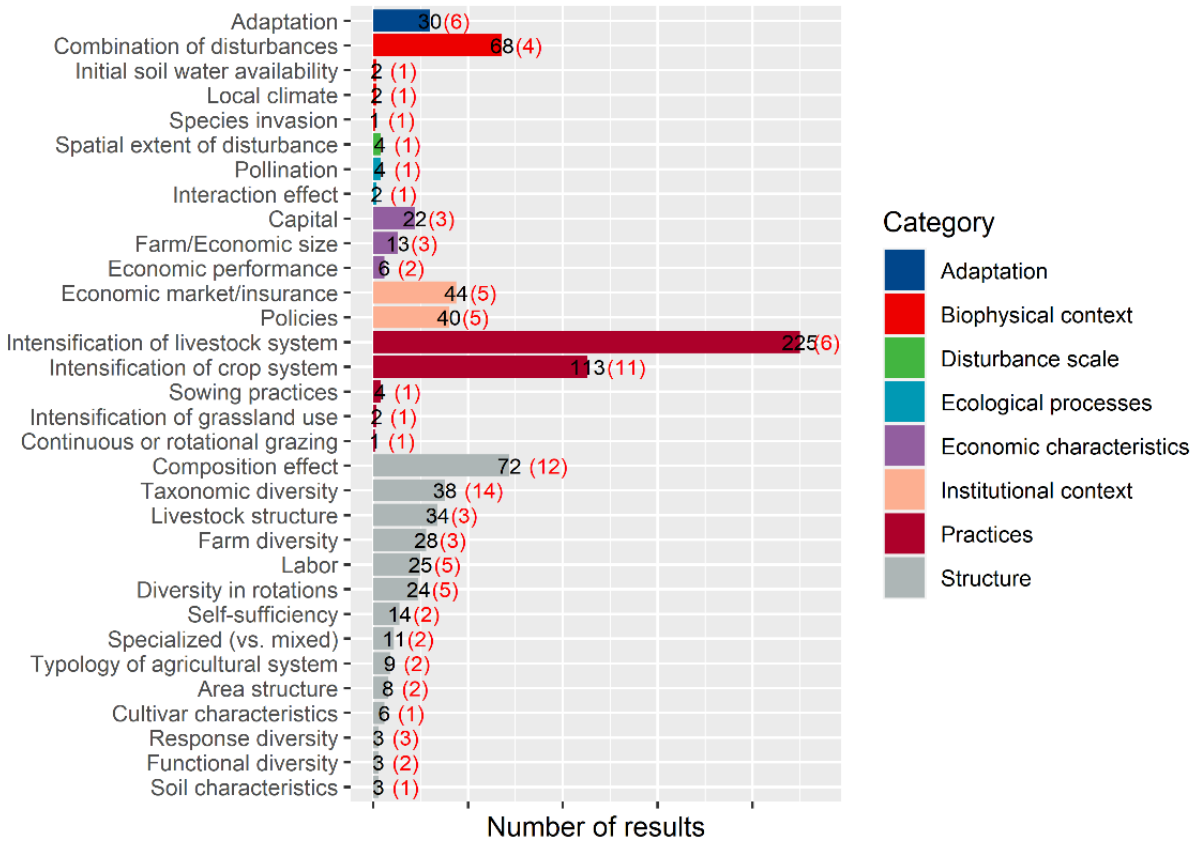


Figure 27. Number of results (in black) and articles (in red) by explanatory factor and its category.

2.4 Discussion

Our systematic review summarizes the system studied, methods, performance attributes used, criteria of dynamics used and explanatory factors tested in the studies that quantitatively assess the VRRAC of temperate agricultural systems. As shown, these studies use a variety of concepts, methods and criteria. Based on results of our analysis and observations of other key researchers, we discuss conceptual and methodological aspects of quantitative VRRAC assessments. Consequently, we identify several points of vigilance and advice for future researchers.

2.4.1 Relationships between VRRAC concepts and criteria of dynamics

The analysis of combinations of concepts and criteria in this review confirm that definitions of VRRAC concepts are fuzzy and highlight interchangeable use of criteria of dynamics. Many researchers have highlighted the redundancy, ambiguity and polysemy of VRRAC concepts (Callo-Concha and Ewert, 2014; Gallopín, 2006; Miller *et al.*, 2010; Turner, 2010; Urruty *et al.*, 2016), and Allen *et al.* (2019) does so recently for resilience. In the studies we reviewed, the concepts of vulnerability and resilience are used in combination with the one of adaptive capacity (25 out of 53 articles). In contrast, these concepts are less frequently combined in the review of Callo-Concha and Ewert (2014) covering qualitative and quantitative studies from 2004 to 2013. Nonetheless, the dispersion of studies among VRAAC concepts that we observed confirms the conclusion of Callo-Concha and Ewert (2014) that operationalization of quantitative analysis of dynamics of agricultural systems is spread over the concepts. By focusing our query on the four VRRAC concepts, we may have missed articles that analyzed dynamics of agricultural systems in the face of disturbances but that did not mention one of these four concepts in their title, abstract or keywords. Our review of these four concepts could be widened by including studies of more distant concepts, such as stability or flexibility.

Because most studies defining VRRAC concepts do not explicitly develop operational criteria of dynamics (Grafton *et al.*, 2019; Pimm *et al.*, 2019), we show that most of these latter are developed by operational studies and are used interchangeably, regardless of the concept used. The only exceptions are some resilience studies that focus on one criterion (e.g. “recovery time/ratio”, “distance to a stable state”) that translates the conceptual foundation of the resilience concept in the seminal article of Holling (1973). We can assume that researchers who assess dynamics of agricultural systems quantitatively would have less interest in using only one concept, because doing so would not help them choose criteria of dynamics.

This dispersion hides the fact that studies use same criteria and/or method to analyze dynamics, whatever the concept, which makes it more difficult to capitalize on knowledge. Our review, based on a generic analytical framework to analyze all studies that consider four key concepts, is one way to overcome this difficulty.

2.4.2 Adaptive capacity

Although adaptive capacity is mentioned in 26% of the studies that we reviewed, and adaptation-related concepts are mentioned in 61% of the studies reviewed by Callo-Concha and Ewert (2014), only 6 articles reviewed in the present study test an explanatory factor related to adaptation, for example by analyzing the effect of management variability or scenarios on VRRAC. Thus, it seems that the bridge between theoretical/qualitative use of this concept and its use in quantitative assessment still remains to be built, perhaps due to difficulty in identifying tractable variables that represent adaptation. Following the same logic, no article reviewed analyzes the entire adaptive cycle introduced by Holling *et al.* (1995), probably due to the difficulty in developing quantitative criteria of dynamics in the four phases of the cycle (exploitation, conservation, release, reorganization). Only Fletcher and Hilbert (2007) study the reorganization phase of the adaptive cycle by simulating the farmer's choice of strategy each year as a function of previous years.

2.4.3 Temporal-scale effects

Our results show that many methods have been used to track dynamics when a shock (e.g. drought) or trend change (e.g. higher temperature, lower precipitation) occurs. The studies reviewed analyze short-term (58% of studies less than 11 years) and medium- to long-terms (more than 11 years) in relatively equal measure (Figure 24). The short-term studies correspond mainly to one- or two-year experimental plot studies of grassland dynamics with artificial disturbances (n=6, e.g. Barkaoui *et al.*, 2016; Carter and Blair, 2012; Oram *et al.*, 2020). We found only one study (Isbell *et al.*, 2015) that addressed effects of recurring disturbance, unlike most of the experimental and observational studies in ecology reviewed by Donohue *et al.* (2016). This is surprising, since changes in climate (Meyer *et al.*, 2018) and in the economic context can be considered as a succession of events. Furthermore, short and long temporal extents are not studied at the same time, which ignores recommendations of Bitterman and Bennett (2016), Hoover *et al.* (2014) and Pfisterer and Schmid (2002). Indeed, they argue that the temporal extent studied (VRRAC *"when"*) can influence the results strongly: a system could be resilient in the short term but vulnerable in the longer term, and vice-versa (Donohue *et al.*, 2016; Müller *et al.*, 2016b; Peterson *et al.*, 2018). Considering long-term dynamics also allows long-term response variables to be assessed, such as resource depletion or the dynamics of natural capital (Dardonville *et al.*, 2020; Peterson *et al.*, 2018). However, addressing long-term dynamics is often resource-consuming since it requires long-term experimental studies and data sets or development of model-based approaches (Douxchamps *et al.*, 2017).

2.4.4 Multi-performance of agricultural systems

Most articles reviewed (86%) address only one performance attribute, mostly yield (67% of articles). Few articles reviewed address other attributes, such as ecological performance (3% of articles). This agrees with conclusions of the review by Donohue *et al.* (2016) of ecological studies,

which focus mainly on the stability of biomass production. Studies that focus on only one performance attribute (or two, in 5 articles), particularly yield, overlook the multifunctionality of agricultural systems. Assessing the dynamics of agronomic (yield), ecological (e.g. ecosystem functions and services), social (e.g. work time) and economic attributes together is necessary to understand dynamics that underpin the behavior of agricultural systems in the framework of sustainability (Darnhofer *et al.*, 2010). However, analyzing dynamics of several types of performance attributes (e.g. yield and quality of production by Bardaji and Iraizoz (2015), yield and economic net return by Ferreyra *et al.* (2001)) requires developing methods to aggregate and analyze dynamics of trade-offs and synergies between them (Hodbod *et al.*, 2016).

2.4.5 Multiplicity, complementarity and selection of criteria of dynamics

Unlike studies that focus on only one performance attribute, half of the articles (53%) reviewed use multiple criteria to analyze the dynamics of system attributes. In contrast, Donohue *et al.* (2016) indicated that 85-93% of studies in ecology used only one criterion, mainly variability (61% of experimental and 72% of observational studies). The multicriteria approach enables studies to provide complementarity points of view about the dynamics studied. Although level is the criterion combined most often with other criteria, it should obviously not be considered alone as a criterion of dynamics due to its static nature. When combined with other criteria, it can provide key information that helps to put other criteria values into perspective. Indeed, it may be easier to show a positive trend when a performance level, such as yield, is low than when it is already high. For example, among the studies we reviewed, Martin *et al.* (2017) combine level, trend and variability to analyze how a given performance level is associated with a direction of trend and degree of variability. More recently, Sneessens *et al.* (2019) assess the economic vulnerability of farming systems using the relative standard deviation (*i.e.* variability), mean relative distance (*i.e.* distance to a threshold), number of disturbances (*i.e.* frequency of exceeding a threshold) and recovery time. Some studies take the multicriteria approach a step further by developing several indicators per criterion to cover different aspects of the criterion. For example, Li *et al.* (2019), while using an innovative combination of level, stability, resistance and maximum potential to analyze yield dynamics, use four and two indicators to estimate stability and resistance, respectively. In ecology research field, Ingrisch and Bahn (2018) compare several indicators of recovery: absolute recovery time, as well as baseline-normalized and impact-normalized indicators. Resistance is rarely combined with recovery time (4 articles), even though these dynamics are interdependent: comparing two recovery times requires knowing each fall in performance and thus the extent of the recovery required (like the “half-life” of radioactive decay, Pimm *et al.* (2019)).

Overall, there is a lack of justification for the criteria chosen. Donohue *et al.* (2016) claim that criteria should be chosen based on the nature of the disturbance observed. Recovery and resistance are suitable for a shock disturbance, while level, variability, elasticity and trend are suitable for a trend or for “noisy” disturbance. The decision to combine criteria also depends on the conceptualization of the nature of system dynamics. Variability, trend, resistance, recovery and elasticity refer to the

“engineering” vision of dynamics in the resilience framework (Donohue *et al.*, 2016), while distance to a stable state and the probability and frequency of exceeding a threshold assume the existence of tipping points and different stability regimes, in reference to the “ecological” resilience framework (Holling, 1973). Accordingly, only one of the articles reviewed (Gaudin *et al.*, 2015) combines an “engineering” criterion (variability) with an “ecological” criterion (probability of exceeding a threshold). This kind of study tries to reconcile the “engineering” and “ecological” dimensions of resilience (Allen *et al.*, 2019). However, recent debate on the ability to reconcile them suggests that their differing conceptual positions on the existence of other states of stability remain far apart and may be unresolvable (Pimm *et al.*, 2019).

2.4.6 Multiplicity, complementarity and selection of explanatory factors

Many explanatory factors of VRRAC are explored in the articles reviewed. This dispersion can make it difficult to provide generic information about the main system properties that influence the VRRAC of agricultural systems. Developing a shared core set of explanatory factors that should always be investigated in VRAAC studies could help build generic knowledge. As Callo-Concha and Ewert (2014) recommend, doing so would allow for development of a more standardized analysis protocol. One strategy could be to test in *dynamics-analysis* studies the main properties used in *predefined-properties* studies. In this perspective, despite the greatly different terminologies used, we estimated the extent to which explanatory factors of VRRAC in the studies we reviewed corresponded to the resilience properties of agricultural systems identified by Cabell and Oelofse (2012) (Table 7). As expected, diversity (*i.e.* redundancy, functional complementarity and heterogeneity) is investigated in the two approaches (*predefined-properties* and *dynamics-analysis*). As Dardonville *et al.* (2020) show, however, the effect of diversity depends on the nature of the agricultural system (crop vs. grassland) and is modulated by the system’s composition (e.g. species, type of farm). Human capital and profitability are also well explored, showing appropriation and convergence of these objectives within research communities. Since articles reviewed ignore social explanatory factors, they do not consider the four social properties of resilience (*i.e.* socially self-organized, appropriately connected socially, reflective and shared learning, honors legacy) identified by Cabell and Oelofse (2012). Like them, Biggs *et al.* (2012), in their thorough review of principles of ecosystem service resilience in social-ecological systems, highlight the need to consider both ecological (biophysical) and social properties in such systems (see also Cinner and Barnes (2019)). The most surprising aspect of our analysis is that the two approaches yield opposite points of view of the effect of certain factors. For example, while exogenous supports of agricultural systems (e.g. policy and insurance) are identified as favorable explanatory factors of VRRAC in the articles reviewed, two resilience properties (“globally autonomous and locally interdependent” and “reasonably profitable” without “distortionary subsidies”) highlight the importance for agricultural systems of remaining independent of such financial supports for their resilience. We assume that these two points of view could be related to the different temporal scales considered: exogenous supports can have a favorable effect in the short term but may make agricultural systems dependent on them, and thus sensitive to them, in the long term.

To a lesser extent, the same holds true for the intensification of agricultural systems: some of the articles reviewed perceive it as a positive driver of VRRAC, while Cabell and Oelofse (2012) consider it a negative property ("globally autonomous and locally interdependent"). In their review of effects of intensification on the VRRAC of agricultural systems, Dardonville *et al.* (2020) show, as discussed by Ge *et al.* (2016) and Peterson *et al.* (2018), that intensification can have positive or negative effects depending on the initial level of production, temporal scale of the study and availability of local resources (e.g. water for irrigation). As discussed, both points of view highlight the influence of the temporal and spatial scales chosen on study results. Finally, for the other resilience properties, the ambiguous definitions and terminologies used make it difficult to relate the factors encountered to resilience properties. This highlights that both research communities need to develop sound and clear assumptions and definitions (including spatiotemporal scales) that underpin the selected or studied explanatory factors (properties) of VRRAC in agricultural systems (Peterson *et al.*, 2018).

Resilience property	"What to look for" (TABLE 1 OF CABELL AND OELOFSE, 2012)	Potential explanatory factors reviewed
Socially self-organized	"Farmers and consumers are able to organize into grassroots networks and institutions, such as co-ops, farmer's markets, community sustainability associations, community gardens, and advisory networks"	-
Ecologically self-regulated	"Farms maintain plant cover and incorporate more perennials, provide habitat for predators and parasitoids, use ecosystem engineers, and align production with local ecological parameters"	Soil conservation agricultural practices
Appropriately connected	"Collaborating with multiple suppliers, outlets, and fellow farmers; crops planted in polycultures that encourage symbiosis and mutualism"	Interaction effect (competition or selection), specialized (vs. mixed) systems, self-sufficiency
High degree of functional and response diversity	"Heterogeneity of features within the landscape and on the farm; diversity of inputs, outputs, income sources, markets, pest controls, etc."	Functional diversity, response diversity
Optimally redundant	"Planting multiple varieties of crops rather than one, keeping equipment for various crops, getting nutrients from multiple sources, capturing water from multiple sources"	Taxonomic (genetic) diversity
high degree of Spatial and temporal heterogeneity	"Patchiness on the farm and across the landscape, mosaic pattern of managed and unmanaged land, diverse cultivation practices, crop rotations"	Farm diversity, diversity in rotation, landscape composition and configuration
Carefully exposed to disturbance	"Pest management that allows a certain controlled amount of invasion followed by selection of plants that fared well and exhibit signs of resistance"	Local climate, species invasion
Responsibly coupled with local natural capital	"Builds (does not deplete) soil organic matter, recharges water, little need to import nutrients or export waste"	Soil conservation agricultural practices (as practices that maintain natural capital)
Reflective and shared learning	"Extension and advisory services for farmers; collaboration between universities, research centers, and farmers; cooperation and knowledge sharing between farmers; record keeping; baseline knowledge about the state of the agroecosystem"	-
Globally autonomous and locally interdependent	"Less reliance on commodity markets and reduced external inputs; more sales to local markets, reliance on local resources; existence of farmer co-ops, close relationships between producer and consumer, and shared resources such as equipment"	Policies (income stabilization tool, direct and greening payments, subsidies, government investment), intensification of crop and breeding system (different levels of dependence on external inputs), self-sufficiency
Honors legacy	"Maintenance of heirloom seeds and engagement of elders, incorporation of traditional cultivation techniques with modern knowledge"	-
Builds human capital	"Investment in infrastructure and institutions for the education of children and adults, support for social events in farming communities, programs for preservation of local knowledge"	Capital, labor
Reasonably profitable	"Farmers and farm workers earn a livable wage; agriculture sector does not rely on distortionary subsidies"	Economic performances, economic market/insurance, policies (income stabilization tool, direct and greening payments, subsidies, government investment), capital (cash surplus, net cash, debt ratio), workload

Table 7. Resilience properties described by Cabell and Oelofse (2012) and potential explanatory factors encountered in the articles reviewed.

2.4.7 Normative vs. participatory approaches

Although the *dynamics-analysis approach* can be considered more objective than the *predefined-properties approach*, we agree with Córdoba Vargas *et al.* (2019), who highlight the a priori and subjective points of view, and especially the normativity of VRRAC, in studies that follow the former approach. Following these researchers, we highlight the importance of considering "who defines", "for what purpose" and "according to what interests" the characteristics of VRRAC studies and analyzing the results in light of this key information. For example, researchers may argue and discuss the spatial and/or temporal extent of the study (e.g. local resource limitation or depletion), the performance attribute(s) to maintain (e.g. whether maintaining a high yield is relevant given potential environmental impacts) and the nature of the desired dynamics of the performance attribute (e.g. increasing the trend in yield or a high level of income is desired). To define these key characteristics in their studies, researchers could interact with the intended stakeholders, such as farmers, food-chain actors, policy-makers or researchers from another field (Callo-Concha and Ewert, 2014; Ge *et al.*, 2016). This could result in considering multiple system characteristics, such as its structure (richness), performances (ecological, agronomic, economic and/or social) or key properties, such as the conservation of open spaces for potential futures (Enfors-Kautsky *et al.* 2018).

2.5 Conclusion

Our systematic review provides an original synthesis of the concepts, methods, performance attributes, criteria of dynamics and explanatory factors tested in studies that assess dynamics of agricultural systems quantitatively using the four key reference concepts of vulnerability, resilience, robustness or adaptive capacity. The weak conditionality between concepts and criteria of dynamics confirm both the fuzzy definitions of the former and the utility of our transversal review, based on a generic analytical framework, to collect knowledge spread over different conceptual fields of study. While operationalizing the assessment of VRRAC in agricultural systems remains a research challenge, this review describes potential methods and criteria of dynamics with which to analyze these dynamics.

Based on the results of this review, we recommend that future studies and users of these studies, such as policy-makers, pay attention to (i) the spatial and temporal scales of studies (VRRAC *"when and where"*) that determine their results (short vs. long term, field or farm vs. local (resource) level), (ii) the need to analyze more than yield dynamics alone to embrace the multifunctionality of agriculture (VRRAC *"for which performance attributes"*), (iii) the need to choose relevant and complementarity criteria of dynamics depending on the performance attributes analyzed and (iv) clarification and transparency of who defines, for what purpose and according to what interests the characteristics of VRRAC studies.

This review also shows that a wide range of agronomic and, to a lesser extent, economic and institutional explanatory factors are studied, but ecological and social aspects are rarely addressed. We claim that identifying the key system properties that determine the VRRAC of agricultural systems requires identifying a shared core set of potential explanatory factors, including social and

ecological factors, to consider systematically. Based on this review, this set could be identified through cross-sectional analysis of results of expert-based and quantitative analysis and updated in future studies based on new results. Identifying methods for assessing VRRAC should not stop there, and we expect a significant increase in the number of studies with a *dynamics-analysis* approach in the future.

Contributions

M.D and O.T developed the analytical framework with guidance and contributions from all co-authors; M.D performed the literature review; M.D and O.T wrote the manuscript; and C.B proofread the manuscript.

Acknowledgements

We thank Agrosolutions, the agricultural consulting firm that supported and funded the project. The funder played no role in the decision to publish. We thank Michelle and Michael Corson for proofreading. We also thank Guy Richard, Michel Duru and Jean-Roger Estrade for providing general guidance and discussion.

CHAPITRE II : CARACTÉRISATION DE FORMES D'AGRICULTURE PAR LES SERVICES ÉCOSYSTEMIQUES

RÉSUMÉ DU CHAPITRE

Rappel. Les travaux réalisant une analyse de la résilience de différentes formes d'agriculture traitent majoritairement de dichotomies classiques telles que AB ou ACS vs. AC alors même que ces catégories recouvrent une diversité de fonctionnements biotechniques. Caractériser plus finement la résilience des formes d'agriculture nécessite donc le développement d'une méthode permettant de mieux appréhender leur diversité. Therond *et al.* (2017b) ont proposé de distinguer des formes d'agriculture au regard du poids relatif des services écosystémiques supports de la production agricole (SEP) relativement à celui des intrants anthropiques. L'opérationnalisation du cadre d'analyse proposé par ces auteurs se heurte au manque de méthodes d'évaluation considérant le bouquet de SEP et ne nécessitant pas de lourdes campagnes de relevés de terrain. En outre, au-delà des enjeux scientifiques, le conseil agricole est également intéressé par la mise à disposition d'une approche facilement applicable pour réaliser des diagnostics des SEP sur les exploitations agricoles suivies et ainsi accompagner le développement de systèmes basés sur ces SEP.

Contenu du chapitre. Afin de répondre à l'enjeu de caractérisation fine du fonctionnement biotechnique des formes d'agriculture, nous avons développé une approche d'évaluation des SEP. Dans ce chapitre, je présente cette méthode opérationnelle et diffusable à travers le conseil agricole, et en démontre le potentiel par son application sur un cas d'étude. Ce travail a été soumis au journal *Ecosystem Services* et est actuellement en révision (majeure) à la suite de l'avis favorable et très positif des reviewers. Cet article remplit le double objectif méthodologique d'évaluation des SEP et d'identification de différentes formes d'agriculture dont la résilience sera analysée en Chapitre III.

Démarche mise en œuvre. Notre méthodologie est basée sur une évaluation indirecte du niveau de SEP au travers de l'analyse de l'état de leurs déterminants identifiés lors une large revue de la littérature. De manière originale, nous distinguons explicitement quatre composantes des SEP : (i) le niveau potentiel de SEP et (ii) le niveau réellement fourni de SEP, (iii) le niveau de SEP utilisé pour la production et (iv) la dynamique du capital naturel qui sous-tend la fourniture des SEP. Nous les avons évaluées, à l'échelle des agroécosystèmes (voir Cas d'étude p30), à l'aide d'une méthode multicritère basée sur des indicateurs calculés à partir de données recueillies durant des enquêtes d'1 à 2 heures avec l'agriculteur·rice. Nous déterminons un score pour (i) la qualité de la configuration spatio-temporelle de l'agroécosystème, (ii) les modulations positives ou négatives de l'expression des SEP causées par les pratiques agricoles en cours de campagne, (iii) la stratégie d'utilisation des SEP par l'agriculteur·rice et (iv) les quatre composantes de la dynamique du capital naturel (la stabilité du sol, le carbone dans le sol, le cycle du phosphore et la biodiversité qui sous-tend les SEP). Ce chapitre présente donc des avancées conceptuelles sur les différentes dimensions des SEP, une revue de littérature sur les déterminants des SEP et une proposition d'évaluation multicritère. Nous démontrons l'intérêt de l'approche en l'appliquant à 34 agroécosystèmes contrastés de la région Grand Est en France. En utilisant un algorithme de partitionnement selon le niveau de SEP fournis, le niveau de SEP utilisé et la dynamique du capital naturel pour chaque agroécosystème, cinq formes d'agriculture distinctes sont identifiées. Parallèlement à l'évaluation des SEP, le niveau d'intensification, de

rendement et de diversification de ces cinq formes sont analysés car ils sont intimement liés à la fourniture de SEP et déterminent la dynamique des performances de ces agroécosystèmes.

Grands résultats. Nous montrons que la combinaison des pratiques agroécologiques, telles que l'agriculture de conservation des sols, l'agriculture biologique et la diversification des cultures, permet la fourniture de hauts niveaux de SEP. Nous n'observons pas de différence significative de rendement entre les différentes formes d'agriculture bien que celles qui disposent du plus haut niveau de SEP soient aussi les moins intensives en intrants anthropiques. L'analyse de cette étude de cas a permis d'identifier plusieurs façons d'obtenir des agroécosystèmes à haut rendement qui soient basés sur les intrants anthropiques, sur les SEP ou sur les deux.

Portée des résultats pour la thèse. Dans le chapitre III, consacré à l'évaluation de la résilience des agroécosystèmes, nous analysons les effets sur la résilience des formes d'agriculture et les niveaux de SEP, d'intensification et diversification, déterminées dans ce chapitre.

Dans l'article en anglais, les services écosystémiques fournis à la production agricole (SEP) sont dénommés par « ecosystem services provided to farmers (ESF) ».

Publication dans des journaux internationaux :

Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., under revisions at Ecosystem Services. A low-data approach for assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital.

Communication lors de congrès internationaux :

Dardonville, M., Bockstaller, C., Legrand, B., Therond, O., 2019. Quantifying ecosystem capacity, modulation by agricultural practices and actual use of ecosystem services by farmers. Presented at the Ecosystem Services Partnership, Hannover.

Communication lors de congrès français :

Dardonville, M., Bockstaller, C., Legrand, B., Therond, O., 2019. Quantifying ecosystem capacity, modulation by agricultural practices and actual use of ecosystem services by farmers. Présenté au congrès EASY, Nice.

Activités d'encadrement :

- stage d'ingénieur de Baptiste Legrand (6 mois) : Legrand, B., Bockstaller, C., Dardonville, M., Therond, O., 2019. Caractérisation des formes d'agriculture au sein d'un réseau d'exploitations agricoles (Mémoire de fin d'études)
- stage d'alternance de Léa Dubois (3 mois) : Dubois, L., Therond, Olivier, Dardonville, M., 2020. Enquêtes au sein d'un réseau d'exploitations agricoles pour caractériser leur fourniture et utilisation de services écosystémiques (Mémoire de fin d'études)

Assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital

Manon DARDONVILLE[1, 2*], Baptiste LEGRAND[1], Hugues CLIVOT[1], Claire BERNARDIN[1], Christian BOCKSTALLER[1], Olivier THEROND[1]

[1] LAE, Univ Lorraine, INRAE, 68000, Colmar, France

[2]Agrosolutions, 75782, Paris, France

Under revisions at *Ecosystem Services*

ABSTRACT

Increasing the levels of ecosystem services provided to farmers (ESF) is a challenge for the sustainability of agricultural systems. Agricultural advisors lack low-data operational approaches for assessing ESF and knowledge to support development of ESF-based systems. To fill this gap, we developed an approach that assesses relations between characteristics of agroecosystems and the ESF they offer. We distinguished four dimensions of ESF: potential capacities, real capacities, levels actually used by farmers and dynamics of the natural capital that supports ESF provision. We assessed them with a low-data indicator-based method at the agroecosystem level. It provided a score for (i) the quality of the agroecosystem's spatiotemporal configuration, (ii) positive or negative modulations in ESF expression caused by agricultural practices, (iii) the farmer's strategy for using ESF and (iv) four components of natural capital dynamics (soil quantity, soil organic matter, phosphorus cycling and the biodiversity that supports ESF). We demonstrate the interest of the approach by applying it to 34 contrasting agroecosystems in France and subsequently identifying five agriculture models. Analysis of this case study identified several ways to attain high-yield agroecosystems based on anthropogenic inputs, ESF or both. We discuss strengths and possible improvements of our approach and highlight key knowledge gaps to examine in future studies.

KEYWORDS

cropping system, agroecosystem, multicriteria evaluation, indicator, biodiversity, farmer strategy

1. Introduction

Modern industrial agriculture depends strongly on synthetic inputs, mechanization and fossil resources (Cumming et al., 2014; Foley et al., 2005). It is now well-known that this production model is the source of high negative environmental impacts (Therond et al., 2017a). Duru et al. (2015b) identified two main pathways to address these environmental issues. The first involves increasing the efficiency of anthropogenic inputs (e.g. pesticides, fertilizers, tillage energy) or replacing anthropogenic inputs with organic inputs. The second involves increasing planned and associated biodiversity and, in turn, ecosystem services to reduce the use of anthropogenic inputs. In the latter pathway, ecosystem services are considered to be production factors to the same extent as anthropogenic inputs because they can ensure the same functions (i.e. counteracting limiting and reducing factors) (Bommarco et al., 2013a; Coomes et al., 2019; van der Linden et al., 2015). The two pathways described correspond to the two extremes of a gradient of combinable strategies: from anthropogenic input-based systems to biodiversity-based systems (Therond et al., 2017a).

While the first pathway remains actively under development in private and public research, the second pathway often relies on deep redesign of agroecosystem structure and functioning, is less supported and still lacks operational knowledge (Duru et al., 2015a, 2015b). However, supporting biodiversity-based systems requires clarifying which biological structures and processes to manage, and how (Garbach et al., 2017; Kremen and Miles, 2012). In other words, there is a need for operational knowledge on current levels of ecosystem services and how to enhance them (Kleijn et al., 2019).

Research on ecosystem accounting and mapping is increasing, addresses few ecosystem services and focuses mostly on ecosystem services provided to society (Malinga et al., 2015). When dealing with agricultural issues, however, two beneficiaries of ecosystem services are now commonly distinguished: farmers and society (Therond et al., 2017a; Zhang et al., 2007). Ecosystem services to farmers (ESF) are related mainly to soil fertility, biological control and regulation (Bommarco et al., 2013b; Duru et al., 2015b). Three main types of approaches are applied to assess ESF:

- accurate models (e.g. of crop growth, such as STICS (Therond et al., 2017b); of soil erosion, such as RUSLE (Panagos et al., 2015))
- field experiments and surveys, to assess levels of ESF directly (e.g. predation maps (Boeraeve et al., 2020; Petit et al., 2017))
- indicators of the status of biophysical determinants of ESF (which assess levels of ESF indirectly), such as the abundance or taxonomic or functional diversity of organisms that support ESF, such as pollinators (Potts et al., 2009) and natural enemies (Dainese et al., 2019); landscape characteristics (Burkhard et al., 2012; Martin et al., 2019) and soil organic matter (SOM) content (Vogel et al., 2019)

Most ESF studies focus on few ESF and thus do not capture the associated bundles (Wam, 2010). In addition, these methods may be difficult to apply due to the need for scientific knowledge (e.g. on

effects of ESF on production), their complexity (e.g. dynamic crop models) or the data and resources required (e.g. experiments, models). These methods describe ESF levels in detail but are resource-consuming and difficult to scale up to a large set of farms. To our knowledge, no operational method for assessing ESF based on easily accessible and commonly-acquired data exists. However, such a method is required to allow agricultural support institutions to support the development of agriculture based on ESF rather than on anthropogenic inputs (Duru et al., 2015b).

To help address this knowledge gap, we developed a low-data assessment approach to assess levels of ESF and identify mechanisms to increase them. After presenting the conceptual framework that underlies our approach and the approach itself, we demonstrate its power of expression by applying it to a case study. We show the ability of our assessment approach to characterize agroecosystems through an ESF lens, and thus to identify different agriculture models, and how it overcomes limits, highlighted by Therond et al. (2017a), of simplistic and dichotomous classifications of agroecosystems (e.g. organic vs. conventional).

2. Conceptual framework

Like Haines-Young and Potschin (2018), we defined ecosystem services as the ecosystem structure (e.g. landscape matrix) or processes (e.g. in the Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)): filtration, sequestration, storage, accumulation) from which humans benefit. As Fisher et al. (2009) state, this definition clearly distinguishes ecosystem services, which are functionally connected to ecosystems (e.g. biological regulation), from benefits, which are derived from these services (e.g. crop protection) and part of socio-economic systems. As suggested by Zhang et al. (2007), we distinguished two types of ecosystem services according to the main beneficiaries: society or farmers (see also Duru et al. (2015a); Jones et al. (2016); Therond et al. (2017b)). We then focused on farmer beneficiaries (i.e. ESF). Following Nelson and Daily (2010), we considered agricultural production as a good and ESF as the processes or functions that support the provision of these goods. A conceptualization that clearly distinguishes goods from services specifies explicitly that anthropogenic inputs and/or ecosystem services can support production of agricultural goods (Figure 28, bottom right).

Following Bommarco et al. (2013); Duru et al. (2015b); Garbach et al. (2014); Therond et al. (2017b), we focused on nine ESF: pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen (N) supply to crops (NS); phosphorus (P) supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO). The functional scale studied was an agroecosystem (Swift et al., 1996) (i.e. agricultural ecosystem), which is defined as the field area (spatial) that contains an entire crop rotation (temporal) and the same crop management strategy, plus the surrounding semi-natural habitats, which are useful to consider for ESF (Holland et al., 2017). Potschin and Haines-Young (2011) formalize a cascade that represents relationships between ecosystem structure or processes, ecosystem function, ecosystem services, benefits and human values. For levels of ecosystem services, as suggested by several authors

(Burkhard et al., 2012, 2014; Guerra et al., 2014; Haines-Young and Potschin, 2010; Therond et al., 2017b; Villamagna et al., 2013), we distinguished four key dimensions (Figure 28):

- *Potential capacity*, which corresponds to the capability of an ecosystem to deliver ecosystem services in a given year (Bastian et al., 2012). It is determined by the current manageable spatiotemporal configuration (e.g. crop rotations, cover crops, semi-natural habitats) and the state of key "slow variables" (i.e. characteristics that change slowly over a year that farmers can manage (e.g. SOM, soil P content) or that are inherent (e.g. soil texture)). It results from interactions among soil, climate and agricultural practices, which determine an "inherent" history (Robinson et al., 2012).
- *Real capacity*, which corresponds to effective levels of ESF over the cropping season (Villamagna et al., 2013). It results from modulation of the *potential capacity* by annual crop management, which directly increases or decreases (i.e. pressure) the expression of ESF (Garbach et al., 2014; Gliessman, 2004; Kandziora et al., 2013), or through biodiversity-ESF relations (Duru et al., 2015b).
- *Actual use*, which is the proportion of the *real capacity* that farmers actually use as a production factor (Schröter et al., 2014). It depends on the technology available to take advantage of an ecosystem service (Boyd and Banzhaf, 2007).
- *Natural capital*, which corresponds to the state of slow variables that determine the *potential capacity* (Dominati et al., 2010). Over several years, crop management influences *natural capital* through a positive or negative feedback loop (Dominati et al., 2010; Weyers and Gramig, 2017). Dynamics of *natural capital (*i.e. of the state of slow variables) determine the future *potential capacity* of ecosystems to deliver ESF and thus dynamics of ESF in the middle term (several years to decades)

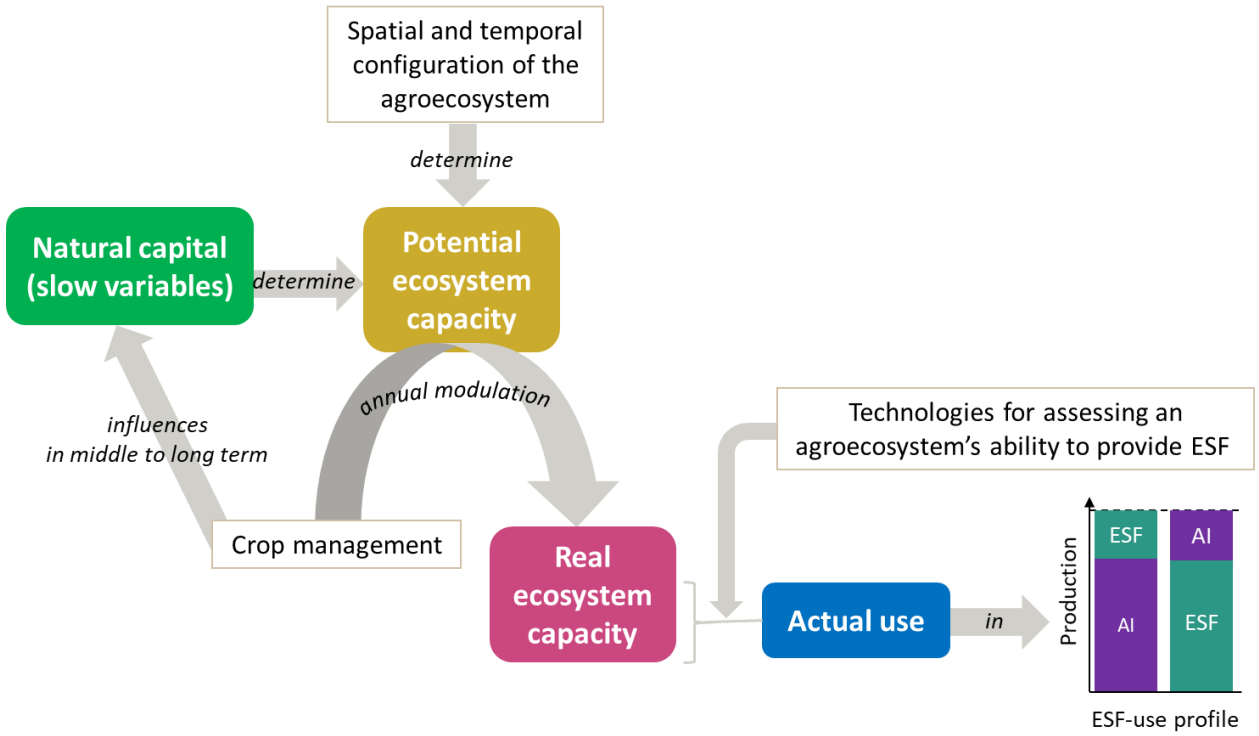


Figure 28. Framework for assessing the four dimensions of the levels of ecosystem services provided to farmers (ESF) and used by them. AI: anthropogenic inputs

3. Assessment approach

We developed an assessment approach that explicitly considered the four dimensions of the conceptual framework (Figure 29). To do this, we first reviewed the stabilized literature on relations between agroecosystem characteristics (hereafter, "determinants") and the levels of *potential capacity* and *real capacity* of ESF (Section 3.1). Once relations were identified, we selected, existing or developed indicators of determinants' degree of influence on ESF levels through a second literature review (Section 3.2.1). Finally, we developed dimensionless indicators and summed them by ESF.

Actual use of ESF depends on the strategies and technologies that farmers use (Bagstad et al., 2013; Duru et al., 2015b). Thus, to assess *actual use* of ESF we characterized how farmers consider and observe an agroecosystem's state to assess ESF before they perform a practice that could replace an ESF. Indeed, if a farmer is aware of the ESF levels available, he/she can adjust the agricultural practices to perform in order to avoid replacing or duplicating an ESF that is already provided. We assigned a score according to the precision of the information that farmers use to assess levels of ESF (Section 3.2.2).

Natural capital was separated into abiotic and biotic components that help provide ESF (Section 3.1). The direction and intensity of the dynamics were evaluated for each component using indicators that resulted from modeling and multicriteria evaluation (Section 3.2.3). Like for ESF capacities, we developed dimensionless indicators and summed of them by component to assess overall dynamics of *natural capital*.

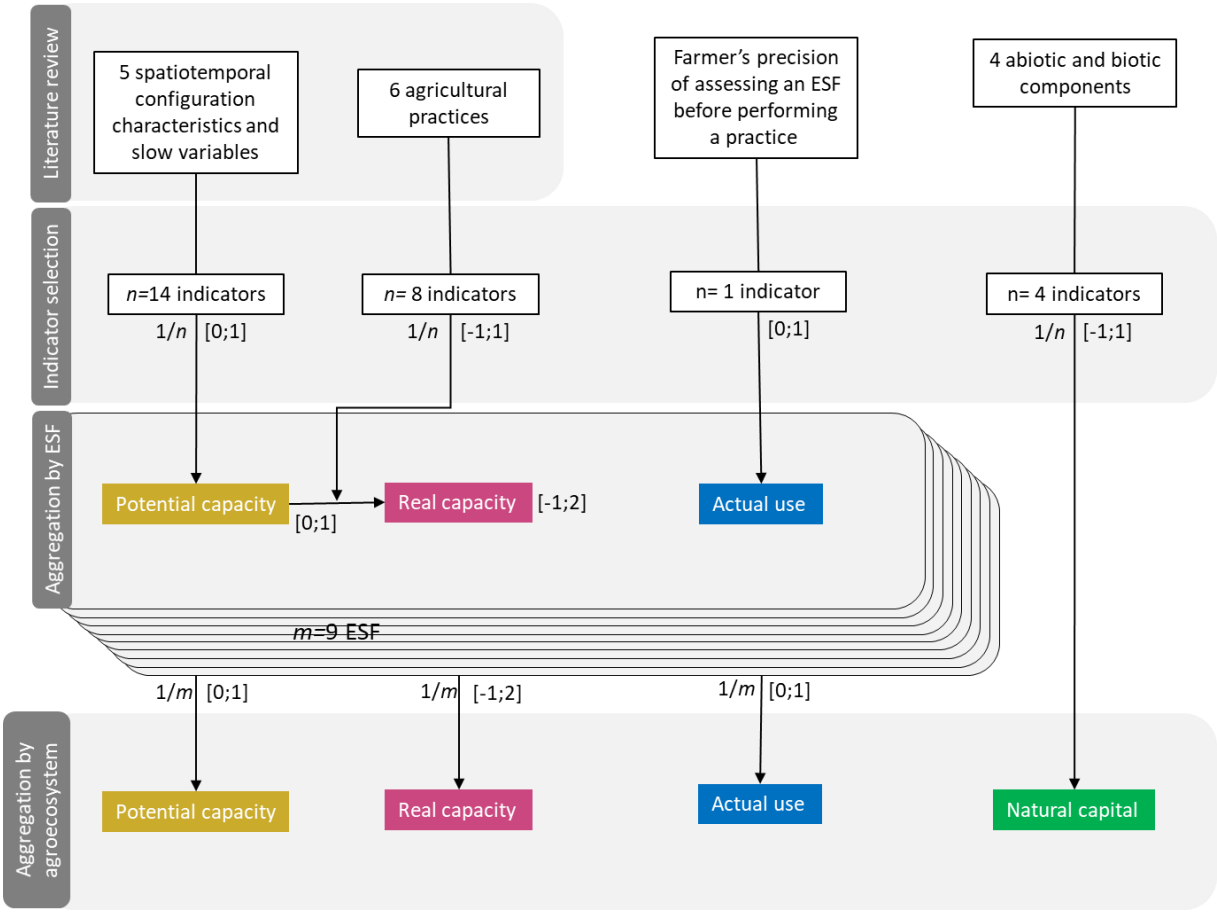


Figure 29. Approach used to assess ecosystem services provided to farmers (ESF) and the dynamics of natural capital of an agroecosystem. Brackets indicate ranges of indicator scores.

3.1 Literature review of determinants of *potential* and *real capacity* and components of *natural capital*

We focused the review on determinants of ESF in temperate cropping agroecosystems at the field level to compare similar ecological functioning. We started from five recent qualitative reviews of the main determinants of ESF levels (Aguilera et al., 2020; Kleijn et al., 2019; Palomo-Campesino et al., 2018; Rosa-Schleich et al., 2019; Therond et al., 2017b) and supplemented their findings with studies

identified by “snowball” searches when details were required. We selected information only from reviews, meta-analyses and multi-site studies to ensure that the assessment approach was robust when applied to a variety of temperate agroecosystems and production situations.

The literature review identified that (i) the crop rotation, (ii) soil coverage, (iii) use of species mixtures, (iv) local semi-natural habitats and (v) abiotic soil composition (e.g. SOM content, texture, P content) are elements of the spatiotemporal configuration and composition of agroecosystems that influence the *potential capacity* to provide ESF (Figure 28; Table 8; Box 3; Supplementary material 17). These determinants can influence ESF directly or indirectly by influencing the biodiversity that supports ESF (González-Chang *et al.*, 2020).

Box 3. Determinants of potential ecosystem capacity.

The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO).

The diversity of crops in the rotation is known to (i) break the cycle of weed development due to a variety of sowing periods (WEED, Kleijn *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Scholberg *et al.*, 2010; Weisberger *et al.*, 2019), (ii) reduce the cycle of disease development and reduce disease levels (DIS, Scholberg *et al.*, 2010) and (iii) develop habitats for natural enemies (PEST,Dassou and Tixier, 2016; Kleijn *et al.*, 2019; Letourneau *et al.*, 2011; Palomo-Campesino *et al.*, 2018). More specifically, the presence of legumes in a rotation increases soil nitrogen by symbiotic fixation (NS, Duchene *et al.*, 2017; Kleijn *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018) and available phosphorus by excreting catalyzers in the rhizosphere (PS, Bender *et al.*, 2016; El Mujtar *et al.*, 2019; Ghosh *et al.*, 2007; Hinsinger *et al.*, 2011). The presence of a permanent soil cover decreases weed germination (WEED, Aguilera *et al.*, 2020; Kleijn *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Scholberg *et al.*, 2010; Shackelford *et al.*, 2019). Cover crops also structure the soil via root penetration and maintain the soil moisture necessary for development of glomalin-producing fungi, which are beneficial for aggregation of soil particles, stimulate soil life by excreting root exudates and decrease erosion during periods of risk (STR, ERO, Aguilera *et al.*, 2020; Bertrand *et al.*, 2019; Kleijn *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Scholberg *et al.*, 2010; Shackelford *et al.*, 2019). By avoiding nitrogen leaching during periods of risk, soil cover of grass, crucifers or, to a lesser extent, legumes, between crops helps maintain nitrogen in the soil (NS, Justes *et al.*, 2012; Shackelford *et al.*, 2019).

Box 3. Determinants of potential ecosystem capacity (continued).

By avoiding nitrogen leaching during periods of risk, soil cover of grass, crucifers or, to a lesser extent, legumes, between crops helps maintain nitrogen in the soil (NS, Justes *et al.*, 2012; Shackelford *et al.*, 2019). Species mixtures compete for resources with weeds better than individual species do (WEED, Bedoussac *et al.*, 2015; Duchene *et al.*, 2017; Kleijn *et al.*, 2019; Malézieux *et al.*, 2009; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Verret *et al.*, 2017). By dilution, confusion and barrier effects and the presence of habitats for natural enemies, species mixtures reduce the pressure of diseases and pests and thus decrease major health risks (DIS, PEST, Bedoussac *et al.*, 2015; Dassou and Tixier, 2016; Duchene *et al.*, 2017; Iverson *et al.*, 2014; Letourneau *et al.*, 2011; Malézieux *et al.*, 2009; Scholberg *et al.*, 2010; Vandermeer *et al.*, 1998). Local (less than 200 m) herbaceous semi-natural habitats provide habitats for pollinators, which enhances pollination (POL, Albrecht *et al.*, 2020; Bartual *et al.*, 2019; Holland *et al.*, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Tscharntke *et al.*, 2007; Tschumi *et al.*, 2016; Zulian *et al.*, 2013). Local (less than 500 m) and in-field herbaceous areas and woody edges enhance the presence of natural enemies and increase the biological control of pests (PEST, Bartual *et al.*, 2019; Bianchi *et al.*, 2006; Blaauw and Isaacs, 2014; Letourneau *et al.*, 2011; Rega *et al.*, 2018; Tscharntke *et al.*, 2007; Tschumi *et al.*, 2016). While organic matter in the soil is only marginally responsible for an increase in water holding capacity (Bauer and Black, 1992; Minasny and McBratney, 2018), it increases infiltrability and thus increases water flow into the soil (WATER, Boyle *et al.*, 1989; Chen and Tessier, 1998; Green *et al.*, 2003; Lado *et al.*, 2004; Saxton and Rawls, 2006). Organic matter and clay contribute to aggregate formation (physically and through microbial activity, Diacono and Montemurro (2010)) in the soil and thus to the soil structure and the ability to control erosion (STR, ERO, Johannes *et al.*, 2017). Other things being equal, organic matter determines the amount of nitrogen that will be mineralized in the soil and available to plants (NS, Bender *et al.*, 2016; Clivot *et al.*, 2017; El Mujtar *et al.*, 2019). The amount of phosphorus available in the soil determines the soil's ability to provide phosphorus to crops (PS, Bender *et al.*, 2016; El Mujtar *et al.*, 2019; Olsen *et al.*, 1954).

The literature review also identified that (i) insecticide use, (ii) tillage and herbicide use, (iii) organic-matter application, (iv) tillage, (v) harvest conditions and (vi) conservation agriculture (a combination of diversified rotations, permanent cover crops and reduced tillage) are agricultural practices that can modulate an ecosystem's *potential capacity*, thus determining its *real capacity* (Figure 28; Box 4; Supplementary material 17).

Box 4. Determinants of real capacity

Insecticides can have negative impacts on pollinators (POL, Brittain and Potts, 2011; Colin *et al.*, 2004; Potts *et al.*, 2009), but also on organisms that control weeds (WEED, Emmerson *et al.*, 2016; Labruyere *et al.*, 2016) and pests (PEST, Desneux *et al.*, 2007; Emmerson *et al.*, 2016; Geiger *et al.*, 2010) and that are involved in soil structuration (STR, Wang *et al.*, 2012). Adding organic matter from straw or organic-matter application increases the stock of humified carbon in the soil and enhancing microbial activity, promotes the formation and stabilization of macro-aggregates that contribute to porosity and water infiltration, and thus water storage capacity (WATER, Aguilera *et al.*, 2020; Boyle *et al.*, 1989; Khaleel *et al.*, 1981; Lado *et al.*, 2004), soil structuration (STR, Abiven *et al.*, 2009; Diacono and Montemurro, 2010; Khaleel *et al.*, 1981; Liu *et al.*, 2014) and erosion control (ERO, Aguilera i, 2020; Khaleel et al., 1981; Liu *et al.*, 2014; Paradelo *et al.*, 2019). Once they mineralize, straw returned to the soil and applied organic matter increase the soil's nitrogen and phosphorus reserves (NS, PS, Diacono and Montemurro, 2010; Khaleel *et al.*, 1981; Liu *et al.*, 2014). Harvesting in adverse conditions can deform the soil structure (e.g. compact it), which restricts soil life and its effect on structuration (STR, Hamza and Anderson, 2005). Tillage can harm the suppressive capacity of soils by disrupting of food webs and impeding weed and pest control (WEED, PEST, Blubaugh and Kaplan, 2015; Kuntz *et al.*, 2013; Menalled *et al.*, 2007; Trichard *et al.*, 2014). Plow tillage disrupts the natural channels that allow water to circulate and prevents optimal storage due to the sole created (WATER, Aguilera *et al.*, 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Soane *et al.*, 2012). This sole compacts soil and exposes it to compaction, which disturbs soil structuration and reduces erosion control (STR, ERO, Aguilera *et al.*, 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Blevins *et al.*, 2018; Hamza and Anderson, 2005; Soane *et al.*, 2012). In the field, the abundance and diversity of non-crop plants result from the tillage and herbicide strategy and these plants provide diversified habitats for pollinators (POL, Bretagnolle and Gaba, 2015; Petit *et al.*, 2016) and natural enemies (PEST, Dassou and Tixier, 2016; Petit *et al.*, 2015). Conservation agriculture, which is a combination of diversified rotations, permanent soil cover and reduced tillage, creates synergistic positive effects for weed control, water retention capacity, soil structuration and the supply of nitrogen and phosphorus (WEED, WATER, STR, NS, PS, Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Kleijn *et al.*, 2019; Lee *et al.*, 2019; Pittelkow *et al.*, 2015).

To our knowledge, there is no systematic inventory of the components of *natural capital* that underlie ESF (*i.e.* slow variables that determine ESF levels). Thus, based on the literature review and expert knowledge, we selected four key components: soil quantity (which depends mainly on erosion), SOM, soil P balance and the biodiversity that supports ESF. Considering this last component as

"ecosystem service providers" (Luck *et al.*, 2009), we considered the dynamics of abundance and diversity of the key above-ground and soil organisms that support ESF in a disaggregated manner (*i.e.* natural enemies of pests, pollinators, granivores, soil animals, soil bacteria and soil fungi) by assessing practices that influence them (Supplementary material 17, González-Chang *et al.* (2020); Weyers and Gramig (2017)). Supplementary material 18 describes relations between the four components of *natural capital* and ESF and provides details about mechanisms.

3.2 Indicators and multicriteria assessment of the four dimensions of ESF

The indicators used for multicriteria assessment of the four dimensions of ESF were either discrete or continuous. In both cases, values were scaled when necessary (into five classes, if discrete) relative to the corresponding value of the case study region (NUTS 2); thus, the values were dimensionless so they could be aggregated by averaging them. The limits of each indicator were defined according to the range of potential absolute values of each indicator or according to local experts. For example, the maximum percentage of legumes in a rotation was 100%, while the maximum SOM mineralization rate was defined by experts according to that observed in the case study region.

3.2.1 Indicators of an agroecosystem's potential and real capacities

Due to the literature review, we identified or developed a set of consistent indicators to quantify the positive or negative effect of each determinant on the *potential* and *real capacity* levels of each of the nine ESF (Table 9). Depending on the number of determinants considered for each ESF (*n*), its indicator was based on one variable or a mean of *n* variables. Indicators of *potential capacity* (hereafter, I_potential) ranged from 0 (no contribution) to 1 (maximum positive contribution). Quantifying the I_potential required using information about crop rotations, cover crops, the number of cultivars, the location of semi-natural habitats around the fields and/or soil analyses (i.e. texture and SOM content). For each ESF, *potential capacity* was the average of *n* I_potential scores. Indicators of the modulation of *potential capacity* (hereafter, I_modulation) provided information about how agricultural practices influence ESF during the year. For each ESF, the modulation was the average of *n* I_modulation scores. Adding I_potential ([0; 1]) to I_modulation([-1; 1]) yielded indicators of *real capacity* ([-1; 2]) for each ESF (Figure 29). Quantifying the I_modulation indicators required information about agricultural practices (i.e. fertilization, pesticide application, organic-matter application, crop-residue management), local climate and the number of non-crop plants at harvest and before the first tillage or herbicide application, depending on the farm. We assumed that conservation agriculture that combines diversified rotations, permanent soil cover and minimal tillage provides a synergistic effect (Pittelkow et al., 2015). To reflect this, a bonus score of 1 was added to I_modulation if all three of these conditions were met. Indicators related to semi-natural habitats were calculated at the field level and averaged for the agroecosystem. *Potential* and *real capacity* scores by agroecosystem were aggregated by averaging all ESF *potential* and *real capacity* scores, respectively.

3.2.2 Indicators of actual use of ESF

Farmers can use a variety of actions (e.g. counting natural enemies) or tools (e.g. tensiometers to estimate soil water content) to assess an agroecosystem's ability to provide ESF. Thus, for each of the seven ESF that can be replaced with an anthropogenic input, we identified the main actions that farmers can perform to estimate the capacity of an agroecosystem to provide a given ESF (Table 10). We then ranked them according to the precision of the information provided and assigned them a score from 0-1 (i.e. least to most precise). Two experts in agriculture practices defined each action's degree of precision. For example, they considered that the most precise technology available to farmers to assess soil structure is the spade test (even though it is low technology). They also considered that using an unmanned aerial vehicle or remote-sensing robot would allow farmers to estimate the spatial distribution of ESF levels precisely and to adjust product doses accordingly. We determined that farmers in the case study had no technology at the field level (i.e. no action) that could replace the pollination or erosion-control ESF, so no indicator was calculated for them. *Actual use* scores by agroecosystem were aggregated by averaging all ESF *actual use* scores.

3.2.3 Natural capital dynamics

Among the variety of methods to assess dynamics of the $n = 4$ components of *natural capital* selected, we chose four that could be applied easily to data usually available on farms. *Natural capital* was assessed using dimensionless indicators that expressed the dynamics of its components and ranged from -1 (depletion) to 1 (capitalization).

Soil quantity dynamics were assessed using an index of the potential sensitivity to erosion, which equals the product of erodibility and exposure indexes for all crops in a rotation (van Dijk et al. (2016); Supplementary material 20). It is based on monthly rainfall, soil bulk density, SOM content, the proportion of area covered by vegetation and the spatial structure of vegetation. According to Rosenfelder and van Dijk (2014), index values of 0.015 and 0.022 are considered acceptable and very high, respectively. From this index, we developed an indicator of potential sensitivity to erosion ([-1; 1]) with five classes that ranged from high to unlikely.

The trend in SOM was estimated from the trend in soil carbon content predicted by the AMG model (Clivot et al., 2019), considering the climate from 1997-2017. AMG explicitly simulates a rotation of crops and intercrops, the type and amount of organic matter applied and crop-residue management (Andriulo et al., 1999). The slope of a linear regression of AMG's predictions of annual SOM were transformed into an indicator of the trend in SOM. A positive or negative trend (i.e. score) indicated capitalization or depletion of soil carbon, respectively (Supplementary material 21). We centered the data and defined five classes from the data's quintiles.

Due to the difficulty in estimating dynamics of the soil P stock, we considered the annual balance between the amount of P exported in harvested straw and grain and that imported by mineral

fertilization, organic-matter application and straw left in fields (Supplementary material 22). The indicator expressed the extent to which the cropping system increases or decreases the soil P stock. A positive or negative balance indicated soil P capitalization or depletion, respectively. We centered the data and defined five classes from the data's quintiles.

The dynamics of biodiversity were estimated using a composite index of indicators that, based on a literature review (Table 8), provided information about average effects of the determinants and agricultural practices considered on six key communities of service providers: natural enemies of pests, pollinators, granivores, soil animals, soil bacteria and soil fungi (Table 11, Supplementary material 17; González-Chang et al., 2020). These service-provider communities are influenced by the spatial and temporal configurations and compositions of the ecosystem, SOM content and crop management. Indicators of effects of each determinant on each community ([-1; 0] or [0; 1], Table 11) were summed to estimate a score for each community. To assess the dynamics of all biodiversity that supports ESF, these indexes were summed and then divided by the sum of maximum possible scores of the six communities. Because the number of determinants that influence each community can differ, this method aggregated information into a single score. A negative score indicates an expected middle-to-long-term reduction in biodiversity due to crop management.

Natural capital dynamics scores by agroecosystem were aggregated by averaging the scores of the four components.

4. Example of application

4.1 Materials and methods

4.1.1 Case study and data collection

Twenty-eight farms in the Grand Est region (NUTS2) of France were chosen by advisors from the Regional Chamber of Agriculture to represent a wide range of rotation complexity and input intensity in agroecosystems (Supplementary Material 23). The systems selected ranged from an irrigated monoculture of maize to a complex rotation in organic and conservation agriculture (Supplementary Material 24). Data required to apply the approach (Supplementary Material 25) came from a farmer survey conducted in 2019 and the farmers' computer-based management tool (2018 data). In the latter, farmers enter the crop rotation, cover crops and practices (i.e. sowing, tillage; pesticide and fertilizer applications) each year. Along with the survey, each farmer was interviewed for ca. 1.5 h. The survey was used to identify one or two main types of agroecosystems on each farm and the associated fields, the characteristics of semi-natural habitats in these fields (using orthophotos) and the farmers' strategies for their *actual use* of ESF. On the 28 farms surveyed, we identified 34 types of agroecosystems (450 fields), each of which corresponded to fields with the same soil and cropping systems (i.e. rotation, cover crops, crop management).

4.1.2 Methods

We analyzed yields and input intensity of the 34 agroecosystems. We defined the "relative yield" of each as the ratio of its mean yield of wheat (or, if not available, maize) from 2017-2019 to that of the French department in which it was located. Input intensity was estimated by aggregating scores of (i) mineral fertilization intensity relative to the regional mean, (ii) pesticide treatment frequency index relative to the regional mean and (iii) the frequency of plowing and irrigation (Supplementary Material 26). We performed principal component analysis (PCA) with R to help interpret relations among *real capacity*, *actual use*, *natural capital*, relative yield and input intensity. *Potential capacity* was not included because it was highly correlated (r=0.780) with *real capacity*, which exceeded the collinearity threshold (r=0.700) recommended by Dormann et al., (2013). To identify different agriculture models according to the four dimensions of ESF, we performed clustering analysis with a partitioning (*k*-means) algorithm in the three-dimensional data space of *real capacity*, *actual use*, and *natural capital*. The optimal number of clusters (*k*) was defined according to the elbow method, which, for *k* ranging from 1 to *n* clusters, calculates the within-cluster sum of squares and the location of a "elbow" can be considered an indicator of the suitable number of clusters (Supplementary material 11). We compared cluster-specific means of input intensity and relative yield to each other with Tukey honestly significant difference (HSD) post-hoc tests to test all pairwise comparisons with 95% confidence. Analyses were performed using the open-source FactoMineR package of R software (Husson et al., 2010; MacQueen, 1967; R Core, 2013).

4.2 Results

4.2.1 Application of the assessment approach

For each agroecosystem, the scores of *potential capacity*, *real capacity*, *actual use* and *natural capital* of each ESF was assessed and represented in absolute value and relative value compared to those of the entire group (Figure 30, Supplementary material 27). A group's ranges may not cover the ranges of all possible values. For example, for agroecosystem #26, pesticide use rendered WEED's *real capacity* only slightly lower than its *potential capacity* (Figure 30a). Relative to the group, the agroecosystem's configuration and crop management practices favored POL, WEED, DIS and PEST, since its *potential* and *real capacities* were among the highest in the group (Figure 30a). Moreover, since the farmer of #26 always used counting and field observations to assess biological regulation of pests, weeds and diseases, the *actual use* of these ESF was also relatively high (Figure 30b). The *potential capacity* of the NS service was high but could be increased by improving agroecosystem configuration and crop management. The agroecosystem's *natural capital* components had contrasting dynamics (Figure 30c). Biodiversity and SOM capitals were relatively high, indicating that biological regulation services would continue for the farmer, while N provision should increase. Potential sensitivity to soil erosion (with a medium value) could be improved, while the P balance indicator had a low value, which indicated the risk of depleting the soil P stock.

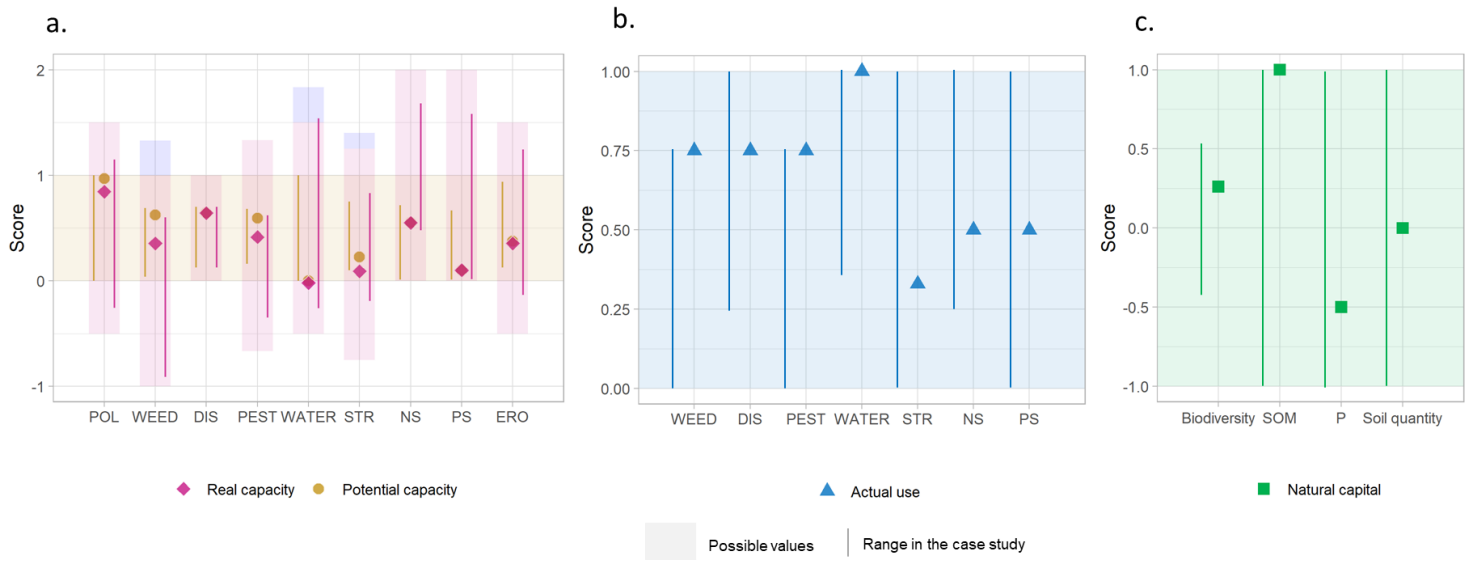


Figure 30. Scores (symbols) for agroecosystem #26 of a) the potential capacity (tan) and real capacity (magenta) to provide nine ecosystem services to farmers (ESF), b) actual use of ESF by the farmer (blue) and c) natural capital dynamics (green). Shading and lines indicate the ranges of possible and observed values, respectively, of the 34 agroecosystems studied. Violet shading indicates the range added by the conservation agriculture bonus.

Aggregated ESF scores for each of the 34 agroecosystems ranged from [0.27; 0.66] for *potential capacity*, [0.03; 0.87] for *real capacity* and [0.13; 0.75] for *actual use* (Figure 31). *Real capacity* had a wider range than *potential capacity* because the agricultural practices investigated modulated the *potential capacity* in both positive and negative directions. In contrast, *actual use* had a narrower range than *real capacity*, which indicates that most farmers did not use it fully.

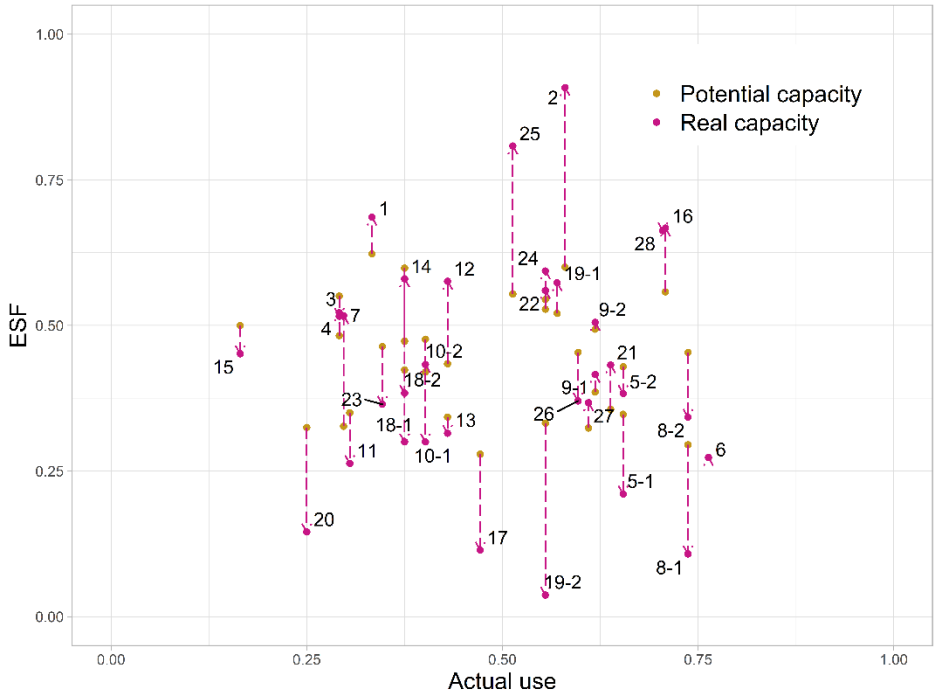


Figure 31. Levels of the potential capacity and real capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF) as a function of the actual use of ESF by farmers for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand-Est region (NUTS2) of France. Arrows indicate the direction in which agricultural practices modulated potential capacity to real capacity.

The difference between *potential capacity* and *real capacity* was small for some agroecosystems (e.g. #3, 6, 22) but large for others (e.g. #8-1, 18-2, 25). An overall trend emerged: agroecosystems with high *potential capacity* tended to increase it through beneficial practices, which yielded an even higher *real capacity*. This was confirmed by the Pearson correlation between *potential capacity* and *real capacity* minus *potential capacity*, which was significant ($p<0.05$) but weak ($r=0.357$) (Supplementary Material 28).

For *natural capital*, SOM, soil P and soil quantity dynamics ranged from [-1; 1], while biodiversity ranged from [-0.40; 0.51] (Supplementary material 29). Most of the agroecosystems were depleting P stocks (73%) but capitalizing soil carbon (67%), which illustrates the potential advantage of increasing SOM (which has a long response time and is a major determinant of most soil-related ESF) rather than closing the P cycle, which can be done through a long response time. None of the systems were depleting or capitalizing biodiversity to a large degree.

The relative yield of the 34 agroecosystems ranged from [0.46; 1.31] (Supplementary material 30), and the yields of 10 of the 34 agroecosystems were lower than the mean regional yields. Input intensity ranged from [0; 0.83], from a system based on low levels of anthropogenic inputs (i.e. #2, in

organic and conservation agriculture; Supplementary material 24) to one based on high levels of anthropogenic inputs (i.e. #8-1).

The most intensive systems exceeded mean regional yields and were generally those with the lowest *real capacity*. The first axis of the PCA, influenced by input intensity and the relative yield on one side and *real capacity* on the other, explained 41.8% of the variance (Supplementary material 31). This negative relation between input intensity (and thus relative yield, since they were strongly correlated) and *real capacity* was significant and moderately strong (Supplementary material 32, $p<0.05$ and $r=-0.564$). However, there were a few notable exceptions, such as agroecosystems #25 and #23, which had, respectively, a *real capacity* of 0.80 and 0.27 and a relative yield of 1.27 and 0.61. In contrast, there was no relation between input intensity and the dynamics of *natural capital* or *actual use* of ESF (e.g. agroecosystem #15).

4.2.2 Description of the agriculture models

The clustering analysis identified five clusters (Figure 32) that referred to five combinations of scores of *real capacity* and *actual use* of ESF and dynamics of *natural capital*. The first cluster of (5 agroecosystems) had some of the highest *real capacity* ([0.57; 0.87]), above-average *actual use* ([0.51; 0.70]) and no specific *natural capital* dynamics (but no large depletion) (Figure 32, MH-H). This cluster had varied rotations (rapeseed-wheat-barley-legume-other or soybean-wheat-other) but which always included legumes and often uncommon crops (e.g. spelt, spring peas, mustard, alfalfa, sainfoin, flax). Rotation duration ranged from 3-9 years (mean: 5.4 years). These five systems performed reduced tillage or no tillage. One was an irrigated conventional farm, two were organic, and one performed conservation agriculture. They corresponded to models with "Medium-High use of High ESF capacity" ("MH-H").

The second cluster (8 agroecosystems) had a wide range of *real capacity* ([0.26; 0.68]), low *actual use* [0.16; 0.43]) and neutral or positive *natural capital* dynamics (Figure 32, I-M). This cluster had rotations based mainly on rapeseed-wheat-barley-other, with a mean rotation duration of 5.6 years, 5.5 crops in the rotation and varied types of tillage (plowing, reduced tillage, no-till). Only one farm in this model, a maize-based rotation (#1), was depleting its *natural capital*. Agroecosystem #23 was unique in this group since it had low *real capacity* despite having 9 crops and practicing reduced tillage. These systems corresponded to models with "Inefficient use of Medium ESF capacity" ("I-M").

The third cluster (7 agroecosystems) had a wide range of *real capacity* ([0.03; 0.59]), medium *actual use* ([0.43; 0.63]) and positive *natural capital* dynamics (Figure 32, M-LM-C). This cluster mainly (8 out of 9) had rotations such as rapeseed-wheat-barley-other, included less common crops (e.g. sainfoin, faba bean, and hemp) and had a mean rotation duration of 5.6 years. All but one of the farms occasionally practiced simplified tillage, and only one irrigated. Agroecosystem #19-2 was unique in this cluster because it was a plowed maize monoculture. All of these farms applied pesticides

and mineral fertilizers. These systems corresponded to models with “Medium use of Low-to-Medium ESF capacity, with Capitalization” (“M-LM-C”).

The fourth cluster (6 agroecosystems) had low *real capacity* ([0.14; 0.59]), medium-low *actual use* ([0.25; 0.4]) and negative *natural capital* dynamics (Figure 32, I-LM-D). This cluster contained had only maize-wheat-other crop rotations (mean of 2.5 crops in the rotation, often with 2 years of maize). Its agricultural practices varied (plowing, reduced tillage, pesticides or not, irrigation or not). These systems corresponded to models with “Inefficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion” (“I-LM-D”).

The fifth cluster (8 agroecosystems) had low *real capacity* ([0.10; 0.50]), high *actual use* ([0.61; 0.76]) and negative *natural capital* dynamics (Figure 32, E-LM-D). This cluster contained only maize-wheat-other crop rotations (a mean of 2.5 crops in the rotation), with at least 2 years of maize and a mean rotation of 4 years. Three of the 8 agroecosystems sometimes practiced reduced tillage, and all but one irrigated. All farms in this cluster applied pesticides and mineral fertilizers, and four did not use insecticides or fungicides. These systems corresponded to models with “Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion” (“E-LM-D”).

Relative yield and input intensity did not differ significantly among the five clusters, although the MH-H cluster had high variability in relative yield ($p>0.05$, pairwise Tukey HSD test, [0.66; 1.27], Supplementary material 33).

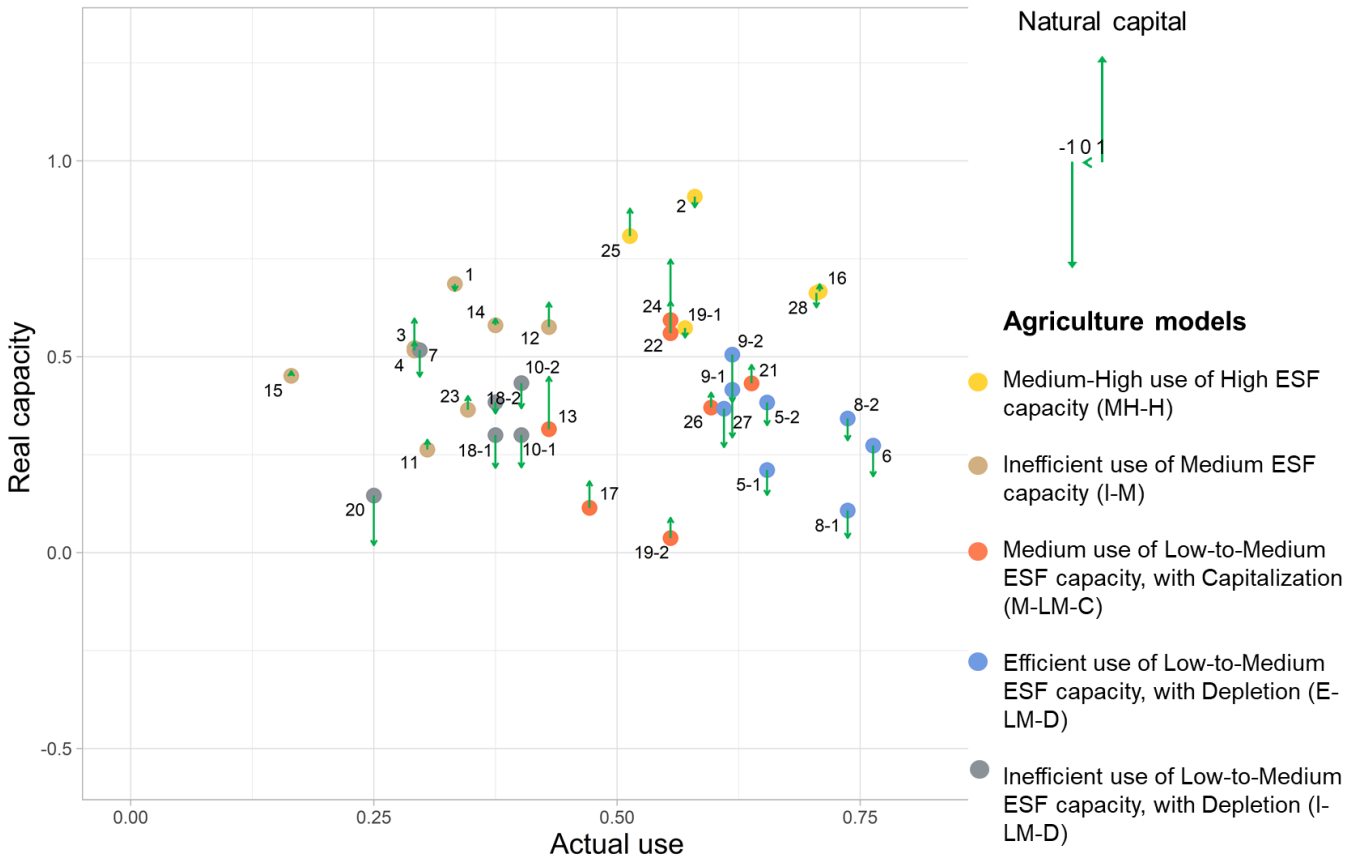


Figure 32. Five clusters of agriculture models identified by k-means clustering according to (i) the ecosystem's real capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF), (ii) actual use of ESF by farmers and (iii) direction and intensity of natural capital dynamics for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand Est region of France.

5. Discussion

We developed an original assessment approach to ESF based on assessing relations between characteristics of agroecosystems and the main ESF they provide. In agreement with the objective of developing operational tools for agricultural support institutions, the approach provides a detailed description for farmers of the *potential capacity* of each ESF, effects that agricultural practices have on it, the *actual use* of ESF capacity and the dynamics of *natural capital* under current agricultural practices (Figure 30). The approach is part of a large field of research that assesses ecosystem services in agroecosystems (Malinga et al., 2015). It focuses on ESF involved in agricultural production (and not on those provided to the larger society) and characterizes relations between agroecosystems and ESF at two temporal scales: the classic short term, which corresponds to the cropping season, and the medium-/long-term dynamics of *natural capital* (Robinson et al., 2012).

5.1 Strengths of the assessment approach

Our approach is an original development of the conceptual framework and its operationalization by integrating scientific knowledge and low-data indicators. One of the innovations is that it conceptually clarifies and renders operational the assessment of four components of ESF, which separates components of the cascade that underlie the provision of ESF in the short and medium/long terms. Accordingly, as claimed by Kleijn et al. (2019), this provides agricultural stakeholders with useful information about (i) "limiting services" (Bommarco et al., 2013; Garibaldi et al., 2018; Sperfeld et al., 2012) and (ii) potential mechanisms to enhance the *potential* and *real capacities* of ESF. In other words, it provides a sound conceptual framework with which to analyze the functioning of agroecosystems and define a strategy to manage it in the quest for ESF-based agriculture models.

As also noted by Therond et al. (2017a), our assessment approach can classify agroecosystems more finely than broad typologies (e.g. organic vs. conventional agriculture, diversified vs. simplified farming systems) (Garibaldi et al., 2017). As Duru et al. (2015b) theorized, our fine-grained approach can identify multiple strategies that can be used to obtain given levels of ESF and dynamics of *natural capital*. For example, three organic agroecosystems (#28, 2 and 15) that covered a range of rotation diversification (from 3-6 crops) differed strongly in *real capacity* and *actual use* of ESF (Figure 32). This confirms that organic systems, which vary from complex biodiversity-based systems to simplified monocultures, can result in agroecosystems with greatly different functioning (Reeve et al., 2016; Seufert et al., 2012).

Our approach may also help assess payments for environmental services provided by agricultural support institutions, in which beneficiaries (society) pay ecosystem-service providers (here, farmers) for the services provided (Donohue et al., 2016). For the ESF assessed in the present study, these payments would reward farmers for using ESF instead of anthropogenic inputs and thus intentionally encourage biodiversity-based solutions and reduce negative environmental impacts related to input-based systems (Bommarco et al., 2013). This method provides the strong scientific foundations needed to assess such payments, as required by Naeem et al. (2015), by developing a scientifically robust method that is operational and requires relatively little data.

5.2 Shortcomings and expected improvements of the approach

Since the approach developed is the first version, it will be improved. Applying it to the case study of the Grand Est required parameterizing it for this region; applying it to other regions will require expert knowledge of the regions and associated reference data. In particular, the range of technologies that could be used to assess the provision of ESF and thus determine the *actual use* of ESF needs to be adapted to the technologies available locally. It is currently defined from expert opinion, but other ways to estimate as closely as possible farmers' *actual use* of ESF, both active and inactive, can be considered. Results of future studies of determinants of ESF are also expected to improve the selection of low-data indicators and the method used to aggregate them for individual

ESF and entire sets of ESF (as in Vogel et al. (2019) and Zhang (2020); see Section 5.3 for details). To date, without available knowledge about the relative weights of determinants of ESF, the aggregation remains simplistic (the same weight for all).

The application domain of the approach is currently limited to cropping systems and needs to be extended to other agroecosystems (e.g. livestock, orchards, vineyards agroforestry). Using the same logic, the method could be extended to other ES provided to farmers (e.g. local climate regulation) or to society (e.g. global climate regulation) (Aguilera et al., 2013; Techen et al., 2020). This could identify synergies and trade-offs between ESF provided to different beneficiaries (Obiang Ndong et al., 2020). Finally, for the *natural capital* components, only the biodiversity that supports ESF was considered, but the approach could be extended to consider all biodiversity from a larger conservation perspective (Lüscher et al., 2017; Moller et al., 2008).

Another key improvement would be to quantify the part of production that comes from using ESF vs. the part that comes from anthropogenic inputs (Jones et al., 2016). For now, the approach developed does not exactly follow the recommendations of Therond et al. (2017a) for classifying agricultural models. However, partitioning production between these two types of production factors is complex due to intertwined ecological processes (Barot et al., 2017; Jones et al., 2016). Few studies have attempted to do this. Pérez-Soba et al. (2019) performed emergy analysis, which coarsely distinguished effects of natural (e.g. solar radiation) vs. anthropogenic flows. Therond et al. (2017b) and Tibi and Therond (2018) developed an approach based on a crop model to estimate the part of production related to groundwater-, rainwater- and nitrogen-related ESF vs. N fertilization and irrigation.

Finally, this approach does not address environmental impacts of agriculture (e.g. N leaching) (Uusitalo et al., 2019) or multifunctional aspects of agricultural performance (de Olde et al., 2016; Rasmussen et al., 2017; Zahm et al., 2018). Performing such classic impact assessments along with our assessment approach would provide a more complete environmental assessment.

5.3 Lack of knowledge and agenda for research

The literature review highlighted a substantial lack of knowledge. First, we were not able to consider effects of semi-natural habitats in the landscape beyond the farm scale. Karp et al. (2018) show that the influence of non-crop habitats on biological control depends on the context. Multiple communities may be involved in providing an ESF, and little information about their interactions (e.g. inter-guild predation) is available. For example, results for the effects of carabids on weed regulation (Frei et al., 2019) are ambiguous, showing a positive effect (Chapman, 2014; Knapp and Řezáč, 2015) or negative effect (Jonason et al., 2013) of landscape heterogeneity. Dispersal distances of carabids depend on their guild, which causes variability among observations. Moreover, the relative contribution of carabids vs. birds and small mammals to weed regulation is still under research (Petit et al., 2011). In other words, landscape effects on biological regulation services may depend strongly on the functional characteristics of ESF providers (Martin et al., 2019).

We felt that certain relations between determinants and ESF already mentioned in the literature were not yet sufficiently documented to include them. For example, non-crop plants in and around fields might have a key influence on dynamics of natural enemies by providing a diverse habitat and food resource for biodiversity (Marshall et al., 2003; Petit et al., 2015; Pocock et al., 2012). However, we could not find key reviews or meta-analyses that provided usable information. Cover crops appear to influence disease control, but this seems specific to each combination of host/disease/cover crop (Justes et al., 2012). Soil cover influences the soil structuration service via the canopy and root exudates (Bardgett et al., 2014; Scavo et al., 2019). Although the influence is well established, we did not find a suitable database of root exudates from crops to be able to consider this effect. More generally, Techen et al. (2020) present key soil research challenges for a few management practices such as nutrient efficiency in agroforestry, the influence of rotations and crops on microbiome composition, ecotoxicity of plastics, stoichiometry management, biotic inoculations and pharmaceuticals.

Finally, there is a serious lack of information about the relative influence of determinants on the provision of each ESF. For example, weed control is promoted by spatial (species mixtures) and temporal (rotations) plant diversity and permanent soil cover, but their relative influence is unknown. Therefore, we assigned the same influence to all *n* determinants for a given ESF and to the contributions of potential and modulation effects to the ESF level. Until studies provide information about these relative effects, improving our approach could mean bringing a group of experts together to refine the aggregation method, as van Leeuwen et al. (2019) and Zahm et al. (2018) recommended. Ultimately, this information is also needed to integrate potential trade-offs that may exist among the determinants of ESF (Garibaldi et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2020).

5.4 Insights into agriculture models

In general, agroecological practices, such as organic, biodiversity-based practices (e.g. rotations, species mixtures) and conservation agriculture, are expected to provide higher ESF capacity (Palomo-Campesino et al., 2018). We show that this is true when several agroecological practices are implemented together, as in the MH-H agriculture model in which organic farming, reduced or no-tillage, soil cover and diversified rotations were combined, as suggested by Duru et al. (2015b). To a lesser extent, and because agroecological practices are usually combined less often, the I-M agriculture model also followed this pattern. However, our results suggest that implementing these practices does not necessarily mean that farmers use the *potential capacity* of ESF well.

In the present study, *real capacity* was significantly negatively correlated with input intensity and relative yield. In other words, agriculture models with higher *real capacity* of ESF are often those with lower input use and relative yield. However, this trend hides high variability. First, excluding organic agroecosystems weakens this correlation because they have the lower relative yields and input intensity due to organic specifications (Supplementary material 34) (Knapp and van der Heijden, 2018). Second, no significant difference in input intensity or relative yield was observed among

clusters. Indeed, variability in relative yield among agroecosystems was high within each cluster, particularly in the agroecological agriculture models with high/medium *real capacity*. Thus, there are many ways to obtain high yields, based mainly on anthropogenic inputs, ESF or both (Therond et al., 2017a). For example, within these agroecological models, the yield of agroecosystems #25, 16, 12, and 3 was higher than the regional mean. Agroecosystem #25 was unique in the present study since it obtained high yields with a high input intensity but also used ESF capacity efficiently (Supplementary material 35). It was also the only agroecosystem that met our requirements to be classified as conservation agriculture and thus to benefit from the bonus. The farmer of this agroecosystem increased the yield greatly by using ESF as much as possible and supplementing them with inputs, and the ESF levels could have been increased even further.

In the M-LM-C agriculture model, system #19-2, a maize monoculture, which had the lowest ESF *real capacity* of the group, was managed by the same farmer as system #19-1, which had higher ESF capacities. This large difference between two agroecosystems of the same farmer reflects a separation of the land that results from two different rationales and European Union Common Agricultural Policy (CAP) regulations. System #19-2 is based on maize, which is the most economically profitable crop locally and usually managed intensively in monoculture with irrigation and plowing on the best soils. However, due to CAP regulations on the proportion of farm area that can be planted in monocultures, farmers cannot plant monocultures over the entire farm. Consequently, system #19-1 was based on a multicrop rotation that was managed less intensively. CAP regulations allowed the farmer to open up space for testing solutions based on planned biodiversity. This pattern was repeated on other maize farms (#8, 10, and 19).

Finally, we highlight that all maize-based rotations depleted *natural capital*, regardless of the agricultural model to which they belonged. Soil erosion due to the absence of cover crops drove this negative trend, which could be addressed by adding cover crops to maize-based systems (Laloy and Bielders, 2010). However, weather conditions after the late maize harvest period make it difficult to plant cover crops (Marcillo et al., 2019).

6. Conclusion

We developed a new conceptual framework to clearly distinguish multiple aspects of ESF and an operational low-data indicator-based approach to assess them. It highlights the important distinction between short-term ESF capacities and medium/long term dynamics of *natural capital* that underlie these services and the *actual use* of them. The literature review performed to develop this approach enabled us to build upon well-known relations between characteristics of agroecosystems and ESF, identify consistent indicators of these relations, and identify areas in which knowledge is lacking. This indirect evaluation of ESF allows for (i) the use of easily available data on characteristics of agroecosystems and their management instead of resource-consuming field measurements, (ii) detailed description of ESF associated with an agroecosystem and (iii) identification of agronomic mechanisms to use to increase the provision or use of ESF. Through better understanding of the ability

of agroecosystems to generate ESF, and how to enhance them, our approach may help farmers build agroecosystems based on natural production factors instead of importing petrochemicals.

We demonstrated the utility of our approach by applying it to a set of 34 French agroecosystems. This application provided key insights into the biotechnical functioning of arable agroecosystems: (i) combining agroecological practices maximizes the *real capacity* of ESF and (ii) there are many ways to reach high-yielding agroecosystems based on anthropogenic inputs, ESF or both.

Contributions

M.D., B.L. and O.T. developed the conceptual framework; M.D. and B.L. performed the literature review and indicator selection with the guidance of O.T. and C.Bo.; H.C. developed the AMG model used; M.D., B.L. and C.Be. performed the farm surveys and calculations; M.D. and O.T. wrote the manuscript; and C.Bo., B.L. and C.Be. proofread the manuscript.

Acknowledgments

We thank Agrosolutions, the agricultural consulting firm that supported and funded the Ph.D. research of M.D. but had no role in the decision to publish. We thank Michel Duru, Jean Roger-Estrade and Guy Richard for providing general guidance and discussion; Frédéric Pierlot for assistance in building the case study network; Léa Dubois for conducting the surveys and calculating the indicators; Paul Van Dijk for guiding us in the application of his method; David Justeau, Grégory Lemercier, Claude Rettel, and Jean-François Strehler, the advisors of the Chambers of Agriculture who selected the farms and the 28 farmers who provided their time and data. We thank Michelle and Michael Corson for proofreading. The conceptual framework and several key ideas in this article were developed during the INRAE study EFESE-EA (2014-2017), which identified and assessed ecosystem services provided by agricultural ecosystems across France, as part of the French National Ecosystem Assessment.

TABLES OF THE SECTION

Capacity	Determinant	ESF and direction of the effect	References
Potential	Crop rotation	WEED, DIS, PEST (*diversified*: +) NS, PS (legume presence: +)	Bender *et al.*, 2016; Dassou and Tixier, 2016; Duchene *et al.*, 2017; El Mujtar *et al.*, 2019; Ghosh *et al.*, 2007; Hinsinger *et al.*, 2011; Kleijn *et al.*, 2019; Letourneau *et al.*, 2011; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Rosa-Schleich *et al.*, 2019; Scholberg *et al.*, 2010
	Soil coverage	WEED, STR, NS, ERO (*permanent*: +)	Aguilera *et al.*, 2020; Bertrand *et al.*, 2019; Justes *et al.*, 2012; Kleijn *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Rosa-Schleich *et al.*, 2019; Scholberg *et al.*, 2010; Shackelford *et al.*, 2019
	Use of species mixtures	WEED, DIS, PEST (+)	Bedoussac *et al.*, 2015; Dassou and Tixier, 2016; Duchene *et al.*, 2017; Iverson *et al.*, 2014; Kleijn *et al.*, 2019; Letourneau *et al.*, 2011; Malézieux *et al.*, 2009; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Rosa-Schleich *et al.*, 2019, p.; Scholberg *et al.*, 2010; Vandermeer *et al.*, 1998; Verret *et al.*, 2017
	Local semi-natural habitats	POL, PEST (close to fields*, +)	Bartual *et al.*, 2019; Bianchi *et al.*, 2006; Blaauw and Isaacs, 2014; Holland *et al.*, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Rega *et al.*, 2018; Tscharntke *et al.*, 2007; Tschumi *et al.*, 2016; Zulian *et al.*, 2013
	Abiotic soil composition	STR, NS, PS, WATER, ERO **	Bender *et al.*, 2016; Boyle *et al.*, 1989; Chen and Tessier, 1998; Clivot *et al.*, 2019; El Mujtar *et al.*, 2019; Green *et al.*, 2003; Johannes *et al.*, 2017; Lado *et al.*, 2004; Olsen *et al.*, 1954; Saxton and Rawls, 2006
Real	Insecticide use	POL, WEED, PEST, STR (-)	Brittain and Potts, 2011; Colin *et al.*, 2004; Desneux *et al.*, 2007; Emmerson *et al.*, 2016; Geiger *et al.*, 2010; Labruyere *et al.*, 2016; Potts *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2012
	Organic-matter application	STR, NS, PS, WATER, ERO (+)	Abiven *et al.*, 2009; Aguilera *et al.*, 2020; Boyle *et al.*, 1989; Khaleel *et al.*, 1981; Lado *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2014
	Tillage	WEED, PEST, STR, WATER, ERO (-)	Aguilera *et al.*, 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Blevins *et al.*, 2018; Blubaugh and Kaplan, 2015; Hamza and Anderson, 2005; Kuntz *et al.*, 2013; Menalled *et al.*, 2007; Soane *et al.*, 2012; Trichard *et al.*, 2014
	Harvest conditions	STR (*wet*: -)	Hamza and Anderson, 2005
	Non-crop plants	POL, WEED (-)	Bretagnolle and Gaba, 2015; Dassou and Tixier, 2016; Petit *et al.*, 2016, 2015
	Conservation agriculture	WEED, STR, NS, PS, WATER, ERO (+)	Blanco *et al.*, 2016; Kleijn *et al.*, 2019; Lee *et al.*, 2019; Pittelkow *et al.*, 2015a; Rosa-Schleich *et al.*, 2019

Table 8. Summary of the main determinants of ecosystem services provided to farmers (ESF). The spatial and temporal configuration and composition of the cover and soil composition determine an ecosystem's potential capacity. The crop management of soil and biomass determined an ecosystem's real capacity. The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO). The effects of crop management on ESF provision can be positive (+) or negative (-). References are mainly meta-analyses, reviews or multisite studies. *Depends on the type of habitat. **Several combinations of soil characteristics are suitable for ESF, see Table 9.

	Determinant	Pollination	Disease control	Pest control	Weed control	Water retention	Soil structuration	Nitrogen supply	Phosphorus supply	Erosion control
I_potential	**Crop rotation**	-	Number of crop families in the rotation*	Number of crop families in the rotation*	Number of sowing periods in the rotation*	-	-	Proportion of legumes in the rotation [a]	Proportion of legumes in the rotation [a]	-
	Soil coverage	-	-	-	Quality of coverage of each crop and intercrop*	-	95% root density depth and proportion of cover crops in the rotation[b]	Proportion of crops and intercrops in the fall to avoid leaching[c]	-	Lack of coverage during the rainy period*
	Use of species mixture		Proportion of crops and intercrops with a species mixture [d]	Proportion of crops and intercrops with a species mixture [d]	Proportion of crops and intercrops with a species mixture [d]	-	-	-	-	-
	Local semi-natural habitats	Proportion of field areas close to an herbaceous habitat[e]	-	Quality and distance of SNH to field barycenter[1]	-	-	-	-	-	-
	Abiotic soil composition	-	-	-	-	Saturated conductivity[2]	SOM/clay[3]	SOM	P Olsen[4]	SOM/clay[3]
I_modulation	**Insecticide use**	TFI relative to mean regional TFI[f]	-	TFI relative to mean regional TFI[f]	TFI relative to mean regional TFI[f]	-	TFI relative to mean regional TFI[f]	-	-	-
	Organic-matter application	-	-	-	-	Annual humified carbon inputs [g]	Annual humified carbon inputs [g]	Annual organic nitrogen inputs [g]	Annual organic phosphorus inputs [g]	Annual humified carbon inputs [g]
	Tillage	-	-	-	-	-	Proportion of crops harvested in often wet conditions*	-	-	-
	Harvest conditions	-	-	Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]	-	-	Cumulative depth of tillage [5], [h]
	Non-crop plants	Abundance and diversity of non-crop plants at harvest and before first hoeing or herbicide application[i]	-	Abundance and diversity of non-crop plants at harvest and before first hoeing or herbicide application[i]	-	-	-	-	-	-
	Conservation agr.				Synergistic effect of conservation agriculture: crop diversity, permanent soil coverage and no-till[j]					

Table 9. Indicators used to assess effects of each determinant on the potential capacity of an agroecosystem to provide ecosystem services to farmers (ESF) (I_potential, [0:1]) and the modulation (I_modulation, [-1:1]) of this potential capacity, thus determining the real capacity to provide ESF. References: * from Craheix *et al.* (2012), [1] from Rega *et al.* (2018), [2] from Saxton and Rawls (2006) [3] from Johannes *et al.* (2017), [4] from Olsen *et al.* (1954) [5] from Chabert (2017)[6]. For a, b, c, d, e, f, g, h, i, j references, see Supplementary material 19. Abbreviations: semi-natural habitats (SNH), treatment frequency index (TFI), soil organic matter (SOM)

ESF	Action or technology used by farmers	Precision	Score
Disease control	No action before applying fungicides	Very low	0
	Adapting fungicide application to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.25
	Observation of disease pressure in the field	Medium	0.5
	Counting and identifying impacts of disease in the field	High	0.75
	Unmanned aerial vehicle, remote sensing robot or risk models	Very high	1
Pest control	No action before applying pesticides	Very low	0
	Adapting pesticide application to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.25
	Observation of the pest pressure and presence of natural enemies in the field	Medium	0.5
	Counting and identifying pests and natural enemies in the field	High	0.75
	Unmanned aerial vehicle or remote sensing robot	Very high	1
Weed control	No action before applying herbicides	Very low	0
	Adapting herbicide application to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.25
	Observation of non-crop plant abundance and communities in the field and/or granivore presence	Medium	0.5
	Counting and identifying non-cultivated plants in the field and/or granivore presence	High	0.75
	Unmanned aerial vehicle or remote sensing robot	Very high	1
Water retention and return	No action before irrigating	Very low	0
	Adapting irrigation to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.33
	Water balance	High	0.66
	Use of tensiometric or capacitive probes	Very high	1
Soil structuration	No action before tilling	Very low	0
	Adapting tillage to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.33
	Spade test occasionally performed	High	0.66
	Spade test always performed	Very high	1
Nitrogen supply	No action before mineral fertilization	Very low	0
	Adapting mineral fertilization to the crop, field and position of the crop in the rotation	Low	0.25
	Recommendation-based nitrogen-balance method	Medium	0.5
	Decision support tool	High	0.75
	Unmanned aerial vehicle and application with section cutting	Very high	1
Phosphorus supply	No action before phosphorus fertilization	Very low	0
	Adapting phosphorus fertilization to the crop, field and position of the crop in the rotation	Medium	0.5
	Measuring Olsen phosphorus	Very high	1

Table 10. Method used to assess the actual use of ecosystem services provided to farmers (ESF), based on the precision of the action performed by farmers to use ecosystem services, considering the ability of the agroecosystem to provide services instead of using anthropogenic inputs to replace them.

Determinant	Characteristic with a positive effect on ->	Community of ecosystem service providers					
		Natural enemies	Granivores	Pollinators	Soil animals	Soil bacteria	Soil fungi
Crop rotation	Diversified	Number of crop families in the rotation*					
Soil coverage	Permanent					Proportion of cover crops in the rotation[k]	Proportion of cover crops in the rotation[k]
Local semi-natural habitats	Close to fields	Quality and distance of SNH to field barycenter[1]		Proportion of field areas close to an herbaceous habitat[e]			
SOM content	High level				SOM	SOM	SOM
Insecticide use	Low level	TFI relative to mean regional TFI[f]	TFI relative to mean regional TFI[f]	TFI relative to mean regional TFI[f]	TFI relative to mean regional TFI[f]		
Organic-matter application	High abundance and diversity	Abundance and diversity of non- crop plants at harvest and before first hoeing or herbicide application[i]		Abundance and diversity of non-crop plants at harvest and before first hoeing or herbicide application[i]			
Tillage	High level				Diversity of carbon inputs[l]	Diversity of carbon inputs[l]	Diversity of carbon inputs[l]
Non-crop plants	Reduced	Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]		Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]	Cumulative depth of tillage [5], [h]
Conservation agriculture (CA)	Compliance with CA	Synergistic effect of conservation agriculture: crop diversity, permanent soil coverage and no-till[j]					

Table 11. Indicators used to evaluate biodiversity dynamics through the effect of determinants on each community. References are shown in Table 8. * From Craheix *et al.* (2012), [1] from Rega *et al.* (2018), [5] from Chabert (2017). For [e, f, h, i, j, k, l] indicator calculation details, see Supplementary material 19. Abbreviations: treatment frequency index (TFI), soil organic matter (SOM)

CHAPITRE III : RÉSILIENCE DES FORMES D'AGRICULTURE

RÉSUMÉ DU CHAPITRE

Rappel. Alors que de nouvelles formes d'agriculture émergent dans l'objectif de répondre aux problématiques socio-environnementales en basant leur production sur les services écosystémiques (SEP), nous ne disposons pas de connaissance sur leur résilience face aux perturbations biophysiques et socio-économiques. La synthèse de littérature présentée en Chapitre I ne recensait pas d'études portant sur le rôle des SEP dans la dynamique des agroécosystèmes face aux perturbations. Pourtant, certains auteurs considèrent que les SEP peuvent être des facteurs de résilience dans le sens où ils permettent une régulation interne de l'agroécosystème, c.-à-d. un effet tampon lors de perturbations (Introduction 5, p21). Parallèlement, l'intensification de la production ainsi que la diversification, tous deux déterminants de la fourniture de SEP, peuvent jouer un rôle dans la résilience des agroécosystèmes (Introduction 5, p21).

Contenu du chapitre. Afin de participer à la production de connaissances sur les facteurs explicatifs de résilience, nous évaluons la résilience des agroécosystèmes considérant les formes d'agriculture auxquelles ils appartiennent et leurs niveaux de SEP, d'intensification et de diversification. Ce chapitre prend la forme d'un article scientifique qui a été soumis au journal *Ecosystem Services* en avril 2021. Répondant directement à la question de recherche de la thèse, ce travail a pour objectif de conclure sur le rôle des SEP, de l'intensification et de la diversification dans la résilience face aux perturbations auxquelles font face les agroécosystèmes du Grand-Est.

Démarche mise en œuvre. Dans ce chapitre, contrairement au Chapitre I qui analysait de concert les différents concepts relatifs à la dynamique des systèmes face aux perturbations, nous faisons référence au concept de la résilience tel qu'il est défini par Meuwissen *et al.* (2019). A l'instar de Peterson *et al.*, (2018), nous considérons la résilience comme une propriété de la dynamique des systèmes agricoles, comme l'inverse de la vulnérabilité et comme un concept englobant les aspects de stabilité et de résistance. Nous avons développé une évaluation de la résilience par l'analyse quantitative de la dynamique des performances des agroécosystèmes du cas d'étude sur 4 à 8 ans entre 2012 et 2020. Sur les recommandations qui émergeaient de la synthèse du Chapitre I, nous avons analysé conjointement la dynamique d'une performance agronomique (le rendement), économique (la marge brute) et sociale (le temps de travail) grâce à différents critères de dynamique adaptés à chacune : le niveau, la stabilité, la résistance et la tendance. Nous avons utilisé trois méthodes complémentaires (la régression des moindres carrés partiels, l'arbre de régression multivarié et la frontière de Pareto) afin d'identifier les relations entre les caractéristiques des agroécosystèmes, les perturbations climatiques et économiques survenues sur la période de l'étude et la résilience des performances.

Grands résultats. Les résultats montrent que les agroécosystèmes basés sur la biodiversité (*i.e.* diversifiés, à haut niveau de SEP fournis et/ou avec un capital naturel qui augmente) présentent des performances stables. Ils présentent aussi les temps de travail les plus faibles. A l'inverse, les agroécosystèmes intensifiés par les intrants anthropiques, en particulier par l'irrigation et le travail du sol, présentent des rendements et des marges brutes plus élevés, plus résistants aux perturbations majeures comme celle de l'année 2016, mais moins stables. Ces dynamiques sont aussi observées pour les agroécosystèmes qui utilisent fortement les SEP. Si nos résultats montrent les avantages

de s'appuyer sur la biodiversité pour stabiliser les performances des agroécosystèmes, nous mettons aussi en évidence un antagonisme potentiel entre le niveau de rendement et sa stabilité. Pour dépasser cet antagonisme, nous identifions deux stratégies potentielles : (i) amplifier le potentiel de production lié aux SEP via l'utilisation d'intrants anthropiques tout en veillant à éviter les pratiques néfastes au capital naturel et à la fourniture des SEP (et plus généralement dans une visée de durabilité globale des écosystèmes), et/ou (ii) d'augmenter le niveau de SEP fournis et utilisés pour la production agricole.

Dans l'article en anglais, les services écosystémiques fournis à la production agricole (SEP) sont dénommés par « ecosystem services provided to farmers (ESF) ».

Publications dans des journaux internationaux :

Dardonville, M., Bockstaller, C., Villerd, J., Therond, O., submitted to *Ecosystem* Services in April 2021. Resilience of agriculture models: biodiversity-based models are stable, while intensified models perform well.

Communication lors de congrès français :

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Evaluation de la résilience de différentes formes d'agriculture face aux changements climatiques et crises économiques. Présenté au congrès Phloeme, Paris.

Interview :

Dardonville, M., Cabeza-Orcel, P., 2020. Evaluer la résilience des différentes formes d'agriculture. Perspectives agricoles.

Activité d'encadrement : stage de Master 2 de Kwabena Osei-Tutu (6 mois)

Resilience of agriculture models: biodiversity-based models are stable, while intensified models perform well

Manon DARDONVILLE [1, 2*], Christian BOCKSTALLER[1], Jean VILLERD[1], Olivier THEROND[1]

[1]Université de Lorraine, INRAE, LAE, F-68000 Colmar, France

[2]Agrosolutions, 75782, Paris, France

Submitted to *Ecosystem Services* in April 2021

ABSTRACT

New agriculture models have emerged in response to societal demands to reduce environmental impacts and dependence on non-renewable resources. They can be classified according to their relative use of anthropic inputs or biodiversity and associated ecosystem services as agricultural production factors. All these models are exposed to climate change, price volatility and other disturbances. However, little is known about their resilience levels and the factors that drive them. We assessed the resilience of 30 highly contrasted cropping agroecosystems in north-eastern France which covered a broad gradient from simplified and intensified to complex and biodiversity-based agroecosystems. We applied a quantitative analysis of the dynamics of three key performances over eight years: yield, gross margin and workload. An original combined set of adapted criteria - level, variability, trend and resistance - was used to assess their dynamics. We use partial least squares regression, multiple regression trees and Pareto ranking to identify relationships among the characteristics and resilience performance of these systems. The results showed that biodiversity-based agroecosystems, which provide a high level of ecosystem services to farmers or an increase in natural capital, tended to have stable performances. These systems also had a lower workload than intensified systems. Conversely, anthropic intensive systems, especially irrigated and tillage-intensive systems, had higher yields and gross margins, were resistant to major disturbances but were less stable. While our results show benefits of relying on biodiversity to stabilise system performances, we highlight a potential trade-off between performance level and stability, as well as possible solutions to overcome it. We also discuss the short-term strategy of anthropic input-based systems, which perform well, but consume large amounts of human and natural resources. We show potential advantages of systems that balance both ecosystem services and anthropic inputs to provide a strategy to fill the yield gap and attain resilience.

KEYWORDS

ecosystem services, natural capital, stability, resistance, cropping system

1. Introduction

Many new agriculture models have emerged in response to societal demands to increase food quality and reduce environmental impacts and dependence on non-renewable resources (Therond *et al.*, 2017b). They invest in two ways: they optimise the use of anthropic inputs (*i.e.* fertilisers, pesticides, energy for irrigation and labour) or replace them with ecosystem services provided by the biodiversity (Duru *et al.*, 2015c). For example, precision agriculture seeks to optimise the use of anthropic inputs to reduce their harmful effects (Pierce and Nowak, 1999), while biodiversity-based agriculture seeks to base agricultural production on ecosystem services provided to farmers (ESF). In the latter, ESF are considered production factors (Duru *et al.*, 2015c) as they counteract limiting factors (e.g. water, nutrients) and reducing factors (e.g. weeds, pests, diseases) (van Ittersum and Rabbinge, 1997). For example, increasing the service of nitrogen provision to crops by the soil can meet crop needs and replace mineral fertilisation. Existing agriculture models can be classified along a gradient representing the relative use of anthropic inputs and ESF for agricultural production: from anthropic input-based to biodiversity-based systems (Therond *et al.*, 2017b).

Most of agricultural systems are exposed to climate changes, price volatility, pest outbreaks and/or other disturbances. Anthropic input-based systems can address biophysical risks by managing input levels when a disturbance occurs. For example, irrigation is considered a suitable strategy to avoid hydric stress (Zou *et al.*, 2012) exacerbated by climate change (Grillakis, 2019; Konapala *et al.*, 2020). Similarly, chemical insecticides are effective at limiting losses caused by pest outbreaks (Deutsch *et al.*, 2018). However, these systems depend greatly on non-renewable resources (e.g. natural gas, petroleum, phosphorus and potassium) whose reserves are dwindling and becoming more energy-intensive to extract (Pelletier *et al.*, 2011; Wachtmeister *et al.*, 2018). Biodiversity-based systems tend to be freed from scarcity in non-renewable resources through developing and using ESF. They must address the inadequate state of natural capital in most agricultural areas that has resulted from decades of ecosystem simplification and intensive management (Nyström *et al.*, 2019), which drastically reduces ecosystem functioning and the ability to provide ESF (Bommarco *et al.*, 2013a; Saha *et al.*, 2017). In addition, these systems are exposed to climate change, price volatility, pest outbreaks and other disturbances. However, increasing the ecosystem service of soil water retention and restitution can avoid or delay hydric stress when drought occurs. Similarly, improving conservation biological control could limit crop failure due to pest outbreaks. Consequently, increasing the level and use of ESF and developing the natural capital that supports their supply in the middle term could be a suitable strategy to prevent vulnerability. This could reduce their dependence on non-renewable resources while protecting against the harmful effects of climate change (Munang *et al.*, 2013) and other biophysical risks. Both anthropic input-based and biodiversity-based systems are exposed to volatility in crop prices (Gaetano *et al.*, 2018).

Biophysical and economic disturbances challenge a system's "ability to ensure provision of system functions" (Meuwissen *et al.*, 2019) (*i.e.* their resilience). A review of the influence of input intensification on the resilience of crop yield (Dardonville *et al.*, 2020) highlighted that the level and type of fertilisation (Macholdt *et al.*, 2020; Reidsma *et al.*, 2009b), irrigation (Reidsma *et al.*, 2009b), type of tillage (Gaudin *et al.*, 2015) and the overall intensity of management (Urruty *et al.*, 2017) can be related to the resilience or vulnerability of yield, depending on the production situation. To date and to our knowledge, no study has addressed relationships between the level of ESF and resilience (Dardonville *et al.*, 2021, 2020). Studies have focused instead on the influence of diversification, a major determinant of ESF levels (Kleijn *et al.*, 2019a). A review of the influence of crop diversity on the resilience of yield showed generally positive relationships (Dardonville *et al.*, 2020), in agreement with the "ecological insurance" hypothesis, *i.e.* diversity provides a greater probability that certain types of individuals (species, genotypes, production types, etc.) will maintain their functioning or level of production in a changing context (Yachi and Loreau, 1999). Farm diversity has a positive influence on yield and dynamics (*i.e.* resilience), except for specific crops such as rice or soya bean, as observed in several studies (Chavas and Di Falco, 2017; Gaudin *et al.*, 2015; J. Li *et al.*, 2019; Matsushita *et al.*, 2016; Urruty *et al.*, 2017). Recently, Zampieri *et al.* (2020) highlighted a potential nonlinear influence of crop diversity, with a threshold of six crops grown on the same farm. Dardonville *et al.* (2020) highlighted that available information on the influence of crop diversity or intensification is limited to an analysis of yield, which ignores the multifunctionality of agriculture (Hodbod *et al.*, 2016). While biodiversity-based systems are promising from agronomic and environmental viewpoints (Weyers and Gramig, 2017), their absolute resilience to disruption, and relative resilience compared to that of input-based systems, has yet to be evaluated (Therond *et al.*, 2017a).

To address this knowledge gap, we assessed the resilience of 30 contrasting cropping agroecosystems in the Grand Est region (north-eastern France) and the determinants of resilience. The 30 agroecosystems represented a wide range of production situations (*i.e.* crop rotations, management practices and field configurations). Dardonville *et al.* (under revision) showed that they cover a large gradient of anthropic inputs, ESF use and diversification (from highly simplified to highly diversified). The production level and economic and social performances were analysed based on dynamics of gross margin and workload, as performed by Catarino *et al.* (2021), over eight years, which provided relevant analysis of the dynamics of several key performances. The performance dynamics were described by one or more criteria of dynamics (e.g. variability, trend) chosen for their ability to describe the performance dynamics and expressive power of the related metrics. We analysed a large set of explanatory factors (determinants) of the performance of resilience, such as (i) the type of agriculture model, as defined by Dardonville *et al.* (under revision); (ii) the anthropic intensity of cropping practices (total and by practice) and (iii) the biodiversity level of the agroecosystem (*i.e.* crop rotation, species mixture, surrounding semi-natural habitats (SNH)).

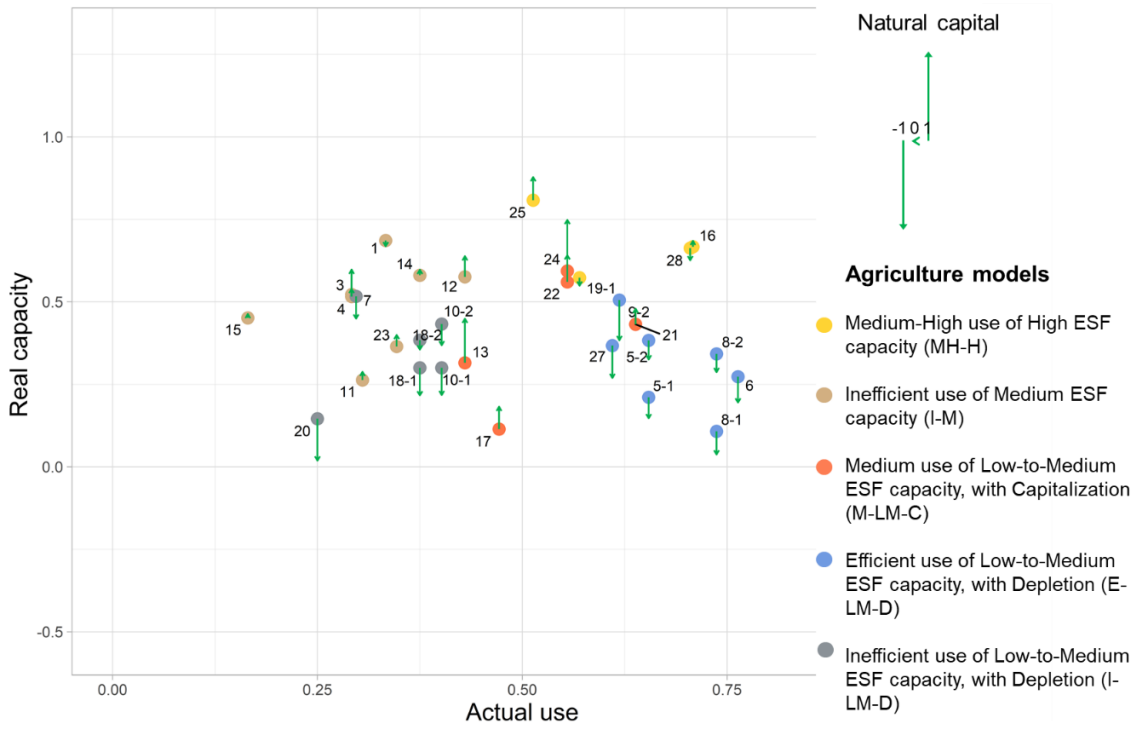
2. Methods

2.1 Agroecosystems and farm characteristics

The 30 cropping agroecosystems investigated belonged to 26 farms in the Grand Est region (Supplementary material 36). This region is one of the main crop-oriented regions in France and contains mainly input-intensive systems (Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, 2018). Like all regions, it is exposed to climate change (Caubel *et al.*, 2018; Poumadere *et al.*, 2005; van der Velde *et al.*, 2012). While this region currently produces more grain than any other region in France, its ability to sustain this production in the long term in the face of climatic and economic crises is less certain.

These agroecosystems, described in detail by Dardonville *et al.*, (under revision), were chosen by advisors from the Regional Chamber of Agriculture and represented a wide range of rotations (from 1-9 crops in the rotation, with intermediate crops) and input intensities (from irrigated and fertilised to organic with soil-conservation practices). Based on a review of the relationships between system properties and ESF and associated indicators, these authors assessed, for each agroecosystem: (i) real capacity of ESF (*i.e.* potential ESF influenced by crop management practices during the cropping season), (ii) actual use of ESF by the farmer and (iii) dynamics of natural capital that underpins ESF (Table 12). Based on their results, the agroecosystems were classified into five types of agriculture models using a clustering approach (Table 12, Box 5).

Box 5. Five clusters of agriculture models identified by Dardonville *et al.* (under review) according to (i) the ecosystem's real capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF), (ii) actual use of ESF by farmers and (iii) dynamics of natural capital for 30 agroecosystems on 26 farms in the Grand Est region (north-eastern France). Figure adapted from Dardonville *et al.* (under review).



The **MH-H model** has high ESF capacity and medium-high ESF use but no specific natural capital dynamics. It includes relatively long rotations of legumes and uncommon crops and reduced or no tillage. The **I-M model** uses its medium ESF capacity inefficiently and has neutral or positive natural capital dynamics. It includes longer and complex rotations and varied types of tillage. The **M-LM-C model** has medium use of its low-to-medium ESF capacity with capitalisation of natural capital. It includes long rotations of uncommon crops, is ploughed and uses pesticides and mineral fertilisers. The **E-LM-D model** uses its low-to-medium ESF capacity efficiently but depletes natural capital. It includes short maize-based rotations that are usually irrigated and ploughed. The **I-LM-D model** uses its low-to-medium ESF capacity inefficiently and all depletes natural capital. It includes only maize-based rotations and varied agricultural practices.

Historical data on performances from 2012-2020 were obtained from the farmers' computer-based management tool "Mes Parcelles®", which included data for at least four years of observations. This tool records daily crop management data for each field, including the amounts of inputs applied and products harvested. Fields receiving special interventions were excluded (e.g. floodable). The prices of mineral fertilisers, crops sold, pesticides, fuel and irrigation were obtained from the INRAE Agrosyst database (Ancelet *et al.*, 2014). Prices of organic fertiliser and pesticides were assumed to have remained constant over the 8-year period. Fuel consumption of the equipment and the duration they were used per ha were extracted from the French national reference source (CUMA, 2019).

The semi-continental climate of the Grand Est region has a large amount and high frequency of rainfall each year (except for central Alsace). Since 1959, the region has experienced an increase in mean annual temperature of +1.3°C, an increase in the number of days when the temperature exceeds 25°C, a decrease in the number of frost days and an increase in total annual evapotranspiration (CRAGE, 2018). This has caused wheat yield to stagnate since 1990, advanced phenological stages, stunted development, induced water stress and fostered the expansion and colonisation of certain pests (e.g. bivoltine corn borer on maize).

2.2 Performances and explanatory variables

2.2.1 Attributes of performances

To address the question "resilience for what purpose?" (Meuwissen *et al.*, 2019), we considered the following agronomic, social and economic performances as important to maintain in the face of disturbances: crop energy yield (kcal per ha), workload (hours of work per ha) and agroecosystem gross margin (input – output in € per ha). Thus, we believe it is important to guarantee a certain level of food production, maintain sustainable work hours for each farmer and maintain economic viability. Energy yield was calculated by converting each harvested product into an energy equivalent, as reported by Sauvant *et al.* (2004) and recommended by Zampieri *et al.* (2020) (Figure 33). Wheat yield was analysed to avoid uncertainty related to crop diversity and energy-conversion coefficients. Workload equalled the total hours per year spent on arable field activities for all crops in the agroecosystem per ha. Gross margin equalled crop revenue (from harvested crops) minus costs (*i.e.* fertilisation, irrigation, pesticides and fuel consumption) per ha (Supplementary material 37).

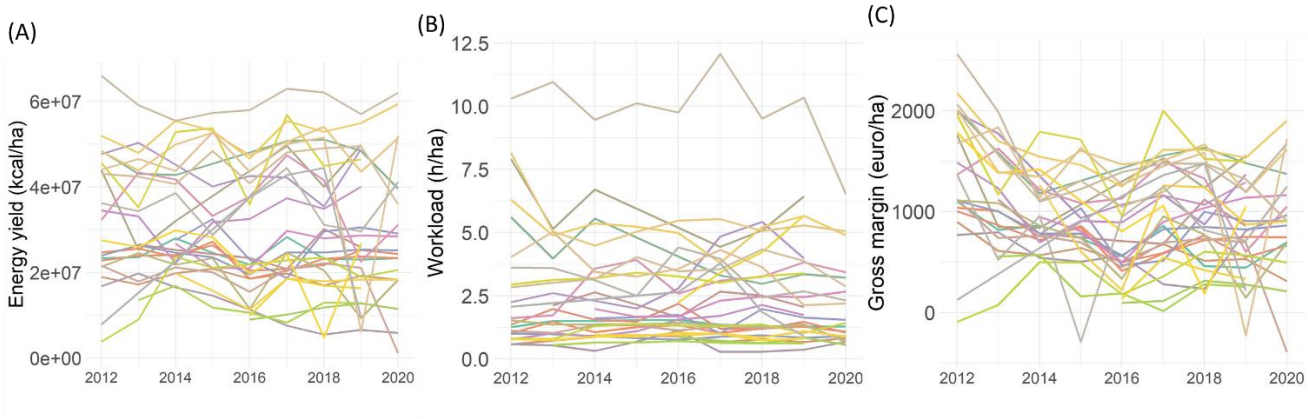


Figure 33. (A) Energy yields (kcal/ha), (B) workload (h/ha) and (C) gross margin (€/ha) for each agroecosystem (each colour).

2.2.2 Exogenous disturbances

Meteorological data (*i.e.* daily rainfall; minimum, maximum and mean temperatures; and evapotranspiration), interpolated to grid of 8 × 8 km, came from Météo France. We selected variables (proxies) to characterise exposure and sensitivity of agroecosystems to climatic and economic disturbances. To characterise climate, the main agro-climatic indicators developed by Caubel *et al.* (2015) (see also www.agrometinfo.fr) were calculated for each year from 2012-2019 (Table 12, Supplementary material 38) for the location of each agroecosystem. After analysing the correlation between these indicators, we selected the least correlated indicators: cumulative daily minimum and maximum temperature (°C) respectively for quarters 1 and 4 and quarters 2 and 3, the number of hot days (> 27°C) and the largest number of consecutive days of drought in a year (rainfall – evapotranspiration < -5 mm). The hottest years in France since 1900 were 2015, 2018 and 2019, which also had the longest droughts, highest heat stress (*i.e.* hot days), and longest drought (Supplementary material 38). In addition, as the agroecosystems were spread over 50,000 km² and could have had different local climates (Supplementary material 36), we analysed differences in climatic situations. Differences were generally not significant, except for one agroecosystem (#14) near the northern border (Supplementary material 39). Price volatility, described by wheat price (€/t) and fuel price (€/L) (Ancelet *et al.*, 2014), decreased significantly until 2016, when it increased (Supplementary material 40).

2.2.3 Endogenous explanatory variables

Endogenous explanatory variables correspond to variables that characterise the agroecosystems (Table 12). In addition to the five agriculture models and their determinants (*i.e.* levels of real capacity

and actual use of ESF, and natural capital dynamics), we tested characteristics that are often considered as resilience factors: (i) input (*i.e.* pesticides, irrigation and fertilisers) intensity, (ii) crop diversity (*i.e.* rotation duration and number of crops), proportion of species mixtures in the rotation and an indicator that aggregated the quantity and quality of SNH; and (iii) soil organic matter content. We also tested agroecosystems' membership in common classifications of agricultural systems, such as organic and soil-conservation practice.

Type of variable	Indicator	Unit	Calculation	Reference	Name	Mean ± SD
Performances	Gross margin	€/ha	revenue – costs	-	gm	965± 521
	Workload	h/ha	cumulative hours spent on arable field activities	-	wrkldha	2.5 ± 2
	Energy yield	kcal/ha	energy equivalent of crops in kcal × production (t)	-	eyld	$3.10^7 \pm 1.10^7$
Exogenous disturbances	Cumulative daily temperature	°C	cumulative daily minimum and maximum temperatures respectively for quarters 1 and 4 and quarters 2 and 3	www.agrometinfo.fr	cum_temp_min/max_quarter	(max) 5444 ± 348
	Number of hot days		-	www.agrometinfo.fr	hot_days	26 ± 9
	Maximum drought sequence	Days	largest number of consecutive days of drought (rainfall – evapotranspiration < -5mm)	www.agrometinfo.fr	seq_PETP5	5 ± 2.5
	Wheat price	€/t	-	Ancelet *et al.*, 2014	wheat_price	20 ± 2
	Fuel price	€/L	-	Ancelet *et al.*, 2014	fuel_price	0.7 ± 0.1
Endogenous explanatory variables	Real capacity of ESF	-	aggregated score of the quality with which the spatial and temporal compositions of the agroecosystems provide ESF, as influenced by crop practices	Dardonville *et al.*, under review	ESF_r	0.4 ±0.2
	Actual use of ESF	-	precision of the action performed by farmers to use ESF, given the ability of the agroecosystem to provide ESF instead of using anthropic inputs to replace them	Dardonville *et al.*, under review	ESF_u	0.5 ±0.2
	Natural capital dynamics	-	aggregated score of erosion sensitivity, soil carbon and phosphorus dynamics, and biodiversity dynamics	Dardonville *et al.*, under review	nat_cap	0 ±0.4
	Input intensity	-	aggregated scores of (i) intensity of mineral fertilisation relative to the regional mean, (ii) pesticide TFI relative to the regional mean TFI and (iii) the frequency of ploughing and irrigation	Dardonville *et al.*, under review	intensity	0.5±0.2
	Rotational complexity index	-	square root of the number of cash and cover-crop species (richness) in a rotation × the rotation duration	Bowles *et al.*, 2020	RCI	4.5±1.7
	Proportion of species mixtures in the rotation	-	proportion of crops and intercrops with a species mixture	Dardonville *et al.*, under review	mix	0.4±0.2
	SNH	-	mean scores for the proportion of nearby field areas and herbaceous habitat and the quality and distance of SNH to the field barycenter	Dardonville *et al.*, under review, Rega *et al.*, 2018	SNH	0.5±0.2
	Organic matter	%	-	-	SOM	2.8±0.5
	Tillage type	-	mean score for ploughing frequency (1 = always, 0.5 = occasionally, 0 = never) of crops	-	tillage	0.6±0.3
	Pesticide intensity	-	TFI ([0;1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (0.5)	Dardonville *et al.*, under review	pesticide	0.5±0.2
	Fertilisation intensity	-	amount of mineral nitrogen and phosphorus supplied ([0;1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (0.5)	Dardonville *et al.*, under review	fertilization	0.6±0.3
	Irrigation intensity	-	([0;1]) (1 = intensive), with two levels: 0 = no irrigation, 1 = irrigated	Dardonville *et al.*, under review	irrigation	0.3±0.5
	SCA	0/1	synergistic effect of conservation agriculture: crop diversity, permanent soil coverage and no-till (Supplementary material 41)	Dardonville *et al.*, under review	SCA	-
	organic	0/1	two levels: 0 = no organic label, 1 = organic label	-	organic	-
	Agriculture model I_M	-	Inefficient use of Medium ESF capacity	Dardonville *et al.*, under review	I_M	-
	Agriculture model I_LM_D	-	Inefficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital	Dardonville *et al.*, under review	I_LM_D	-
	Agriculture model M_LM_C	-	Medium use of Low-to-Medium ESF capacity, with Capitalization of natural capital	Dardonville *et al.*, under review	M_LM_C	-
	Agriculture model MH_H	-	Medium-high use of High ESF capacity	Dardonville *et al.*, under review	MH_H	-
	Agriculture model E_LM_D	-	Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital	Dardonville *et al.*, under review	E_LM_D	-

Table 12. Performance attributes (response variables) whose dynamics were analysed, proxies of disturbances (exogenous) and explanatory variables tested as determinants of resilience. ESF: ecosystem services to farmers, SNH: semi-natural habitats, TFI: treatment frequency index, SD: standard deviation, SCA: soil conservation agriculture

2.2.4 Criteria of dynamics

The following criteria were used to describe the dynamics of agricultural performances (Dardonville *et al.*, 2021):

- level of performance (e.g. mean level);
- stability or, conversely, variability;
- trend (*i.e.* maintenance, increase or decrease in the level over time);
- resistance (*i.e.* the ability to resist a specific or unspecified event).

Not all criteria were relevant for all performance attributes. Thus, for each performance attribute, we selected criteria of dynamics based on their suitability. For energy yield, high level, resistance and stability are usually desirable targets, as guaranteeing a certain level of production to ensure the food supply, avoiding frequent crop failures and decreasing variability in production over time are crucial to ensure resilience. This is also true for gross margin, but an increasing trend is often expected to keep up with inflation. For these two attributes, we also considered resistance to the historic decrease in wheat yield in France in 2016 due to excess rainfall in spring and abnormally high temperatures in autumn that caused lodging (Ben-Ari *et al.*, 2018). For workload, we assumed that a lower level, higher stability and high resistance to peak work are desirable objectives for resilience, as labour-intensive systems are sensitive to the lack of available workers (as Mitaritonna *et al.* (2020) observed during the COVID-19 health crisis), and if the workload is likely to peak or is highly variable, a lack of labour may not be bearable or even feasible for the farmer due to the adjustment in labour required.

For each criterion of dynamics, several metrics were explored due to the wide variety of ways in which these criteria can be measured. For example, to estimate ecosystem stability, Wang *et al.* (2019) used the standard deviation and coefficient of variation. We summarised the main metrics (Supplementary material 42) and selected a metric for the criterion of each performance attribute (Table 13). The selection was based on (i) minimising the correlation between the metrics of the criteria, (ii) the predictability (percentage of variance explained by random forest) of each metric for each attribute, considering all explanatory variables, and (iii) the interpretability (*i.e.* easily understandable and makes sense to experts) of each metric. Level was the mean level, as developed by Perrin *et al.* (2020). For workload, we used the inverse of level, as low workload is considered better for farmers. For gross margin, as recommended by Sneessens *et al.* (2019), we used the mean relative distance (RD) to the regional gross margin (Supplementary material 43) to consider the social acceptance of the income level. A strongly negative RD indicated that the gross margin was significantly below the regional mean, while a strongly positive RD indicated the ability to generate above-average profit. Stability (Mean Stability Variable, MSV) was calculated as the difference between each year and the mean of the preceding year and following year, averaged over the time series (Redhead *et al.*, 2020). Low or high resistance to unspecified events was the probability of respectively falling under 75% (probalow) or exceeding 125% (probahigh) of the mean over the eight years (adapted from Gaudin *et al.* (2015) and Li *et al.* (2019)). Resistance to 2016's decrease in wheat yield (RESe) was calculated as the proportional decrease in 2016 from the 2013-2015 mean (Redhead *et al.*, 2020). Trend (TRENDr) was calculated as the random slope

coefficient of mixed linear regression of individuals, which excluded the group trend due to technological and genetic improvements (see Martin *et al.* (2017)).

Performance attribute	Criterion of dynamics	Metric	Name	Description	Reference	Direction for resilience
Energy yield	Level	Mean level	level	mean level	Perrin *et al.*, 2020	Higher
	Stability	Stability around a moving average	MSV	inverse of the absolute difference between the yield of each year and the mean of the preceding year and following year, averaged over the time series	Redhead *et al.*, 2020	Higher
	Resistance to an event	Resistance to 2016	RESe	2016 level – averaged 2015, 2014, 2013 level	Redhead *et al.*, 2020	Higher
Gross margin	Level	Mean relative distance to regional margin	RD	mean relative distance to the regional gross margin (Supplementary material 43)	Redhead *et al.*, 2020; Sneessens *et al.*, 2019	Positive and high
	Stability	Stability around a moving average	MSV	inverse of the absolute difference between the gross margin of each year and the mean of the preceding year and following year, averaged across the time series	Redhead *et al.*, 2020	Higher
	Resistance to unspecified events	Probability of failure	probalow	probability of gross margin > 75% of the mean level over the time series using the normal distribution	Adapted from Li *et al.*, 2019	Higher
	Resistance to an event	Resistance to 2016	RESe	2016 level – averaged 2015, 2014 and 2013 level	Redhead *et al.*, 2020	Higher
	Trend	Trend of mixed regression	TRENDr	random slope coefficient of mixed linear regression	Martin *et al.*, 2017	Increasing
Workload	Level	Inverse of averaged level	level	inverse of mean level	Adapted from Martin *et al.*, 2017)	Higher
	Stability	Stability around a moving average	MSV	inverse of the absolute difference between the workload of each year and the mean of the preceding year and following year, averaged over the time series	Redhead *et al.*, 2020	Higher
	Resistance to unspecified events	Probability of peak work intensity	probahigh	probability of workload > 125% of the mean level over the time series using the normal distribution	Adapted from Li *et al.*, 2019)	Higher

Table 13. Performance attributes whose dynamics were analysed, associated criteria of dynamics and metrics.

2.3 Explanatory factor test

Three additional approaches were used to analyse relationships deeply between the metrics of dynamics for each performance and the explanatory factor: partial least squares regression (PLS, statistical method), multivariate regression trees (MRT, a machine-learning method) and Pareto ranking. They are complementary as they can perform several levels of analysis. Using PLS to evaluate resilience was recommended by Martin *et al.* (2017) and applied by Bouttes *et al.* (2018) and Perrin *et al.* (2020). To our knowledge, however, MRT have never been used to identify predictors of dynamics. To verify this, we queried the Web of Science Core Collection from 2000 to November 2020 using the query of Dardonville *et al.* (2020) (three sections including (i) the concepts of vulnerability, resilience, robustness and adaptive capacity, (ii) agricultural systems and (iii) quantitative assessment) plus *"regression tree*"*. Of the 39 references identified, 3 mentioned the topic. Hou *et al.* (2020) used regression tree analysis to evaluate explanatory factors of fruit yields. Lokonon (2019) used regression tree analysis to identify the utility of combining exposure, sensitivity and adaptive capacity into a vulnerability index. Diack *et al.* (2017) used the CART model to quantify the level of vulnerability of a zone, but not to identify explanatory factors. In short, they did not use regression to analyse dynamics or multiple response variables.

2.3.1 Exploratory univariate approach using PLS

We applied the method developed by Martin *et al.* (2017) and applied by Bouttes *et al.* (2018) and Perrin *et al.* (2020) which uses PLS to identify explanatory factors of performance dynamics (*i.e.* to explain determinants of resilience). At the crossroads of principal component analysis and linear regression, it performs multiple linear regression by maximising the square covariance between response and explanatory variables (through a linear combination of each) for each component, and handles correlated and incomplete data well (Wold *et al.*, 2001). We performed PLS using the *mixOmics* package of R software (Lê Cao *et al.*, 2018; R Core Team, 2013). To define the explicative and predictive ability of the model, R^2, the mean squared error of prediction and Q^2 values were analysed (maximised, minimised and maximised, respectively). The NIPALS algorithm was used to fill in missing climate data (since 2018). The common ad hoc threshold of total $Q^2 > 0.0975$ was used.

2.3.2 Predictive multivariate approach using MRT

In addition to the PLS, we used MRT (De'Ath, 2002), which is an extension of univariate regression trees (Breiman *et al.*, 1984). The approach considers multiple response variable patterns and then identifies trade-offs between (normalised) metrics of dynamics of each performance attribute and predictors among explanatory variables by considering potential thresholds due to non-linear effects (Borcard *et al.*, 2018). We performed MRT using the archived *mvpart* 1.6-2 package of R software (Therneau *et al.*, 2014). A 10-fold cross-validation procedure was conducted to calculate the cross-validated error. As suggested by Breiman *et al.* (1984), we selected the optimal size of the tree (*i.e.* number of leaves) following the "1-SE" rule, which consists in of using as the smallest tree within 1 standard error of the minimum cross-validated

error. Like Obiang-Ndong *et al.* (2020) and Smith *et al.* (2019), we replaced bar plot leaves with boxplot leaves to show the distribution of each metric. We included explanatory variables of disturbance that described the climate to test whether the agroecosystems experienced different meteorological situations which resulted in different dynamic patterns.

2.3.3 Identifying positive deviants with Pareto ranking

Pareto ranking was used to identify positive deviant agroecosystems with the best combination of multiple performances without subjective weights (*i.e.* agroecosystems that were exemplary in achieving all dynamic objectives) (Modernel *et al.*, 2018; Steinke *et al.*, 2019; Toorop *et al.*, 2020). We analysed the combination of all criteria for agronomic, social and economic attributes. We used the *emoa* package of R software (Mersmann *et al.*, 2015) following the procedure of Steinke *et al.* (2019).

3. Results

3.1 Energy yield

Level, stability (MSV) and resistance to 2016's decrease in wheat production (RESe) were used to describe energy yield (kcal/ha) dynamics. Three PLS components were acceptable: the first component represents mainly the level (mainly), the second the resistance and the third stability (Supplementary material 45 and Supplementary material 46). Level was positively related to the intensity of cropping practices, particularly irrigated and tillage-intensive systems (Figure 34A and B). Level was also positively related to the "Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital" (E_LM_D) model, which referred mainly to intensive and irrigated maize monocropping systems. Farms with more hot days had slightly higher levels. In comparison, level was negatively related to natural capital dynamics, crop diversification, real ESF capacity and the "Inefficient use of Medium ESF capacity" (I_M) model, whose agroecosystems had significantly lower yields than the others (pairwise Tukey HSD test, Supplementary material 47). Natural capital dynamics was negatively related to resistance, which was positively related to the "Inefficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital" (I_LM_D) model and irrigation. Conversely, stability was negatively related to irrigation, E_LM_D (and to a lesser extent, intensification) and the level of ESF used. Stability was positively related to crop diversification, the I_M model and, to a lesser extent, natural capital dynamics, SNH and use of species mixtures.

The MRT was organised into two levels and two leaves with acceptable predictive quality (cross-validated error of 0.76; *i.e.* the tree explained 24% of the variance) (Figure 34C). Natural capital dynamics, with a threshold of -0.23, was selected to split the two leaves, which represented two main types of resilience situations. The 12 agroecosystems with natural capital < -0.23 had relatively high yield and resistance, but low stability (Leaf 2), while the 18 others had more homogenous pattern of dynamics, with higher stability and lower level and resistance (Leaf 1).

Comparing the criteria for this split revealed significant differences between the two groups (Supplementary material 48).

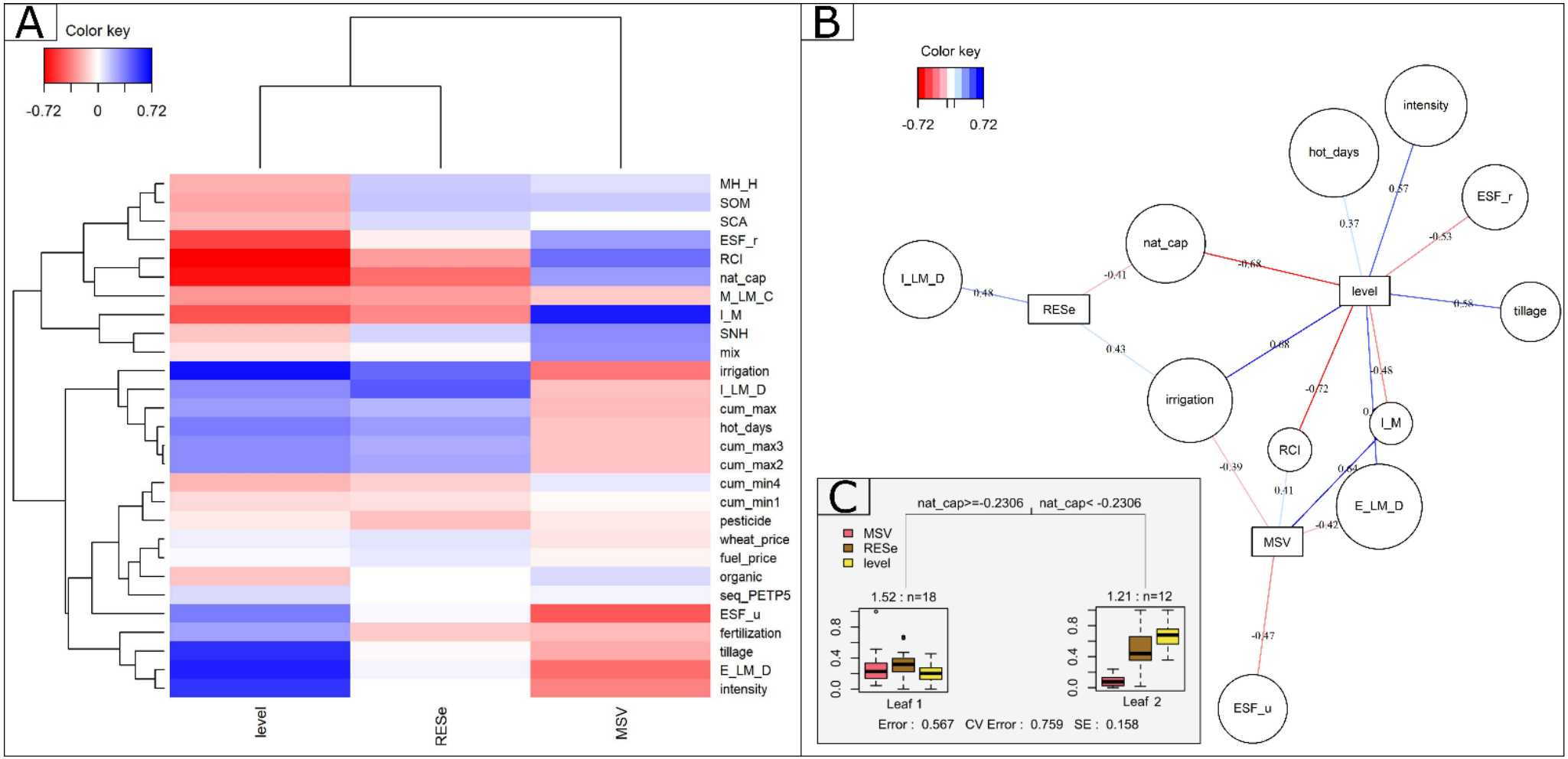


Figure 34. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics. for energy yield on explanatory variables, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for energy yield on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors.

When analysing wheat yield (for the 27 agroecosystems with wheat in their rotations (all but #10_2, 5_2, 8_1)), dynamics followed the same pattern with less confidence (Supplementary material 49). Intensive systems had higher levels of wheat yield, while diversified (organic, crop diversity in the rotation and SNH) systems had lower levels.

3.2 Gross margin

The relative distance to the regional gross margin (RD), stability (MSV), resistance to 2016's conditions (RESe), resistance to unspecified events (probalow) and trend (TRENDr) were used to describe gross margin (€/ha) dynamics. Three PLS components were acceptable: the first component represents level (mainly), the second is a combination of all metrics and the third one is the resistance to unspecified events (Supplementary material 50 and Supplementary material 51). Like for energy yield, level was positively related to intensity of cropping practices, particularly irrigated and tillage- intensive systems (Figure 35A and B). It was also positively related to the "Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital" (E_LM_D) model, which referred mainly to irrigated and intensive maize monocropping systems. However, level was negatively related to natural capital dynamics, crop diversification, real ESF capacity and the "Medium use of Low-to-Medium ESF capacity, with Capitalization" model (M_LM_C). Natural capital dynamics was negatively related to resistance to unspecified events and 2016's conditions. The irrigated system resisted 2016's conditions better, even though it was not a strong drought year (Supplementary material 38). Tillage intensity and species mixture management was positively related to resistance, in general (probalow). Stability, crop diversification and real ESF capacity (and to a lesser extent, the "Medium-high use of High ESF capacity" (MH_H) model and natural capital dynamics) were positively related, unlike E_LM_D (and to a lesser extent, irrigated systems), which were negatively related. Trend was also positively related to the MH_H model and real ESF capacity but negatively related to intensity.

The MRT was organised into two levels and two leaves with acceptable predictive quality (cross-validated error of 0.88; *i.e.* the tree explained 12% of the variance) (Figure 35C). Natural capital dynamics, with a threshold of -0.28, was selected to split the two leaves to consider two situations. The 11 agroecosystems with natural capital < -0.28 had a gross margin much higher than the regional mean (RD > 0, Supplementary material 52) and greater resistance to 2016's conditions and to unspecified events, but less stability, while the 19 others had a more homogenous pattern of dynamics, with higher stability and lower level and resistance. Comparing criteria for this split revealed significant differences between the two groups (Supplementary material 52).

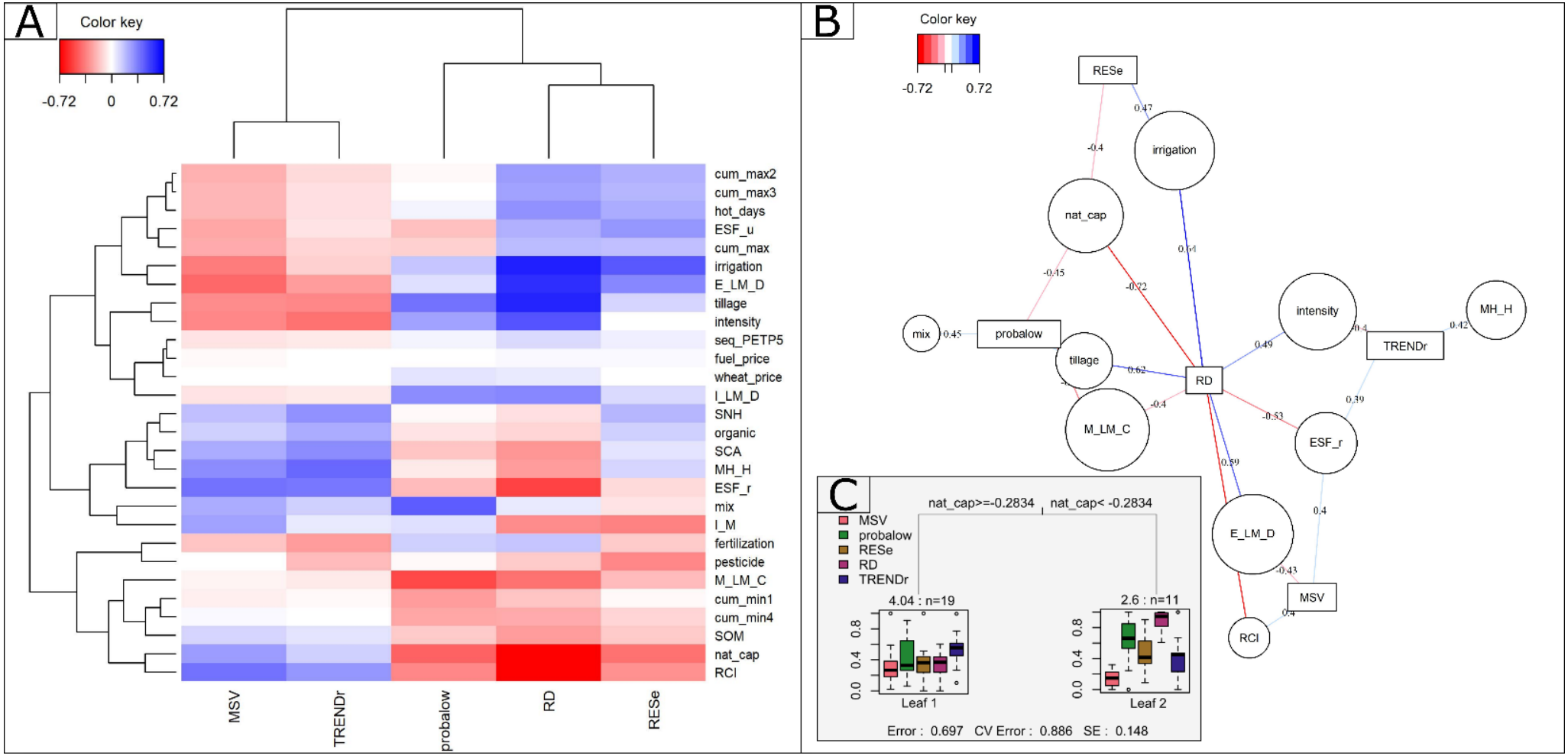


Figure 35. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics for **gross margin** on explanatory variables, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for gross margin on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors.

3.3 Workload

Level, stability (MSV), resistance to workload peak intensity (probahigh) described workload (h/ha) dynamics. Three PLS components were acceptable: the first component represents the level (mainly) and stability, the third one is the resistance to unspecified events (Supplementary material 53 and Supplementary material 54). Unlike for gross margin and energy yield, level (specifically, the inverse) was positively related to natural capital dynamics, crop diversification, real ESF capacity and the "Inefficient use of Medium ESF capacity" (I_M) model (Figure 36A and B). It was negatively related to intensity of cropping practices, especially irrigated and tillage-intensive systems. It was also negatively related to the "Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion of natural capital" (E_LM_D) model, which referred mainly to irrigated and intensive maize monocropping systems. Natural capital dynamics and crop diversification were also positively related to workload stability, unlike irrigated systems, which had more variable workload. Pesticide use and mineral fertilisation were positively related to resistance to a high peak in workload intensity, while organic systems were negatively related.

The MRT was organised into two levels and two leaves with acceptable predictive quality (cross-validated error of 0.88; *i.e.* the tree explained 12% of the variance) (Figure 36C). Crop diversification, with a threshold of 4.357, was selected to split the two leaves to consider two situations. The 16 agroecosystems with RCI > 4.357 had lower workload levels, high resistance to a high peak in workload intensity and workload stability over the eight years (Leaf 2). Comparing criteria for this split revealed significant differences between the two groups (Supplementary material 55).

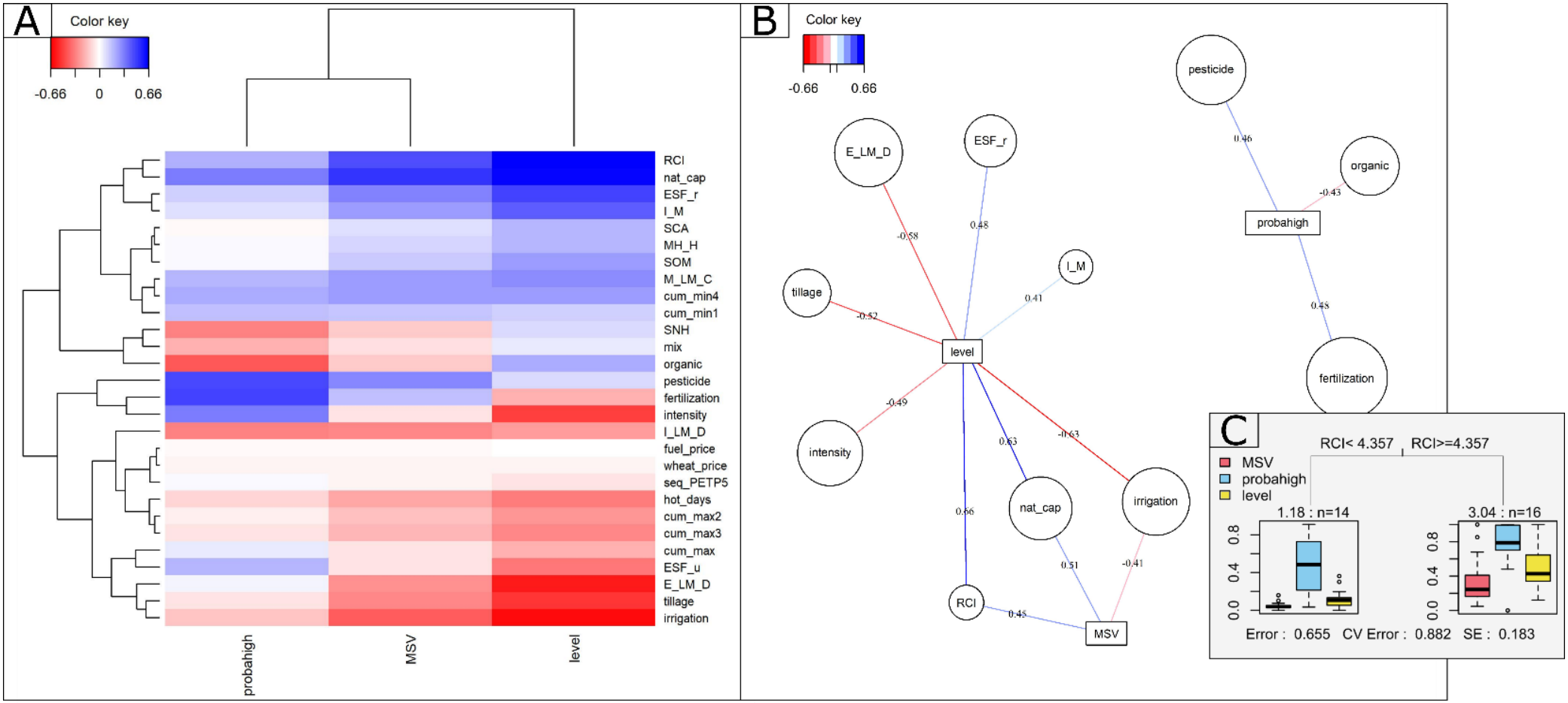


Figure 36. (A) Clustered Image Map and (B) network representation of the partial least squares regression of metrics for workload on explanatory, showing positive (blue) and negative (red) correlations to resilient dynamics). (C) Multivariate regression tree of normalised metrics for **workload** on explanatory variables, which shows patterns of levels of criteria of dynamics for two types of resilience situations. See Table 1 for definitions of variable abbreviations. Error = residual error, CV Error = mean residual error of 10-fold cross-validation procedure, SE = standard error of the 10 CV errors.

3.4 Positive deviants

Pareto ranking identified two positive deviant agroecosystems in the group that had the best performance dynamics without compromising the other performances (Supplementary material 56). Agroecosystem #1 had an average performance for all attributes, but high stability in working time and little probability of peaks in intensity. Agroecosystem #5_2 had high yields and gross margins, without much working time, despite variability in performances.

4. Discussion

We assessed the resilience of 30 agroecosystems that represented agriculture models along a gradient of level and use of ESF and natural capital dynamics. The multicriteria analysis of dynamics (level, stability, resistance and trend) of the multi-performances (energy yield, gross margin and workload) of these contrasting systems helped to identify system characteristics that explain resilience.

Analysis of the relationship between performance dynamics and exogenous explanatory factors (with PLS) showed that the observed dynamics were related primarily to endogenous characteristics, as observed by Martin *et al.* (2017). The variability in wheat and fuel prices seemed to have little influence on the dynamics of gross margin (Figure 35A), perhaps because there was not sufficient variation or due to compensation between crop and input prices. Spatial differences in annual weather patterns can influence performances, but less so than farm characteristics. The MRTs did not identify climatic variables as main predictors. Consequently, farmers are able to manage the mechanisms that improve system resilience.

4.1 Biodiversity at the hub of resilience

Our results show two main types of resilience situations (Table 14). Systems based on biodiversity (crop diversification, SNH and species mixtures), ESF and increasing natural capital tend to be more stable for the three performances investigated. These systems also require less work than intensified systems and have lower gross margin. Conversely, intensive systems, especially irrigated and tillage-intensive ones, have higher yield and gross margin performances and are relatively more resistant to major (2016) impacting disturbances. Using a species mixture, although a strategy to promote biodiversity, is also related to economic resistance to unspecified disturbances. Organic farming has a greater likelihood of workload peaks, which can be due to mechanical weeding emergencies (Chikowo *et al.*, 2009), while diversified crop systems have fewer workload peaks.

	Energy yield			Gross margin					Workload		
Systems	Level	Stability	Resistance 2016	Level	Stability	Resistance 2016	Trend	Resistance unspecified	Level	Stability	Resistance unspecified
ESF, biodiversity, organic, and natural capital based systems	-	+	-	-	+	-	+	+/-	+	+	+/-
Anthropic input based systems	+	-	+	+	-	+	-		-	-	(+)

Table 14. Summary of results for two categories of systems: those based on ecosystem services provided to farmers (ESF), biodiversity, and natural capital or intensified systems (irrigation and tillage, and to a lesser extent, pesticide or fertiliser). A "+" indicates a resilient system), "-" indicates a non-resilient system, "+/-" indicates a variable system and "(+)" indicates a specific relationship to criteria of dynamics.

Our results suggest that systems with a high ESF capacity and a constant or increasing natural capital have more stable performances than simplified systems. Biodiversity (in a broad sense, such as crop diversity, SNH, use of cover crops, species mixtures, non-crop plants) is a major determinant of ESF (Kleijn *et al.*, 2019a) and underpins natural capital dynamics (Dardonville *et al.*, under revision; González-Chang *et al.*, 2020). Therefore, the stability of these systems seems to be related to their biodiversity. In the literature, when ESF-based systems are suggested as more resilient (Elmqvist *et al.*, 2003), the justifications often focus on their biodiversity aspects and clearly identified processes, such as complementary functions redundancy and synergistic interactions (Tscharntke *et al.*, 2005). Conversely, our results also show that systems that use ESF effectively have relatively high performances but are less stable, as intensified systems. However, with a few exceptions (#25, 28, 16, Box 5), the agroecosystems that used the most ESF were not those that had the highest ESF capacity overall.

More generally, our case study results agree with the extensive literature on biodiversity-stability relationships for production (Craven *et al.*, 2018; McCann, 2000; Tilman *et al.*, 1994) due to the buffering effect predicted by the insurance hypothesis (Yachi and Loreau, 1999). This relationship depends on the intensity and type of climate events and the random or non-random assembly of species (De Boeck *et al.*, 2017). Its relevance for grasslands is strongly debated due to the diversity of results observed (Wang *et al.*, 2019a), which can be explained by composition effects (Dardonville *et al.*, 2020) or species asynchrony (Craven *et al.*, 2018). For crops, results are more consistent (Bowles *et al.*, 2020; Gaudin *et al.*, 2015; Renard and Tilman, 2019), likely due to farmers selecting complementary species (unlike for non-seeded grasslands).

4.2 Multifaceted dynamics

While stability is an interesting characteristic of dynamics, it is not sufficient alone and must be combined with a sufficient level of production to ensure agricultural system sustainability. Our results suggest a possible trade-off between these two facets of resilience (*i.e.* criteria of dynamics) which are "unlikely to be independent" (Donohue *et al.* 2016). In our case study, crop-intensification strategies effectively decreased yield and economic gaps (Van Dijk *et al.*, 2017). In

addition, using inputs to control production factors (e.g. water, nutrients, crop health) can be effective during episodes of intense disturbance, as in 2016. Conversely, systems based on biodiversity, and more in line with environmental and ESF conservation, reach stable performances more effectively but have lower productivity and economic return. The issue is thus whether this level is sufficient for farmers. This highlights the potential trade-off between the aspects of dynamics that are important to farmers (e.g. economic return) and to society (e.g. food security (Godfray *et al.*, 2010), biodiversity conservation (Brussaard *et al.*, 2010)). Farmers themselves must define their objectives in terms of dynamics in order to become resilient (Córdoba Vargas *et al.*, 2019). Their interests may diverge depending on their risk aversion, financial commitments, work values or family situation (e.g. the entire family works on the farm, complementary activities) (Darnhofer, 2014; De Roest *et al.*, 2018a).

Nevertheless, the choice between performance level and stability is not dichotomous: Pareto ranking helped to identify positive deviant agroecosystem #1, which had high performance levels, stability, resistance and an increasing trend of all attributes. This agroecosystem is diversified, with a high ESF level, but intensive use of pesticides and mineral fertilisers, and achieves adequate agronomic and economic performances. By combining a high real ESF capacity due to having many crops in rotation, organic fertilisation, SNH around fields and adjusted inputs, agroecosystem #1 has an interesting combination of characteristics (Box 5). Interestingly, it uses irrigation and combines livestock and cropping systems at the farm level. However, its natural capital dynamics are decreasing, which could influence its performance dynamics over the long term.

Natural capital was twice the determining factor that distinguished dynamic patterns (for energy yield and gross margin (MRT)). Consequently, whether dynamics are observed in the short term - as in this study - or in the long term influences the results strongly. Natural capital is degraded by agricultural practices which are currently harmful and which will continue to have effects in the future. While we assessed natural capital dynamics through four components (*i.e.* biodiversity, phosphorus balance, carbon storage and sensitivity to erosion), further analysis could explore which dimension influences the performance dynamics the most.

4.3 Use of high ESF levels: a way to reach resilience?

Our results suggest that hosting biodiversity is a successful strategy to ensure stable performances, while the actual use of the ESF provided by this biodiversity is an alternative strategy to intensification to ensure an acceptable performance level and resistance. Because intensification in our case study was not related to the level of actual ESF use (Supplementary material 57), maximising real ESF capacity and actual ESF use could be a way to address the apparent trade-off between performance level and stability. In our case study, however, agroecosystems with the highest combination of real capacity and actual use of ESF (#25, 28, 16) were not the positive deviants identified earlier (#1). They had fairly low energy yields and gross margins or required more working time (Supplementary material 56). These systems belong to the MH_H agriculture model, which has lower mean yields than at least two other agriculture models (Supplementary material 47), probably because these systems are not intensive (similar to organic

agriculture and no-till practices) and do not have sufficient real ESF capacity (*i.e.* ca. 0.50-0.75) to achieve high yields.

Thus, to ensure a sufficient yield and gross margin while controlling workload and achieving resilience of these performances through stable, increasing and resistant performances, the most effective strategy is to have both high levels of ESF and actual use of them, and to complement them with a parsimonious supply of anthropic inputs to decrease the yield gap. The challenge is thus to use anthropic inputs while minimising negative impacts on associated biodiversity that supports short- and long-term ESF supply (Duru *et al.*, 2015c), such as integrated pest management (Holland *et al.*, 1994). If the objective is to cease anthropic inputs due to their impacts on the environment, human health and the climate, another strategy is to develop policies that provide economic support to diversified farming systems that use no anthropic inputs (Bennett *et al.*, 2015; Larsen and Noack, 2020). Payments for environmental services is a well-known option to support such systems (Bowman and Zilberman, 2013) by going further than agri-environmental schemes for including agroecological practices on crop farms (Burton and Paragahawewa, 2011).

4.4 Specific characteristics of irrigated systems

Irrigation played an important role in the dynamics observed. Irrigation can counteract spring and summer droughts and increases yields. Unlike Renard and Tilman (2019), we observed that irrigation was not always accompanied by greater production stability. Conversely, the two studies agree that diversifying the system is the best strategy to stabilise yield. Importantly, beyond its potential positive influence on dynamics, intensive irrigation can result in water shortage issues for agriculture and society (Mazzega *et al.*, 2014; Murgue *et al.*, 2015), as well as for downstream ecosystems, especially during low-water periods (Gordon *et al.*, 2010). In Alsace, a sub-region of the Grand Est which contains most of the region's irrigated maize systems, public water-resource managers must increasingly set pumping limits in summer on the edges of the plain (www.haut-rhin.gouv.fr). More generally, the decrease in availability of water resources in agricultural regions and of fossil resources (e.g. petroleum, phosphorus; Ellis, 2015) could compromise agriculture models based on anthropic inputs in the long term. Rist *et al.* (2014) warn against the resilience by coercision due to input-based systems that maintain the systems in an artificial state that "mimic the response of resilient natural ecosystems".

4.5 Workload, an original attribute of performance

In agreement with the incentives of Dardonville *et al.* (2021), we considered social performance in addition to the traditionally investigated agronomic and economic performances. We chose work hours, as variability in workload is a key issue for farmers (Hostiou and Dedieu, 2012). Our analysis determined that diversification, increase in natural capital, high real ESF capacity and organic agriculture are mechanisms to achieve a homogenous interannual distribution and low level of workload. Two hypotheses can emerge. The first hypothesis was that systems based on biodiversity and associated ESF reduce the need for farmers to manage their systems intensively (*i.e.* alter the agroecosystem) (Dardonville *et al.*, under revision). Thus, for a given

production level, some of the work required in intensified systems is "ensured" by the ESF. The second hypothesis was that in biodiversity-based systems, farmers manage each crop less intensively due to the diversity of crops or less risk of a crop failing at farm level due to ecological insurance. In our study, the correlation between level of workload (not reversed) and level of actual ESF use was significantly positive (Pearson correlation, $r = 0.43$, $p < 0.05$), *i.e.* the more the systems are observed/analysed by the farmers to maximise ESF use, the higher the workload. Thus, in this study, we cannot demonstrate that using and observing the ESF level before implementing crop management allow to reduce workload.

4.6 Methodological advances and issues

As Dardonville *et al.* (2021) recommended, we combined a multi-performance approach using the multiple and complementary dynamics criteria selected to be adapted to the performances analysed. By considering more than agronomic, economic and social performances, our study goes beyond those conducted to date. However, it would be interesting to study the environmental function to meet the three pillars of sustainability (Purvis *et al.*, 2019), such as the system not harming the environment over time. Donohue *et al.* (2016) recommended choosing criteria of dynamics that make sense from a performance viewpoint and considering the multi-dimensional aspect of system dynamics. Thus, we identified determinants of resilience individually (PLS; Martin *et al.*, 2017) and in bundles, considering compensation among responses (MRT; Obiang-Ndong *et al.*, 2020). We also used Pareto ranking to identify positive deviants (Steinke *et al.*, 2019). These three steps of analysing the relationship between agroecosystem characteristics and performance dynamics allow one to deeply analyse and highlight the complexities of intricate explanatory factors of resilience in agricultural systems.

Throughout our analysis, we were aware that analysing the yield requires taking major precautions, especially when comparing systems along an intensification gradient. A large amount of literature focuses on the level and stability of agricultural yields, especially when comparing organic vs. conventional systems (Knapp and van der Heijden, 2018). Döring *et al.* (2015) showed that there are many stochastic and/or agronomic relationships between the level and standard deviation of crop yield due to Taylor's Power Law, which can bias comparisons. Assessing this relationship in our data following their method indicated that our results for yield stability are robust (Supplementary material 58).

5. Conclusion and perspectives

In this study, we presented an original quantitative multi-performance, multi-criteria and multi-method approach to identify relationships between characteristics of agricultural systems and multiple facets of resilience. Agronomic, social and economic performances were analysed in the context of climatic and economic disruptions for agroecosystems with a wide variety of crops and management practices. We show that cropping practices and the spatiotemporal structure of plant cover in agroecosystems can influence resilience strongly. While our results agree with studies that show the benefits of relying on biodiversity to stabilise system performances, we

highlight a potential trade-off between performance level and stability and a potential way to overcome it and make it bearable for the farmer. Our results criticise an anthropic input-based strategy in the short-term, which performs well but consumes large amounts of time and resources. Systems based on biodiversity seem promising for resilience, for their lower environmental impacts and as an alternative to intensified agriculture. Avoiding anthropic inputs and resilience by coercision, developing systems with high ESF levels and actual use seems a promising way to increase resilience. In these systems, natural capital will have still to be restored and improved to increase and maintain ESF levels. This emphasises the relevance of understanding relationships between agricultural practices and ecological processes and the natural capital that underpins ESF and agroecosystems. Optimising the actual use of ESF requires advances in detection technologies and especially in training farmers to assess field ESF levels and apply adapted agroecosystem management strategies. These are the conditions required to fill the yield gap while strongly decreasing the use of anthropic inputs and achieving food security and sustainability.

Contributions

M.D. and O.T. developed the project; M.D. developed the methodology with the guidance of O.T. and J.V.; M.D. extracted and formatted data and performed the analysis; M.D. and O.T. wrote the manuscript; and C.B. and J.V. proofread the manuscript.

Acknowledgments

We thank Agrosolutions, the agricultural consulting firm that supported and funded the Ph.D. research of M.D. but had no role in the decision to publish. We thank Michelle and Michael Corson for proofreading. We thank Frédéric Pierlot for assistance in building the case study network; David Justeau, Grégory Lemercier, Claude Rettel and Jean-François Strehler, the advisors of the Chambers of Agriculture who selected the farms; and the 28 farmers who provided their time and data. We thank Agrosyst team for providing price references.

DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objectif de cette thèse est de caractériser les formes d'agriculture puis d'en évaluer la résilience aux perturbations climatiques et économiques. Une hypothèse centrale de cette analyse est que si les intrants anthropiques assurent une résilience par coercition des agroécosystèmes, les SEP et la diversification (Figure 10), présentent un intérêt pour la résilience, leur rôle étant à renforcer. Les résultats de ce travail mettent en lumière les principaux facteurs explicatifs de la résilience des systèmes agricoles. Ces facteurs ont été identifiés à plusieurs niveaux d'organisation (du local au global) par le biais dd'une synthèse de littérature et, de façon plus spécifique, sur une gamme contrastée d'agroécosystèmes par le biais d'une analyse de données de suivi.

La synthèse (Chapitre I) démontre que la diversification et l'intensification n'ont pas un effet systématiquement positif sur la dynamique des performances des systèmes agricoles et révèle un manque de connaissances concernant l'effet des SEP sur la résilience des systèmes agricoles. Sur la base de cette synthèse, nous suggérons de considérer les effets de la diversité fonctionnelle, plus que taxonomique, et d'adapter les pratiques agricoles au pédoclimat ainsi qu'à la disponibilité des ressources locales pour assurer la VRRA à court et long terme. Dans ce Chapitre, nous décrivons également la diversité des méthodes et des critères d'analyse de la dynamique utilisés et nous pointons la nécessité de développer des approches multicritère / multi-performances dépassant la seule analyse du rendement.

Le Chapitre II constitue une étape méthodologique intermédiaire visant à caractériser finement les agroécosystèmes au regard des niveaux potentiels, réels et utilisés de SEP ainsi que de la dynamique de capital naturel dans le but d'identifier des formes d'agriculture. Nous avons montré que l'approche développée pour conduire cette caractérisation peut être aisément déployée dans le domaine des grandes cultures. Son application permet de produire un diagnostic original du fonctionnement biotechnique des agroécosystèmes et d'identifier les leviers de développement des différentes composantes des SEP. Cette approche fait l'objet d'actions de transfert vers des Chambres d'Agriculture (par exemple la formation de conseillers agricoles). Son application pour caractériser 34 agroécosystèmes contrastés de la région Grand-Est nous a permis d'identifier cinq formes d'agriculture aux profils contrastés en termes de niveaux de SEP réels et utilisés ainsi que de dynamique du capital naturel. Parmi ces formes, l'une des formes est constituée d'agroécosystèmes aux hauts niveaux de SEP fournis et utilisés alors qu'une autre présente des niveaux de SEP faibles, mais un capital naturel voué à s'accroitre, ce qui pourrait améliorer la fourniture de SEP à long-terme pour ces agroécosystèmes.

Sur la base des recommandations issues de la synthèse (Chapitre I) et considérant les formes d'agriculture identifiées en Chapitre II, nos travaux présentés dans le Chapitre III explorent les effets des SEP et des formes d'agriculture sur la dynamique des rendements, des marges brutes et des temps de travail sur la base de critères de dynamique complémentaires : niveau, stabilité, résistance et tendance. Nous montrons ainsi que les agroécosystèmes disposant d'un haut niveau de SEP, basés sur la biodiversité et qui augmentent leur capital naturel, présentent des caractéristiques spécifiques : une meilleure stabilité des performances, peu de temps de travail, une faible probabilité de pics d'intensité de travail, une marge brute à la hausse mais un niveau généralement plus bas de production. En

revanche, les systèmes intensifs présentent de plus hauts niveaux et une meilleure résistance des rendements ainsi que des marges brutes mais une quantité de travail plus importante. Nous observons aussi que les systèmes utilisant le plus les SEP présentent de bonnes performances agronomiques et économiques qui résistent aux perturbations. Ainsi, cela nous permet d'émettre l'hypothèse selon laquelle la combinaison d'un haut niveau de SEP fournis et l'optimisation de leur usage conduirait à réduire ou supprimer les intrants tout en offrant la possibilité d'atteindre des rendements à la fois élevés et résistants. Néanmoins, cela nécessiterait d'augmenter les niveaux de SEP potentiels et utilisés en restaurant le capital naturel.

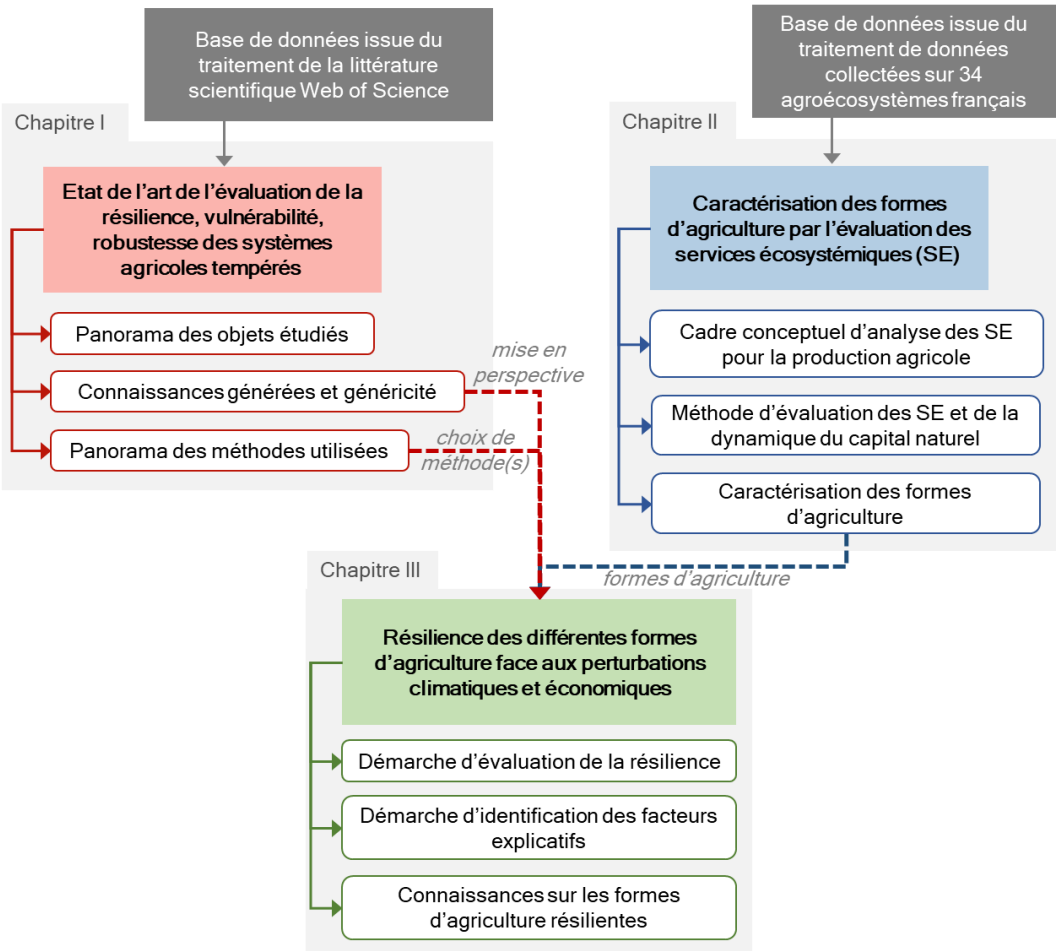


Figure 37. Démarche de la thèse amendée par l'affinage des innovations conceptuels et méthodologiques ainsi que par la production de connaissances réalisées dans cette thèse.

La première partie de cette discussion porte sur les apports, les limites et les perspectives à la fois conceptuels et méthodologiques de cette thèse. La seconde partie de cette discussion traite des hypothèses qui émergent des résultats de la thèse concernant les facteurs déterminants de la résilience qui ont été étudiés tout au long de la thèse : intensification, diversification et services écosystémiques à la production agricole.

1. Aspects conceptuels et méthodologiques

1.1 Dynamique de la littérature des cadres conceptuels

1.1.1 Diversité des concepts et cadres conceptuels

Plonger dans la littérature scientifique portant sur la Résilience et les concepts apparentés comme la Vulnérabilité, la Robustesse ou encore la Capacité d'Adaptation (VRRA) s'est avérée un exercice ambitieux et difficile car celle-ci est foisonnante. Peterson *et al.* (2018) et Wang *et al.* (2020) montrent que le rythme annuel de publications traitant du concept de résilience, et plus particulièrement les études portant sur des systèmes agricoles, suit une dynamique exponentielle (Figure 40). La diversité de concepts, de cadres conceptuels, de démarche d'opérationnalisation associés contribue à la richesse du débat scientifique ainsi qu'à la difficulté de son accès et de sa compréhension globale.

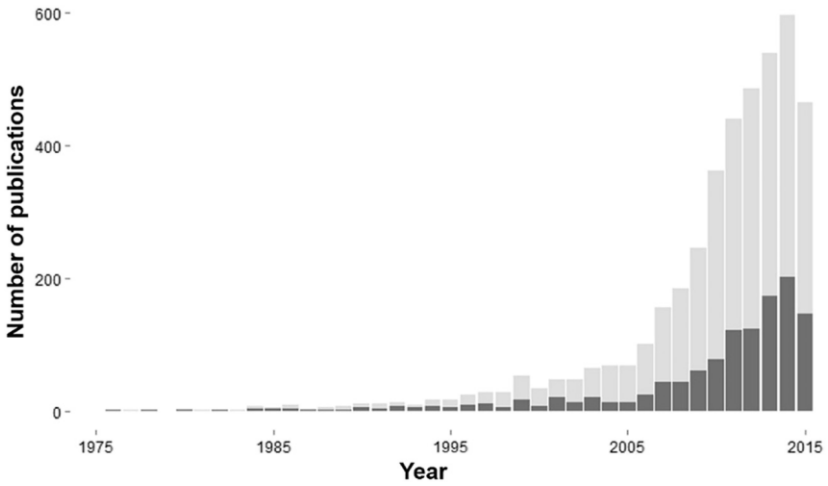


Figure 38. Nombre de publications liées à la résilience (gris clair) dont celles liées à l'agriculture (gris foncé) par an dans les bases de données CAB et Agricola, de 1970 à 2015. Figure issue de Peterson *et al.* (2018).

Dans cette thèse, nous avons pris le parti de ne pas nous positionner explicitement dès le démarrage dans un cadre conceptuel donné en réalisant une analyse de la littérature transversale aux différents concepts : résilience, vulnérabilité, robustesse, capacité d'adaptation, mais aussi intégrité écologique et viabilité. La synthèse de la littérature du Chapitre I décrit non seulement les connaissances générées par les études traitant de l'évaluation quantitative de la dynamique des systèmes agricoles tempérés mais aussi les méthodes utilisées et les objets étudiés. Le pari et le parti pris des deux revues de littératures sur le sujet ont été de considérer, comme d'autres auteurs (Miller *et al.*, 2010; Mumby *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2003), que les nombreux cadres conceptuels relatifs à l'analyse de la dynamique des systèmes sont polysémiques, souvent assez ambigus et recouvrant. Pour

conduire cette analyse conceptuelle de façon transversale à ces différents concepts, nous avons développé et appliqué un cadre d'analyse générique : *VRR of what system, to what disturbance(s), of which performance attribute(s), when and where and due to which explanatory factor(s)*. Ce cadre d'analyse correspond à une hybridation des cadres existants au lancement de ce travail de synthèse (Allen *et al.*, 2016; Carpenter *et al.*, 2001; Meuwissen *et al.*, 2019; Müller *et al.*, 2016a).

La faible relation existant dans les études entre le concept de référence (VRRA), les méthodes d'analyse et les critères d'évaluation de la dynamique utilisés (Chapitre I.2.3) conforte a posteriori l'intérêt, voire le besoin, d'embrasser la gamme de ces concepts. En revanche, le choix d'inclure ni le terme de « stabilité », ni celui de « résistance » dans la requête a réduit le corpus sélectionné, induisant peut-être un biais dans cette analyse. Ce choix a été motivé par deux éléments. Premièrement, les concepts de stabilité et de résistance introduisaient un bruit important dans la sélection. Cela rendait le traitement du corpus incompatible avec le temps et les moyens alloués au travail de synthèse. Nous avons constaté qu'introduire ces concepts dans la requête conduisait à la sélection de plusieurs dizaines de milliers d'articles supplémentaires, dont un très grand nombre se situait en dehors de notre champ d'analyse. Ces articles traitaient par exemple de la résistance variétale, la stabilité des génotypes ou de la stabilité de la structure des écosystèmes (voir Donohue *et al.* (2016) pour une synthèse ciblée sur des travaux en écologie). Deuxièmement, ces deux concepts sont parents des concepts VRRA. D'abord, selon le sens entendu par la résilience écologique dans la définition séminale de Holling (1973), la stabilité est très différente de la résilience. Ensuite, la stabilité — au sens de l'inverse de la variabilité — et la résistance peuvent être considérés comme des composantes de concepts plus englobants comme celui de résilience (Oliver *et al.*, 2015). De plus, ces concepts sont considérés comme des composantes de la résilience dans notre analyse plutôt que comme des concepts cadres ou chapeaux tels que VRRA. Cependant, pour compléter nos revues de littérature, il serait intéressant de conduire une analyse ciblée sur ces deux concepts, tout particulièrement sur celui de « stabilité » qui est associé à une riche littérature, incluant notamment des études quantitatives.

Par ailleurs, une autre limite de notre travail de synthèse a été de se concentrer sur les systèmes agricoles des zones tempérées afin de considérer des systèmes présentant des fonctionnements écologiques et socio-techniques de même ordre. Afin d'appréhender l'effet de cette sélection et la nature de la littérature traitant des systèmes agricoles des autres zones climatiques, j'ai lancé et encadré un stage de six mois en 2019. Dans ce cadre, Sophie Baudelet, en stage optionnel de Master 2, a réalisé une première analyse de la littérature des études des zones arides et tropicales qui l'a conduit à identifier 47 articles complémentaires dont les objets d'analyse sont assez différents des zones tempérées. Les études identifiées traitent surtout de sécurité alimentaire, de systèmes agricoles vivriers, de problématiques d'adaptation aux changements climatiques et aux inondations ainsi que de la gestion de la ressource en eau. De plus, ces études mobilisent principalement le concept de vulnérabilité. Une analyse préliminaire de ce corpus a permis d'observer que si du point de vue conceptuel et méthodologiques il ne semble pas y avoir de spécificités, les objets d'études sont associés à certains concepts. Par exemple, la vulnérabilité est mobilisée en majorité dans les travaux sur le changement climatique, la sécurité alimentaire et les systèmes agricoles vivriers alors que la

résilience concerne plutôt des analyses de relations entre le rendement et des perturbations précises telles que les sécheresses.

Depuis le début de cette thèse, des cadres d'analyse et des cadres conceptuels ont été développés. Cela témoigne de la richesse et du dynamisme de la communauté de recherche qui s'est structurée autour de ces thèmes. Gillespie-Marthaler *et al.* (2019) couplent les concepts de durabilité et de résilience au sein d'un cadre conceptuel intégrateur de différents concepts (résilience, vulnérabilité, capacité d'adaptation) pour les systèmes complexes adaptatifs. Leur proposition pour conceptualiser la « résilience durable » intègre et formalise les relations entre (i) la notion de durabilité c.-à-d. atteindre des performances sociales, économiques et environnementale, (ii) la notion de vulnérabilité qui inclue l'exposition et la sensibilité (*i.e.* le risque), ainsi que (iii) la capacité d'adaptation, qui est à l'interface entre la vulnérabilité et (iv) la notion résilience constituée de la capacité à résister à des perturbations systémiques, à récupérer, à s'adapter et à se transformer. Dans une démarche spécifiquement orientée vers les systèmes agricoles, Meuwissen *et al.* (2019) proposent un cadre d'analyse proche de celui que nous avons développé et présenté en Chapitre I, basé sur cinq questions :

- Resilience of what (le système) ? ;
- *Resilience to what* (les perturbations) ? ;
- *Resilience for what purpose* (les fonctions à maintenir) ? ;
- *For what resilience capacities* (les dimensions de la résilience : robustesse, adaptabilité, transformabilité) ? ;
- *For what enhances resilience* (les facteurs explicatifs de résilience ou mécanismes améliorant la résilience) ?

Leur proposition présente l'intérêt de prendre en compte le fait que les systèmes agricoles sont susceptibles de présenter des adaptations majeures ou transformations profondes (par exemple la conversion en AB (Bouttes *et al.*, 2018a)). De plus, développé dans le cadre du projet SURE Farm Project (Towards SUstainable and REsilience EU), ce cadre conceptuel présente aussi l'avantage d'avoir été opérationnalisé et appliqué dans une diversité de cas d'étude en Europe, et ainsi de faciliter et de diffuser son adoption dans la recherche en agriculture (Naylor *et al.*, 2020; Termeer *et al.*, 2019). En rupture avec les cadres conceptuels classiques et à partir de la proposition de Leach *et al.*, (2013) et Rockström *et al.* (2009), le projet Wayfinder (www.wayfinder.earth) propose de manière originale de considérer la diversité des trajectoires possibles dans un « *safe operating space* » comme une source de résilience (Enfors-Kautsky *et al.*, 2018b). Ainsi, depuis le début de cette thèse, de nouveaux cadres conceptuels ont continué à être proposés, témoignant de l'effort de recherche important alloué à cette conceptualisation via son incrémentation et son hybridation à d'autres concepts/notions.

Dans cette thèse, nous avons choisi de nous inscrire dans le cadre conceptuel large de la résilience ingéniérique (en opposition à la résilience écologique), considérant qu'il était plus adapté à la nature et dynamique des systèmes agricoles que nous avons étudiés (Introduction 4.2). Plusieurs auteurs ont tenté récemment de combiner l'approche ingéniérique et écologique au sein de cadres conceptuels communs (Grafton *et al.*, 2019; Lam *et al.*, 2020). Cependant, leur approche est critiquée par les protagonistes des deux écoles (Allen *et al.*, 2019; Pimm *et al.*, 2019). Dans cette thèse, l'évaluation de

la résilience a été réalisée sur un temps relativement court (4 à 8 ans) et pour des agroécosystèmes stabilisés du point de vue de leur fonctionnement biotechnique (pas de transitions ni d'adaptations majeures ; par exemple les AB sont sortis de la période de transition). Ainsi, le concept de changement de régime ou d'état de stabilité, et donc de résilience écologique, n'ont pas été mobilisés dans nos travaux. La mobilisation de ce cadre conceptuel et des métriques associés relève d'autres travaux plus ciblés sur des systèmes en cours de transition ou transformation (Bouttes *et al.*, 2018a; Naylor *et al.*, 2020; Scheffer *et al.*, 2015; Termeer *et al.*, 2019).

1.1.2 Résilience et durabilité

Plusieurs cadres conceptuels cherchent à expliciter la relation existant entre la durabilité et la résilience des systèmes et désignent l'objectif à atteindre par « résilient et durable » (Elmqvist *et al.*, 2019; Gillespie-Marthaler *et al.*, 2019; Nelson *et al.*, 2019) ou encore considèrent que la résilience est un « chemin » conduisant à la durabilité (Darnhofer *et al.*, 2010). Ainsi, la résilience peut être vue comme une « propriété » qui détermine la dynamique du système alors que la durabilité correspondrait au « but » à atteindre (Boîte 1) (Alkan-Olsson *et al.*, 2009; Dardonville *et al.*, 2020). Dans le Chapitre III, et comme le proposent Peterson *et al.* (2018), un des critères de dynamique considérés est le niveau de performance (Figure 39). Néanmoins, celui-ci n'est pas un critère de la dynamique à proprement parler mais plutôt un indicateur d'état à confronter à un objectif à atteindre. Atteindre un niveau suffisant de performances correspond plus à l'accomplissement d'un objectif désirable tel qu'il est présent dans la notion de durabilité selon les trois piliers (Purvis *et al.*, 2019). Ainsi, il semblerait que la durabilité et la résilience soient des caractérisations complémentaires des systèmes (Chopin *et al.*, 2021). De plus, les fonctions mobilisées pour analyser la résilience pourraient s'inscrire dans les trois piliers de la durabilité (Purvis *et al.*, 2019). En d'autres termes, il s'agirait de répondre à la question suivante : les objectifs souhaités (de durabilité) sont-ils atteints et dans quelle mesure sont-ils maintenus face aux perturbations (résilience) ?

En tant que propriété, la résilience pourrait être considérée comme non normative contrairement à la durabilité définie selon des critères normatifs de « souhaitabilité » des objectifs définis (Elmqvist *et al.*, 2019). Cependant, Córdoba Vargas *et al.* (2019) et Cote and Nightingale (2012) s'élèvent contre cette hypothèse et alertent sur l'aspect normatif de la résilience. En effet, Córdoba Vargas *et al.* (2019) argumentent contre la neutralité présumée de la résilience, qui, pour les systèmes socio-écologiques, sous-tend et est déterminée par des jeux de pouvoir et d'inégalité liés à la situation économique et politique. Ainsi, ils rappellent les contraintes socio-économiques qui peuvent s'appliquer sur les systèmes et gestionnaires agricoles, de l'exploitation agricole au système alimentaire global, et limitent leur capacité d'adaptation, de transformation et plus généralement leur résilience (*ibid.*). De plus, ces contraintes diffèrent pour chaque niveau d'organisation (par exemple les contraintes familiales, l'ancrage territorial). Leurs effets peuvent transcender les différents niveaux, se répercutant sur la résilience observée dans chacun des niveaux, mais aussi sur d'autres secteurs (Barreteau *et al.*, 2020; Mathevet *et al.*, 2017). Cote and Nightingale (2012), quant à elles, alertent sur l'aspect situé des approches d'analyse de la résilience et recommandent aux chercheurs de conduire une analyse critique

de leurs postures en se posant les deux questions suivantes : qui définit les états/directions désirables de la résilience ? Pour quels acteurs la résilience est-elle souhaitable ? Cote and Nightingale (2012) amènent les chercheurs et leurs financeurs à questionner leurs approches et l'impact de celles-ci sur les résultats de leur recherche (« the technique is never neutral » (Saltelli *et al.*, 2020)). Weise *et al.* (2019) argumentent d'ailleurs qu'il n'existe pas « une » résilience mais plusieurs résiliences (*resilience trinity*), dépendant du contexte de l'étude, du niveau d'organisation et des objectifs. Notre cadre d'analyse, formalisé en Chapitre I (Dardonville *et al.*, 2021, 2020), en forçant à expliciter le système étudié (et son niveau d'organisation), les perturbations, l'étendue spatiale et temporelle de l'analyse et des perturbations, les fonctions du systèmes étudiés et leur direction de désirabilité, souligne la diversité des approches possibles pour un même système. Ces différentes approches peuvent conclure sur différents niveaux de résilience en fonction de l'attribut de performance ou de la perturbation étudiée. Dans une visée de trajectoire globale d'adaptation vers des systèmes agricoles plus durables et résilients, Hodbod *et al.* (2016) pointent que les différentes fonctions d'un système et leur résilience aux perturbations ne peuvent être traitées de manière indépendante. Ils incitent ainsi à considérer explicitement la multifonctionnalité des systèmes agricoles. Les systèmes résilients sont donc ceux dont l'ensemble des fonctions présentent des dynamiques désirables. Cette approche permet de prendre en compte les aspects de compromis et d'interaction qui peuvent exister entre différentes fonctions des systèmes agricoles (German *et al.*, 2017; Kanter *et al.*, 2018).

1.2 Evaluation de la résilience et identification de ses facteurs explicatifs

1.2.1 Opérationnalisation de la résilience

Nous faisions l'hypothèse sur la base d'observation d'autres auteurs (par exemple Oliver *et al.*, 2015; Urruty *et al.*, 2016; Weise *et al.*, 2019) que la diversité des cadres conceptuels et leur faible opérationnalité aboutissaient finalement à peu d'évaluations quantitatives. En introduction (4.4, p18), j'ai distingué deux approches d'évaluation de la dynamique des systèmes : via l'évaluation de propriétés prédéfinies ou via l'analyse quantitative de la dynamique de performances (Figure 8). Alors que les approches par « propriétés prédéfinies » sont toujours très utilisées (Assarkhaniki *et al.*, 2020; Zhang, 2020) et font face à des problématiques d'agrégation semblables aux évaluations multicritère de la durabilité (Zhang, 2020), on observe l'accélération des travaux concernant les approches par analyse quantitative de la dynamique. Ainsi, lors de la mise à jour du corpus étudié dans le cadre de la synthèse (Chapitre I, 2, p62), entre juillet 2018 et juillet 2020, seize nouveaux articles ont été identifiés sur les zones tempérées, représentant une augmentation des travaux de (+ 43 %) et confirmant l'essor des analyses quantitatives concernant les systèmes agricoles.

Du point de vue de leur opérationnalisation, certains cadres conceptuels ou définitions déterminent fortement la démarche d'évaluation. C'est le cas par exemple de la définition de la résilience comme « the amount of disturbance that a system can absorb without changing state » (Gunderson, 2000) qui conduit implicitement à l'identification de la bifurcation ou à la quantification de la taille du bassin d'attraction (Ludwig *et al.*, 1997). Cependant, comme cela a été montré en

Chapitre I, dans la plupart des cadres conceptuels, la démarche d'opérationnalisation n'est pas formalisée, laissant le champ à l'innovation méthodologique. Ainsi, les travaux les plus récents (M. Li *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020; Redhead *et al.*, 2020; Sneessens *et al.*, 2019) confirment la tendance identifiée dans notre synthèse de la littérature (Dardonville *et al.*, 2021) : ils mobilisent pour la plupart d'entre eux des critères de la dynamique conjugués sans forcément faire le lien avec un concept en particulier (Figure 26). Dans cette même lignée, sur la base des critères de dynamique identifiés dans la synthèse de littérature (Chapitre I) et selon la proposition de Peterson *et al.* (2018), nous avons développé (Chapitre III) une évaluation de la résilience s'appuyant sur plusieurs critères de dynamique (Figure 39).

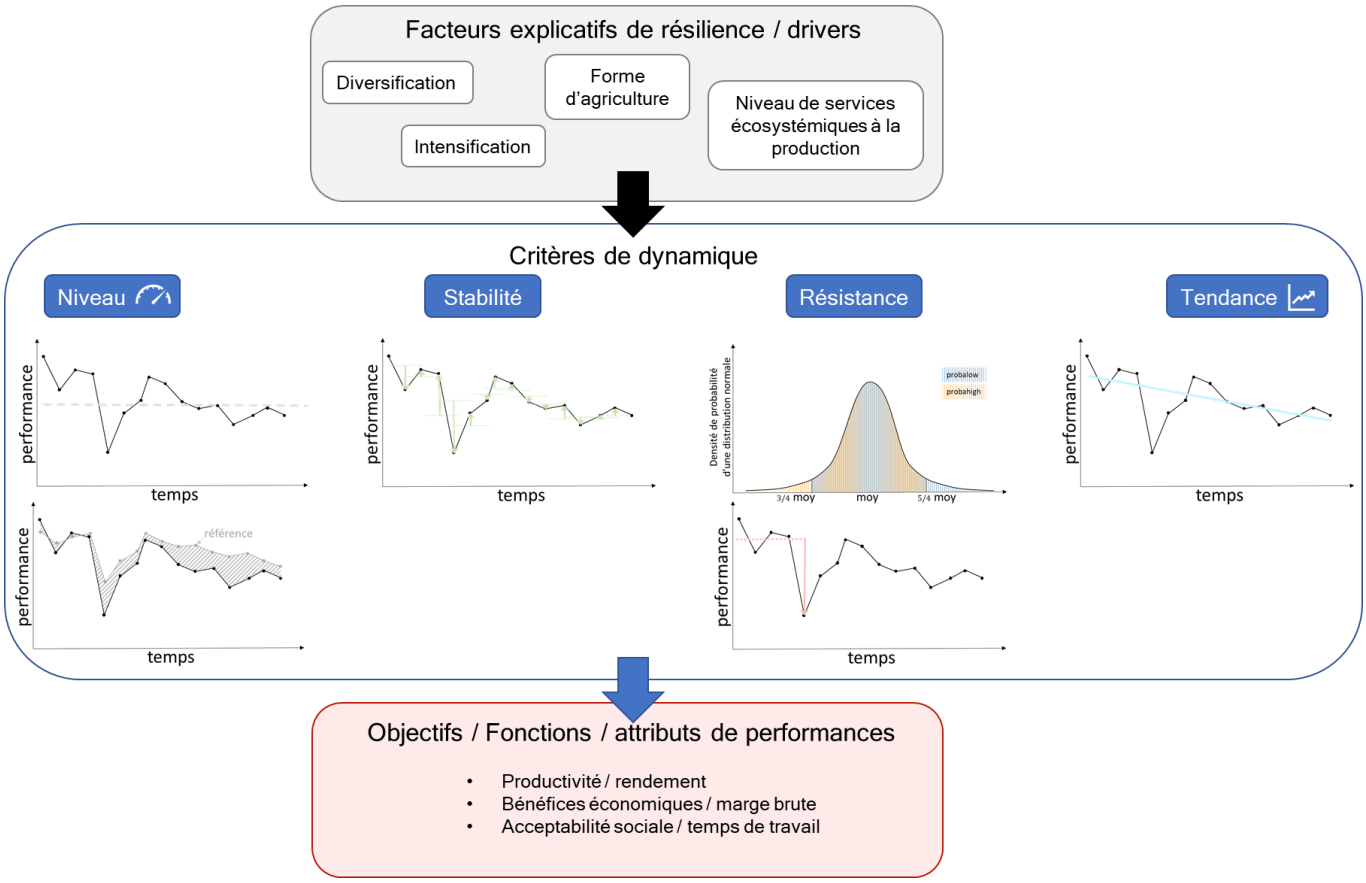


Figure 39. Démarche d'évaluation de la résilience développée et réalisée (Chapitre III) pour tester différents facteurs explicatifs sur la dynamique de trois attributs de performance. Figure adaptée de Peterson *et al.* (2018).

1.2.2 Choix des fonctions et attributs de performances

La synthèse de littérature présentée en Chapitre I, ainsi que le travail exploratoire de stage de Sophie Baudelet sur les zones climatiques tropicales et aride, nous amènent à conclure qu'il existe très peu de travaux qui considèrent simultanément différents attributs de performances, pourtant indispensables pour appréhender la multifonctionnalité de l'agriculture (Hodbod *et al.*, 2016). Pour

répondre à cet enjeu, nous avons combiné l'étude de la dynamique des fonctions de production (rendement), de rentabilité économique (marge brute) et de conditions de travail acceptables (temps de travail ; Figure 39). Du fait des effets de système et de précédent cultural (Duru *et al.*, 2015a), il existe un véritable enjeu à comparer les rendements émergeant de rotations incluant différents enchaînement de cultures. Pour permettre cette comparaison, nous avons choisi de transformer les rendements massiques de chaque culture en énergie (kilocalories). Cependant, les équivalences ne sont pas disponibles pour toutes les cultures qui peuvent être implantées dans des agroécosystèmes innovants, induisant des conversions imprécises. Par ailleurs, le fait d'utiliser une unité unique ne doit faire oublier le fait que les espèces ont des niveaux de production potentiellement très différents (par exemple maïs vs. tournesol) et restent donc difficilement comparable via cette transformation. C'est pour cela que nous avons combiné cette approche avec une approche plus classique ciblée sur une culture pivot des rotations (par exemple blé) dont on peut plus facilement comparer le rendement d'une rotation à une autre (Chapitre III, Supplementary material 49). Concernant l'aspect économique, nous avons pris en compte la marge brute mais aussi la marge semi-nette (incluant des coûts matériels et amortissements standardisés, avec ou sans subventions agricoles fixes). Cependant, ces valeurs étant très corrélées ($r = 0.96 > 70$ %) et les résultats d'évaluation étant très similaires, nous n'avons retenu que la première pour l'analyse. Il serait cependant intéressant d'analyser une performance économique qui permette de prendre en compte les économies d'échelles liées par exemple au dimensionnement du parc matériel (coût réel ou via des profil types de parcs matériels) au regard des surfaces exploitées avec celui-ci. Cette analyse permettrait de prendre en compte les effets de la stratégie de gestion du système de production. Elle nécessiterait cependant de changer de niveau d'organisation considéré, par exemple en passant du niveau de l'agroécosystème au niveau du système de production. Ce changement de niveau d'organisation induirait alors de nouveaux questionnements méthodologiques liés à l'agrégation des performances des agroécosystèmes inclus dans les systèmes de production. Concernant le temps de travail, il serait intéressant de regarder la variabilité intra-annuelle afin d'identifier les pressions plus ponctuelles sur la main d'œuvre (pic de travail) pour effectuer les travaux agricoles. Enfin, nous n'avons pas considéré de performance environnementale, comme il est suggéré dans les analyses de durabilité (Alkan-Olsson *et al.*, 2009). Pourtant, l'analyse de la dynamique des impacts environnementaux permettrait d'envisager si le système n'était pas en train de dégrader l'écosystème local et global. Du fait du manque de données, nous n'avons pas non plus analysé directement la dynamique (résilience) des services écosystémiques. Cependant, via l'analyse de la dynamique du capital naturel, nous avons cherché à capturer ces dynamiques plus particulièrement celle des SEP (voir Discussion 2.3.3, p192 ci-après).

De manière générale, et ce quel que soit les attributs de performances considérés, leur analyse requière des données temporelles sur une période suffisamment longue pour caractériser et quantifier les dynamiques en œuvre. Cela constitue souvent le facteur limitant de ces approches par analyse de la dynamique (Bowles *et al.*, 2020). Les observatoires et les expérimentations de long terme sont une solution clef pour fournir de tels jeux de données (Müller *et al.*, 2016a). La modélisation dynamique des systèmes est également une solution intéressante (Duru *et al.*, 2015b). Elle présente l'avantage de permettre la simulation des dynamiques sur le temps long et selon différents scénarios prospectifs (par

exemple techniques, climatiques ou socio-économiques). A titre d'exemple, Catarino *et al.* (2021) ont utilisé la plateforme MAELIA (Therond *et al.*, 2014) pour évaluer l'autonomie, la durabilité et la vulnérabilité d'alternatives d'organisation de systèmes culture-élevage territorialisés. Dans la continuité de ces travaux, en collaboration avec ces auteurs et sur le même cas d'étude en Vendée (France), nous sommes en train de développer une analyse multi-performances et multicritère de la résilience de ces systèmes aux changements climatiques et économiques. Nous montrons ainsi l'intérêt de l'utilisation de MAELIA pour conduire l'évaluation de la résilience sous une large gamme de scénarios climatiques et socio-économiques (publication en cours de finalisation).

1.2.3 Relations entre critères de la dynamique

En Chapitre III, j'ai présenté une méthode d'évaluation de la dynamique des performances prenant en compte différents critères de dynamique : le niveau, la stabilité (inverse de variabilité *sensu*), la résistance (spécifique à un évènement marquant ou générale) et la tendance (Figure 39). Nous n'avons pas mobilisé le critère de temps de récupération (*recovery*) comme le suggèrent Peterson *et al.* (2018) car les données ne couvraient pas une période suffisamment longue pour étudier ce critère. Donohue *et al.* (2016) insistent sur l'aspect multidimensionnel de la dynamique des systèmes écologiques et soulignent les compromis pouvant exister entre les différents critères de dynamique. Dans la Discussion 2.1 p174, je discute plus particulièrement du possible antagonisme, entre le niveau et la stabilité des rendements des cultures, central en agriculture (Ben-Ari and Makowski, 2016). Des antagonismes peuvent exister pour d'autres couples de critères de dynamiques comme la variabilité et la résistance, comme observé en Chapitre III. La gestion de ces antagonismes peut conduire au besoin d'établir des compromis ou des hiérarchies entre critères, l'établissement d'un seuil minimal ou maximal acceptable et des conditions de compensation entre critères (accepte-t-on qu'une caractéristique puisse être compensée par une autre ? ; Bockstaller *et al.*, 2017). Si les critères disposent du même niveau hiérarchique, il est possible de qualifier globalement la qualité de la dynamique d'une performance à travers l'optimisation par une frontière de Pareto comme présenté en Chapitre III. Si certains critères sont plus importants que d'autres, les pondérations entre critères devraient être décidées par les acteurs concernés (par exemple les gestionnaires du système étudié), relativement à leur situation afin de prendre en compte leur diversité de valeurs, d'aversion au risque et d'intérêts. De plus, il est important de justifier les critères de dynamiques choisis en fonction de ce qui fait sens du point de vue de la performance. Dans cette logique, en Chapitre III, nous n'avons pas attribué les mêmes critères à tous les attributs de performances.

1.2.4 Analyse de la dynamique sans décomposition par critères

Dans les propositions d'analyse de la dynamique des performances des systèmes par décomposition en critères de dynamique, un certain nombre de contraintes et de problématiques se posent : le choix des critères et des métriques associées (parmi une diversité importante, notamment pour la stabilité (Dehghani *et al.*, 2008)) ou la prise en compte des antagonismes par exemple. Décrire

la dynamique d'une performance sous la forme de différentes facettes c'est aussi prendre le risque de négliger un aspect important de celle-ci qui ne serait pas identifié a priori. Pour tenter de dépasser ces contraintes, je développe actuellement avec le doctorant Wim Paas et sous l'encadrement de Pytrik Reidsma, membres du Laboratoire *Plant Production System* de la *Wageningen University and Research Center*, une méthode d'analyse de la dynamique d'une performance sans décomposition de celle-ci. Nous progressons actuellement sur une piste de recherche qui tente d'identifier des individus (par exemple agroécosystèmes) particuliers, dont la dynamique se distingue des autres par la désirabilité de leur singularité (*i.e.* déviants positifs). Pour cela, nous explorons la décomposition de l'erreur quadratique moyenne (*mean squared error*) entre différentes séries temporelles d'une performance en trois composantes : un biais systématique, une erreur systématique de la variance et une erreur non-systématique de la variance (variable d'intérêt pour distinguer la singularité d'une série temporelle) (Ahlburg, 1984). Par ailleurs j'ai récemment identifié d'autres méthodes de ce type qui reste à explorer :

- Le Klm (*K-means for Longitudinal data*), un algorithme de clustering de données longitudinales qui identifie des trajectoires-types. Cette méthode vise à regrouper les séries temporelles présentant le même type de variations de manière simultanée (Genolini and Falissard, 2010).
- Le KmlShape, qui regroupe les séries temporelles en trajectoires selon leur forme et l'intensité des variations, en tenant compte des délais de variations entre différentes séries (www.rdocumentation.org/packages/kmlShape).

1.2.5 Exposition et sensibilité

Le plus souvent la vulnérabilité est déclinée en trois composantes (Introduction 4.1 p15) : exposition, sensibilité et capacité d'adaptation. Les deux premiers éléments positionnent le système étudié face aux perturbations qu'il subit. D'après Gallopín (2006), il s'agit d'une différence majeure entre les concept de vulnérabilité et de résilience. Zhang (2020) différencie les approches micro (analyser l'effet d'une perturbation donnée) et macro (analyser la résilience de manière générale selon les caractéristiques du système) de la résilience. Dans le Chapitre III, nous proposons une combinaison de ces approches en analysant non seulement la résistance aux perturbations climatiques de l'année 2016, mais aussi l'effet de facteurs explicatifs de la résilience du système. L'approche proposée explore précisément l'effet de l'année 2016 (RESe) et examine les perturbations de manière non spécifiées (probalow) en évaluant la probabilité de passer sous un niveau donné de performance. La dynamique des performances du système est liée à un ensemble de facteurs perturbateurs (biotique ou abiotiques par exemple) qu'il n'est pas toujours possible d'identifier et de tester tant ils peuvent être nombreux et intriqués. Dans l'article de Martin *et al.*, (2017) et les résultats du Chapitre III, les dynamiques sont mieux expliquées par les pratiques culturales que par les perturbations climatiques et économiques (prix du blé et prix du carburant). Cependant, ce résultat peut être lié à la sélection des indicateurs agro-climatiques ou économiques qui ne sont pas pertinents vis-à-vis de la dynamique observée. De façon générale, plusieurs éléments entrent en jeu et peuvent biaiser les résultats de

l'analyse de l'exposition et de la sensibilité. L'effet de la ou des perturbation(s) peuvent être différents et aboutir à différentes conclusions en fonction de (Allen *et al.*, 2016; Donohue *et al.*, 2016; Martin *et al.*, 2019b; Müller *et al.*, 2016a; Peterson *et al.*, 2018) :

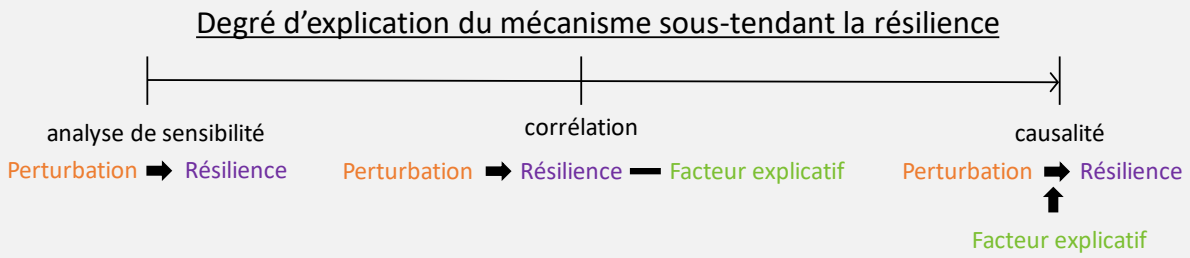
- l'étendue spatiale et temporelle de la perturbation considérée ;
- la fréquence d'évènements perturbateurs ;
- la magnitude de la perturbation ;
- les différentes localisations dans le temps et dans l'espace ;
- la variabilité des perturbations ;
- le type d'impact (resource limitation ou resource flooding).

1.2.6 Identification des facteurs explicatifs

Concernant l'identification des facteurs explicatifs de résilience, nous avons opté dans le Chapitre III pour trois approches qui fournissent différents niveaux d'information. La *partial least square* a l'avantage de pouvoir s'appliquer sur un jeu de données réduit malgré un grand nombre de variables explicatives testées et colinéaires (Martin *et al.*, 2017; Wold *et al.*, 2001). Le *multivariate regression tree* (MRT) permet de prédire différents schémas de dynamique selon des variables prédictives (Borcard *et al.*, 2018; Breiman *et al.*, 1984; De'Ath, 2002). Cette méthode a permis d'apporter une vision par « *pattern* » de dynamique mais le pouvoir de prédiction des facteurs explicatifs identifiés est relativement faible sur les facteurs testés dans ce cas d'étude. En revanche, cette méthode présente l'intérêt d'identifier des effets non linéaires, ce qui n'est pas possible avec la PLS linéaire que nous avons utilisée. Elle permet ainsi d'identifier des seuils clefs sur les variables distinguant des comportements différents (par exemple comme montré en Chapitre III, un niveau de variation du capital naturel). La détection de déviants positifs par détermination des frontières de Pareto (d'après la démarche de Steinke *et al.*, 2019) nous a permis d'identifier les systèmes présentant la meilleure combinaison de *critères* × *attributs*. Du fait de l'analyse multicritère conduite et de la volonté de ne pas prioriser un critère ou un attribut, cette méthode nous a permis d'identifier dans le jeu de donnée, les agroécosystèmes les plus résilients sur toutes les dimensions. Cela a pu être réalisé malgré un nombre élevé de critères réduisant le nombre de déviants positifs (seulement deux déviants positifs identifiés). La comparaison des distributions et/ou des régressions logistiques présente deux intérêts majeurs pour identifier des facteurs explicatifs de déviance positive. Premièrement, cette méthode comparative rend compte de la distribution des valeurs et fournie une évaluation de l'intervalle des valeurs d'intérêt. Deuxièmement, la comparaison des distributions et/ou des régressions logistiques permet de pointer de potentielles relations non linéaires pouvant être liées à des seuils écologiques (Martin *et al.*, 2019b).

Box 6. Degré d'explication du mécanisme sous-tendant la résilience.

D'après les résultats de la méthode utilisée pour déterminer les facteurs de résilience, le degré d'explicitation du mécanisme qui sous-tend la résilience est variable. L'analyse de sensibilité tend uniquement à évaluer la résilience du système sans permettre d'en identifier les causes (par exemple dans Zhang (2020) ; voir d'autres exemples dans Dardonville *et al.* (2020)). La plupart des méthodes visant à identifier les facteurs de résilience se basent sur une analyse des corrélations, c'est-à-dire la description des relations entre un phénomènes et les caractéristiques du système (*i.e. pattern-based approaches*, Thorogood *et al.*, 2020). De plus, les méthodes décrites et utilisées dans le Chapitre III permettent seulement d'associer des caractéristiques aux dynamiques observées. La MRT se distingue puisqu'elle peut être utilisée comme prédicteur d'un profil de résilience (Chapitre III 2.3.2 p134). A ma connaissance, peu de méthodes permettent de déterminer des relations causales, c'est-à-dire la description des processus affectant la résilience (*i.e. process-based approaches*). Cette causalité serait mise en lumière si l'on montre que le facteur explicatif a une incidence sur l'effet de la perturbation sur la résilience du système. Pour atteindre cet objectif, Wauchope *et al.* (2020) proposent une méthode originale permettant de comparer les dynamiques observées avant et après mise en place de la modalité sur le système, et ce, en comparaison avec un témoin contrôle (BACI : *Before After Control Intervention*) en prenant en compte des délais de réponses possibles.



1.2.7 Capacité d'adaptation

Dans cette thèse, nous n'avons pas testé explicitement la capacité d'adaptation comme un facteur de résilience. Plusieurs auteurs proposent des méthodes pour réaliser ce type d'analyse. Par exemple, Urruty *et al.* (2017) et Perrin *et al.* (2020) analysent l'effet de l'hétérogénéité des pratiques culturales sur la robustesse ou la résilience du système supposant que cette hétérogénéité traduit des adaptations. Bouttes *et al.* (2018b) testent différents attributs de potentiel adaptatif comme la répartition entre maïs, pâtures semées et semi-naturelles dans l'alimentation du troupeau. Une autre démarche pourrait être de combiner une approche de détermination quantitative des facteurs de résilience et une approche qualitative d'évaluation de la capacité d'adaptation, par exemple par l'analyse des trajectoires (Fallot *et al.*, 2019) ou des transformations des systèmes (Meuwissen *et al.*, 2019). En outre, une analyse

temporelle de la dynamique de la capacité d'adaptation couplée à l'analyse de l'exposition et de sensibilité est une méthode permettant d'identifier des périodes critiques pour la résilience des systèmes (voir Naylor *et al.*, 2020).

1.2.8 Dynamique de la résilience

Au-delà de la dynamique de la capacité d'adaptation, il serait intéressant d'analyser la dynamique de la résilience (Stone and Rahimifard, 2018). On peut ainsi se demander dans quelle mesure l'impact des perturbations modifie la capacité du système à persister dans le temps (Martin *et al.*, 2019b). Cette modification peut être engendrée par une transformation de la structure de l'agroécosystème ou du système de production ou par une altération de leurs dynamiques internes (par l'intermédiaire de « poverty traps » par exemple) (Tittonell et Giller, 2013). En effet, les perturbations peuvent dégrader le capital naturel qui sous-tend le fonctionnement de l'agroécosystème. En fin de compte, ces perturbations détérioreraient la réalisation des fonctions de l'agroécosystème à travers l'altération graduelle des variables à temps de réponse long ou des boucles de rétroaction négatives, mais aussi à travers des changements de régimes suite au franchissement d'un seuil écologique (Biggs *et al.*, 2012). A ce sujet, nous montrons en Chapitre III que la dynamique du capital naturel est fortement liée à la résilience des agroécosystèmes, et ce, malgré une période d'analyse relativement restreinte (moins d'une dizaine d'année).

La dynamique spatiale de la résilience doit aussi être analysée car elle peut se transférer entre différents niveaux organisationnels (Barreteau *et al.*, 2020; Mathevet *et al.*, 2017). Tittonell (2014) mentionnent ainsi un effet Matryoshka (dit des « poupées russes » pour décrire un effet associé à un emboitement hiérarchique d'échelles d'organisation), similaire au concept de panarchie utilisé par Holling et Gunderson (2002) pour traiter des cycles adaptatifs. Comme discutés dans le Chapitre I, ces effets d'emboitement peuvent conduire à des conclusions sur la résilience qui diffèrent suivant le ou les niveaux, ou la ou les échelles spatiales considérées. Par exemple, Reidsma *et al.* (2009) n'observent pas les mêmes effets du climat et des pratiques agricoles sur la tendance et la variabilité du rendement des cultures et du revenu agricole si elles sont analysées à l'échelle de l'exploitation agricole ou à l'échelle régionale. Ainsi, la résilience à l'échelle de l'agroécosystème ne suffit pas à assurer la résilience aux échelles locales ou régionales ou à l'échelle du système alimentaire (Bullock *et al.*, 2017). Par ailleurs, des facteurs de résilience peuvent jouer un rôle important à un niveau d'organisation différent de celui où ils s'expriment, sont gérés et/ou étudiés (*ibid.*). Par exemple, les formes d'agriculture ancrées territorialement qui ne s'inscrivent pas dans le marché économique mondial (par exemple par vente directe ou locale) ne sont pas exposées à la volatilité du prix mondial des cultures (Therond *et al.*, 2017a). Leurs agroécosystèmes (à un niveau inférieur d'organisation) ne sont donc pas exposés à ces perturbations. A l'inverse, l'homogénéisation génétique des semences proposées par les firmes semencières et contraintes par la certification de celles-ci via un « catalogue des espèces et variétés de plantes cultivées » en France (décision à l'échelle du territoire national) est susceptible d'induire une plus grande vulnérabilité des cultures à l'échelle des agroécosystèmes (Kahiluoto *et al.*, 2019). Ainsi, une analyse multiniveau de la résilience semble indispensable. Cette

démarche nous paraît encore trop peu mise en œuvre dans cette thèse notamment – du fait des verrous à l'évaluation de la résilience mentionnés en introduction (données, modèles disponibles) mais aussi du fait de problématiques propres à l'évaluation des systèmes agricoles lors de changements d'échelle organisationnelle (Dalgaard *et al.*, 2003). D'ailleurs, aucune étude évaluant quantitativement la VRRA à l'échelle du système alimentaire (*food system*) n'a été identifiée durant notre synthèse de littérature (Chapitre I, Figure 16) (Dardonville *et al.*, 2020). Ce résultat contraste avec le fait que plusieurs travaux clefs traitent de cette question de manière conceptuelle de manière qualitative ou en produisant une synthèse sur le sujet (Brzezina *et al.*, 2016; Challinor *et al.*, 2007; Himanen *et al.*, 2016; Hodbod and Eakin, 2015; Macfadyen *et al.*, 2015; Prosperi *et al.*, 2016; Stone and Rahimifard, 2018; Tendall *et al.*, 2015; Valencia *et al.*, 2019). Par exemple, Macfadyen *et al.* (2015) proposent dix recommandations pour améliorer la résilience du système alimentaire le long de la chaîne d'acteurs des agriculteur·rices aux consommateur·rices (Figure 40).

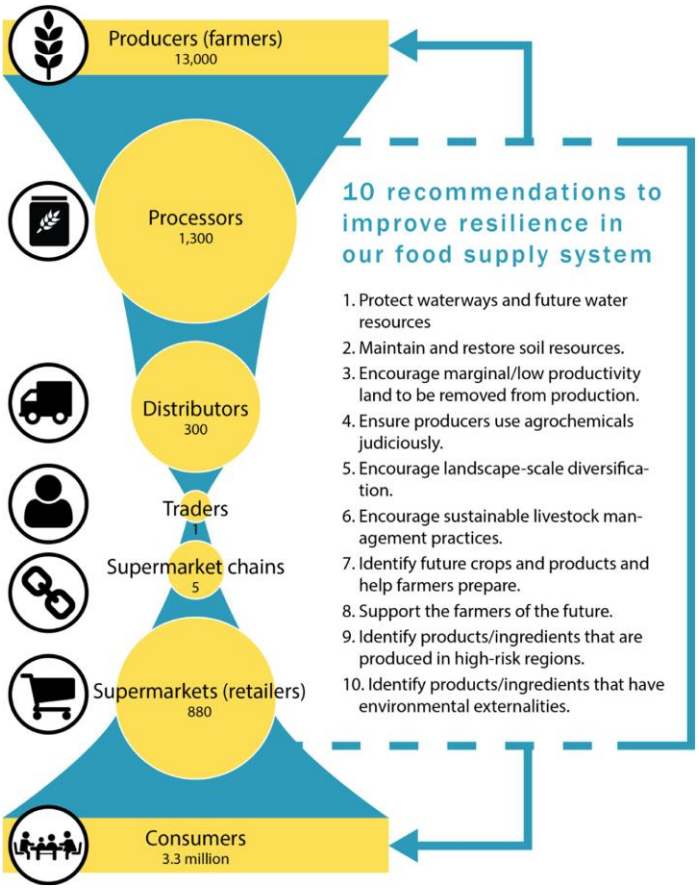


Figure 40. Recommandations le long de la chaîne de production alimentaire (simplifiée) pour atteindre la résilience.

1.3 Évaluation des services écosystémiques et de la dynamique du capital naturel

Partant du cadre d'analyse des formes d'agriculture proposé par Therond *et al.* (2017a) et dans la continuité des avancées conceptuelles et méthodologiques réalisées dans l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b), nous avons proposé une méthode de détermination opérationnelle des formes d'agriculture en grandes cultures (Chapitre II). La proposition de Therond *et al.* (2017a) consistait à caractériser ces formes, du point de vue biotechnique, selon la part de la production permise par les services écosystémiques relativement à celle permise par les intrants d'origine anthropique (voir aussi Tibi and Therond (2018)). Dans un objectif d'opérationnalisation de leur proposition via une caractérisation semi-quantitative, nous avons défini un cadre conceptuel et construit une méthode d'évaluation des SEP (Chapitre II). L'application de cette méthode pour caractériser 34 agroécosystèmes du Grand-Est, nous a permis d'identifier plusieurs groupes représentant différentes formes d'agriculture relativement à leurs relations avec les SEP.

Pour évaluer le poids relatif des SEP dans la production agricole, nous avons été confrontés à des problématiques d'applicabilité des méthodes existantes (voir Introduction 2.3 p10) et de disponibilité de données (relevés de terrain par exemple). Durant le stage de fin d'études d'ingénieur agronome de l'ENSAIA de Baptiste Legrand en 2019, nous avons exploré différentes pistes méthodologiques. La première a été de passer par des méthodes de « mise à unités communes » telles que : l'évaluation de l'émergie (*Solar Emergy Joule ;* Wilfart, 2012), l'évaluation de l'éxergie (Hau and Bakshi, 2004), l'évaluation de l'énergie (production primaire nette ; Costanza *et al.*, 2007; Prince *et al.*, 2001) et l'analyse des cycles de vie (Othoniel *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2010). Ces méthodes n'ont finalement pas été retenues car elles présentaient des limites considérées rédhibitoires ou non surmontable dans le temps imparti au stage et à la thèse (voir détail dans Legrand *et al.*, 2019). D'abord, ces méthodes traitent de manière « boite noire » les processus écologiques à des échelles différentes de celles de l'agroécosystème. Par exemple, les processus biophysiques à l'origine des SEP considérés dans les approches basées sur l'émergie ou l'exergie sont l'énergie solaire, la chaleur interne de la Terre ou/et l'énergie marémotrice. Ensuite, les valeurs de transformité (coefficient de transformation de quantité de matière ou d'énergie en énergie solaire) pour les sorties (*i.e.* la production agricole) ou les intrants anthropiques sont peu stabilisées et dépendantes d'hypothèses émises sur les marchés économiques (car utilisant une transformation d'unité monétaire) (Hau and Bakshi, 2004; Othoniel *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2010). Aucune de ces méthodes ne permet de décrire finement les interactions entre l'environnement, les pratiques agricoles et les SEP à l'échelle de l'agroécosystème. En explorant d'autres pistes méthodologiques, comme l'utilisation de modèles de cultures fins (type STICS) comme réalisé dans l'étude EFESE-EA, nous nous sommes rendu compte qu'ils ne nous permettraient pas d'évaluer l'ensemble des SEP considérés dans cette étude et nécessiteraient des compétences difficiles à acquérir et peu transférables pour en assurer une utilisation fondée et robuste. Nous avons donc opté pour le développement d'une méthode basée sur l'évaluation de la qualité des déterminants connus des SEP présentée en Chapitre II.

1.3.1 Apports de la démarche

1.3.1.1 Cadre conceptuel

Le développement de cette méthode a été initié par la formalisation d'un cadre conceptuel correspondant à une amplification de celui d'EFESE-EA (voir ci-après, Therond *et al.*, 2017 ; Chapitre II). Comme dans EFESE-EA, le cadre développé se base sur la définition de la production agricole comme un « bien » et de la distinction entre les services écosystémiques fournis à la société vs. aux gestionnaires des agroécosystèmes. Il présente l'originalité de dissocier plusieurs dimensions des SEP selon leur disponibilité potentielle, leur disponibilité réelle, leur utilisation pour la production et leur dynamique à long terme, approchée par la dynamique du capital naturel qui sous-tend la fourniture des SEP. Ces dimensions permettent de prendre en compte les spécificités des écosystèmes agricoles, c.à.d. des systèmes spatio-temporellement configurés et gérés intensivement par l'activité humaine (Figure 41) (Le Roux *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2007). La prise en compte de la dynamique du capital naturel, fortement impactée par les pratiques agricoles, est innovante alors même qu'elle sous-tend la résilience des SEP eux-mêmes (Robinson *et al.*, 2012). Dans notre approche, le capital naturel peut être assimilé à un « stock » qui est caractérisable par des variables à temps de réponse long tandis que les SEP représenteraient des « flux» pouvant être quantifiés (Figure 41 ; Jones *et al.* 2016).

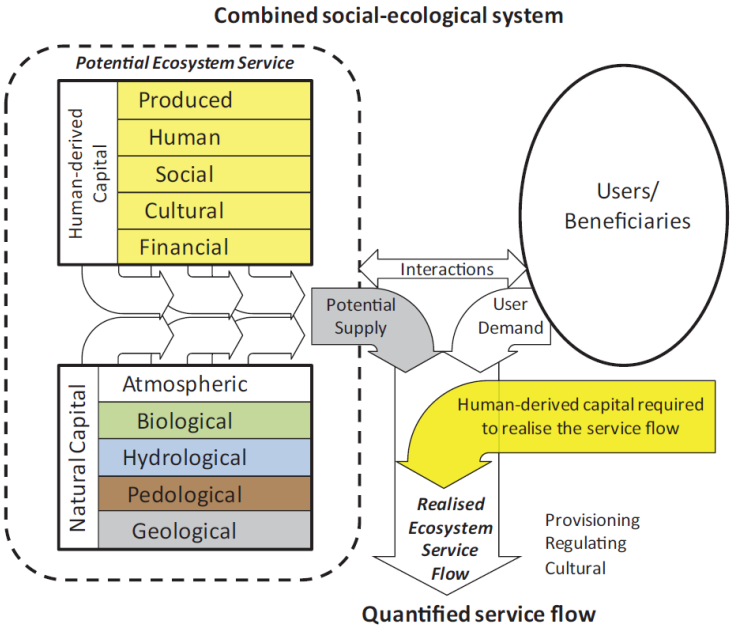


Figure 41. Réalisation du flux de services écosystémiques aux bénéficiaires pour un système socio-écologique, sous-tendu notamment par le capital naturel (comme un stock). Figure issue de Jones *et al.* (2016).

Le cadre conceptuel ainsi proposé prolonge celui d'EFESE-EA qui distingue les différents types de déterminants de la fourniture des SEP mais n'aboutit pas à la différenciation entre SEP potentiels

(liés à la configuration et à la composition spatiotemporelle des couverts végétaux) et SEP réellement fournis (liés aux pratiques agricoles en cours de campagne qui peuvent moduler le potentiel à la hausse ou à la baisse) (Therond *et al.*, 2017b). La notion de niveaux d'utilisation des SEP est évoquée dans EFESE-EA à travers l'efficience des techniques mobilisées pour tirer avantage des SEP (Fisher *et al.*, 2009), mais cette notion n'est pas intégrée dans l'évaluation (Therond *et al.*, 2017b). Enfin, le capital naturel et sa dynamique temporelle, lié aux pratiques agricoles, sont mentionnés dans le cadre conceptuel d'EFESE-EA (Wu, 2013) mais ne sont pas intégrés au sein du cadre conceptuel et de l'évaluation (Therond *et al.*, 2017b). Ainsi, le socle conceptuel qu'a constitué pour nous l'étude EFESE-EA a été significativement amendé durant cette thèse. L'étude EFESE-EA a aussi fourni une synthèse de la littérature très complète quant aux déterminants des SEP. En effet, les relations issues de la littérature reportée dans le rapport de l'étude EFESE-EA fournissent une vision d'ensemble des éléments de structure ou de l'effet des pratiques agricoles déterminant ou impactant le niveau de SEP (Figure 42). Ainsi, grâce à une littérature abondante sur le sujet, il a été possible de construire la méthode d'évaluation multicritère (Chapitre II) basée sur des relations stabilisées (issues principalement de méta-analyses, de revues de littératures ou d'études multi-sites) entre SEP et déterminants biophysiques (Supplementary material 17).

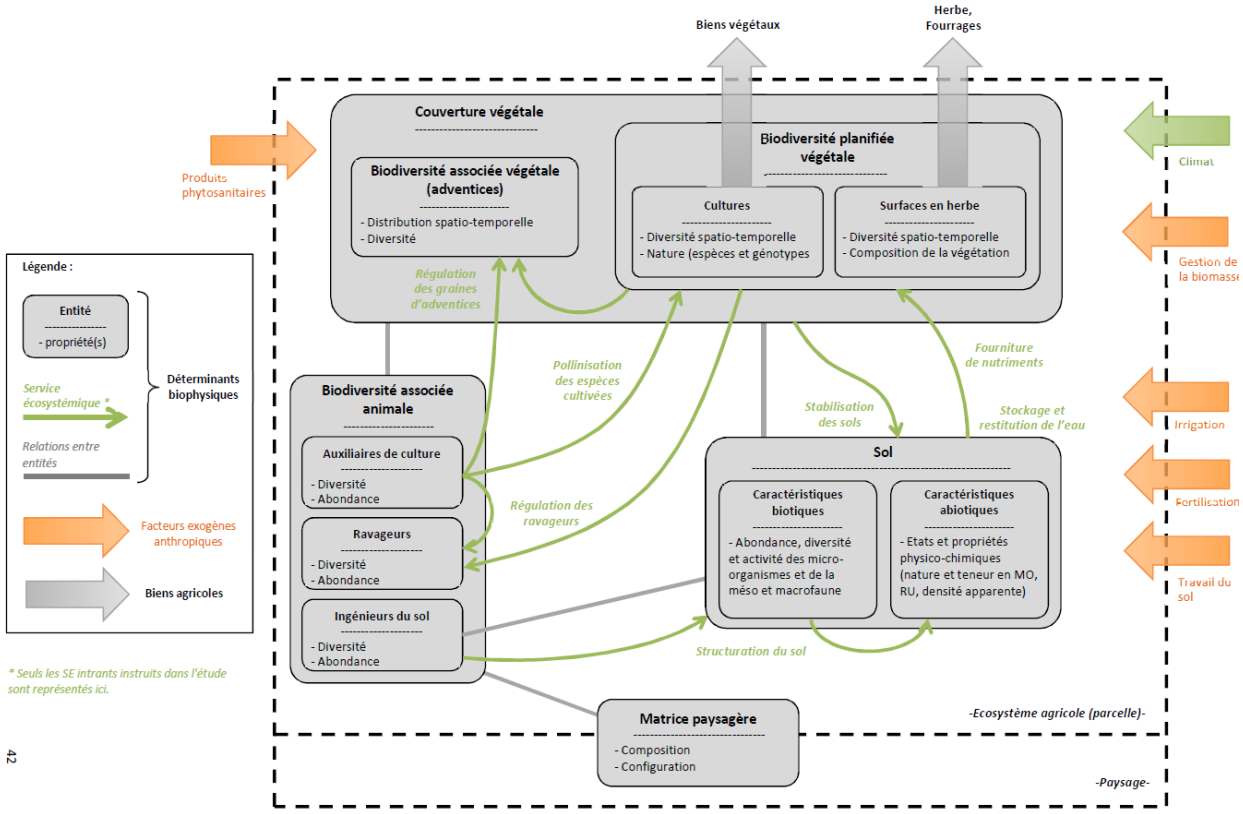


Figure 42. Représentation schématique des déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs affectant la production agricole à travers la détermination ou l'impact sur les services écosystémiques supports de la production agricole. Figure issue du rapport de l'étude EFESE-EA (Therond *et al.*, 2017b).

1.3.1.2 Evaluation multicritère

Afin de proposer une approche générique et reproductible de l'évaluation des SEP, les indicateurs sont calculés en notation absolue (mis à part pour le capital naturel) et les notes sont normalisées par rapport aux moyennes des anciennes régions (Lorraine, Champagne-Ardenne, Alsace) pour tenir compte de la dispersion des exploitations agricoles sur les différents pédoclimats (van Leeuwen *et al.*, 2019a). De plus, dans le but de ne pas conclure sur des différences de niveau de SEP liées aux différents pédoclimats de la région Grand Est (ce qui ne relève pas de notre objectif), tous les déterminants des SEP retenus dans l'évaluation multicritère sont contrôlés par le gestionnaire (Guerra *et al.*, 2014). Ainsi, les critères retenus pour l'évaluation sont : le choix des cultures et intercultures, de la rotation, des stratégies de gestion des résidus de culture, des habitats semi-naturels adjacents aux parcelles étudiées et des pratiques agricoles (fertilisation, irrigation, application de produits phytosanitaires et travail du sol). Ces critères dépendent des décisions des gestionnaires (Conway, 1987; Gliessman, 2004; Swift *et al.*, 2004; Therond *et al.*, 2017b). Le taux de matière organique est aussi considéré comme déterminé par le gestionnaire car il dépend, entre autres, de sa stratégie de fertilisation organique et de sa gestion des résidus de culture (Aguilera *et al.*, 2020b).

L'évaluation multicritère développée permet de décrire de manière fine et multidimensionnelle les SEP des agroécosystèmes. Bien que la plupart des SEP soient fortement déterminés par la biodiversité et/ou le taux de matière organique du sol (Box 3 et Box 4, Aguilera *et al.*, 2020b; Therond *et al.*, 2017b), les résultats de l'évaluation des SEP ne peuvent pas être inférés simplement sur la base de ces seules caractéristiques. Les multiples propriétés considérées pour estimer les quatre composantes du cadre conceptuel des SEP sont nécessaires pour leur évaluation. L'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les quatre dimensions évaluées du cadre conceptuel et sur les variables utilisées pour décrire les propriétés des agroécosystèmes ou sur des variables classiquement utilisées (par exemple le classement en AB, en agriculture de conservation ; Figure 43) montre que les quatre dimensions sont peu corrélées (> 60 %) entre-elles.

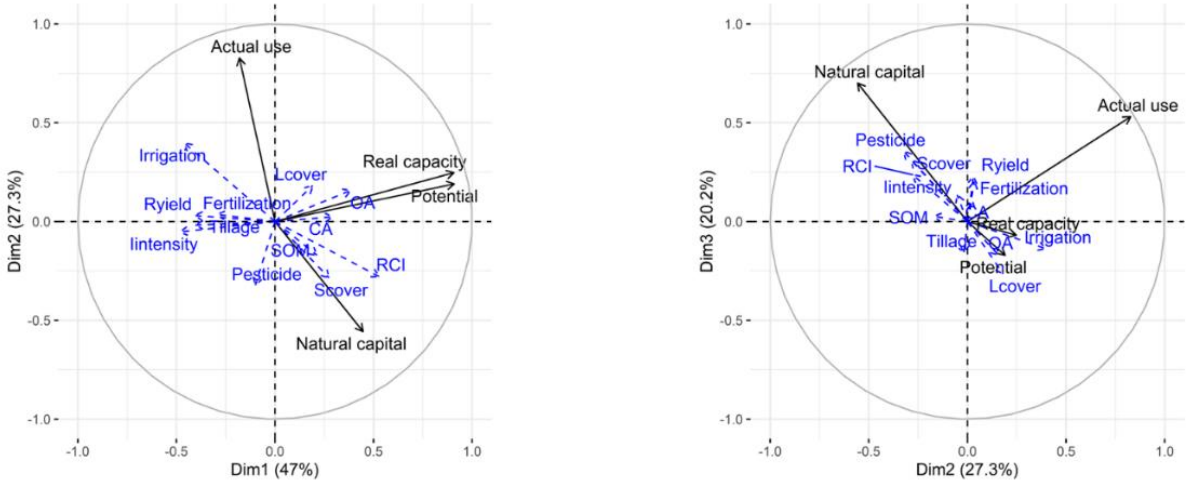


Figure 43. Cercle de corrélation de l'ACP des quatre dimensions du cadre conceptuel : la capacité potentielle (Potential), réelle (Real capacity), l'utilisation effective (Actual use) et la dynamique du capital naturel (Natural capital). Les descripteurs traditionnels des systèmes agricoles ont été ajoutés pour montrer que les variables constituent une combinaison complexe qui ne peut être réduite à l'une d'entre elles : le niveau d'intensité des intrants (Iintensity), le rendement relatif régional (Ryield), l'intensité de l'irrigation (Irrigation), de la fertilisation minérale (Fertilization), l'usage de pesticides (Pesticide), du travail du sol (Tillage), la présence de couverts intermédiaires longs (> 6 mois, Lcover) ou courts (< 6 mois, Scover), le taux de matière organique (SOM), le respect du cahier des charges de l'agriculture biologique (OA), ou de l'agriculture de conservation (CA) et la complexité de la rotation (indicateur combiné du nombre d'années et du nombre de cultures, RCI).

1.3.1.3 Formes d'agriculture

La classification des formes d'agriculture a été réalisée en considérant le niveau de SEP fournis/utilisés et la dynamique du capital naturel. Cette caractérisation des formes d'agriculture apporte des informations nouvelles sur la capacité de l'agroécosystème à fournir les SEP et à les maintenir sans les dégrader. Les conclusions tirées de l'ACP viennent étayer le fait que les formes d'agriculture décrites en Chapitre III recouvrent une diversité de caractéristiques agro-écologiques. Les différentes formes d'agriculture ne peuvent pas être réduites à des pratiques types (par exemple par type de rotation, de gestion du sol ou de la stratégie d'application de produits phytosanitaires). Cette caractérisation originale permet de dépasser les limites des classifications usuelles (par exemple AB vs. AC) via la description de la diversité des relations qu'entretiennent les agroécosystèmes avec les SEP. Cependant, les formes identifiées sont dépendantes de l'échantillon d'agroécosystèmes considérés. Un nombre et une gamme d'agroécosystèmes plus importants auraient pu faire émerger des clusters différents. En dernier lieu, la caractérisation des formes d'agriculture proposée apporte une description de l'agroécosystème qui diffère des visions par « impact » sur les écosystèmes (pollution et dégradation par exemple) (German *et al.*, 2017). Alors que les approches d'évaluation d'impact adoptent une vision plutôt négative (voire culpabilisante) de la gestion de l'agroécosystème, l'évaluation des SEP valorise la gestion de l'agroécosystème à travers l'identification de la plus-value pouvant bénéficier à la production agricole en remplacement des intrants anthropiques. Ces visions

sont complémentaires et gagneraient à être articulées l'une par rapport à l'autre (Kanter *et al.*, 2018; Therond *et al.*, 2017a).

1.3.2 Limites de la démarche

De nombreux travaux récents pointent l'importance de l'évaluation de la part de la production permise par les SEP (vs. les intrants anthropiques) afin de quantifier leur poids relatif et de faire reconnaître l'importance de ces derniers dans le processus de production de biens agricoles (Jones *et al.*, 2016; Therond *et al.*, 2017b). C'est également l'objectif du cadre d'analyse des formes d'agriculture de Therond *et al.* (2017a). L'évaluation de l'utilisation effective de SEP (*actual use*) (Chapitre II) renseigne sur ce partitionnement mais ne permet pas de l'évaluer. Elle donne une information sur l'efficience potentielle d'utilisation des SEP par le biais de la qualité de la prise en compte du niveau de SEP dans la stratégie de gestion de l'agroécosystème. A ma connaissance, il existe à ce jour un nombre très limité d'études ayant opérées ce partitionnement et cela constitue toujours un front de recherche actif (Bengtsson, 2015). Dans l'étude EFESE-EA, la part de la production agricole permise par les services de fourniture d'azote et de restitution d'eau aux plantes cultivées a été évaluée par le biais de l'utilisation d'un modèle de culture (STICS) à l'échelle de la France ainsi que par la comparaison des niveaux de production avec et sans apport de fertilisants et d'eau d'irrigation (Therond *et al.*, 2017b). Pérez-Soba *et al.* (2019) ont réalisé un partitionnement des flux d'émergie (énergie solaire, cf. Introduction 2.3 p10) engagés dans la production agricole selon leur origine anthropique ou écosystémique à l'échelle européenne. Selon nous, la méthode développée dans cette thèse reste ainsi la plus pertinente à l'échelle de l'agroécosystème. Cette méthode constitue un point de départ pour des améliorations et développements futurs.

1.3.3 Perspectives pour l'évaluation des services écosystémiques

Si l'approche de caractérisation des formes d'agriculture et d'évaluation des SEP semble atteindre ses objectifs principaux tout en présentant certaines limites, plusieurs perspectives d'améliorations ou de prolongement de mes travaux peuvent être envisagées.

Premièrement, certains éléments qui déterminent un ensemble de SEP mais qui n'étaient pas pertinents dans notre étude de cas pourraient être ajoutés, comme par exemple l'agroforesterie et le chaulage (Aguilera *et al.*, 2020b; Haynes and Naidu, 1998; Pumariño *et al.*, 2015; Torralba *et al.*, 2016). En outre, certains indicateurs pourraient être améliorés afin de refléter plus précisément l'effet du déterminant mesuré. La qualité des indicateurs en tant que proxy du déterminant pour supporter ou moduler l'expression du SEP dépend de la proximité conceptuelle et opérationnelle entre les informations fournies par l'indicateur et les informations cibles (Augstburger *et al.*, 2018). Par exemple, le tassement du sol causé par certaines pratiques agricoles lors de conditions pédoclimatiques défavorables peut dégrader un certain nombre de SEP (comme la structuration du sol par exemple). Actuellement, l'indicateur prend en compte uniquement les conditions d'humidité du sol au moment de la récolte et en fonction des cultures de la rotation. Il existe des modèles de compactage du sol plus

fins (Arvidsson and Haakansson, 1991) mais qui nécessitent des informations au niveau parcellaire, une dynamique au pas de temps journalier et une description très précise du matériel agricole employé. Comme la structure du sol est un déterminant central des SEP (Therond *et al.*, 2017b), un travail complémentaire pourrait viser à développer un indicateur simplifié basé sur ces modèles. De plus, la taille des parcelles est de plus en plus considérée comme un déterminant important des SEP, en particulier pour les régulations biologiques (Martin *et al.*, 2019a; Sirami *et al.*, 2019). Cette information est actuellement inclue dans les deux indicateurs de l'effet des habitats semi-naturels sur les régulations biologiques, mais ne constitue pas un déterminant en soi. Pour considérer uniquement des déterminants contrôlables, nous n'avons pas inclus de déterminants paysagers mis à part les éléments jouxtant les parcelles, gérés par le gestionnaire de l'agroécosystème. Pourtant, de plus en plus d'études montrent l'effet de la complexité du paysage sur la biodiversité qui supporte la fourniture de SEP (Kleijn *et al.*, 2019a) sa stabilité (Larsen and Noack, 2020). L'effet du paysage sur la biodiversité semble être particulièrement marqué pour certain taxons (Martin *et al.*, 2019a) ou traits d'espèces ravageuses (Tamburini *et al.*, 2020) et peut dépendre du niveau d'utilisation de pesticides localement (Ricci *et al.*, 2019). De même, il semblerait que la proportion d'agriculture biologique dans le paysage impacterait également la fourniture de SEP (Muneret *et al.*, 2019) en fonction de la complexité du paysage (Winqvist *et al.*, 2011). Ainsi, des indicateurs de la capacité du paysage à fournir des SEP pourraient être développés et intégrés à l'évaluation multicritère proposée dans ce travail. Enfin, l'échelle d'évaluation de l'efficience de l'utilisation des SEP est principalement basée sur l'avis d'experts (Table 10) et devra être adaptée en fonction de sa pertinence vis-à-vis de la gestion de l'agroécosystème et des disponibilités en connaissances et en technologies dans les différentes régions d'application.

Une des grandes perspectives de la recherche portant sur l'évaluation des SEP est de développer une méthode d'agrégation des déterminants par composante de SEP (par exemple entre l'effet rotation et l'effet mélange de cultures sur le SEP de régulation des adventices) permettant de gérer les interactions entre ceux-ci (Bockstaller *et al.*, 2017). Actuellement, dans notre méthode, du fait du manque d'information dans la littérature, toutes ces étapes d'agrégation sont réalisées avec les mêmes poids relatifs. De plus, les synergies et antagonismes entre les SEP ne sont ni analysés, ni considérés. Il serait donc nécessaire de s'appuyer sur les travaux récents d'analyse quantitative des relations entre SEP (ceux de Garibaldi *et al.*, 2018 ou Obiang-Ndong *et al.*, 2020 par exemple) pour tenir compte de ces effets. En attendant que des études identifient le poids des déterminants sur la base de connaissances biophysiques des processus sous-tendant la fourniture des SEP, une démarche envisageable serait de réunir un groupe d'experts afin de définir collectivement des poids relatifs semblant pertinents au vu des connaissances expertes disponibles (voir par exemple les démarches de van Leeuwen *et al.*, 2019 et Zahm *et al.*, 2018). Afin de valider l'agrégation ainsi que les indicateurs proposés, il est aussi envisageable de comparer les résultats obtenus avec ceux qui seraient obtenus par des mesures directes de SEP comme cela est proposé dans Boeraeve *et al.* (2020) par exemple.

Il serait également intéressant d'étendre notre méthode à d'autres SEP qui n'ont pas été considérés, comme la régulation du climat local (Aguilera *et al.*, 2013; Techen *et al.*, 2020). Le cadre conceptuel et la méthode peuvent aussi être adaptés pour couvrir les services fournis à la société. Cela permettrait

notamment d'analyser les synergies et les antagonismes potentiels entre ces deux type de services et entre les deux types de gestionnaires associés (Aguilera *et al.*, 2020b; Therond *et al.*, 2017b). Dans notre approche, seule l'effet de la biodiversité support de la fourniture des SEP (biodiversité associée) sur la dynamique du capital naturel est évalué. Pourtant, l'ensemble de la biodiversité, même celle qui ne présente pas d'intérêt connus dans la fourniture de SEP, pourrait être évaluée afin de la protéger pour elle-même et pour les fonctions encore inconnues qu'elle assure (Duelli *et al.*, 1999; Lüscher *et al.*, 2017a; Moller *et al.*, 2008). Enfin, cette approche a été développée pour les systèmes de grandes cultures sous un climat tempéré et sous des conditions technico-économiques caractéristiques de l'agriculture française de plaine. Il serait donc nécessaire de poursuivre les développements de manière à considérer une plus large gamme de systèmes agricoles et d'autres conditions climatiques.

2. Facteurs de resilience

2.1 Analyse de la relation complexe entre l'influence du rendement et sa stabilité sur la résilience le long du gradient d'intensification

Les résultats du Chapitre III montrent l'existence d'un antagonisme entre le niveau et la stabilité du rendement des cultures pour différents niveaux d'intensification de la production : les systèmes intensifiés par les intrants anthropiques sont les systèmes les plus performants et leur productivité est la moins stable dans le temps. Ces résultats convergent avec ceux de certains travaux, mais une analyse de la littérature a montré que d'autres travaux ne partagent pas les mêmes conclusions. Nous explorons dans un article de perspectives l'hypothèse selon laquelle il existe une relation (stochastiques et/ou agronomique) non-linéaire entre le niveau et la stabilité du rendement le long d'un gradient d'intensification. Cet article de perspectives a été soumis au journal *Environmental Research Letter* en Avril 2021.

Analyzing the complex relationship between the influence of yield and its stability on resilience along the intensification gradient

Dardonville M. [a,b], Villerd J. [a], Therond O. [a]

[a] LAE, Université de Lorraine, INRAE, Colmar, France

[b] Agrosolutions, France

Submitted to *Environmental Research Letters* in April 2021

ABSTRACT

The type of agricultural system that promotes the most stable yield is under debate, especially when comparing conventional and organic agriculture. Whether statistical or agroecological, a relationship often exists between the level and stability of agricultural production. In comparative studies of agricultural system yields, Taylor's Power Law often applies, and thus the issue is to identify the proportion of stability that is determined by the agricultural model tested rather than by the production level. From an agroecological viewpoint, analyzing potential effects of limiting factors at different levels of fertilization and irrigation can explain tradeoffs between yield level and stability. However, the level of intensification of cropping practices is not the only factor to consider; it is also necessary to consider soil and climate differences, the economic context, and ecosystem services. In the short and medium terms, the appropriateness of the production situation (*i.e.* the combination of crops, management, soil and climate) and resource availability and dynamics is also crucial to consider when designing resilient agricultural systems. In the long term, natural capital must be conserved to ensure the level and stability of agricultural production. We highlight that identifying how production situations influence yield level and stability requires detailed multiscale and multifactor approaches to avoid biased design, inappropriate interpretations and flawed conclusions.

2.1.1 Intensification of crop production

To control factors that limit or decrease crop yields (van Ittersum and Rabbinge, 1997), modern agriculture has taken advantage of inexpensive energy from anthropic inputs such as fertilizers, irrigation, mechanical tillage and pesticides (Duru *et al.*, 2015b). As Grumbach and Hamant (2020) state, "As a machine, Earth's problems could be fixed". By reducing the yield gap in some regions of the world (Van Ittersum *et al.*, 2013), intensification of agricultural systems has freed these systems from several biophysical constraints in agroecosystems but has harmed the environment (Emmerson *et al.*, 2016; Therond *et al.*, 2017b). For example, irrigation decreases hydric deficit in the soil and thus increases yields (Zaveri and Lobell, 2019), but the subsequent depletion of water resources can cause substantial local-to-regional water scarcity (Rad *et al.*, 2020). In addition, yields have stagnated in some regions for several years (Brisson *et al.*, 2010), which raises doubts about the ability of technological and varietal progress to ensure food security for the world's growing population (Godfray *et al.*, 2010), especially under climate change and resource scarcity (Lobell and Tebaldi, 2014).

2.1.2 Stability of production

The stability of production, whether spatial or temporal, is an important criterion for meeting the increasing global demand for food production (Schrama *et al.*, 2018). The increasingly frequent biophysical and socio-economic disruptions of the food system challenge production stability and will continue to challenge it (Reidsma *et al.*, 2010). Stability is a parent concept of resilience since it focuses on the dynamics of the system and the ability to maintain its identity in the face of disturbances (Holling, 1973). After decades of examining effects of agricultural practices on crop yield levels, yield stability has become a key area of study (Knapp and van der Heijden, 2018). Exploration of the stability of genotype-based yields in a variety of environments has been extended to a variety of management practices (Urruty *et al.*, 2016). Several studies have investigated whether different management practices or agriculture models (e.g. organic vs. conventional) are related to yield stability (e.g. Brown *et al.*, 2019; Cociu and Cizma, 2015; Gaudin *et al.*, 2015; Khumairoh *et al.*, 2018; Macholdt *et al.*, 2020). The studies usually investigate a gradient of production intensification (*i.e.* use of anthropic inputs) (Therond *et al.*, 2017b).

2.1.3 Yield stability among agricultural systems

Organic agriculture often has lower yields (Ponisio *et al.*, 2015; Seufert *et al.*, 2012) but has more environmental benefits than conventional (also called "industrial" or "intensive") agriculture (Smith *et al.*, 2019; Tuomisto *et al.*, 2012). In this context, the production stability of organic systems is another strong argument for agriculture to adopt them. However, results of studies of the relative stability of organic vs. conventional yields vary greatly. The thorough meta-analysis of Knapp and van der Heijden (2018) confirms that organic systems have lower yield levels (-16%) and suggests, like (Smith *et al.*, 2019), that they also have lower yield stability when considering coefficients of variation. Since the standard deviations of yields do not differ

significantly, however, they conclude that the difference in yield level between the two agricultural models explains mainly why organic systems have lower yield stability. Other studies show the opposite trend (Schrama *et al.*, 2018; Smolik *et al.*, 1995) or no differences (Lesur-Dumoulin *et al.*, 2017; Stanhill, 1990), especially when individual crops are analyzed. For example, Smith and Gross (2006) observe that maize yield is more stable (using the coefficient of variation) in organic systems than in conventional least-diverse systems. (M. Li *et al.*, 2019) observe that organic management of tomato increases yield stability (using the coefficient of variation).

The same difficulty is observed when comparing conservation agriculture and conventional agriculture. Knapp and van der Heijden (2018) observe no significant differences in yield stability regardless of how stability is measured. Rusinamhodzi *et al.* (2011) draw the same conclusions for maize, but conversely Williams *et al.* (2018) observe that soybean yield stabilizes under cover cropping in conservation agriculture.

As Therond *et al.* (2017b) highlight, these results may diverge because conventional agriculture, like organic and conservation agriculture, covers a wide variety of cropping systems with different performances, mean levels and dynamics. Kirchmann *et al.* (2016) mention many pitfalls of comparing agricultural systems of different agricultural models: comparisons require sound "conditions for equitable evaluations…to avoid biased design, inappropriate interpretations and flawed conclusions" (see also Gattinger *et al.* 2012). For example, conservation agriculture is often considered without necessarily applying its three principles at the same time, which induces even more variability in the results observed (Pittelkow *et al.*, 2015a; Williams *et al.*, 2018). Williams *et al.* (2018) show the ability of cover crops to stabilize soybean yields, and Smith *et al.* (2007) show that no-till effectively increases soybean yield stability. Cociu and Cizma (2015) draw the same conclusions about the ability of no-till and crop-residue retention to stabilize maize yield (using the coefficient of variation). Gaudin *et al.* (2015) explain that the effect may be related to climate conditions: reducing tillage deceases yield variability at the field level in favorable years but not in abnormal years (*i.e.* heat, dry, cold or wet stress). Even when data in meta-analyses are processed in the same way (by size effect), and thus the two agricultural models have the same agricultural practices, soil and climate, the experiments were conducted in different situations (*i.e.* soil, climate, landscape complexity) and experienced different agricultural practices (e.g. rotation complexity, irrigation). These differences can lead to contrasting results (Lori *et al.*, 2017; Pittelkow *et al.*, 2015b).

Besides studies that focus on the influence of agriculture models on yield stability, some studies assess effects of agricultural practices, such as low-input (Smith *et al.*, 2007), no-till (Smith *et al.*, 2007), reduced tillage (Gaudin *et al.*, 2015) or different types of fertilization (Berzsenyi *et al.*, 2000). Studies also focus on the composition of the rotation (Nielsen and Vigil, 2018), crop-variety mixtures (Creissen *et al.*, 2016), perennial vs. annual crops (Vico and Brunsell, 2018) and the introduction of grain legumes (Reckling *et al.*, 2018). An extended meta-analysis would be needed to identify agricultural practices that increase yield stability. It would have to address multiple practices, crops and production situations.

2.1.4 Intensification and yield resilience

In their review of effects of diversification and intensification on the resilience of agriculture systems, Dardonville *et al.* (2020) find that input intensification did not always mitigate negative effects of climate change on the dynamics of crop yield at field or farm levels. Of 145 comparisons, 67 % of intensification effects on resilience are negative or neutral, suggesting that intensification is less often a relevant strategy to stabilize yield, increase the trend in yield or have a high probability of a high yield. Reidsma and Ewert (2008) show that farm economic size has a negative effect on the variability (*i.e.* stabilization) in yield at the regional level.

2.1.5 Statistical issues

Each study that investigates the origin of crop yield stability measures stability in one or more ways, such as the standard deviation, coefficient of variation and slope of the Finlay-Wilkinson regression (e.g. in Knapp and van der Heijden, 2018; M. Li *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020). They can provide different results depending on whether they assess absolute (e.g. standard deviation) or relative variability (e.g. coefficient of variation) in the production level (e.g. Wang *et al.*, 2019b). Döring *et al.* (2015) highlight that Taylor's Power Law (TPL) indicates a potential relationship between the logarithm of the standard deviation and the mean of crop production. As these authors highlight, TPL holds true in many studies of ecological systems and is applicable to many agricultural systems at several levels of organization. When TPL applies, the variance depends on the yield level, and differences in yield between agricultural models (e.g. organic vs. conventional) bias the analysis of variance (Döring and Reckling, 2018). Dehghani *et al.* (2008) analyze a few stability metrics using principal component analysis and show that the coefficient of variation of yield is half correlated with yield level. Because of TPL, the coefficient of variation is biased, and thus using it to estimate differences in stability is incorrect (Döring *et al.*, 2015; Döring and Reckling, 2018). For most of the many agricultural datasets that Döring *et al.* (2015) test, TPL applies and the variance in yield is positively correlated with the yield level. Conversely, a meta-analysis of organic vs. conventional systems (Knapp and van der Heijden, 2018), observes that (i) TPL does not apply to size effects but does apply to observations, (ii) the standard deviation of yield is constant regardless of the yield level, (iii) organic systems have lower yields than conventional systems and (iv) relative stability (*i.e.* coefficient of variation) in yield differs between agricultural models due to differences in yield levels. The statistical challenge that emerges is thus to identify the part of the variability that is due to the systems/models compared and not to the difference in yield level.

Unfortunately, studies that focus on yield stability rarely verify whether TPL applies (Döring *et al.*, 2015). To address this problem, several authors have developed methods to resolve analytical bias when TPL applies by using the residuals of the TPL regression (Döring *et al.*, 2015) to correct the coefficient of variation (Döring and Reckling, 2018) or to consider the coefficient of the fixed effect of the agricultural model in a linear regression that includes a mean (Eq. 18 in (Nakagawa *et al.*, 2015). When TPL is observed, it is not yet known whether it is due to purely stochastic or behavioral aspects (Bittencourt-Oliveira *et al.*, 2012; Kendal and Jørgensen, 2011).

However, the most recent hypothesis suggests that the stochastic effects observed could emerge at the population level due to interactions or behaviors of individuals (Cohen, 2013).

2.1.6 Agronomic principles of yield stability

In most of the datasets that Döring *et al.* (2015) test, the relationship between the logarithm of the standard deviation of yield and the mean yield is positive and linear, which indicates that yield variability increases with yield level. When analyzing biophysical processes that underlie this relationship, we assume that variability in yield due to climate variability (e.g. drought, heat) is intrinsically related to the yield level (Figure 44). This can be explained by the influence of biomass quantity on the demand for resources required for growth. Biomass quantity determines a plant's water and nutrient demands: the more biomass, the more water and nutrients it demands. The availability of soil water and nutrients determines whether these demands are met or not. In agricultural systems, the influence of fertilization and irrigation are related: increasing one increases crop demand for the other. Consequently, the demand for and availability of water and nutrients influence each other. However, by reasoning at the level of fertilization and irrigation, two practices that increase yield, we can attempt to assess relationships between the level of yield and its variability (Figure 44).

First, without fertilization or irrigation, the nutrient-limited yield (low biomass) results in low plant water demand, which can be met by the soil water available, and thus climate variability may have little influence on yield. With fertilization, the higher yield and biomass increase plant water demand, which makes yield more sensitive to water stress during drought. With fertilization and irrigation, irrigation meets the higher nutrient and water demands, which makes yield nearly insensitive to climate variability (when irrigation water is not limited). Consequently, rainfed systems with high production due to high fertilization, and thus high water demand, are expected to be more sensitive to climate variability than those with lower production or those that are irrigated. When intensification and production level are not considered, the yields of non-intensive situations and the most intensive situations have similar standard deviations (*i.e.* low sensitivity to climate variability), different coefficients of variation and different explanatory factors. Limiting factors are nutrients in the non-intensive system (lowest yield), water in the fertilized system (medium yield) due to heat and drought, and genetics in the fertilized and irrigated system (highest yield) (van Ittersum and Rabbinge, 1997). Rist *et al.* (2014) call this maintenance of desired dynamics through intensive use of anthropic inputs a resilience by coercision.

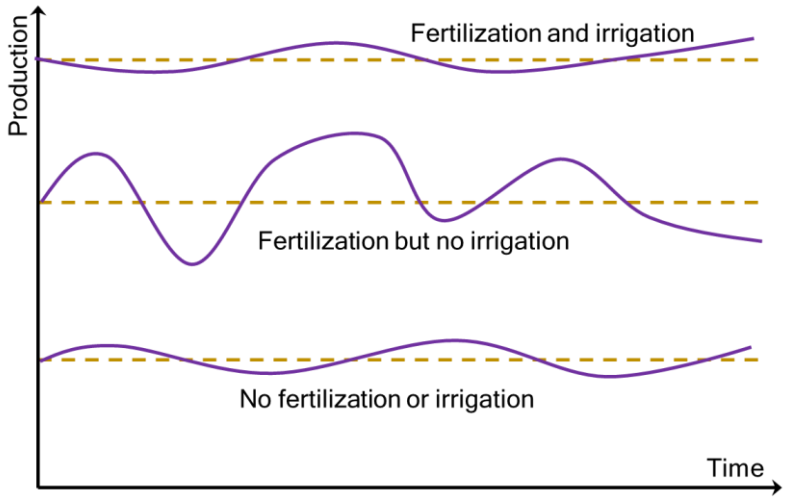


Figure 44. Diagram of effects of production level and input intensification on production variability in a crop/grassland system at the field level due to resource availability (water, nutrients) for a given climate and soil. Without fertilization or irrigation (bottom), the associated low yield (low biomass) results in low plant water demand that is usually met by soil water availability, and thus climate variability has little influence on yield dynamics. With fertilization alone (middle), the higher yield and biomass increases plant water demand, which makes yield dynamics more sensitive to climate variability. With fertilization and irrigation (top), the highest yield and biomass increase plant water demand, which is met by irrigation, which makes yield nearly insensitive to climate variability (when irrigation water is not limited).

Supporting this conceptualization, Reidsma *et al.* (2008b) show that farms with lower yields (and less intensification) are less sensitive to climate disturbance in regions that have already adapted to recurring drought and increasing temperatures (e.g. Mediterranean regions). Berzsenyi *et al.* (2000) show that wheat and maize yield stabilizes when the crops are not fertilized. Smith *et al.* (2007) draw the same conclusion for low-input systems. For grasslands, Wang *et al.* (2019) show that variability in production increases significantly as production increases. Consequently, we assume that the differing results of studies that compare conventional to organic or conservation agriculture is due to differences in the limiting factors and levels of intensification considered.

2.1.7 Other factors that explain yield stability

In addition to the influence of intensification level on yield stability, the literature makes several other assumptions about the influence of factors such as genetics, type of fertilization, biological regulation, state of the soil, and the market and institutional context. The review of Calderini and Slafer (1998) shows that crop varieties developed by genetic selection to increase yield respond more to environmental variability but that the relative stability of yield remains the same or increases for most of the 21 countries analyzed. However, Kahiluoto *et al.* (2019) show a decrease in wheat response diversity, which confirms that yield dynamics have become more homogeneous since the beginning of the 21st century, probably due to genetic selection. Murphy *et al.* (2007) highlight that wheat varieties are particularly suited to provide high and stable yields,

but only with intensive inputs. Knapp and van der Heijden (2018) observe that intensifying organic systems using nitrogen and phosphorus fertilizers or green manure would help fill the stability gap between organic and conventional yields, mainly by filling the yield gap. They also suggest that organic fertilization is more difficult to manage than mineral fertilization, which can cause the fertilization effect to vary (depending on mineralization dynamics), and that ecosystem pest control, encouraged in organic farming systems, follows predator-prey dynamics that are subject to lag times. For the delivery of ecosystem services, Garibaldi *et al.* (2011) show that crops that depend on pollinators have lower yield stability (using the coefficient of variation), and Deguines *et al.* (2014) show this relationship for intensively managed fields. (Williams *et al.*, 2018) show that improving soil properties, especially soil organic matter content, increases yield stability.

Hazell (1985) suggests that, in addition to new intensification technologies (e.g. improved seeds and fertilizers), the dependence on the economic market of inputs and crop prices, and their volatility, increases yield variability.

2.1.8 Short-, medium- and long-term effects

While some agricultural practices can provide desired yield dynamics in the short term, they can fail to do so in the medium or long terms (Coomes *et al.*, 2019). Consequently, short-term studies may not be able to identify or highlight middle- or long-term effects (Müller *et al.*, 2016a). From a middle-term perspective, the dynamics of soil natural capital and local/regional resources (e.g. water) can influence dynamics strongly, especially those of the level and stability of agricultural production (Dardonville *et al.*, 2021; Weyers and Gramig, 2017). Agricultural systems can exhibit dynamics in the short term (e.g. season, year(s)) while experiencing degradation in soil natural capital and local resources due to intensive management and a high production level (Dardonville *et al.*, 2021). For example, intensive use of groundwater for irrigation can result in a water shortage that renders irrigation more difficult (costlier) or even impossible (de Graaf *et al.*, 2019). This problem also occurs in agricultural systems that use soil natural capital without recycling it, such as those that deplete soil organic matter (Drinkwater and Snapp, 2007) or organic systems that use soil phosphorus reserves without supplying organic matter to replace the phosphorus exported (Kirchmann *et al.*, 2009; Oelofse *et al.*, 2010).

Although less intuitive, the dynamics of soil resource use can influence yield dynamics in the short term. Efficient resource acquisition during a given period (e.g. by exploring soil horizons (Barkaoui *et al.*, 2016; Vico and Brunsell, 2018)) can initially result in higher biomass production or stability (e.g. at the beginning of a season) but also greater depletion of soil resources. If a disturbance (e.g. drought) lasts or repeats, empty resource reserves (e.g. soil water, nutrients) and the large amount of biomass with high water and nutrient demands will influence vulnerability in the short term (e.g. at the end of a season) (Zavalloni *et al.*, 2008).

2.1.9 Considering production situations

The influence of intensification on yield dynamics depends strongly on the production situation, defined as “the physical, chemical and biological components, except for the crop, of a given field (or agroecosystem) and its environment, as well as socio-economic drivers that affect

farmer's decisions" (Aubertot and Robin 2013). Reidsma *et al.* (2008b) show that the influence of irrigation on yield depends mainly on water availability, fertilization level and crop type. Recently, Renard and Tilman (2019) reveal that yield stability increases with irrigation, but more so due to species diversity and even more so due to diversity in crop functional groups (e.g. legumes, cereals). They claim that diversification could be a better strategy for adapting to climate change than irrigation in countries where water is unaffordable or insufficient, as is the case for 30-47% of rainfed wheat and maize croplands in the world (Wang *et al.*, 2021). At the global scale, Ben-Ari and Makowski (2014) identify regions that drive worldwide stability in maize and rice yields and suggest that developing croplands in some regions could increase or decrease this stability in global production. Ben-Ari and Makowski (2016) identify a relatively constant tradeoff over time between yield level and stability for all crops aggregated and for maize. They identify regions in which to develop crops to achieve an optimal relationship between yield level and stability and mention that "expected yield differences can be explained by contrasts in production systems and intensification levels" and by climates. This indicates that the type and management of crops must be adapted to the soil, climate and (water) resources of local production situations.

2.1.10 Conclusion and perspectives

Variability in results of studies of yield stability of different agricultural systems show that it is not easy to draw conclusions. Many of these studies do not consider TPL or key differences between production situations. Given these limits, we propose several research paths to increase the replicability of results and to be able to generalize factors that explain yield stability. First, we emphasize the importance of considering the production level when comparing systems and its statistical and agroecological relationships with its dynamics. TPL should always be tested and its bias excluded. Thus, we strongly recommend considering and describing in detail the cropping practices (e.g. irrigation, rainfed systems), soil and climate conditions and the overall production situation. These factors determine the dynamics of crop-soil-climate interactions and thus yield dynamics. We also recommend analyzing the appropriateness of crop choice and intensification level for the production situation. Relationships between the yield level and dynamics of limiting and reducing factors can be also analyzed. Finally, even for a short-term study, we recommend investigating and, if possible, evaluating middle- or long-term effects of intensification on endogenous (e.g. natural capital) or exogenous (e.g. local) resources and, in turn, on the stability of agricultural production. We emphasize the importance of considering both short- and long-term issues to highlight that degrading natural capital in the present will create negative feedback loops in the future. This is especially important because promising agriculture models are based on ecosystem services and depend on the quality of natural capital (Smith *et al.*, 2020). Grumbach and Hamant (2020) present crop intensification that uses anthropic inputs as an irrational *i.e.* "a strategy that has self-defeating consequences when universally adopted", and it can no longer remain the dominant agricultural model.

More than ever, the intensification level and the level and stability of production need to be reintegrated into the design of agricultural systems. We hope that this analysis contributes to the general debate on the strengths and weaknesses of intensification and how to meet local-to-global objectives for agricultural system production and associated food security. Agricultural

stakeholders and society must take a stance on the compromise between short- and long-term objectives for production, especially in the most productive regions of the world. In the quest for agricultural sustainability, in the context of climate change and associated increasingly extreme climatic events, it may be necessary to redefine objectives: less focus on the production level and more focus on desired dynamics, such as conservation or development of natural capital and associated ecosystem services (Tittonell *et al.*, 2016).

2.2 Diversification

L'intensification par les intrants anthropiques a permis d'augmenter la productivité (Bowler, 2002) mais a encouragé la simplification de la structure des agroécosystèmes pour augmenter les effets d'économie d'échelle (De Roest *et al.*, 2018b). Cette simplification a conduit vers la diminution de la diversité spécifique et génétique sur les parcelles et l'uniformisation des paysages agricoles (Altieri and Nicholls, 2020).

2.2.1 Diversification et dynamique de la production

L'intérêt de la diversification pour la production de biomasse est pourtant largement démontré dans les études récentes. Certaines études montrent que la diversification peut favoriser la productivité de l'agroécosystème (Bowles *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2020). D'autres démontrent son rôle dans la stabilisation des rendements (Creissen *et al.*, 2016; Gaudin *et al.*, 2015; Renard and Tilman, 2019). Nous avons montré dans la synthèse de littérature (Chapitre I) que 76 % des résultats se prononcent en faveur d'une meilleure dynamique (hauts rendements, faible variabilité, tendance à la hausse, résistance, récupération rapide, plus forte probabilité d'atteindre de hauts rendements) dans les systèmes diversifiés (Dardonville *et al.*, 2020). Dans notre cas d'étude, nous avons montré que les systèmes basés sur une rotation longue et diversifiée présentent un rendement plus faible en moyenne mais aussi plus stable (Chapitre III). Les hypothèses issues de l'écologie et transposées aux agroécosystèmes (Hufnagel *et al.*, 2020) qui expliqueraient ces phénomènes sont de plusieurs natures. La diversification favoriserait :

- une complémentarité entre niches écologiques (par exemple par l'exploitation de différents volumes racinaire) qui augmenterait l'efficience d'acquisition des ressources (Tilman, 1997) ;
- une redondance fonctionnelle qui diminue le risque de voir une fonction importante de l'écosystème disparaître suite à une perturbation (Steudel *et al.*, 2012) ;
- l'existence de phénomènes de facilitation entre espèces (par exemple, la solubilisation de nutriments (Beillouin *et al.*, 2019)) ;
- une diversité de réponses (liées à l'asynchronie et variabilité des fonctionnements) aux perturbations (*i.e.* hypothèse de l' « assurance écologique » (Yachi and Loreau, 1999)) ;
- un effet portfolio de diminution du risque : la production de toutes les espèces s'ajoute, tandis que les risques d'effet négatif de perturbations se distribuent parmi les espèces, réduisant le ratio risque-production (Figge, 2004).

Au-delà de ces mécanismes, la diversification peut engendrer l'amélioration du capital naturel (par exemple, par l'augmentation de la biodiversité associée) et d'améliorer le niveau ainsi que la dynamique de fourniture de SEP (Chapitre II, 3.1 p95) qui contribuent à réguler l'impact des perturbations extérieures sur l'agroécosystème (Figure 9). Comme observé dans la synthèse de littérature (Chapitre I), la diversité est principalement caractérisée d'un point de vue taxonomique

(Dardonville *et al.*, 2020), alors que certains effets sont plutôt liés à la diversité fonctionnelle (Komainda *et al.*, 2020; Mori, 2016) et à la diversité associées des réponses (Elsalahy *et al.*, 2020; Kahiluoto *et al.*, 2014). Leur réalisation repose sur différents éléments de la configuration et de la composition spatiale et temporelle de l'agroécosystème : (i) les espèces cultivées dans la séquence temporelle de couverts (par exemple la rotation) et dans l'espace (assolement, associations spécifiques ou génétiques intra-parcellaires, agroforesterie), ainsi que (ii) les espèces - présentes dans les habitats semi-naturels aux alentours des parcelles (bandes enherbées, fleuries, haies par exemple (Beillouin *et al.*, 2019; Hufnagel *et al.*, 2020; Rosa-Schleich *et al.*, 2019)) (Figure 45). En outre, les effets de ces leviers de diversification sont dépendants du contexte pédoclimatique et des pratiques agricoles (Duru *et al.*, 2015b). De plus, certains auteurs peuvent analyser l'effet de la diversité de la rotation (Bowles *et al.*, 2020) ou des mélanges variétaux (Creissen *et al.*, 2016) et aboutir à résultats différents du fait des multiples mécanismes sous-tendant la résilience engagés dans l'effet observé.

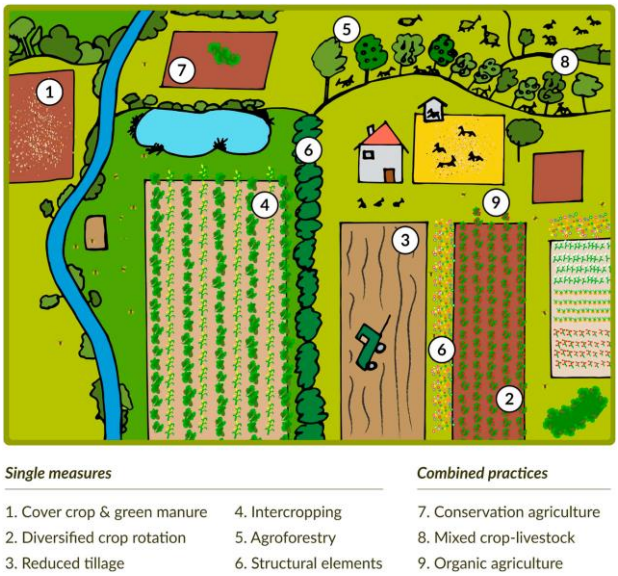


Figure 45. Schéma d'une exploitation agricole diversifiée d'après la synthèse de littérature sur les bénéfices écologiques et économiques de ces éléments agroécologiques. Issu de Rosa-Schleich *et al.* (2019).

Pour dépasser ce problème, Hufnagel *et al.* (2020) proposent un cadre conceptuel permettant une meilleure comparaison des résultats de différentes études. Ils encouragent les auteurs à intégrer explicitement le champ d'étude de « crop diversification » (plutôt que celui de « diversity » qui désigne l'état plutôt que le processus) et à suivre des étapes précises de description des expérimentations (Hufnagel *et al.*, 2020) :

1. Définir le problème posé par la situation et le besoin de diversification ;
2. Caractériser une situation de référence ;
3. Définir précisément l'étendue spatiotemporelle ;
4. Décrire précisément le design expérimental et choisir des variables d'intérêt ;
5. Expliciter les hypothèses initiales.

Suivre ce protocole faciliterait l'identification d'éléments modulant l'effet de la diversification sur les performances de l'agroécosystème. Par exemple, comme identifié dans certaines études (Chapitre I), il peut y avoir des effets de composition liés à la présence d'espèces aux traits dominants (comme des plantes résistantes à la sécheresse ou des espèces produisant beaucoup de biomasse) (Dardonville *et al.*, 2020). De plus, la description fine des situations pédoclimatiques et des pratiques agricoles mises en œuvre sur les expérimentations, ainsi que l'analyse des évènements biophysiques ayant eu lieu au cours des périodes d'étude, peuvent aboutir à l'identification de facteurs modulant les relations comme : le type de sol (Francaviglia *et al.*, 2020), le degré d'intensification par des intrants (Chimonyo *et al.*, 2019) ou encore les pressions biotiques (Vetter *et al.*, 2020). Ainsi, alors que les études sur la diversification testent souvent conjointement d'autres facteurs explicatifs de la résilience (Hufnagel *et al.*, 2020), l'usage de ce cadre conceptuel permettrait aux méta-analyses présentant l'intérêt de la diversification pour la production agricole de produire des connaissances plus génériques (par exemple Beillouin *et al.*, 2019).

2.2.2 Intérêts multiples de la diversification

Certains chercheurs travaillant sur les effets de la diversification sur les performances des systèmes agricoles encouragent à dépasser le prisme de la productivité et à analyser son intérêt socio-économique (Beillouin *et al.*, 2019). En effet, comme observé dans les résultats du Chapitre III, mais aussi dans d'autres études (Abson *et al.*, 2013; Boeraeve *et al.*, 2020), la diversification peut se montrer intéressante du point de vue de la stabilisation des performances économiques afin de répartir les risques (Van Noordwijk *et al.*, 1994). De Roest et al. (2018) indiquent que si l'intensification permet des économies d'échelles, la diversification permet des économies « de but » en utilisant le même intrant pour plusieurs cultures, en produisant des cultures en synergie (par exemple les légumineuses et céréales) ou interdépendantes (par exemple le lait et la viande) et en réduisant les risques de « crop failure ». Dans notre cas d'étude, le temps de travail moins important requis pour la gestion d'un agroécosystème diversifié (comme montré dans le Chapitre III, Table 14) peut permettre d'allouer du temps à d'autres activités complétant le revenu agricole, et pourrait même offrir aux agriculteur·rices la possibilité de s'extraire des marchés économiques volatiles en changeant de mode de commercialisation (par exemple la vente locale), en transformant la production ou en organisant des activités pédagogiques (Boeraeve *et al.*, 2020).

Les avantages économiques de la diversification à court-terme sont plutôt liés à la réduction du cout des semences, des intrants chimiques, des machines et dans une certaine mesure de la main d'œuvre (Rosa-Schleich *et al.*, 2019). Dans notre cas d'étude, les agroécosystèmes aux rotations les plus diversifiées ne sont pourtant pas forcément les moins intensifs : la corrélation entre niveau d'intensification et de diversification des cultures est négative, mais faible ($r = -0.45$). Ainsi, l'économie liée à la réduction des intrants anthropiques par la diversification (de la rotation) n'est pas observée dans notre étude et, quand elle existe, est souvent altérée par d'autres facteurs (comme une réduction des rendements par exemple).

Au-delà de l'aspect socio-économique, la diversification est souvent considéré comme l'un des changements fondateurs des démarches de transition agroécologique (Palomo-Campesino *et al.*, 2018a). La diversification de la rotation est l'une des méthodes des plus appréciées et acceptées

par les gestionnaires des agroécosystèmes, avec la mise en place de haies, fossés et arbres (Kleijn *et al.*, 2019a). Elle sous-tend un ensemble de processus qui permettent de fournir de multiples SEP, notamment de régulation des adventices, des maladies et des ravageurs de cultures (Chapitre II,3.1 p95, Table 8 ; Dassou and Tixier, 2016; Kleijn *et al.*, 2019; Letourneau *et al.*, 2011; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Scholberg *et al.*, 2010; Weisberger *et al.*, 2019). A l'inverse, la mise en place de bandes fleuries, de couverts intermédiaires et de mélanges d'espèces sont les moins appréciés alors que leur intérêt pour l'amélioration de la fourniture de SEP est solidement prouvée (Kleijn *et al.*, 2019a). La mise en place de bandes fleuries, particulièrement efficace pour promouvoir la fourniture de SEP, peut compenser la diminution de production liée à la diminution de la surface cultivée (Tschumi *et al.*, 2016), voire même être accompagnée d'augmentation de production dans certaines études (Blaauw and Isaacs, 2014). D'après la revue de littérature de Rosa-Schleich *et al.* (2019), les avantages économiques et écologiques liés aux SEP, peuvent dépasser sur le long terme les inconvénients des réductions de rendements observés dans les systèmes diversifiés (par exemple par la réduction des coûts). Enfin, au-delà des bénéfices pour les exploitations agricoles, la diversification peut permettre de réduire l'impact environnemental des activités agricoles (notamment les émission de gaz à effet de serre) et l'érosion de la biodiversité (Beillouin *et al.*, 2019; Kleijn *et al.*, 2019a; Kremen and Miles, 2012a; Rosa-Schleich *et al.*, 2019), ce qui peut faire l'objet de rétributions économiques dans le cadre des paiements pour services environnementaux.

2.3 Services écosystémiques et résilience

2.3.1 Services écosystémiques et *yield gap*

Les services écosystémiques à la production agricole sont beaucoup étudiés sous l'angle de la qualité des processus dont ils sont dérivés (par exemple le taux de prédation pour le service de contrôle biologique), mais très peu sous celui de leur impact sur le niveau et la qualité de la production (Kleijn *et al.*, 2019a), en témoigne le peu d'études évaluant la part de la production permise par les SEP. En revanche, leur intérêt économique est particulièrement bien documenté. Certains chercheurs étudient par exemple par exemple le coût de remplacement d'un SEP par des techniques artificielles (Aisbett and Kragt, 2010; Hanley *et al.*, 2009). A notre connaissance, il n'existe pas d'étude analysant l'effet du niveau des SEP sur les conditions de travail de l'agriculteur.rice. En analysant les niveaux de SEP et leur relation avec la résilience des performances agronomiques, économiques et sociales, nous travaillons à combler ce double manque de connaissances.

Dans notre cas d'étude (Chapitre III), les agroécosystèmes présentant les niveaux de SEP fournis les plus élevés sont ceux présentant les rendements les plus faibles ($r = -0.56$ et *p-value* du test de Pearson < 0.05), même si la corrélation n'est pas très forte (< 0.7), et que des exceptions existent (par exemple l'agroécosystème #25). Comme d'autres auteurs, nous observons un antagonisme entre la fourniture de SEP et la productivité (Coomes *et al.*, 2019; Garbach *et al.*, 2017a; Kremen and Miles, 2012a). Il y aurait donc des niveaux de productivité différents selon les types de facteurs de production, ce qui constitue un frein important à l'adoption des formes d'agriculture basées sur les SEP (Duru *et al.*, 2015b; Therond *et al.*, 2017a). En effet, l'intensification des cultures par l'usage d'intrants anthropiques est très intéressante pour réduire l'écart au rendement potentiel (*yield gap*) (Beza *et al.*, 2017). Cependant, l'effort d'intensification tend à devoir être augmenté du fait de la diminution de la fourniture des SEP, affectés par ces pratiques agricoles néfastes pour les processus et entités sous-tendant les SEP (Bommarco *et al.*, 2013a). De plus, certains SEP dont la fourniture est menacée, comme le service de pollinisation, ne peuvent pas toujours être remplacés par des intrants anthropiques (Potts *et al.*, 2010). Aussi, la réduction du *yield gap*, qui équivaut à une augmentation de la production, devrait se faire non plus par l'augmentation ou le maintien d'un haut niveau d'utilisation des intrants anthropiques, mais plutôt en favorisant les SEP (Aguilera *et al.*, 2020b; Altieri *et al.*, 2015; Rosa-Schleich *et al.*, 2019; Zhang, 2020). Pour ce faire, comme montré dans le Chapitre III, il est nécessaire non seulement d'adopter les caractéristiques de structure et les pratiques agricoles favorisant les processus et les mécanismes à l'origine de la fourniture des SEP afin d'augmenter la capacité de l'agroécosystème à fournir ces SEP, mais aussi de mettre œuvre une stratégie de gestion permettant d'obtenir une valorisation optimale des SEP. Par ailleurs, pour atteindre des objectifs de production qui dépasse le niveau permis par les seuls SEP, il est possible de mobiliser les intrants anthropiques. Ainsi, dans notre cas d'étude, l'agroécosystème #25 présente un haut niveau de SEP et de production, bien qu'il soit assez intensifié. Plus généralement, comme cela a été évoqué dans le Chapitre II, les formes d'agricultures basées sur les SEP ne sont pas forcément celles présentant des niveaux

d'intensification faibles. Pour promouvoir ces types de formes d'agriculture, l'enjeu pour la recherche est de :

(i) Poursuivre l'identification des mécanismes sous-tendant la fourniture de SEP ;

(ii) Identifier les choix de la composition et de configuration spatiotemporelle des couverts et des pratiques agricoles favorisant ces mécanismes ;

(iii) Construire des stratégies de gestion agricoles adaptées aux différentes situations de production limitant l'utilisation d'intrants afin de ne pas remettre en cause à court terme ou moyen-long terme le SEP et le capital naturel (Duru *et al.*, 2015b).

Comme l'ont montré (Garbach *et al.*, 2017a) ainsi que le travail réalisé dans le cadre de thèse (Chapitre III), il est également nécessaire d'identifier les formes d'agriculture gagnantes-gagnantes présentant des niveaux de SEP et de rendements agricoles hauts.

Pour le monde agricole, l'enjeu est à la diffusion des connaissances acquises par la recherche sur les leviers d'amélioration et de mobilisation des SEP (Zhang, 2020). Dans cet objectif, je participerai fin de semestre 2021 à cet effort de diffusion en animant plusieurs formations présentant les connaissances et la méthode d'évaluation des SEP à destination (i) d'agriculteur·rices (formation organisée par la DREAL et La Communauté Européenne d'Agglomération de Strasbourg), (ii) de conseillers d'Agrosolutions (partenaires du projet de thèse) et (iii) des conseillers des Chambre d'Agriculture du Grand Est (2 jours de formation VIVEA). Il me semble qu'un des enjeux majeurs sera de sensibiliser ces publics au temps nécessaire au rétablissement des fonctionnements écologiques dans les agroécosystèmes dégradés pour permettre un développement conséquent des SEP. Par exemple, il faut compter une dizaine d'années d'application des pratiques de l'agriculture de conservation des sols avant de pouvoir bénéficier de ses effets positifs sur la fertilité physique, chimique et biologique des sols (Mondal *et al.*, 2019; Pittelkow *et al.*, 2015a). En effet, les agroécosystèmes qui ne sont pas « matures » et stabilisés du point de vue du fonctionnement écologique mais aussi dont les pratiques agricoles ne sont pas adaptées à leur situation de production, ne présentent pas les niveaux de production qui peuvent s'exprimer dans de bonnes conditions de mise en œuvre (Boeraeve *et al.*, 2020; Hodbod *et al.*, 2016).

2.3.2 De l'analyse des caractéristiques des agroécosystèmes à celle des mécanismes de résilience

En Introduction 4.4 p18, nous avons distingué deux approches d'évaluation de la résilience : par propriétés prédéfinies ou par analyse quantitative de la dynamique et identification des facteurs explicatifs (Figure 8). Dans la synthèse de littérature (Chapitre I), les facteurs explicatifs testés concernaient en grande majorité les caractéristiques propres à la structure du système agricole ou au degré d'intensification des pratiques agricoles de gestion de la biomasse et des sols (Figure 27; (Dardonville *et al.*, 2021). Dans le Chapitre I, 2.4.6 p80, nous avons montré que la comparaison des facteurs explicatifs testés dans les études synthétisées avec les propriétés prédéfinies de la

résilience identifiées par Cabell and Oelofse (2012), montre qu'il y a peu de convergence entre les deux types d'approches. Depuis la publication de cet article, de nouvelles listes de propriétés de la résilience ont été proposées (Assarkhaniki *et al.*, 2020; Martin *et al.*, 2019b; Mori, 2016; Oliver *et al.*, 2015; Weise *et al.*, 2019). Ces travaux permettent d'identifier les principaux facteurs qui sous-tendraient la résilience des agroécosystèmes (adaptés de la classification de Weise *et al.*, 2019):

- L'effet portfolio ainsi que la diversité spécifique et génétique (décrits dans la section précédente) conduisant à des phénomènes de complémentarité, de redondance, d'asynchronie pouvant être observés dans pour les niches, les fonctionnements écologiques, et les réponses aux perturbations ;
- Les mécanismes fonctionnels liés à des traits clés ou dominants, d'interactions (par exemple de facilitation), et l'état de variables à temps de réponse long, pouvant induire des effets de rétroaction positives ou négatives ;
- L'adaptation phénotypique ainsi que les capacités d'adaptation et d'apprentissage des agriculteur·rices ;
- Les propriétés de la structure : la connectivité, la modularité, la capacité d'auto-organisation.

Ces facteurs sont convergents avec ceux de Cabell and Oelofse (2012) mais aussi avec ceux identifiés par Biggs et al. (2012). Mis à part les aspects de diversité sont souvent étudiés, mais sans entrer dans les détails des mécanismes induits, peu de ces mécanismes sont retrouvés dans les facteurs explicatifs testés par les études synthétisées en Chapitre I (Dardonville *et al.*, 2021). Il semblerait ainsi que les approches d'analyse de la dynamique testent plutôt des caractéristiques des systèmes expliquant la résilience plutôt que les propriétés/mécanismes théoriques qui confèreraient la résilience (*ibid.*). Pour les agroécosystèmes, on observe ainsi peu d'études abordant les aspects fonctionnels ou traitant explicitement de la redondance, de l'effet composition. Ces études concernent principalement les systèmes prairiaux et héritent des habitudes d'analyse des systèmes écologiques peu anthropisés (par exemple (Barkaoui *et al.*, 2016; Carlsson *et al.*, 2017; Hoover *et al.*, 2014). L'analyse des mécanismes sous-tendant la résilience reste à déployer dans les systèmes de production agricole plus anthropisés comme ceux en grandes cultures (Weise *et al.*, 2019).

Développer les SEP en tant que facteurs de production peut permettre de réduire l'utilisation des intrants anthropiques, réduisant ainsi la dépendance aux ressources limitées, les effets néfastes sur l'environnement (notamment sur la biodiversité) et les émissions de gaz à effets de serre émis par les activités agricoles (Aguilera *et al.*, 2020b). Du point de vue de l'effet des SEP dans la résilience des agroécosystèmes, nous montrons que le niveau de SEP et la capitalisation du capital naturel qui les sous-tendent, présentent un intérêt pour la stabilisation de la production et des marges brutes (Chapitre III), mais que les systèmes basés sur les SEP présentent des performances moindres. Nous montrons aussi qu'un haut niveau d'utilisation des SEP est associé à des performances importantes et résistantes aux aléas (Chapitre III). Aussi, ces observations m'amènent à formuler l'hypothèse suivante : combiner un haut niveau de SEP (réellement) fourni et utilisé permettrait d'obtenir l'ensemble des dynamiques désirables (un haut niveau de performance, la stabilité et la résistance des performances) pour les performances agronomiques

et économiques de l'agroécosystème. Cependant, les SEP ne sont ni des caractéristiques, ni des propriétés de l'agroécosystème telles qu'identifiées précédemment : ce sont des processus émergeant de l'agroécosystème (voir la définition en Introduction 1.2 p3). En revanche, leur fourniture dépend des caractéristiques de structure ainsi que des propriétés de l'agroécosystème. Par exemple, l'état des variables à temps de réponse long (comme le taux de matière organique du sol), qui constituent le capital naturel sous-tendant la fourniture de nombreux SEP (Berrouet *et al.*, 2018), contraignent et contrôlent des variables à temps de réponse court (comme l'azote minéralisé par le sol) et donc les services de fourniture de nutriments tels que l'azote. De la même façon, la richesse spécifique de pollinisateurs et de leurs ennemis naturels détermine fortement le niveau de pollinisation et de contrôle biologique (Dainese *et al.*, 2019). Les SEP auraient un statut différent des caractéristiques de structure de l'agroécosystème et des propriétés/mécanismes de résilience (Figure 46). Détricoter les multiples relations et les boucles de rétroaction entre ces différents éléments au sein de l'agroécosystème pour mieux en saisir le rôle vis-à-vis de sa résilience reste un front de recherche. Ainsi, on peut se demander si la résilience est liée uniquement aux mécanismes et propriétés identifiées jusqu'ici par les auteurs cités ci-avant ou si les SEP jouent un rôle propre.

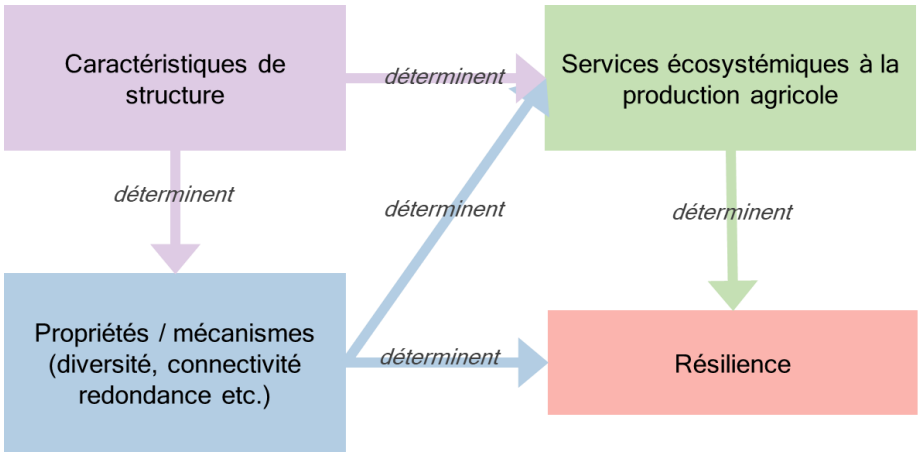


Figure 46. Représentation schématique des relations supposées entre les caractéristiques des agroécosystèmes, les propriétés émergentes et les mécanismes associés, les services écosystémiques supports de la production agricole et la résilience de l'agroécosystème. L'ampleur et le poids relatifs des relations reste à explorer.

D'après Bowles *et al.* (2020) et Sanford *et al.* (2021), les SEP, particulièrement ceux liés au sol et à la rétention de l'eau, permettent de réduire les effets des aléas climatiques à l'origine des stress hydriques. Plus généralement, les SEP permettraient d'augmenter la capacité de réponse du système face à une perturbation (Folke *et al.*, 2010), de diminuer la sensibilité de l'agroécosystème aux changements environnementaux (Oliver *et al.*, 2015) et d'augmenter la tolérance aux perturbations (Altieri *et al.*, 2015) par le biais d'un effet tampon en interne (Peterson *et al.*, 2018).

Dans notre étude, nous ne sommes pas allés jusqu'à l'identification des mécanismes expliquant la relation entre les SEP et la résilience de l'agroécosystème : nous avons évalué d'une

part le niveau de SEP (Chapitre II) et d'autre part la dynamique de trois performances : le rendement, la marge brute et le temps de travail (Chapitre III). Ce travail serait à prolonger afin de théoriser et d'identifier les propriétés et mécanismes déterminants de la résilience directement ou indirectement à travers les SEP (Figure 46). Au-delà de l'effet sur la résilience de la diversité (Dardonville *et al.*, 2020) qui est déjà fortement étudiée sans forcément détailler les mécanismes sous-jacents (mis à part dans quelques études sur les prairies), l'étude des autres mécanismes supposés déterminants de la résilience est amorcée et gagnera probablement en importance dans les prochaines années (Oliver *et al.*, 2016; Weise *et al.*, 2019). Les connaissances sur les propriétés et mécanismes déterminant la résilience permettraient de gérer les agroécosystèmes avec l'objectif de créer et maintenir ces mécanismes, quelque soi les pratiques agricoles ou les caractéristiques structurelles de l'agroécosystème à mettre en œuvre pour y arriver (Martin *et al.*, 2019b; Weise *et al.*, 2019). Si ces propriétés et mécanismes sont également des déterminants des SEP et de leur résilience (diversité, variables à temps de réponse long par exemple) (Bennett *et al.*, 2021; Biggs *et al.*, 2012), les encourager aboutirait à l'augmentation du niveau de SEP et permettrait de tendre vers une résilience moins contrainte par les intrants anthropiques (Therond *et al.*, 2017a) (Figure 46).

2.3.3 Résilience des services écosystémiques

Nous avons montré que les SEP pouvaient présenter un intérêt pour la résilience des agroécosystèmes (Chapitre III). Cependant, la résilience offerte par les SEP est conditionnée par la résilience des SEP eux-mêmes (Biggs *et al.*, 2012). Comme cela a été évoqué précédemment, nous n'évaluons pas la résilience des SEP, mais nous estimons la dynamique du capital naturel qui sous-tend la fourniture des SEP (Chapitre II, Robinson *et al.*, 2012). En effet, la prise en compte de la dynamique du capital naturel dans l'évaluation des SEP permet d'intégrer les phénomènes de dégradation ou d'amélioration des processus qui sous-tendent la fourniture des SEP par des facteurs extérieurs anthropiques ou biophysiques. Ainsi, de la décapitalisation des composantes du capital naturel résulterait une possibilité qu'à long-terme les SEP ne puissent plus être fournis car les processus seraient fortement amoindris à leur origine. Dans notre cas d'étude, l'agroécosystème #1 présente la meilleure résilience d'après l'analyse des déviants positifs (Chapitre III). Pourtant, les sols de cet agroécosystème présentent un potentiel érosif important du fait de leurs caractéristiques (texture et taux de matière organique) et des cultures à fort espacement qui y sont implantées (principalement du maïs et du tournesol). Aussi, notre indicateur de dynamique du capital naturel traduit qu'à long-terme la fourniture de SEP par le sol est incertaine.

Si nous émettons l'hypothèse qu'augmenter le niveau de fourniture de SEP et leur utilisation permettrait d'augmenter la résilience des systèmes à court-terme (d'après les résultats du Chapitre III ; (Altieri *et al.*, 2015), la résilience à long-terme de l'agroécosystème serait aussi conditionnée à la résilience des SEP (Rosa-Schleich *et al.*, 2019). Dans la synthèse de la littérature (Chapitre I), j'ai identifié une seule étude évaluant la résilience de SE culturels liés à l'agriculture de montagne (Brunner and Grêt-Regamey, 2016). Martin *et al.* (2019b) font une synthèse des études sur les facteurs impactant la dynamique des SEP de pollinisation et contrôle biologique des ravageurs et des maladies mais concluent que peu d'études réalisent une évaluation de la résilience en analysant la dynamique spatiale ou temporelle du niveau de SEP. Analyser la dynamique des SE(P) et son

effet sur les performances des systèmes agricoles est un front de recherche majeur, encore peu traité actuellement (*ibid.*). Une piste méthodologique, à la croisée des méthodes développées dans cette thèse, serait d'évaluer la résilience des SEP (leur capacité à persister) face aux aléas de types biophysiques ou anthropiques. Cette évaluation pourrait être conduite par l'intermédiaire de l'analyse de la dynamique du niveau de SEP dans le temps selon la démarche proposée dans le Chapitre III. Pour cela, des séries temporelles sur le niveau de SEP seraient nécessaires.

2.3.4 Formes d'agriculture basées sur les services écosystémiques

Dans notre cas d'étude, identifier les formes d'agriculture selon leur niveau de SEP a permis d'éviter d'aborder leur résilience selon leurs caractéristiques (rotations, pratiques culturales etc.). Cette démarche aurait rendu la tâche compliquée du fait de la diversité de stratégies de gestion de l'agroécosystème que recouvrent les formes d'agriculture. Par exemple, dans la forme d'agriculture « MH-H » qui présente des hauts niveaux de SEP fournis et utilisés, on retrouve des systèmes intensifs, en AB et/ou en ACS (Figure 32). Cependant, l'analyse des facteurs de résilience des agroécosystèmes étudiés (Chapitre III) a conduit à identifier des relations plus fortes avec les niveaux de SEP, de diversification et la dynamique du capital naturel plutôt qu'avec les formes d'agriculture identifiées au préalable par partitionnement. Il est possible que la faible taille de l'échantillon du cas d'étude, et donc le faible nombre d'agroécosystèmes dans chaque forme d'agriculture, ait limité l'identification des dynamiques communes aux groupes. Par ailleurs, dans la proposition de Therond *et al.* (2017a), les formes d'agriculture sont décrites selon deux axes : (i) leur fonctionnement biotechnique (poids relatifs des SEP et intrants dans la production agricole) et (ii) leur contexte socio-économique (poids relatif des marchés basés sur les prix mondiaux et des ancrages territoriaux). Dans cette thèse, nous n'avons caractérisé les formes d'agriculture que sous l'angle de leur fonctionnement biotechnique, relativement au niveau de SEP. Un travail de caractérisation reste à mener pour distinguer ces différentes formes selon le type de relation qu'elles entretiennent avec leur contexte socio-économique. Cette perspective permettrait de prendre en compte les formes d'inclusion des systèmes de production au sein des systèmes alimentaires (Capone *et al.*, 2014) et d'offrir une analyse des déterminants de la résilience à travers les différents niveaux d'organisation (exploitation agricole, territoire, système alimentaire mondial).

CONCLUSION

Au fil des chapitres, cette thèse explore la résilience des systèmes agricoles face aux perturbations auxquelles ils sont soumis.

La synthèse de la littérature sur l'évaluation de la résilience, et de concepts proches comme la vulnérabilité et la robustesse, pour les systèmes agricoles, à tous niveaux d'organisation confondus, a permis d'identifier les objets étudiés, les méthodes utilisées et les connaissances disponibles sur les facteurs déterminants de la dynamique des performances de ces systèmes (Chapitre I). L'analyse de ce large corpus a nécessité l'utilisation d'un cadre d'analyse générique. Elle a permis d'identifier les fronts de recherche clefs comme le développement d'approches multi-performances et multicritère de dynamique et l'importance de l'effet composition (fonctionnelle). En outre, cette synthèse a permis de conforter notre hypothèse initiale sur le besoin de travaux sur le rôle des SEP et des formes d'agriculture, plus finement définies que l'AB ou l'ACS, dans la résilience des systèmes agricoles.

Pour répondre à ce dernier enjeu, du fait du manque de méthode d'évaluation des SEP et de ces formes d'agriculture, dans la deuxième étape de la thèse, j'ai développé un cadre conceptuel d'analyse des SEP et une méthode d'évaluation de ceux-ci et des formes d'agriculture. Leur application au cas d'étude d'agroécosystèmes contrastés de la région Grand Est en France et l'identification de cinq formes d'agriculture associées a montré le potentiel et l'intérêt de cette démarche (Chapitre II). À la suite de plusieurs sollicitations, je suis activement impliquée dans le transfert de la démarche auprès d'institutions de conseil agricole pour leur permettre de réaliser des analyses d'exploitations agricoles sous le prisme des SEP et de diffuser les connaissances disponibles sur leurs déterminants.

Dans la dernière étape de la thèse, j'ai testé l'effet de ces formes d'agriculture et celui du niveau des SEP, d'intensification et de diversification des agroécosystèmes sur la résilience dans le cas d'étude précédent (Chapitre III). Les résultats obtenus visaient à répondre à la principale question de recherche de ma thèse : Quelles formes d'agriculture sont résilientes aux perturbations biophysiques et économiques ?

Pour les agroécosystèmes étudiés, nous observons un antagonisme entre le niveau de la production et sa stabilité. Ce résultat fait écho à d'autres travaux concernant la comparaison des rendements en AB ou ACS vs. AC. Nous émettons l'hypothèse que cette relation, souvent vérifiée de manière statistique, peut trouver une explication agronomique via l'analyse de l'effet des facteurs limitants la production selon le niveau de production (Discussion générale, 2.1 p174).

Nous ne distinguons pas une forme d'agriculture plus résiliente que les autres mais plutôt plusieurs voies potentielles pour atteindre non seulement des hauts niveaux de production et de marges économiques associées mais aussi des dynamiques désirables (stabilité, résistance, tendance à la hausse). La comparaison des rendements des différentes formes d'agriculture montre qu'il n'y a pas, en moyenne, de forme d'agriculture plus productive que les autres, qu'elles soient plus basées sur les intrants ou les SEP (Chapitre III). En effet, quelques agroécosystèmes présentent à la fois des niveaux de SEP parmi les plus importants au sein de la population étudiée et utilisent des intrants anthropiques afin de déplafonner et atteindre une production agricole comparable à celle observée par les systèmes basés surtout sur les intrants. Un de ces agroécosystèmes, combinant SEP et intrants, identifié comme déviant positif, présente le meilleur

compromis de dynamiques désirables pour les trois performances (Supplementary material 56). Aussi, nous émettons l'hypothèse qu'une première voie pour assurer la résilience de l'agroécosystème pourrait être de combiner un haut niveau de SEP afin de bénéficier des avantages qu'ils procurent pour la dynamique des performances (la stabilité par exemple) avec des intrants anthropiques de manière parcimonieuse pour déplafonner les rendements. Concernant cet agroécosystème déviant positif, nous observons qu'il est caractérisé par une faible utilisation des SEP malgré leur haut niveau de fourniture. Or, nous avons montré par ailleurs que l'augmentation du niveau de SEP utilisé est associé à l'augmentation du niveau de rendement, de la marge brute et à la résistance de ces performances (Figure 34, Figure 35). Nous émettons alors l'hypothèse qu'un autre levier de résilience serait de coupler de hauts niveaux de SEP et d'optimiser leur utilisation. Cependant, dans notre cas d'étude, les agroécosystèmes appartenant à la forme d'agriculture caractérisée par de hauts niveaux de SEP, moyennement à très utilisés, n'est pas déterminante de dynamiques complètement souhaitables (Supplementary material 56). Les niveaux de SEP fournis et utilisés sont-ils trop faibles dans les agroécosystèmes de notre cas d'étude pour permettre d'observer des niveaux de production comparables à ceux des systèmes intensifs en intrants ainsi que les avantages pour la résilience liés à l'utilisation importante des SEP ? Ces différentes hypothèses et interrogations m'amènent à pointer l'importance de ne pas seulement chercher à identifier les caractéristiques des systèmes qui sont des facteurs de résilience mais aussi à identifier les mécanismes (i.e. propriétés) qui sont déterminants de leur résilience (Discussion générale, 2.3.2 p189).

Plus généralement, cette thèse a permis d'identifier plusieurs grandes perspectives d'approfondissement et d'améliorations de mon travail que ce soit sur l'évaluation des SEP et formes d'agriculture ou sur l'évaluation de la résilience.

Tout au long de la thèse, la littérature sur les cadres conceptuels de la résilience et des concepts parents étudiés a continué à s'étoffer. Ils tendent à se spécialiser pour les systèmes agricoles et à développer des démarches plus génériques et intégratives mais aussi plus opérationnelles afin de, respectivement, faciliter la comparaison des résultats d'évaluation et d'en favoriser leur adoption. Considérant les systèmes agricoles, le concept de résilience (dynamique des performances) est de plus en plus utilisé conjointement à celui de durabilité (niveau de performances à atteindre) de par leur complémentarité de visions qu'ils apportent. Ils restent cependant à explicitement articuler l'un par rapport à l'autre. D'un point de vue méthodologique, une piste d'évolution de l'évaluation de la résilience qui nous semble prometteuse est celle de l'analyse des séries temporelles sans distinction critère par critère. En dernier lieu, les travaux sur la dynamique de la résilience elle-même et les transferts de vulnérabilités au sein du système alimentaire nous semblent importants à développer car peu de connaissances sont encore disponibles.

Au cours de la deuxième étape de cette thèse, nous avons fortement souhaité développer une méthode d'évaluation des SEP applicable dans la thèse et adoptable par le conseil agricole. Le cadre conceptuel et la méthode d'évaluation que nous avons développé pour cela n'est pas triviale à expliquer ainsi qu'à mettre en œuvre (plusieurs dimensions de SEP, enquête en exploitation, indicateurs nécessitant l'utilisation de modèles). Cependant, elle a été appréciée par les conseillers auprès desquels elle a été présentée jusqu'alors pour la vision complémentaire qu'elle apporte par rapport aux évaluations d'impacts et surtout pour l'identification des leviers à mettre en œuvre pour augmenter les niveaux de SEP. Cette méthode est donc vouée à être amendée, selon l'usage

des utilisateurs, mais aussi en fonction des nouvelles connaissances issues de la recherche très active sur le sujet. Deux éléments majeurs me semblent à ce jour importants pour asseoir la pertinence scientifique et opérationnelle de cette méthode : la confrontation des résultats de l'évaluation à des relevés de terrain et le développement d'une méthode plus aboutie pour l'agrégation des déterminants de chaque SEP.

Pour finir, je souhaite revenir sur le champ d'application de la méthode d'évaluation de la résilience des formes d'agriculture mise en œuvre dans cette thèse. Deux grands types d'extension seraient à envisager. Il serait nécessaire de la rendre applicable à d'autres niveaux d'organisation que l'agroécosystème : celui de l'exploitation agricole afin de prendre en compte les opportunités et contraintes socio-économiques qui s'expriment à ce niveau, celui du territoire afin de prendre en compte les interactions et synergies possibles entre les différentes entités et leur ancrage socio-économique. En fin, il serait également nécessaire d'intégrer plus explicitement les effets d'adaptations et de transformations profondes sur la résilience des systèmes agricoles, pour tous les niveaux d'organisation, jusqu'à l'échelle du système alimentaire.

BIBLIOGRAPHIE

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. Soil Biology and Biochemistry 41, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015

Abson, D.J., Fraser, E.D., Benton, T.G., 2013. Landscape diversity and the resilience of agricultural returns: a portfolio analysis of land-use patterns and economic returns from lowland agriculture. Agric & Food Secur 2, 2. https://doi.org/10.1186/2048-7010-2-2

Adger, W.N., 2006. Vulnerability. Global Environmental Change 16, 268–281. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.006

Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., García-Laureano, R., Reyes-Palomo, C., Guzmán, G.I., Ortolani, L., Sánchez-Rodríguez, M., Rodríguez-Estévez, V., 2020a. Agroecology for adaptation to climate change and resource depletion in the Mediterranean region. A review. Agricultural Systems 181, 102809. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102809

Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment 168, 25–36. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003

Ahlburg, D.A., 1984. Forecast evaluation and improvement using theil's decomposition. J. Forecast. 3, 345–351. https://doi.org/10.1002/for.3980030313

Aisbett, E., Kragt, M., 2010. Valuing Ecosystem Services to Agricultural Production to Inform Policy Design: An Introduction. Environmental Economics Research Hub Research Reports 25.

Albrecht, M., Williams, N.M., Tschumi, M., 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis 11.

Alkan-Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L.M., Ewert, F., Knapen, R., Therond, O., Geniaux, G., Bellon, S., Correira, T.P., Turpin, N., others, 2009. A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. Environmental Science & Policy 12, 562–572.

Allen, C., Birge, H., Angeler, D., Arnold, C., Chaffin, B., DeCaro, D., Garmestani, A., Gunderson, L., 2018. Quantifying uncertainty and trade-offs in resilience assessments. Ecology and Society 23. https://doi.org/10.5751/ES-09920-230103

Allen, C.R., Angeler, D.G., Chaffin, B.C., Twidwell, D., Garmestani, A., 2019. Resilience reconciled. Nat Sustain 2, 898–900. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0401-4

Allen, C.R., Angeler, D.G., Cumming, G.S., Folke, C., Twidwell, D., Uden, D.R., 2016. Quantifying spatial resilience. Journal of Applied Ecology 53, 625–635. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12634

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., 2020. Agroecology and the reconstruction of a post-COVID-19 agriculture. The Journal of Peasant Studies 47, 881–898.

Altieri, M.A., Nicholls, C.I., Henao, A., Lana, M.A., 2015. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. Agronomy for Sustainable Development 35, 869–890. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0285-2

AminShokravi, A., Heravi, G., 2020. Developing the framework for evaluation of the inherent static resilience of the access to care network. Journal of Cleaner Production 267, 122123. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122123

Ancelet, E., Schellenberger, A., Jolys, O., Munier-Jolain, N., Cadoux, S., 2014. Système d'Information Agrosyst.

Arvidsson, J., H\aakansson, I., 1991. A model for estimating crop yield losses caused by soil compaction. Soil and Tillage Research 20, 319–332.

Assarkhaniki, Z., Rajabifard, A., Sabri, S., 2020. The conceptualisation of resilience dimensions and comprehensive quantification of the associated indicators: A systematic approach. International Journal of Disaster Risk Reduction 51, 101840. https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2020.101840

Aubertot, J.-N., Robin, M.-H., 2013. Injury Profile SIMulator, a Qualitative Aggregative Modelling Framework to Predict Crop Injury Profile as a Function of Cropping Practices, and the Abiotic and Biotic Environment. I. Conceptual Bases. PLoS ONE 8, e73202. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073202

Aubin, J.-P., 2009. Viability theory. Springer Science & Business Media.

Augstburger, H., Jacobi, J., Schwilch, G., Rist, S., 2018. Agroecosystem Service Capacity Index – A methodological approach. LO 64, 1–48. https://doi.org/10.3097/LO.201864

Bahadur, A.V., Ibrahim, M., Tanner, T., 2010. The resilience renaissance? Unpacking of resilience for tackling climate change and disasters.

Baldursson, F.M., Nils-Henrik, M., 2012. Price volatility and risk exposure: on the interaction of quota and product markets. Environmental and Resource Economics 52, 213–233.

Bardaji, I., Iraizoz, B., 2015. Uneven responses to climate and market influencing the geography of high-quality wine production in Europe. Regional Environmental Change 15, 79–92. https://doi.org/10.1007/s10113-014-0623-y

Bardgett, R.D., Mommer, L., De Vries, F.T., 2014. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution 29, 692–699. https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006

Barkaoui, K., Roumet, C., Volaire, F., 2016. Mean root trait more than root trait diversity determines drought resilience in native and cultivated Mediterranean grass mixtures. Agriculture, Ecosystems & Environment 231, 122–132. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.035

Barreteau, O., Anderies, J.M., Guerbois, C., Quinn, T., Therville, C., Mathevet, R., Bousquet, F., 2020. Transfers of vulnerability through adaptation plan implementation: an analysis based on networks of feedback control loops.

Bartual, A.M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A.-C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J., Pfister, S., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K., Albrecht, M., 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 279, 43–52. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009

Bastian, O., Haase, D., Grunewald, K., 2012. Ecosystem properties, potentials and services–The EPPS conceptual framework and an urban application example. Ecological indicators 21, 7–16.

Bauer, A., Black, A.L., 1992. Organic Carbon Effects on Available Water Capacity of Three Soil Textural Groups. Soil Science Society of America Journal 56, 248. https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600010038x

Baveye, P.C., Baveye, J., Gowdy, J., 2016. Soil “ecosystem” services and natural capital: critical appraisal of research on uncertain ground. Frontiers in Environmental Science 4, 41.

Bedoussac, L., Journet, E.-P., Hauggaard-Nielsen, H., Naudin, C., Corre-Hellou, G., Jensen, E.S., Prieur, L., Justes, E., 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. Agronomy for Sustainable Development 35, 911–935. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0277-7

Beillouin, D., Ben-ari, T., Makowski, D., 2019. Evidence map of crop diversification strategies at the global scale. Environ. Res. Lett. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4449

Ben-Ari, T., Boé, J., Ciais, P., Lecerf, R., Van der Velde, M., Makowski, D., 2018. Causes and implications of the unforeseen 2016 extreme yield loss in the breadbasket of France. Nature communications 9, 1–10.

Ben-Ari, T., Makowski, D., 2016. Analysis of the trade-off between high crop yield and low yield instability at the global scale. Environmental Research Letters 11, 104005. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/10/104005

Ben-Ari, T., Makowski, D., 2014. Decomposing global crop yield variability. Environmental Research Letters 9, 114011.

Bender, S.F., Wagg, C., van der Heijden, M.G.A., 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. Trends in Ecology & Evolution 31, 440–452. https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.02.016

Bengtsson, J., 2015. Biological control as an ecosystem service: partitioning contributions of nature and human inputs to yield: Ecosystem services and human inputs. Ecological Entomology 40, 45–55. https://doi.org/10.1111/een.12247

Bengtsson, J., Ahnström, J., WEIBULL, A.-C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of applied ecology 42, 261–269.

Bennett, E.M., Baird, J., Baulch, H., Chaplin-Kramer, R., Fraser, E., Loring, P., Morrison, P., Parrott, L., Sherren, K., Winkler, K.J., others, 2021. Ecosystem services and the resilience of agricultural landscapes. in press.

Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., Geijzendorffer, I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., Lazos, E., others, 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. Current opinion in environmental sustainability 14, 76–85.

Berrouet, L.M., Machado, J., Villegas-Palacio, C., 2018. Vulnerability of socio—ecological systems: A conceptual Framework. Ecological Indicators 84, 632–647. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.051

Bertrand, I., Sauvadet, M., Guillot, E., D’hervilly, C., Plassard, C., Taschen, E., Marsden, C., Hedde, M., 2019. Relations entre modes de gestion des agroécosystèmes et biodiversité fonctionnelle des sols. Innovations Agronomiques 107–124.

Berzsenyi, Z., Gy\Horffy, B., Lap, D., 2000. Effect of crop rotation and fertilisation on maize and wheat yields and yield stability in a long-term experiment. European Journal of Agronomy 13, 225–244.

Beza, E., Silva, J.V., Kooistra, L., Reidsma, P., 2017. Review of yield gap explaining factors and opportunities for alternative data collection approaches. European Journal of Agronomy 82, 206–222.

Bianchi, F.J.J.., Booij, C.J.., Tscharntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 273, 1715–1727. https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., Burnsilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L., West, P.C., 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. Annual Review of Environment and Resources 37, 421–448. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836

Birrer, S., Zellweger-Fischer, J., Stoeckli, S., Korner-Nievergelt, F., Balmer, O., Jenny, M., Pfiffner, L., 2014. Biodiversity at the farm scale: A novel credit point system. Agriculture, Ecosystems & Environment 197, 195–203. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.008

Bittencourt-Oliveira, M.C., Castro, A.C., Rodrigues, T.E., Harari, J., Mesa, J., Genofre, G.C., others, 2012. Global Warming and the Power-Laws of Ecology.

Bitterman, P., Bennett, D.A., 2016. Constructing stability landscapes to identify alternative states in coupled social-ecological agent-based models. Ecology and Society 21, 21. https://doi.org/10.5751/ES-08677-210321

Blaauw, B.R., Isaacs, R., 2014. Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. J Appl Ecol 51, 890–898. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12257

Blanco, J., Vandenbroucke, H., Carriere, S.M., 2016. A novel index to quantify agrobiodiversity in a biocultural perspective: the case of shifting cultivation gardens in Vanuatu (Pacific). Agroecology and Sustainable Food Systems 40, 190–214. https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1127307

Blanco-Canqui, H., Ruis, S.J., 2018. No-tillage and soil physical environment. Geoderma 326, 164–200. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011

Blevins, R., Lal, R., Doran, J., Langdale, G., Frye, W., 2018. Conservation tillage for erosion control and soil quality, in: Advances in Soil and Water Conservation. Routledge, pp. 51–68.

Blubaugh, C.K., Kaplan, I., 2015. Tillage compromises weed seed predator activity across developmental stages. Biological Control 81, 76–82. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.11.007

Bockstaller, C., 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.

Bodirsky, B.L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., others, 2014. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. Nature communications 5, 1–7.

Boeraeve, F., Dendoncker, N., Cornélis, J.-T., Degrune, F., Dufrêne, M., 2020. Contribution of agroecological farming systems to the delivery of ecosystem services. Journal of Environmental Management 260, 109576. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109576

Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013a. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. Trends in Ecology & Evolution 28, 230–238. https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012

Bonisoli, L., Galdeano-Gómez, E., Piedra-Muñoz, L., 2018. Deconstructing criteria and assessment tools to build agri-sustainability indicators and support farmers' decision-making process. Journal of Cleaner Production 182, 1080–1094. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.055

Bonny, S., 2011. L'agriculture écologiquement intensive: nature et défis. Cahiers agricultures 20, 451–462.

Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2018. Numerical ecology with R. Springer.

Bousquet, F., Quinn, T., Therville, C., Mathevet, R., Barreteau, O., Bonté, B., Guerbois, C., 2021. Social and Ecological Systems Resilience and Identity. Michael Ungar, Oxford University Press.

Bouttes, M., Bize, N., Maréchal, G., Michel, G., Cristobal, M.S., Martin, G., 2019. Conversion to organic farming decreases the vulnerability of dairy farms. Agron. Sustain. Dev. 39, 19. https://doi.org/10.1007/s13593-019-0565-3

Bouttes, M., Darnhofer, I., Martin, G., 2018a. Converting to organic farming as a way to enhance adaptive capacity. Organic Agriculture. https://doi.org/10.1007/s13165-018-0225-y

Bouttes, M., San Cristobal, M., Martin, G., 2018b. Vulnerability to climatic and economic variability is mainly driven by farmers' practices on French organic dairy farms. European Journal of Agronomy 94, 89–97. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.013

Bowler, I., 2002. Developing sustainable agriculture. Geography 205–212.

Bowles, T.M., Mooshammer, M., Socolar, Y., Calderón, F., Cavigelli, M.A., Culman, S.W., Deen, W., Drury, C.F., Garcia y Garcia, A., Gaudin, A.C.M., Harkcom, W.S., Lehman, R.M., Osborne, S.L., Robertson, G.P., Salerno, J., Schmer, M.R., Strock, J., Grandy, A.S., 2020. Long-Term Evidence Shows that Crop-Rotation Diversification Increases Agricultural Resilience to Adverse Growing Conditions in North America. One Earth 2, 284–293. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.007

Bowman, M.S., Zilberman, D., 2013. Economic factors affecting diversified farming systems. Ecology and society 18.

Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63, 616–626. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Boyle, M., Frankenberger, W.T., Stolzy, L.H., 1989. The Influence of Organic Matter on Soil Aggregation and Water Infiltration. jpa 2, 290. https://doi.org/10.2134/jpa1989.0290

Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda:bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. Ecosystem Services 1, 4–15. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011

Breiman, L., Friedman, J., Stone, C.J., Olshen, R.A., 1984. Classification and regression trees. CRC press.

Bretagnolle, V., Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. Agron. Sustain. Dev. 35, 891–909. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5

Brisson, N., Gate, P., Gouache, D., Charmet, G., Oury, F.-X., Huard, F., 2010. Why are wheat yields stagnating in Europe? A comprehensive data analysis for France. Field Crops Research 119, 201–212.

Brittain, C., Potts, S.G., 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. Basic and Applied Ecology 12, 321–331. https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.12.004

Brooks, N., Neil Adger, W., Mick Kelly, P., 2005. The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. Global Environmental Change 15, 151–163. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.12.006

Brown, J.K.M., Beeby, R., Penfield, S., 2019. Yield instability of winter oilseed rape modulated by early winter temperature. Sci Rep 9, 6953. https://doi.org/10.1038/s41598-019-43461-7

Brunner, S.H., Grêt-Regamey, A., 2016. Policy strategies to foster the resilience of mountain social-ecological systems under uncertain global change. Environmental Science & Policy 66, 129–139. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.003

Brussaard, L., Caron, P., Campbell, B., Lipper, L., Mainka, S., Rabbinge, R., Babin, D., Pulleman, M., 2010. Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. Current Opinion in Environmental Sustainability 2, 34–42. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.007

Brzezina, N., Kopainsky, B., Mathijs, E., 2016. Can Organic Farming Reduce Vulnerabilities and Enhance the Resilience of the European Food System? A Critical Assessment Using System Dynamics Structural Thinking Tools. Sustainability 8, 971. https://doi.org/10.3390/su8100971

Büchi, L., Georges, F., Walder, F., Banerjee, S., Keller, T., Six, J., van der Heijden, M., Charles, R., 2019. Potential of indicators to unveil the hidden side of cropping system classification: Differences and similarities in cropping practices between conventional, no-till and organic systems. European Journal of Agronomy 109, 125920. https://doi.org/10.1016/j.eja.2019.125920

Buitenhuis, Y., Candel, J.J., Termeer, K.J., Feindt, P.H., 2020. Does the Common Agricultural Policy enhance farming systems' resilience? Applying the Resilience Assessment Tool (ResAT) to a farming system case study in the Netherlands. Journal of Rural Studies 80, 314–327.

Bullock, J.M., Dhanjal-Adams, K.L., Milne, A., Oliver, T.H., Todman, L.C., Whitmore, A.P., Pywell, R.F., 2017. Resilience and food security: rethinking an ecological concept. Journal of Ecology 105, 880–884. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12791

Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. Landscape online 34, 1–32.

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological indicators 21, 17–29.

Burton, R.J., Paragahawewa, U.H., 2011. Creating culturally sustainable agri-environmental schemes. Journal of Rural Studies 27, 95–104.

Cabell, J.F., Oelofse, M., 2012. An Indicator Framework for Assessing Agroecosystem Resilience. Ecology and Society 17. https://doi.org/10.5751/ES-04666-170118

Calderini, D.F., Slafer, G.A., 1998. Changes in yield and yield stability in wheat during the 20th century. Field Crops Research 57, 335–347.

Callo-Concha, D., Ewert, F., 2014. Using the Concepts of Resilience, Vulnerability and Adaptability for the Assessment and Analysis of Agricultural Systems. Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems 1. https://doi.org/10.2478/cass-2014-0001

Calvet, J.-C., Gibelin, A.-L., Roujean, J.-L., Martin, E., Le Moigne, P., Douville, H., Noilhan, J., 2008. Past and future scenarios of the effect of carbon dioxide on plant growth and transpiration for three vegetation types of southwestern France.

Campbell, B., Beare, D., Bennett, E., Hall-Spencer, J., Ingram, J., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J., Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. Ecology and Society 22. https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408

Capone, R., Bilali, H.E., Debs, P., Cardone, G., Driouech, N., 2014. Food system sustainability and food security: connecting the dots. Journal of Food Security 2, 13–22.

Carlsson, M., Merten, M., Kayser, M., Isselstein, J., Wrage-Mönnig, N., 2017. Drought stress resistance and resilience of permanent grasslands are shaped by functional group composition and N fertilization. Agriculture, Ecosystems & Environment 236, 52–60. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.11.009

Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M., Abel, N., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? Ecosystems 4, 765–781. https://doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9

Carter, D.L., Blair, J.M., 2012. High richness and dense seeding enhance grassland restoration establishment but have little effect on drought response. Ecological Applications 22, 1308–1319. https://doi.org/10.1890/11-1970.1

Casagrande, M., Alletto, L., Naudin, C., Lenoir, A., Siah, A., Celette, F., 2017. Enhancing planned and associated biodiversity in French farming systems. Agronomy for Sustainable Development 37. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0463-5

Castañeda-Vera, A., Garrido, A., 2017. Evaluation of risk management tools for stabilising farm income under CAP 2014-2020. Economía Agraria y Recursos Naturales 17, 3. https://doi.org/10.7201/earn.2017.01.01

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.

Caubel, J., García de Cortázar-Atauri, I., Launay, M., de Noblet-Ducoudré, N., Huard, F., Bertuzzi, P., Graux, A.-I., 2015. Broadening the scope for ecoclimatic indicators to assess crop climate suitability according to ecophysiological, technical and quality criteria. Agricultural and Forest Meteorology 207, 94–106. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.005

Caubel, J., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Vivant, A.C., Launay, M., de Noblet-Ducoudré, N., 2018. Assessing future meteorological stresses for grain maize in France. Agricultural Systems 159, 237–247. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.02.010

Chabert, A., 2017. Expression combinée des services écosystémiques en systèmes de production agricole conventionnels et innovants : étude des déterminants agroécologiques de gestion du sol, des intrants et du paysage. Université de toulouse, Toulouse.

Chabert, A., Sarthou, J.-P., 2020. Conservation agriculture as a promising trade-off between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. Agriculture, Ecosystems & Environment 292, 106815. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106815

Challinor, A., Wheeler, T., Garforth, C., Craufurd, P., Kassam, A., 2007. Assessing the vulnerability of food crop systems in Africa to climate change. Climatic Change 83, 381–399. https://doi.org/10.1007/s10584-007-9249-0

Challinor, A.J., Watson, J., Lobell, D.B., Howden, S.M., Smith, D.R., Chhetri, N., 2014. A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. Nature Climate Change 4, 287–291. https://doi.org/10.1038/nclimate2153

Chambre Régionale d'Agriculture Grand Est, 2018. Agriculture et agro alimentaire dans le Grand Est : Etat des lieux et perspectives, Assises de la recherche, du développement et de l'innovation en agriculture.

Chapman, M.A.N., 2014. The influence of landscape heterogeneity-ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in Fthiotida, central Greece. Biodiversity data journal.

Chaudhary, A., Gustafson, D., Mathys, A., 2018. Multi-indicator sustainability assessment of global food systems. Nature Communications 9. https://doi.org/10.1038/s41467-018-03308-7

Chauhan, B.S., Singh, R.G., Mahajan, G., 2012. Ecology and management of weeds under conservation agriculture: a review. Crop Protection 38, 57–65.

Chavas, J.-P., Di Falco, S., 2017. Resilience, Weather and Dynamic Adjustments in Agroecosystems: The Case of Wheat Yield in England. Environ Resource Econ 67, 297–320. https://doi.org/10.1007/s10640-015-9987-9

Chen, Y., Tessier, S., 1998. Estimates of tillage effects on saturated hydraulic conductivity 40, 9.

Chernilo, D., 2017. The question of the human in the Anthropocene debate. European Journal of Social Theory 20, 44–60.

Chikowo, R., Faloya, V., Petit, S., Munier-Jolain, N., 2009. Integrated Weed Management systems allow reduced reliance on herbicides and long-term weed control. Agriculture, ecosystems & environment 132, 237–242.

Chimonyo, V.G.P., Snapp, S.S., Chikowo, R., 2019. Grain legumes increase yield stability in maize based cropping systems. Crop Science 59, 1222–1235.

Chopin, P., Mubaya, C.P., Descheemaeker, K., Öborn, I., Bergkvist, G., 2021. Avenues for improving farming sustainability assessment with upgraded tools, sustainability framing and indicators. A review. Agronomy for Sustainable Development 41, 1–20.

Chowdhury, R.B., Moore, G.A., Weatherley, A.J., Arora, M., 2017. Key sustainability challenges for the global phosphorus resource, their implications for global food security, and options for mitigation. Journal of Cleaner Production 140, 945–963.

Cinner, J.E., Barnes, M.L., 2019. Social Dimensions of Resilience in Social-Ecological Systems. One Earth 1, 51–56. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.08.003

Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J.-P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E., 2017. Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. Soil Biology and Biochemistry 111, 44–59. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010

Clivot, H., Mouny, J.-C., Duparque, A., Dinh, J.-L., Denoroy, P., Houot, S., Vertès, F., Trochard, R., Bouthier, A., Sagot, S., Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. Environmental Modelling & Software 118, 99–113. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004

Cociu, A., Cizma, G.D., 2015. Maize yield and its stability as affected by tillage and crop residue management. AgroLife Scientific Journal 4, 46–51.

Cohen, I., Zandalinas, S.I., Huck, C., Fritschi, F.B., Mittler, R., 2021. Meta-analysis of drought and heat stress combination impact on crop yield and yield components. Physiologia Plantarum 171, 66–76.

Cohen, J.E., 2013. Taylor's power law of fluctuation scaling and the growth-rate theorem. Theoretical Population Biology 88, 94–100.

Colin, M.E., Bonmatin, J.M., Moineau, I., Gaimon, C., Brun, S., Vermandere, J.P., 2004. A Method to Quantify and Analyze the Foraging Activity of Honey Bees: Relevance to the Sublethal Effects Induced by Systemic Insecticides. Arch Environ Contam Toxicol 47. https://doi.org/10.1007/s00244-004-3052-y

Conway, G.R., 1987. The properties of agroecosystems. Agricultural Systems 24, 95–117. https://doi.org/10.1016/0308-521X(87)90056-4

Coomes, O. T., Barham, B.L., MacDonald, G.K., Ramankutty, N., Chavas, J.P., 2019. Leveraging total factor productivity growth for sustainable and resilient farming. Nature Sustainability 2, 22–28. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0200-3

Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. Global environmental change 19, 292–305.

Cordell, D., White, S., 2014. Life's bottleneck: sustaining the world's phosphorus for a food secure future. Annual Review of Environment and Resources 39, 161–188.

Córdoba Vargas, C.A., Hortúa Romero, S., León Sicard, T., 2019. Key points of resilience to climate change: a necessary debate from agroecological systems. Climate and Development 1–11. https://doi.org/10.1080/17565529.2019.1664376

Corobov, R., Sîrodoev, I., Koeppel, S., Denisov, N., Sîrodoev, G., 2013. Assessment of Climate Change Vulnerability at the Local Level: A Case Study on the Dniester River Basin (Moldova). The Scientific World Journal 2013, 1–13. https://doi.org/10.1155/2013/173794

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R.V., Paruelo, J., others, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. nature 387, 253–260.

Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. Ecological Economics 61, 478–491. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.021

Cote, M., Nightingale, A.J., 2012. Resilience thinking meets social theory: Situating social change in socio-ecological systems (SES) research. Progress in Human Geography 36, 475–489. https://doi.org/10.1177/0309132511425708

Coumou, D., Rahmstorf, S., 2012. A decade of weather extremes. Nature Climate Change 2, 491–496. https://doi.org/10.1038/nclimate1452

CRAGE, 2019. Oracle Grand Est 2019 : état des lieux sur le changement climatique et ses incidences agricoles en Grand Est.

CRAGE, 2018. Le changement climatique pour l'agriculture du Grand Est : quelles conséquences et opportunités à la clé ?

Craheix, D., Angevin, F., Bergez, J.-E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Omon, B., Reau, R., Doré, T., others, 2012. Multicriteria assessment of the sustainability of cropping systems: A case study of farmer involvement using the MASC model, in: Producing and Reproducing Farming Systems. New Modes of Organisation for Sustainable Food Systems of Tomorrow. 10th European IFSA Symposium, Aarhus, Denmark, 1-4 July 2012. International Farming Systems Association.

Craven, D., Eisenhauer, N., Pearse, W.D., Hautier, Y., Isbell, F., Roscher, C., Bahn, M., Beierkuhnlein, C., Bönisch, G., Buchmann, N., Byun, C., Catford, J.A., Cerabolini, B.E.L., Cornelissen, J.H.C., Craine, J.M., De Luca, E., Ebeling, A., Griffin, J.N., Hector, A., Hines, J., Jentsch, A., Kattge, J., Kreyling, J., Lanta, V., Lemoine, N., Meyer, S.T., Minden, V., Onipchenko, V., Polley, H.W., Reich, P.B., van Ruijven, J., Schamp, B., Smith, M.D., Soudzilovskaia, N.A., Tilman, D., Weigelt, A., Wilsey, B., Manning, P., 2018. Multiple facets of biodiversity drive the diversity–stability relationship. Nat Ecol Evol 2, 1579–1587. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0647-7

Creissen, H.E., Jorgensen, T.H., Brown, J.K.M., 2016. Increased yield stability of field-grown winter barley (Hordeum vulgare L.) varietal mixtures through ecological processes. Crop Protection 85, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.03.001

CUMA, 2019. Barème d'entraide 2018-2019.

Cumming, G.S., Buerkert, A., Hoffmann, E.M., Schlecht, E., von Cramon-Taubadel, S., Tscharntke, T., 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. Nature 515, 50–57. https://doi.org/10.1038/nature13945

Cutter, S.L., Barnes, L., Berry, M., Burton, C., Evans, E., Tate, E., Webb, J., 2008. A place-based model for understanding community resilience to natural disasters. Global Environmental Change 18, 598–606. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.07.013

Daily, G.C., 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press.

Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M.A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D.S., Kennedy, C.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Letourneau, D.K., Marini, L., Poveda, K., Rader, R., Smith, H.G., Tscharntke, T., Andersson, G.K.S., Badenhausser, I., Baensch, S., Bezerra, A.D.M., Caballero-Lopez, B., Cavigliasso, P., Classen, A., Cusser, S., Dudenhöffer, J.H., Ekroos, J., Fijen, T., Franck, P., Freitas, B.M., Garratt, M.P.D., Gratton, C., Hipólito, J., Holzschuh, A., Hunt, L., Iverson, A.L., Jha, S., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Klatt, B.K., Klein, A.-M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Larsen, A.E., Lavigne, C., Liere, H., Maas, B., Mallinger, R.E., Pachon, E.M., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., Mitchell, M.G.E., Molina, G.A.R., Nesper, M., Nilsson, L., O'Rourke, M.E., Peters, M.K., Ple, M., Ramos, D. de L., Rosenheim, J.A., Rundlöf, M., Rusch, A., Sáez, A., Scheper, J., Schleuning, M., Schmack, J.M., Sciligo, A.R., Seymour, C., Stanley, D.A., Stewart, R., Stout, J.C., Sutter, L., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Tschumi, M., Viana, B.F., Westphal, C., Willcox, B.K., Wratten, S.D., Yoshioka, A., Zaragoza-Trello, C., Zhang, W., Zou, Y., Steffan-Dewenter, I., 2019. A

global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. SCIENCE ADVANCES 14.

Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. Agriculture, Ecosystems & Environment 100, 39–51. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X

Dalsgaard, J.P.T., Lightfoot, C., Christensen, V., 1995. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. Ecological Engineering 4, 181–189. https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)00057-C

Dardonville, M., Bockstaller, C., Therond, O., 2021. Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems. Journal of Cleaner Production 125456. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456

Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., under revisions at Ecosystem Services. Assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital.

Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. Agricultural Systems 184, 102913. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913

Darnhofer, I., 2014. Resilience and why it matters for farm management. European Review of Agricultural Economics 41, 461–484. https://doi.org/10.1093/erae/jbu012

Darnhofer, I., Fairweather, J., Moller, H., 2010. Assessing a farm's sustainability: insights from resilience thinking. International Journal of Agricultural Sustainability 8, 186–198. https://doi.org/10.3763/ijas.2010.0480

Dassou, A.G., Tixier, P., 2016. Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: a meta-analysis. Ecology and Evolution 6, 1143–1153. https://doi.org/10.1002/ece3.1917

De Boeck, H.J., Bloor, J.M.G., Kreyling, J., Ransijn, J.C.G., Nijs, I., Jentsch, A., Zeiter, M., 2017. Patterns and drivers of biodiversity-stability relationships under climate extremes. Journal of Ecology. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12897

De Boeck, H.J., Dreesen, F.E., Janssens, I.A., Nijs, I., 2011. Whole-system responses of experimental plant communities to climate extremes imposed in different seasons. New Phytologist 189, 806–817. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03515.x

de Graaf, I.E.M., Gleeson, T., (Rens) van Beek, L.P.H., Sutanudjaja, E.H., Bierkens, M.F.P., 2019. Environmental flow limits to global groundwater pumping. Nature 574, 90–94. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1594-4

de la Rosa, D., Moreno, J.A., Mayol, F., Bonsón, T., 2000. Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. Agriculture, Ecosystems & Environment 81, 179–190. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00161-4

de Olde, E.M., Oudshoorn, F.W., Sørensen, C.A.G., Bokkers, E.A.M., de Boer, I.J.M., 2016. Assessing sustainability at farm-level: Lessons learned from a comparison of tools in practice. Ecological Indicators 66, 391–404. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.047

De Roest, K., Ferrari, P., Knickel, K., 2018a. Specialisation and economies of scale or diversification and economies of scope? Assessing different agricultural development pathways. Journal of Rural Studies 59, 222–231.

De'Ath, G., 2002. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species–environment relationships. Ecology 83, 1105–1117.

Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., Fontaine, C., 2014. Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. Frontiers in Ecology and the Environment 12, 212–217.

Dehghani, H., Sabaghpour, S., Sabaghnia, N., 2008. Genotype x environment interaction for grain yield of some lentil genotypes and relationship among univariate stability statistics. Spanish Journal of Agricultural Research 385–394.

Delettre, O., 2021. Identity of Ecological Systems and the Meaning of Resilience. Journal of Ecology.

Desneux, N., Decourtye, A., Delpuech, J.-M., 2007. The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. Annu. Rev. Entomol. 52, 81–106. https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091440

Dessai, S., van der Sluijs, J.P., 2007. Uncertainty and climate change adaptation: a scoping study. Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation.

Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Tigchelaar, M., Battisti, D.S., Merrill, S.C., Huey, R.B., Naylor, R.L., 2018. Increase in crop losses to insect pests in a warming climate. Science 361, 916–919.

Di Falco, S., Chavas, J.-P., 2008. Rainfall Shocks, Resilience, and the Effects of Crop Biodiversity on Agroecosystem Productivity. Land Economics 84, 83–96. https://doi.org/10.3368/le.84.1.83

Diack, M., Loum, M., Diop, C.T., Holloway, A., 2017. Quantitative risk analysis using vulnerability indicators to assess food insecurity in the Niayes agricultural region of West Senegal. Jàmbá: Journal of Disaster Risk Studies 9, 1–8.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30, 401–422. https://doi.org/10.1051/agro/2009040

Diffenbaugh, N.S., Field, C.B., 2013. Changes in ecologically critical terrestrial climate conditions. Science 341, 486–492.

Diserens, F., Choptiany, J., Barjolle, D., Graeub, B., Durand, C., Six, J., 2018. Resilience Assessment of Swiss Farming Systems: Piloting the SHARP-Tool in Vaud. Sustainability 10, 4435. https://doi.org/10.3390/su10124435

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. Ecological economics 69, 1858–1868.

Dong, Z., 2015. A novel method for quantitatively evaluating agricultural vulnerability to climate change. Ecological Indicators 49–54.

Donohue, I., Hillebrand, H., Montoya, J.M., Petchey, O.L., Pimm, S.L., Fowler, M.S., Healy, K., Jackson, A.L., Lurgi, M., McClean, D., O'Connor, N.E., O'Gorman, E.J., Yang, Q., 2016. Navigating the complexity of ecological stability. Ecol Lett 19, 1172–1185. https://doi.org/10.1111/ele.12648

Döring, T.F., Knapp, S., Cohen, J.E., 2015. Taylor's power law and the stability of crop yields. Field Crops Research 183, 294–302.

Döring, T.F., Reckling, M., 2018. Detecting global trends of cereal yield stability by adjusting the coefficient of variation. European Journal of Agronomy 99, 30–36. https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.06.007

Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J.R.G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P.J., others, 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography 36, 27–46.

Douxchamps, S., Debevec, L., Giordano, M., Barron, J., 2017. Monitoring and evaluation of climate resilience for agricultural development – A review of currently available tools. World Development Perspectives 5, 10–23. https://doi.org/10.1016/j.wdp.2017.02.001

Drinkwater, L.E., Snapp, S.S., 2007. Nutrients in agroecosystems : rethinking the management paradigm. Advances in Agronomy 92, 0065–2113. https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)92003-2

Duchene, O., Vian, J.-F., Celette, F., 2017. Intercropping with legume for agroecological cropping systems: Complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. Agriculture, Ecosystems & Environment 240, 148–161. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.019

Duelli, P., Obrist, M.K., Schmatz, D.R., 1999. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: above-ground insects 32.

Duru, M., Therond, O., 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? Regional environmental change 15, 1651–1665.

Duru, M., Therond, O., Fares, M., 2015. Designing agroecological transitions; A review. Agronomy for Sustainable Development 35, 1237–1257. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0318-x

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

Eakin, H., Luers, A.L., 2006. Assessing the Vulnerability of Social-Environmental Systems. Annual Review of Environment and Resources 31, 365–394. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144352

Early Warning Signals Toolbox | A User's Guide for Detecting Critical Transitions in Time series and Spatial data, 2016.

Edenhofer, O., 2015. Climate change 2014: mitigation of climate change. Cambridge University Press.

Editorial board of Nature Sustainability, 2019. The resilience of the resilience debate. Nat Sustain 2, 887–887. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0411-2

EFSA, P. on P.P.P. and R., 2013. Scientific Opinion on the developmental neurotoxicity potential of acetamiprid and imidacloprid. EFSA Journal 11, 3471.

El Mujtar, V., Muñoz, N., Prack Mc Cormick, B., Pulleman, M., Tittonell, P., 2019. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? Global Food Security 20, 132–144. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2019.01.007

Ellis, E.C., 2015. Ecology in an anthropogenic biosphere. Ecological Monographs 85, 287–331.

Elmqvist, T., Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., Takeuchi, K., Folke, C., 2019. Sustainability and resilience for transformation in the urban century. Nat Sustain 2, 267–273. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0250-1

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J., 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment 1, 488–494. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2

Elsalahy, H.H., Bellingrath-Kimura, S.D., Roß, C.-L., Kautz, T., Döring, T.F., 2020. Crop Resilience to Drought With and Without Response Diversity. Front. Plant Sci. 11, 721. https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00721

Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tscharntke, T., Weisser, W., Clement, L., Bengtsson, J., 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services, in: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 43–97. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005

Enfors-Kautsky, E., Järnberg, L., Quinlan, A., Ryan, P., 2018a. Wayfinder: a resilience guide for navigating towards sustainable futures. GRAID Program. Stock. Resil. Cent. https://wayfinder. earth/. Accessed 31.

Engle, N.L., 2011. Adaptive capacity and its assessment. Global Environmental Change 21, 647–656. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.019

European commission, 2006. EU Biodiversity strategy 2020.

Falkenmark, M., Rockström, J., 2006. The new blue and green water paradigm: Breaking new ground for water resources planning and management. American Society of Civil Engineers.

Fallot, A., Sanon, A., Tionyélé, F., Dury, S., Ouédraogo, S., Bousquet, F., 2019. “ Le penser résilience” pour un cadre d’analyse renouvelé des trajectoires de développement: Elaboration de profils historiques sur l’évolution de la diversité alimentaire de ménages agricoles au Burkina Faso. CEMOTEV.

Fan, J., McConkey, B., Wang, H., Janzen, H., 2016. Root distribution by depth for temperate agricultural crops. Field Crops Research 189, 68–74. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2016.02.013

Ferreyra, R.A., Podesta, G.P., Messina, C.D., Letson, D., Dardanelli, J., Guevara, E., Meira, S., 2001. A linked-modeling framework to estimate maize production risk associated with ENSO-related climate variability in Argentina. Agricultural and Forest Meteorology 107, 177–192.

Figge, F., 2004. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. Biodiversity and Conservation 13, 827–849. https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000011729.93889.34

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, 643–653. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Fletcher, C.S., Hilbert, D.W., 2007. Resilience in landscape exploitation systems. Ecological Modelling 201, 440–452. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.10.011

Fluck, R.C., 2012. Energy in farm production. Elsevier.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. Science 309, 570–574. https://doi.org/10.1126/science.1111772

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., others, 2011. Solutions for a cultivated planet. Nature 478, 337–342.

Folke, C., 2016. Resilience (republished). Ecology and Society 21.

Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses. Global Environmental Change 16, 253–267. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002

Folke, C., Carpenter, S.R., Walker, B., Scheffer, M., Chapin, T., Rockström, J., 2010. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. Ecology and society 15.

Food, Agriculture Organization of the United Nations, F., 2021. Three principles of Conservation Agriculture.

Francaviglia, R., Álvaro-Fuentes, J., Di Bene, C., Gai, L., Regina, K., Turtola, E., 2020. Diversification and Management Practices in Selected European Regions. A Data Analysis of Arable Crops Production. Agronomy 10, 297. https://doi.org/10.3390/agronomy10020297

Frei, B., Guenay, Y., Bohan, D.A., Traugott, M., Wallinger, C., 2019. Molecular analysis indicates high levels of carabid weed seed consumption in cereal fields across Central Europe. J Pest Sci 92, 935–942. https://doi.org/10.1007/s10340-019-01109-5

Freyer, B., Bingen, J., 2015. Re-thinking organic food and farming in a changing world. Springer.

Frison, E.A., IPES-Food, 2016. From uniformity to diversity: a paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems.

Gaba, S., Alignier, A., Aviron, S., Barot, S., Blouin, M., Hedde, M., Jabot, F., Vergnes, A., Bonis, A., Bonthoux, S., Bourgeois, B., Bretagnolle, V., Catarino, R., Coux, C., Gardarin, A., Giffard, B., Le Gal, A., Lecomte, J., Miguet, P., Piutti, S., Rusch, A., Zwicke, M., Couvet, D., 2018. Ecology for Sustainable and Multifunctional Agriculture, in: Gaba, S., Smith, B., Lichtfouse, E. (Eds.), Sustainable Agriculture Reviews 28. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–46. https://doi.org/10.1007/978-3-319-90309-5_1

Gaba, S., Lescourret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.-P., Navas, M.-L., Wery, J., Louarn, G., Malézieux, E., Pelzer, E., Prudent, M., Ozier-Lafontaine, H., 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. Agron. Sustain. Dev. 35, 607–623. https://doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z

Gaetano, S.F., Emilia, L., Francesco, C., Gianluca, N., Antonio, S., 2018. Drivers of grain price volatility: a cursory critical review. Agricultural Economics 64, 347–356.

Gallopín, G.C., 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. Global Environmental Change 16, 293–303. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.02.004

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, 11–28. https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810

Garbach, K., Milder, J.C., Montenegro, M., Karp, D.S., DeClerck, F.A.J., 2014. Biodiversity and Ecosystem Services in Agroecosystems, in: Encyclopedia of Agriculture and Food Systems. Elsevier, pp. 21–40. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9

Garibaldi, L.A., Aizen, M.A., Klein, A.M., Cunningham, S.A., Harder, L.D., 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. Proceedings of the National Academy of Sciences 108, 5909–5914.

Garibaldi, L.A., Andersson, G.K.S., Requier, F., Fijen, T.P.M., Hipólito, J., Kleijn, D., Pérez-Méndez, N., Rollin, O., 2018. Complementarity and synergisms among ecosystem services supporting crop yield. Global Food Security 17, 38–47. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2018.03.006

Garibaldi, L.A., Gemmill-Herren, B., D'Annolfo, R., Graeub, B.E., Cunningham, S.A., Breeze, T.D., 2017. Farming Approaches for Greater Biodiversity, Livelihoods, and Food Security. Trends in Ecology & Evolution 32, 68–80. https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.10.001

Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. Proceedings of the National Academy of Sciences 109, 18226–18231. https://doi.org/10.1073/pnas.1209429109

Gaudin, A.C.M., Tolhurst, T.N., Ker, A.P., Janovicek, K., Tortora, C., Martin, R.C., Deen, W., 2015. Increasing Crop Diversity Mitigates Weather Variations and Improves Yield Stability. PLOS ONE 10, e0113261. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113261

Gaupp, F., Hall, J., Mitchell, D., Dadson, S., 2019. Increasing risks of multiple breadbasket failure under 1.5 and 2 C global warming. Agricultural Systems 175, 34–45.

Ge, L., Anten, N.P., van Dixhoorn, I.D., Feindt, P.H., Kramer, K., Leemans, R., Meuwissen, M.P., Spoolder, H., Sukkel, W., 2016. Why we need resilience thinking to meet societal challenges in bio-based production systems. Current Opinion in Environmental Sustainability, Open Issue, part I 23, 17–27. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.11.009

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology 11, 97–105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Genolini, C., Falissard, B., 2010. KmL: k-means for longitudinal data. Computational Statistics 25, 317–328.

German, R.N., Thompson, C.E., Benton, T.G., 2017. Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: a meta-analysis to guide sustainable agriculture: Multiple measures of agricultural sustainability. Biol Rev 92, 716–738. https://doi.org/10.1111/brv.12251

Ghosh, P.K., Bandyopadhyay, K.K., Wanjari, R.H., Manna, M.C., Misra, A.K., Mohanty, M., Rao, A.S., 2007. Legume Effect for Enhancing Productivity and Nutrient Use-Efficiency in Major Cropping Systems–An Indian Perspective: A Review. Journal of Sustainable Agriculture 30, 59–86. https://doi.org/10.1300/J064v30n01_07

Gil, J., Cohn, A.S., Duncan, J., Newton, P., Vermeulen, S., 2017. The resilience of integrated agricultural systems to climate change. WIREs Climate Change 8, e461. https://doi.org/10.1002/wcc.461

Gilbert, C.L., Morgan, C.W., 2010. Food price volatility. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 365, 3023–3034.

Gillespie-Marthaler, L., Nelson, K., Baroud, H., Abkowitz, M., 2019. Selecting Indicators for Assessing Community Sustainable Resilience. Risk Analysis risa.13344. https://doi.org/10.1111/risa.13344

Gillespie-Marthaler, L., Nelson, K.S., Baroud, H., Kosson, D.S., Abkowitz, M., 2019. An integrative approach to conceptualizing sustainable resilience. Sustainable and Resilient Infrastructure 4, 66–81. https://doi.org/10.1080/23789689.2018.1497880

Gliessman, S.R., 2004. Agroecology and agroecosystems. Agroecosystems analysis 43, 19–29.

Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. science 327, 812–818.

Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G., 2011. Is there a need for a more sustainable agriculture? Critical reviews in plant sciences 30, 6–23.

González-Chang, M., Wratten, S.D., Shields, M.W., Costanza, R., Dainese, M., Gurr, G.M., Johnson, J., Karp, D.S., Ketelaar, J.W., Nboyine, J., Pretty, J., Rayl, R., Sandhu, H., Walker, M., Zhou, W., 2020. Understanding the pathways from biodiversity to agro-ecological outcomes: A new, interactive approach. Agriculture, Ecosystems & Environment 301, 107053. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107053

Gordon, L.J., Finlayson, C.M., Falkenmark, M., 2010. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. Agricultural Water Management 97, 512–519.

Grafton, R.Q., Doyen, L., Béné, C., Borgomeo, E., Brooks, K., Chu, L., Cumming, G.S., Dixon, J., Dovers, S., Garrick, D., Helfgott, A., Jiang, Q., Katic, P., Kompas, T., Little, L.R., Matthews, N., Ringler, C., Squires, D., Steinshamn, S.I., Villasante, S., Wheeler, S., Williams, J., Wyrwoll, P.R., 2019. Realizing resilience for decision-making. Nat Sustain 2, 907–913. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0376-1

Green, T.R., Ahuja, L.R., Benjamin, J.G., 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. Geoderma 116, 3–27. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00091-0

Grêt-Regamey, A., Huber, S.H., Huber, R., 2019. Actors' diversity and the resilience of social-ecological systems to global change. Nature Sustainability. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0236-z

Grillakis, M.G., 2019. Increase in severe and extreme soil moisture droughts for Europe under climate change. Science of The Total Environment 660, 1245–1255.

Grumbach, S., Hamant, O., 2020. How humans may co-exist with Earth? The case for suboptimal systems. Anthropocene 100245.

Guerra, C.A., Pinto-Correia, T., Metzger, M.J., 2014. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modeling framework for integrated land management and policy. Ecosystems 17, 878–889.

Gunderson, L.H., 2000. Ecological Resilience—In Theory and Application. Annual Review of Ecology and Systematics 31, 425–439. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.425

Haines-Young, R., Potschin, M., 2012. Common international classification of ecosystem services (CICES, Version 4.1). European Environment Agency 33, 107.

Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), Ecosystem Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139. https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007

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.

Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems. Soil and Tillage Research 82, 121–145. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009

Hanley, N., Barbier, E.B., Barbier, E., 2009. Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy. Edward Elgar Publishing.

Hau, Jorge L., Bakshi, B.R., 2004. Expanding Exergy Analysis to Account for Ecosystem Products and Services. Environmental Science & Technology 38, 3768–3777. https://doi.org/10.1021/es034513s

Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nutrient Cycling in Agroecosystems 51, 123–137.

Hazell, P.B., 1985. Sources of increased variability in world cereal production since the 1960s. Journal of Agricultural Economics 36, 145–159.

Headey, D., Fan, S., 2008. Anatomy of a crisis: the causes and consequences of surging food prices. Agricultural economics 39, 375–391.

Hickmann, T., Partzsch, L., Pattberg, P., Weiland, S., 2018. The anthropocene debate and political science. Routledge.

Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W.S., Hodapp, D., Kucera, M., Lewandowska, A.M., Merder, J., Montoya, J.M., Freund, J.A., 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. Nat Ecol Evol. https://doi.org/10.1038/s41559-020-1256-9

Himanen, S.J., Rikkonen, P., Kahiluoto, H., 2016. Codesigning a resilient food system. Ecology and Society 21. https://doi.org/10.5751/ES-08878-210441

Hinsinger, P., Betencourt, E., Bernard, L., Brauman, A., Plassard, C., Shen, J., Tang, X., Zhang, F., 2011. P for Two, Sharing a Scarce Resource: Soil Phosphorus Acquisition in the Rhizosphere of Intercropped Species. PLANT PHYSIOLOGY 156, 1078–1086. https://doi.org/10.1104/pp.111.175331

Hochman, Z., Carberry, P., Robertson, M., Gaydon, D., Bell, L., McIntosh, P., 2013. Prospects for ecological intensification of Australian agriculture. European Journal of Agronomy 44, 109–123.

Hodbod, J., Barreteau, O., Allen, C., Magda, D., 2016. Managing adaptively for multifunctionality in agricultural systems. Journal of Environmental Management 183, 379–388. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.064

Hodbod, J., Eakin, H., 2015. Adapting a social-ecological resilience framework for food systems. Journal of Environmental Studies and Sciences 5, 474–484. https://doi.org/10.1007/s13412-015-0280-6

Holland, J., Frampton, G., Cilgi, T., Wratten, S., 1994. Arable acronyms analysed–a review of integrated arable farming systems research in Western Europe. Annals of applied biology 125, 399–438.

Holland, J.M., Douma, J.C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D.R.W., Smith, B.M., 2017. Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. Agron. Sustain. Dev. 37, 31. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0434-x

Holling, C.S., 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. Engineering within ecological constraints 31, 32.

Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. Annual Review of Ecology and Systematics 4, 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245

Holling, C.S., Gunderson, L., Light, S., 1995. Barriers and Bridges to the Renewal of Ecosystems. New york: columbia university Press.

Holling, C.S., Gunderson, L.H., 2002. Resilience and adaptive cycles. In: Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems, 25-62.

Hoover, D.L., Knapp, A.K., Smith, M.D., 2014. Resistance and resilience of a grassland ecosystem to climate extremes. Ecology 95, 2646–2656. https://doi.org/10.1890/13-2186.1

Hostiou, N., Dedieu, B., 2012. A method for assessing work productivity and flexibility in livestock farms. Animal 6, 852–862.

Hou, P.-F., Chang, Y.-T., Lai, J.-M., Chou, K.-L., Tai, S.-F., Tseng, K.-C., Chow, C.-N., Jeng, S.-L., Huang, H.-J., Chang, W.-C., 2020. Long-Term Effects of Fertilizers with Regional Climate Variability on Yield Trends of Sweet Corn 17.

Hufnagel, J., Reckling, M., Ewert, F., 2020. Diverse approaches to crop diversification in agricultural research. A review. Agron. Sustain. Dev. 40, 14. https://doi.org/10.1007/s13593-020-00617-4

Husson, F., Lê, S., Pages, J., 2010. Exploratory multivariate analysis by example using R, volume 20105550 of Chapman & Hall/CRC Computer Science & Data Analysis. CRC Press 30, 101–102.

IEA, I.E.A., 2018. World Energy Outlook. Paris.

Ingrisch, J., Bahn, M., 2018. Towards a Comparable Quantification of Resilience. Trends in Ecology & Evolution 33, 251–259. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.013

Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Bezemer, T.M., Bonin, C., Bruelheide, H., de Luca, E., Ebeling, A., Griffin, J.N., Guo, Q., Hautier, Y., Hector, A., Jentsch, A., Kreyling, J., Lanta, V., Manning, P., Meyer, S.T., Mori, A.S., Naeem, S., Niklaus, P.A., Polley, H.W., Reich, P.B., Roscher, C., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Thakur, M.P., Tilman, D., Tracy, B.F., van der Putten, W.H., van Ruijven, J., Weigelt, A., Weisser, W.W., Wilsey, B., Eisenhauer, N., 2015. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. Nature 526, 574–577. https://doi.org/10.1038/nature15374

Iverson, A.L., Marín, L.E., Ennis, K.K., Gonthier, D.J., Connor-Barrie, B.T., Remfert, J.L., Cardinale, B.J., Perfecto, I., 2014. REVIEW: Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. Journal of Applied Ecology 51, 1593–1602. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12334

Jacks, D.S., 2013. From boom to bust: A typology of real commodity prices in the long run. National Bureau of Economic Research.

James, L.G., 1988. Principles of farm irrigation systems design. John Wiley and Sons Limited.

Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P.C., Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? Geoderma 302, 14–21. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021

Jonason, D., Smith, H.G., Bengtsson, J., Birkhofer, K., 2013. Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). Landscape Ecology 28, 487–494.

Jones, L., Norton, L., Austin, Z., Browne, A.L., Donovan, D., Emmett, B.A., Grabowski, Z.., Howard, D.C., Jones, J.P.G., Kenter, J.., Manley, W., Morris, C., Robinson, D.A., Short, C., Siriwardena, G.M., Stevens, C.J., Storkey, J., Waters, R.D., Willis, G.F., 2016a. Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. Land Use Policy 52, 151–162. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.014

Jones, L., Norton, L., Austin, Z., Browne, A.L., Donovan, D., Emmett, B.A., Grabowski, Z.., Howard, D.C., Jones, J.P.G., Kenter, J.., Manley, W., Morris, C., Robinson, D.A., Short, C., Siriwardena, G.M., Stevens, C.J., Storkey, J., Waters, R.D., Willis, G.F., 2016b. Stocks and flows of natural and human-derived capital in ecosystem services. Land Use Policy 52, 151–162. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.12.014

Justes, E., al., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires Conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques (Rapport d'étude), Inrae (France).

Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Dürr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, Jean-Pierre, Souchère, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O., 2012. The use of cover crops to reduce nitrate leaching : Effect on the water and nitrogen balance and other ecosystem services.

Kahiluoto, H., Kaseva, J., Balek, J., Olesen, J.E., Ruiz-Ramos, M., Gobin, A., Kersebaum, K.C., Takáč, J., Ruget, F., Ferrise, R., Bezak, P., Capellades, G., Dibari, C., Mäkinen, H., Nendel, C., Ventrella, D., Rodríguez, A., Bindi, M., Trnka, M., 2019. Decline in climate resilience of European wheat. Proceedings of the National Academy of Sciences 116, 123–128. https://doi.org/10.1073/pnas.1804387115

Kahiluoto, H., Kaseva, J., Hakala, K., Himanen, S.J., Jauhiainen, L., Rötter, R.P., Salo, T., Trnka, M., 2014. Cultivating resilience by empirically revealing response diversity. Global Environmental Change 25, 186–193. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.002

Kaltalioglu, M., Soytas, U., others, 2011. Volatility spillover from oil to food and agricultural raw material markets. Modern Economy 2, 71.

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. Ecological indicators 28, 54–78.

Kanter, D.R., Musumba, M., Wood, S.L.R., Palm, C., Antle, J., Balvanera, P., Dale, V.H., Havlik, P., Kline, K.L., Scholes, R.J., Thornton, P., Tittonell, P., Andelman, S., 2018. Evaluating agricultural trade-offs in the age of sustainable development. Agricultural Systems 163, 73–88. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.010

Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O'Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tscharntke, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Zubair Anjum, M., Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R., Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalheiro, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Ćetković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., De la Mora, A., de Kraker, J., Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., Frank van Veen, F.J., Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B., Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseth, A.S., Inclán, D.J., Ingrao, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Le Ralec, A., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovsky, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D., Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plećaš, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.-P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Stack Whitney, K., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., Van Trinh, M., van der Werf, W., Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. Proc Natl Acad Sci USA 115, E7863–E7870. https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115

Kendal, W.S., Jørgensen, B., 2011. Tweedie convergence: A mathematical basis for Taylor's power law, 1/f noise, and multifractality. Physical review E 84, 066120.

Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R., 1981. Changes in Soil Physical Properties Due to Organic Waste Applications: A Review1. Journal of Environment Quality 10, 133. https://doi.org/10.2134/jeq1981.00472425001000020002x

Khan, Z., Ampong-Nyarko, K., Chiliswa, P., Hassanali, A., Kimani, S., Lwande, W., Overholt, W., Picketta, J., Smart, L., Woodcock, C., 1997. Intercropping increases parasitism of pests. Nature 388, 631–632.

Khumairoh, U., Lantinga, E.A., Schulte, R.P.O., Suprayogo, D., Groot, J.C.J., 2018. Complex rice systems to improve rice yield and yield stability in the face of variable weather conditions. Sci Rep 8, 14746. https://doi.org/10.1038/s41598-018-32915-z

Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., 2009. Nutrient supply in organic agriculture–plant availability, sources and recycling, in: Organic Crop Production–Ambitions and Limitations. Springer, pp. 89–116.

Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., Bolinder, M.A., 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. Field Crops Research 186, 99–106. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.006

Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T.P.M., Garibaldi, L.A., Potts, S.G., van der Putten, W.H., 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. Trends in Ecology & Evolution 34, 154–166. https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.002

Knapp, M., Řezáč, M., 2015. Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. PLoS one 10.

Knapp, S., van der Heijden, M.G.A., 2018. A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. Nature Communications 9. https://doi.org/10.1038/s41467-018-05956-1

Komainda, M., Küchenmeister, F., Küchenmeister, K., Kayser, M., Wrage-Mönnig, N., Isselstein, J., 2020. Drought tolerance is determined by species identity and functional group diversity rather than by species diversity within multi-species swards. European Journal of Agronomy 119, 126116. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126116

Konapala, G., Mishra, A.K., Wada, Y., Mann, M.E., 2020. Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation. Nature communications 11, 1–10.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift 15, 259–263. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130

Kremen, C., Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. Ecology and Society 17. https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440

Kuntz, M., Berner, A., Gattinger, A., Scholberg, J.M., Mäder, P., Pfiffner, L., 2013. Influence of reduced tillage on earthworm and microbial communities under organic arable farming. Pedobiologia 56, 251–260. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2013.08.005

Labruyere, S., Ricci, B., Lubac, A., Petit, S., 2016. Crop type, crop management and grass margins affect the abundance and the nutritional state of seed-eating carabid species in arable landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 231, 183–192. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.037

Lado, M., Paz, A., Ben-Hur, M., 2004. Organic Matter and Aggregate Size Interactions in Infiltration, Seal Formation, and Soil Loss. SOIL SCI. SOC. AM. J. 68, 8.

Laflen, J., Colvin, T., 1981. Effect of crop residue on soil loss from continuous row cropping. Transactions of the ASAE 24, 605–0609.

Lake, P.S., 2013. Resistance, Resilience and Restoration. Ecological Management & Restoration 14, 20–24. https://doi.org/10.1111/emr.12016

Laloy, E., Bielders, C., 2010. Effect of intercropping period management on runoff and erosion in a maize cropping system. Journal of environmental quality 39, 1001–1008.

Lam, V.Y.Y., Doropoulos, C., Bozec, Y.-M., Mumby, P.J., 2020. Resilience Concepts and Their Application to Coral Reefs. Front. Ecol. Evol. 8, 49. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00049

Langdale, G., Blevins, R., Karlen, D., McCool, D., Nearing, M., Skidmore, E., Thomas, A., Tyler, D., Williams, J., 1991. Cover crop effects on soil erosion by wind and water. Cover crops for clean water 15–22.

Larsen, A.E., Noack, F., 2020. Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. Nature Sustainability 1–9.

Lê Cao, K.-A., Rohart, F., Gonzalez, I., Le Cao, M.K.-A., 2018. Package 'mixOmics.'

Le Foll, S., 2017. Programme Ambition Bio 2017.

Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., others, 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies.

Leach, M., Raworth, K., Rockström, J., 2013. Between social and planetary boundaries: Navigating pathways in the safe and just space for humanity.

Lécuyer, B., Chatellier, V., Daniel, K., 2014. Analysis of price volatility of mineral fertilisers: possible issues for European farmers. International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology 10, 344–361.

Lee, H., Lautenbach, S., Nieto, A.P.G., Bondeau, A., Cramer, W., Geijzendorffer, I.R., 2019. The impact of conservation farming practices on Mediterranean agro-ecosystem services provisioning—a meta-analysis. Regional Environmental Change 1–16.

Legrand, B., Bockstaller, C., Dardonville, M., Therond, O., 2019. Caractérisation des formes d'agriculture au sein d'un réseau d'exploitations agricoles (Mémoire de fin d'études).

Leonhardt, S.D., Gallai, N., Garibaldi, L.A., Kuhlmann, M., Klein, A.-M., 2013. Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. Basic and Applied Ecology 14, 461–471. https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.003

Leroux, B., 2015. L'émergence de l'agriculture biologique en France: 1950-1990. Pour 59–66.

Les Greniers d'Abondance, 2020. Vers la résilience alimentaire. Faire face aux menaces globales à l'échelle des territoires., Première édition.

Lesur-Dumoulin, C., Malézieux, E., Ben-Ari, T., Langlais, C., Makowski, D., 2017. Lower average yields but similar yield variability in organic versus conventional horticulture. A meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development 37, 1–12.

Letourneau, Deborah K., Armbrecht, I., Rivera, B.S., Lerma, J.M., Carmona, E.J., Daza, M.C., Escobar, S., Galindo, V., Gutiérrez, C., López, S.D., Mejía, J.L., Rangel, A.M.A., Rangel, J.H., Rivera, L., Saavedra, C.A., Torres, A.M., Trujillo, A.R., 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. Ecological Applications 21, 9–21. https://doi.org/10.1890/09-2026.1

Letourneau, Deborah K, Armbrecht, I., Rivera, B.S., Lerma, J.M., Rrez, C.G., Rangel, J.H., Rivera, L., Saavedra, C.A., Torres, A.M., Trujillo, A.R., 2011. Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. Ecological Applications 21, 13.

Lewis, S.L., Maslin, M.A., 2015. Defining the anthropocene. Nature 519, 171–180.

Li, J., Huang, L., Zhang, J., Coulter, J.A., Li, L., Gan, Y., 2019. Diversifying crop rotation improves system robustness. Agron. Sustain. Dev. 39, 38. https://doi.org/10.1007/s13593-019-0584-0

Li, M., Peterson, C.A., Tautges, N.E., Scow, K.M., Gaudin, A.C.M., 2019. Yields and resilience outcomes of organic, cover crop, and conventional practices in a Mediterranean climate. Sci Rep 9, 12283. https://doi.org/10.1038/s41598-019-48747-4

Lien, G., Hardaker, J.B., Flaten, O., 2007. Risk and economic sustainability of crop farming systems. Agricultural Systems 94, 541–552. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.01.006

Lin, B.B., 2011. Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change. BioScience 61, 183–193. https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4

Liu, C., Lu, M., Cui, J., Li, B., Fang, C., 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. Glob Change Biol 20, 1366–1381. https://doi.org/10.1111/gcb.12517

Lobell, D.B., Tebaldi, C., 2014. Getting caught with our plants down: the risks of a global crop yield slowdown from climate trends in the next two decades. Environmental Research Letters 9, 074003.

Lokonon, B.O.K., 2019. Farmers' vulnerability to climate shocks: insights from the Niger basin of Benin. Climate and Development 11, 585–596.

Lopez-Iglesias, B., Villar, R., Poorter, L., 2014. Functional traits predict drought performance and distribution of Mediterranean woody species. Acta Oecologica 56, 10–18. https://doi.org/10.1016/j.actao.2014.01.003

Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., Gattinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. PloS one 12, e0180442.

Luck, G.W., Harrington, R., Harrison, P.A., Kremen, C., Berry, P.M., Bugter, R., Dawson, T.P., De Bello, F., Díaz, S., Feld, C.K., others, 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. Bioscience 59, 223–235.

Ludwig, D., Walker, B., Holling, C.S., 1997. Sustainability, Stability, and Resilience. Conservation Ecology 1.

Lüscher, G., Nemecek, T., Arndorfer, M., Balázs, K., Dennis, P., Fjellstad, W., Friedel, J.K., Gaillard, G., Herzog, F., Sarthou, J.-P., Stoyanova, S., Wolfrum, S., Jeanneret, P., 2017. Biodiversity assessment in LCA: a validation at field and farm scale in eight European regions. The International Journal of Life Cycle Assessment 22, 1483–1492. https://doi.org/10.1007/s11367-017-1278-y

Macfadyen, S., Tylianakis, J.M., Letourneau, D.K., Benton, T.G., Tittonell, P., Perring, M.P., Gómez-Creutzberg, C., Báldi, A., Holland, J.M., Broadhurst, L., Okabe, K., Renwick, A.R., Gemmill-Herren, B., Smith, H.G., 2015. The role of food retailers in improving resilience in global food supply. Global Food Security 7, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.01.001

Macholdt, J., Styczen, M.E., Macdonald, A., Piepho, H.-P., Honermeier, B., 2020. Long-term analysis from a cropping system perspective: Yield stability, environmental adaptability, and production risk of winter barley. European Journal of Agronomy 117, 126056. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126056

MacQueen, J., 1967. Some methods for classification and analysis of multivariate observations, in: Proceedings of the Fifth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability. Oakland, CA, USA, pp. 281–297.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., others, 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5, 1–58.

Mäkinen, H., Kaseva, J., Virkajärvi, P., Kahiluoto, H., 2015. Managing resilience of forage crops to climate change through response diversity. Field Crops Research 183, 23–30. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.006

Malézieux, E., Crozat, Y., Dupraz, C., Laurans, M., Makowski, D., Ozier-Lafontaine, H., Rapidel, B., de Tourdonnet, S., Valantin-Morison, M., 2009. Mixing Plant Species in Cropping Systems: Concepts, Tools and Models: A Review 25.

Malinga, R., Gordon, L.J., Jewitt, G., Lindborg, R., 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents–A review. Ecosystem Services 13, 57–63.

Marcillo, G.S., Carlson, S., Filbert, M., Kaspar, T., Plastina, A., Miguez, F.E., 2019. Maize system impacts of cover crop management decisions: A simulation analysis of rye biomass response to planting populations in Iowa, USA. Agricultural Systems 176, 102651.

Maris, V., 2014. Nature à vendre: Les limites des services écosystémiques. Éditions Quae.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields*. Weed Res 43, 77–89. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x

Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S.G., Smith, H.G., Al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G.K.S., Asís, J.D., Aviron, S., Balzan, M.V., Baños-Picón, L., Bartomeus, I., Batáry, P., Burel, F., Caballero-López, B., Concepción, E.D., Coudrain, V., Dänhardt, J., Diaz, M., Diekötter, T., Dormann, C.F., Duflot, R., Entling, M.H., Farwig, N., Fischer, C., Frank, T., Garibaldi, L.A., Hermann, J., Herzog, F., Inclán, D., Jacot, K., Jauker, F., Jeanneret, P., Kaiser, M., Krauss, J., Le Féon, V., Marshall, J., Moonen, A., Moreno, G., Riedinger, V., Rundlöf, M., Rusch, A., Scheper, J., Schneider, G., Schüepp, C., Stutz, S., Sutter, L., Tamburini, G., Thies, C., Tormos, J., Tscharntke, T., Tschumi, M., Uzman, D., Wagner, C., Zubair-Anjum, M., Steffan-Dewenter, I., 2019a. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. Ecology Letters ele.13265. https://doi.org/10.1111/ele.13265

Martin, E.A., Feit, B., Requier, F., Friberg, H., Jonsson, M., 2019b. Assessing the resilience of biodiversity-driven functions in agroecosystems under environmental change, in: Advances in Ecological Research. Elsevier, pp. 59–123. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.02.003

Martin, G., Magne, M.A., 2015. Agricultural diversity to increase adaptive capacity and reduce vulnerability of livestock systems against weather variability – A farm-scale simulation study. Agriculture, Ecosystems & Environment 199, 301–311. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.006

Martin, G., Magne, M.-A., Cristobal, M.S., 2017. An Integrated Method to Analyze Farm Vulnerability to Climatic and Economic Variability According to Farm Configurations and Farmers' Adaptations. Frontiers in Plant Science 8, 1483. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01483

Martin, S., Deffuant, G., Calabrese, J.M., 2011. Defining Resilience Mathematically: From Attractors To Viability, in: Deffuant, G., Gilbert, N. (Eds.), Viability and Resilience of Complex Systems. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 15–36. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20423-4_2

Mathevet, R., Barreteau, O., Bonte, B., Bousquet, F., Brémond, P., Dhenain, S., Grelot, F., Therville, C., 2017. In role in a rolling landscape: Re-thinking multi-scale vulnerability transfers in the Anthropocene.

Matsushita, K., Yamane, F., Asano, K., 2016. Linkage between crop diversity and agro-ecosystem resilience: Nonmonotonic agricultural response under alternate regimes. Ecological Economics 126, 23–31. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.006

May, R.M., 1975. Stability in ecosystems: some comments, in: Unifying Concepts in Ecology. Springer, pp. 161–168.

Mazzega, P., Therond, O., Debril, T., March, H., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Sant'Ana, D., 2014. Critical multi-level governance issues of integrated modelling: An example of low-water management in the Adour-Garonne basin (France). Journal of hydrology 519, 2515–2526.

McCann, K.S., 2000. The diversity–stability debate. Nature 405, 228–233. https://doi.org/10.1038/35012234

McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J., White, K.S., 2001. Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Mechler, R., Hochrainer, S., Aaheim, A., Salen, H., Wreford, A., 2010. Modelling economic impacts and adaptation to extreme events: Insights from European case studies. Mitig Adapt Strateg Glob Change 15, 737–762. https://doi.org/10.1007/s11027-010-9249-7

Menalled, F.D., Smith, R.G., Dauer, J.T., Fox, T.B., 2007. Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. Agriculture, Ecosystems & Environment 118, 49–54. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.011

Mersmann, O., Mersmann, M.O., RUnit, S., 2015. Package 'emoa.' Citeseer.

Meuwissen, M., Paas, W., Slijper, T., COOPMANS, I., CIECHOMSKA, A., 2018. Report on resilience framework for EU agriculture Work Performed by P1 (WU) in cooperation with all partners 29.

Meuwissen, M.P.M., Feindt, P.H., Spiegel, A., Termeer, C.J.A.M., Mathijs, E., Mey, Y. de, Finger, R., Balmann, A., Wauters, E., Urquhart, J., Vigani, M., Zawalińska, K., Herrera, H., Nicholas-Davies, P., Hansson, H., Paas, W., Slijper, T., Coopmans, I., Vroege, W., Ciechomska, A., Accatino, F., Kopainsky, B., Poortvliet, P.M., Candel, J.J.L., Maye, D., Severini, S., Senni, S., Soriano, B., Lagerkvist, C.-J., Peneva, M., Gavrilescu, C., Reidsma, P., 2019. A framework to assess the resilience of farming systems. Agricultural Systems 176, 102656. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102656

Meyer, K., Hoyer-Leitzel, A., Iams, S., Klasky, I., Lee, V., Ligtenberg, S., Bussmann, E., Zeeman, M.L., 2018. Quantifying resilience to recurrent ecosystem disturbances using flow–kick dynamics. Nature Sustainability 1, 671–678. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0168-z

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being. Island press United States of America.

Miller, F., Osbahr, H., Boyd, E., Thomalla, F., Bharwani, S., Ziervogel, G., Walker, B., Birkmann, J., van der Leeuw, S., Rockström, J., Hinkel, J., Downing, T., Folke, C., Nelson, D., 2010. Resilience and Vulnerability: Complementary or Conflicting Concepts? Ecology and Society 15, 11. https://doi.org/10.5751/ES-03378-150311

Minasny, B., McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity: Limited effect of organic matter on soil water retention. Eur J Soil Sci 69, 39–47. https://doi.org/10.1111/ejss.12475

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2018. Programme Ambition Bio 2022.

Mitaritonna, C., Ragot, L., others, 2020. After Covid-19, will seasonal migrant agricultural workers in Europe be replaced by robots. Policy brief 33.

Mitchell, J., Reicosky, D., Kueneman, E., Fisher, J., Beck, D., others, 2019. Conservation agriculture systems. CAB Reviews 14, 1–25.

Modernel, P., Dogliotti, S., Alvarez, S., Corbeels, M., Picasso, V., Tittonell, P., Rossing, W.A., 2018. Identification of beef production farms in the Pampas and Campos area that stand out in economic and environmental performance. Ecological Indicators 89, 755–770.

Moller, H., MacLeod, C.J., Haggerty, J., Rosin, C., Blackwell, G., Perley, C., Meadows, S., Weller, F., Gradwohl, M., 2008. Intensification of New Zealand agriculture: Implications for biodiversity. New Zealand Journal of Agricultural Research 51, 253–263. https://doi.org/10.1080/00288230809510453

Mondal, S., Chakraborty, D., Das, T., Shrivastava, M., Mishra, A., Bandyopadhyay, K., Aggarwal, P., Chaudhari, S., 2019. Conservation agriculture had a strong impact on the sub-surface soil strength and root growth in wheat after a 7-year transition period. Soil and Tillage Research 195, 104385.

Mori, A.S., 2016. Resilience in the studies of biodiversity–ecosystem functioning. Trends in ecology & evolution 31, 87–89.

Müller, F., 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. Ecological Indicators 5, 280–294. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.017

Müller, F., Bergmann, M., Dannowski, R., Dippner, J.W., Gnauck, A., Haase, P., Jochimsen, M.C., Kasprzak, P., Kröncke, I., Kümmerlin, R., Küster, M., Lischeid, G., Meesenburg, H., Merz, C., Millat, G., Müller, J., Padisák, J., Schimming, C.G., Schubert, H., Schult, M., Selmeczy, G., Shatwell, T., Stoll, S., Schwabe, M., Soltwedel, T., Straile, D., Theuerkauf, M., 2016. Assessing resilience in long-term ecological data sets. Ecological Indicators 65, 10–43. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.066

Müller, F., Hoffmann-Kroll, R., Wiggering, H., 2000. Indicating ecosystem integrity — theoretical concepts and environmental requirements. Ecological Modelling 130, 13–23. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00210-6

Mumby, P.J., Chollett, I., Bozec, Y.-M., Wolff, N.H., 2014. Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? Current Opinion in Environmental Sustainability 7, 22–27. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.021

Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Liu, J., Han, Z., 2013. The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. Current Opinion in Environmental Sustainability 5, 47–52.

Muneret, L., Auriol, A., Bonnard, O., Richart-Cervera, S., Thiéry, D., Rusch, A., 2019. Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard-dominated landscapes. Ecology and evolution 9, 13532–13542.

Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. Land use policy 45, 52–63.

Murphy, K.M., Campbell, K.G., Lyon, S.R., Jones, S.S., 2007. Evidence of varietal adaptation to organic farming systems. Field Crops Research 102, 172–177.

Naeem, S., Ingram, J., Varga, A., Agardy, T., Barten, P., Bennett, G., Bloomgarden, E., Bremer, L., Burkill, P., Cattau, M., others, 2015. Get the science right when paying for nature's services. Science 347, 1206–1207.

Nakagawa, S., Poulin, R., Mengersen, K., Reinhold, K., Engqvist, L., Lagisz, M., Senior, A.M., 2015. Meta-analysis of variation: ecological and evolutionary applications and beyond. Methods in Ecology and Evolution 6, 143–152.

Naylor, A., Ford, J., Pearce, T., Van Alstine, J., 2020. Conceptualizing Climate Vulnerability in Complex Adaptive Systems. One Earth 2, 444–454. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.04.011

Nelson, E.J., Daily, G.C., 2010. Modelling ecosystem services in terrestrial systems. F1000 biology reports 2.

Nelson, K., Gillespie-Marthaler, L., Baroud, H., Abkowitz, M., Kosson, D., 2019. An integrated and dynamic framework for assessing sustainable resilience in complex adaptive systems. Sustainable and Resilient Infrastructure 1–19. https://doi.org/10.1080/23789689.2019.1578165

Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L., Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., others, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature 520, 45–50.

Nielsen, D.C., Vigil, M.F., 2018. Wheat yield and yield stability of eight dryland crop rotations. Agronomy Journal 110, 594–601.

Nippert, J.B., Knapp, A.K., 2007. Linking water uptake with rooting patterns in grassland species. Oecologia 153, 261–272. https://doi.org/10.1007/s00442-007-0745-8

Nyström, M., Jouffray, J.-B., Norström, A.V., Crona, B., Søgaard Jørgensen, P., Carpenter, S.R., Bodin, ö., Galaz, V., Folke, C., 2019. Anatomy and resilience of the global production ecosystem. Nature 575, 98–108. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1712-3

Obiang-Ndong, G., Therond, O., Cousin, I., 2020. Analysis of relationships between ecosystem services: A generic classification and review of the literature. Ecosystem Services 43, 101120.

Obiang-Ndong, G., Villerd, J., Cousin, I., Therond, O., 2020. Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services: Application to the main cropping area in France. Science of The Total Environment 142815.

Observatoire des territoires, 2009. Les prélèvements en eau par usage.

Oelofse, M., Høgh-Jensen, H., Abreu, L.S., Almeida, G.F., El-Araby, A., Hui, Q.Y., de Neergaard, A., 2010. A comparative study of farm nutrient budgets and nutrient flows of certified organic and non-organic farms in China, Brazil and Egypt. Nutr Cycl Agroecosyst 87, 455–470. https://doi.org/10.1007/s10705-010-9351-y

Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., others, 2016. A synthesis is emerging between biodiversity–ecosystem function and ecological resilience research: reply to Mori. Trends in ecology & evolution 31, 89–92.

Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K.B., Mace, G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A., Bullock, J.M., 2015. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. Trends in Ecology & Evolution 30, 673–684. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate., Washington, D. C.: U. S. Dept. of Agriculture. ed, USDA Circular.

Oram, N.J., De Deyn, G.B., Bodelier, P.L.E., Cornelissen, J.H.C., Groenigen, J.W., Abalos, D., 2020. Plant community flood resilience in intensively managed grasslands and the role of the plant economic spectrum. J Appl Ecol 57, 1524–1534. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13667

Othoniel, B., Rugani, B., Heijungs, R., Benetto, E., Withagen, C., 2016. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. Environmental Science & Technology 50, 1077–1092. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03706

Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., others, 2014. Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Ipcc.

Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. Functional Ecology 21, 489–495. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01267.x

Palomo-Campesino, S., González, J., García-Llorente, M., 2018. Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. Sustainability 10, 4339. https://doi.org/10.3390/su10124339

Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. Environmental Science & Policy 54, 438–447. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012

Paradelo, R., Eden, M., Martínez, I., Keller, T., Houot, S., 2019. Soil physical properties of a Luvisol developed on loess after 15 years of amendment with compost. Soil and Tillage Research 191, 207–215. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.003

Parry, M., Parry, M.L., Canziani, O., Palutikof, J., Van der Linden, P., Hanson, C., others, 2007. Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: Working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge University Press.

Péguy, C.-P., 1970. Précis de climatologie. Masson.

Pelletier, N., Audsley, E., Brodt, S., Garnett, T., Henriksson, P., Kendall, A., Kramer, K.J., Murphy, D., Nemecek, T., Troell, M., 2011. Energy intensity of agriculture and food systems. Annual review of environment and resources 36.

Pérez-Soba, M., Elbersen, B., Braat, L., Kempen, M., Wijngaart, R. van der, Staritsky, I., Rega, C., Paracchini, M.L., European Commission, Joint Research Centre, 2019. The emergy perspective: natural and anthropic energy flows in agricultural biomass production.

Perrin, A., Cristobal, M.S., Milestad, R., Martin, G., 2020. Identification of resilience factors of organic dairy cattle farms. Agricultural Systems 183, 102875. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102875

Perrings, C., 1998. Resilience in the Dynamics of Economy-Environment Systems. Environmental and Resource Economics 3, 503–520.

Peterson, C. A., Eviner, V.T., Gaudin, A.C.M., 2018. Ways forward for resilience research in agroecosystems. Agricultural Systems 162, 19–27. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.01.011

Petit, S., Boursault, A., Guilloux, M., Munier-Jolain, N., Reboud, X., 2011. Weeds in agricultural landscapes. A review. Agronomy Sust. Developm. 31, 309–317. https://doi.org/10.1051/agro/2010020

Petit, S., Gaba, S., Grison, A.-L., Meiss, H., Simmoneau, B., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., 2016. Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields. Agriculture, Ecosystems & Environment 223, 41–47. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.031

Petit, S., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., Bockstaller, C., Gaba, S., Cordeau, S., Lechenet, M., Mézière, D., Colbach, N., 2015. Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. Environmental Management 56, 1078–1090. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0554-5

Petit, S., Trichard, A., Biju-Duval, L., McLaughlin, ó. B., Bohan, D.A., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. Agriculture, Ecosystems & Environment 240, 45–53. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014

Pfisterer, A.B., Schmid, B., 2002. Diversity-dependent production can decrease the stability of ecosystem functioning. Nature 416, 84–86. https://doi.org/10.1038/416084a

Piedra-Bonilla, E.B., da Cunha, D.A., Braga, M.J., 2020. Climate variability and crop diversification in Brazil: An ordered probit analysis. Journal of Cleaner Production 256, 120252. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120252

Pierce, F.J., Nowak, P., 1999. Aspects of precision agriculture. Advances in agronomy 67, 1–85.

Pimentel, D., Hurd, L., Bellotti, A., Forster, M., Oka, I., Sholes, O., Whitman, R., 1973. Food production and the energy crisis. Science 182, 443–449.

Pimm, S.L., 1984. The complexity and stability of ecosystems. Nature 307, 321–326.

Pimm, S.L., Donohue, I., Montoya, J.M., Loreau, M., 2019. Measuring resilience is essential to understand it. Nat Sustain 2, 895–897. https://doi.org/10.1038/s41893-019-0399-7

Pittelkow, Cameron M., Liang, X., Linquist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. Nature 517, 365–368. https://doi.org/10.1038/nature13809

Pittelkow, Cameron M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015b. When does no-till yield more? A global meta-analysis. Field Crops Research 183, 156–168. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020

Pocock, M.J.O., Evans, D.M., Memmott, J., 2012. The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. Science 335, 973–977. https://doi.org/10.1126/science.1214915

Ponisio, L.C., M'Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., De Valpine, P., Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282, 20141396.

Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends in Ecology & Evolution 25, 345–353. https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007

Potts, S.G., Woodcock, B.A., Roberts, S.P.M., Tscheulin, T., Pilgrim, E.S., Brown, V.K., Tallowin, J.R., 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. Journal of Applied Ecology 46, 369–379. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01609.x

Poumadere, M., Mays, C., Le Mer, S., Blong, R., 2005. The 2003 heat wave in France: dangerous climate change here and now. Risk Analysis: an International Journal 25, 1483–1494.

Prieto, I., Violle, C., Barre, P., Durand, J.-L., Ghesquiere, M., Litrico, I., 2015. Complementary effects of species and genetic diversity on productivity and stability of sown grasslands. Nature Plants 1, 15033. https://doi.org/10.1038/nplants.2015.33

Prince, S.D., Haskett, J., Steininger, M., Strand, H., Wright, R., 2001. NET PRIMARY PRODUCTION OF U.S. MIDWEST CROPLANDS FROM AGRICULTURAL HARVEST YIELD DATA. Ecological Applications 11, 1194–1205. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1194:NPPOUS]2.0.CO;2

Prosperi, P., Allen, T., Cogill, B., Padilla, M., Peri, I., 2016. Towards metrics of sustainable food systems: a review of the resilience and vulnerability literature. Environment Systems and Decisions 36, 3–19. https://doi.org/10.1007/s10669-016-9584-7

Pumariño, L., Sileshi, G.W., Gripenberg, S., Kaartinen, R., Barrios, E., Muchane, M.N., Midega, C., Jonsson, M., 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: a meta-analysis. Basic and Applied Ecology 16, 573–582.

Purvis, B., Mao, Y., Robinson, D., 2019. Three pillars of sustainability: in search of conceptual origins. Sustainability science 14, 681–695.

Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M.M.B., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M., 2013. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 14.

Quinlan, A.E., Berbés-Blázquez, M., Haider, L.J., Peterson, G.D., 2016. Measuring and assessing resilience: broadening understanding through multiple disciplinary perspectives. Journal of Applied Ecology 53, 677–687. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12550

R Core, 2013. R: A language and environment for statistical computing.

Rad, M.R., Araya, A., Zambreski, Z.T., 2020. Downside risk of aquifer depletion. Irrigation Science 38, 577–591.

Rains, G.C., Olson, D., Lewis, W., 2011. Redirecting technology to support sustainable farm management practices. Agricultural Systems 104, 365–370.

Rasmussen, L.V., Bierbaum, R., Oldekop, J.A., Agrawal, A., 2017. Bridging the practitioner-researcher divide: Indicators to track environmental, economic, and sociocultural sustainability of agricultural commodity production. Global Environmental Change 42, 33–46. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.12.001

Reckling, M., Döring, T.F., Bergkvist, G., Stoddard, F.L., Watson, C.A., Seddig, S., Chmielewski, F.-M., Bachinger, J., 2018. Grain legume yields are as stable as other spring crops in long-term experiments across northern Europe. Agronomy for sustainable development 38, 1–10.

Redhead, J. W., Oliver, T.H., Woodcock, B., Pywell, R.F., 2020. The influence of landscape composition and configuration on crop yield resilience. Journal of Applied Ecology. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13722

Reeve, J., Hoagland, L.A., Villalba, J.J., Carr, P.M., Atucha, A., Cambardella, C., Davis, D.R., Delate, K., 2016. Organic farming, soil health, and food quality: considering possible links, in: Advances in Agronomy. Elsevier, pp. 319–367.

Rega, C., Bartual, A.M., Bocci, G., Sutter, L., Albrecht, M., Moonen, A.-C., Jeanneret, P., van der Werf, W., Pfister, S.C., Holland, J.M., Paracchini, M.L., 2018. A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. Ecological Indicators 90, 653–664. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.075

Reidsma, P., Ewert, F., 2008. Regional Farm Diversity Can Reduce Vulnerability of Food Production to Climate Change. Ecology and Society 13. https://doi.org/10.5751/ES-02476-130138

Reidsma, P., Ewert, F., Lansink, A.O., Leemans, R., 2010. Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: The importance of farm level responses. European Journal of Agronomy 32, 91–102. https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.06.003

Reidsma, P., Ewert, F., Lansink, A.O., Leemans, R., 2009a. Vulnerability and adaptation of European farmers: a multi-level analysis of yield and income responses to climate variability. Reg Environ Change 9, 25. https://doi.org/10.1007/s10113-008-0059-3

Reidsma, P., Oude Lansink, A., Ewert, F., 2009b. Economic impacts of climatic variability and subsidies on European agriculture and observed adaptation strategies. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 14, 35–59. https://doi.org/10.1007/s11027-008-9149-2

Renard, D., Tilman, D., 2019. National food production stabilized by crop diversity. Nature 571, 257–260. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1316-y

Resilience Alliance, 2010. Assessing resilience in social-ecological systems: workbook for practitioners.

Ricci, B., Lavigne, C., Alignier, A., Aviron, S., Biju-Duval, L., Bouvier, J.C., Mezerette, F., Plantegenest, M., Savary, G., Thomas, C., Vialatte, A., Petit, S., 2019. Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 286, 10. https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2898

Rist, L., Felton, A., Nyström, M., Troell, M., Sponseller, R.A., Bengtsson, J., Österblom, H., Lindborg, R., Tidåker, P., Angeler, D.G., Milestad, R., Moen, J., 2014. Applying resilience thinking to production ecosystems. Ecosphere 5, art73. https://doi.org/10.1890/ES13-00330.1

Robinson, D.A., Hockley, N., Dominati, E., Lebron, I., Scow, K.M., Reynolds, B., Emmett, B.A., Keith, A.M., de Jonge, L.W., Schjønning, P., Moldrup, P., Jones, S.B., Tuller, M., 2012. Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. Vadose Zone Journal 11. https://doi.org/10.2136/vzj2011.0051

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461, 472–475. https://doi.org/10.1038/461472a

Rosa-Schleich, J., Loos, J., Mußhoff, O., Tscharntke, T., 2019. Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. Ecological Economics 160, 251–263. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002

Rosenfelder, C., van Dijk, P., 2014. Evaluation et adaptation des systèmes de culture pour réduire la sensibilité potentielle des sols à lérosion en alsace. Le Cahier des Techniques de lINRA.

Rusinamhodzi, L., Corbeels, M., Van Wijk, M.T., Rufino, M.C., Nyamangara, J., Giller, K.E., 2011. A meta-analysis of long-term effects of conservation agriculture on maize grain yield under rain-fed conditions. Agronomy for sustainable development 31, 657.

Sabatier, R., Oates, L.G., Brink, G.E., Bleier, J., Jackson, R.D., 2015a. Grazing in an Uncertain Environment: Modeling the Trade-Off between Production and Robustness. Agronomy Journal 107, 257. https://doi.org/10.2134/agronj14.0357

Sabatier, R., Oates, L.G., Jackson, R.D., 2015b. Management flexibility of a grassland agroecosystem: A modeling approach based on viability theory. Agricultural Systems 139, 76–81. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.008

Saha, J.K., Selladurai, R., Coumar, M.V., Dotaniya, M., Kundu, S., Patra, A.K., 2017. Soil pollution-an emerging threat to agriculture. Springer.

Saltelli, A., Benini, L., Funtowicz, S., Giampietro, M., Kaiser, M., Reinert, E., van der Sluijs, J.P., 2020. The technique is never neutral. How methodological choices condition the generation of narratives for sustainability. Environmental Science & Policy 106, 87–98. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.01.008

Salvati, L., 2010. Exploring the Relationship between Agricultural Productivity and Land Degradation in a Dry Region of Southern Europe. New Medit 35.

Sanford, G.R., Jackson, R.D., Booth, E.G., Hedtcke, J.L., Picasso, V., 2021. Perenniality and diversity drive output stability and resilience in a 26-year cropping systems experiment. Field Crops Research 263, 108071.

Sauvant, D., Perez, J.-M., Tran, G., 2004. Tables of composition and nutritional value of feed materials: pigs, poultry, cattle, sheep, goats, rabbits, horses and fish. Wageningen Academic Publishers.

Saxton, K.E., Rawls, W.J., 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Science Society of America Journal 70, 1569. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117

Scavo, A., Abbate, C., Mauromicale, G., 2019. Plant allelochemicals: agronomic, nutritional and ecological relevance in the soil system. Plant Soil 442, 23–48. https://doi.org/10.1007/s11104-019-04190-y

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413, 591–596.

Scheffer, M., Carpenter, S.R., Dakos, V., van Nes, E.H., 2015. Generic Indicators of Ecological Resilience: Inferring the Chance of a Critical Transition. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 46, 145–167. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054242

Schmitt, E., Galli, F., Menozzi, D., Maye, D., Touzard, J.-M., Marescotti, A., Six, J., Brunori, G., 2017. Comparing the sustainability of local and global food products in Europe. Journal of Cleaner Production 165, 346–359. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.039

Scholberg, J.M.S., Dogliotti, S., Leoni, C., Cherr, C.M., Zotarelli, L., Rossing, W.A.H., 2010. Cover Crops for Sustainable Agrosystems in the Americas, in: Lichtfouse, E. (Ed.),

Genetic Engineering, Biofertilisation, Soil Quality and Organic Farming. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 23–58. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8741-6_2

Schrama, M., De Haan, J., Kroonen, M., Verstegen, H., Van der Putten, W., 2018. Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems. Agriculture, ecosystems & environment 256, 123–130.

Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. Ecological Indicators 36, 539–551.

Schwartz, F.W., Ibaraki, M., 2011. Groundwater: A resource in decline. Elements 7, 175–179.

Schwertmann, U., Vogl, W., Kainz, M., 1987. Soil erosion by water: Prediction of soil loss and valuation of counter-measures. German.) Ulmer Verlag, Stuttgart, Germany.

Scoones, I., Leach, M., Smith, A., Stagl, S., Stirling, A., Thompson, J., 2007. Dynamic Systems and the Challenge of Sustainability (No. STEPS Working Paper 1, Brighton: STEPS Centre).

SDG, U., 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development.

Seo, S.N., 2010. A Microeconometric Analysis of Adapting Portfolios to Climate Change: Adoption of Agricultural Systems in Latin America. Applied Economic Perspectives and Policy 32, 489–514. https://doi.org/10.1093/aepp/ppq013

Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature 485, 229–232.

Shackelford, G.E., Kelsey, R., Dicks, L.V., 2019. Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. Land Use Policy 88, 104204. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204

Shiklomanov, I.A., Rodda, J.C., 2004. World water resources at the beginning of the twenty-first century. Cambridge University Press.

Shukla, P., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H., Roberts, D., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., Van Diemen, R., others, 2019. IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

Singh, A.P., Dhadse, K., 2021. Economic evaluation of crop production in the Ganges region under climate change: A sustainable policy framework. Journal of Cleaner Production 278, 123413. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123413

Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tscharntke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. Proc Natl Acad Sci USA 116, 16442–16447. https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116

Smit, B., Pilifosova, O., 2003. Adaptation to climate change in the context of sustainable development and equity. Sustainable Development 8, 9.

Smit, B., Wandel, J., 2006. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. Global Environmental Change 16, 282–292. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.008

Smith, O.M., Cohen, A.L., Reganold, J.P., Jones, M.S., Orpet, R.J., Taylor, J.M., Thurman, J.H., Cornell, K.A., Olsson, R.L., Ge, Y., others, 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. Proceedings of the National Academy of Sciences 117, 2870–2878.

Smith, O.M., Cohen, A.L., Rieser, C.J., Davis, A.G., Taylor, J.M., Adesanya, A.W., Jones, M.S., Meier, A.R., Reganold, J.P., Orpet, R.J., 2019. Organic farming provides reliable environmental benefits but increases variability in crop yields: a global meta-analysis. Frontiers in Sustainable Food Systems 3, 82.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., others, 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Philosophical transactions of the royal Society B: Biological Sciences 363, 789–813.

Smith, R., Kasprzyk, J., Rajagopalan, B., 2019. Using multivariate regression trees and multiobjective tradeoff sets to reveal fundamental insights about water resources systems. Environmental Modelling & Software 120, 104498.

Smith, R.G., Gross, K.L., 2006. Weed community and corn yield variability in diverse management systems. Weed science 54, 106–113.

Smith, R.G., Menalled, F.D., Robertson, G.P., 2007. Temporal yield variability under conventional and alternative management systems. Agronomy Journal 99, 1629–1634.

Smolik, J.D., Dobbs, T.L., Rickerl, D.H., 1995. The relative sustainability of alternative, conventional, and reduced-till farming systems. American Journal of Alternative Agriculture 25–35.

Sneessens, I., Sauvée, L., Randrianasolo-Rakotobe, H., Ingrand, S., 2019. A framework to assess the economic vulnerability of farming systems: Application to mixed crop-livestock systems. Agricultural Systems 176, 102658. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102658

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. Soil and Tillage Research 118, 66–87. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015

Sperfeld, E., Martin-Creuzburg, D., Wacker, A., 2012. Multiple resource limitation theory applied to herbivorous consumers: Liebig's minimum rule vs. interactive co-limitation. Ecology Letters 15, 142–150.

Stampfli, A., Bloor, J.M.G., Fischer, M., Zeiter, M., 2018. High land-use intensity exacerbates shifts in grassland vegetation composition after severe experimental drought. Global Change Biology 24, 2021–2034. https://doi.org/10.1111/gcb.14046

Stanhill, G., 1990. The comparative productivity of organic agriculture. Agriculture, ecosystems & environment 30, 1–26.

Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System

in the Anthropocene. Proceedings of the National Academy of Sciences 115, 8252–8259. https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115

Steinke, J., Mgimiloko, M.G., Graef, F., Hammond, J., van Wijk, M.T., van Etten, J., 2019. Prioritizing options for multi-objective agricultural development through the Positive Deviance approach. PLoS ONE 14, e0212926. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212926

Stelling, J., Sauer, U., Szallasi, Z., Doyle, F.J., Doyle, J., 2004. Robustness of Cellular Functions. Cell 118, 675–685. https://doi.org/10.1016/j.cell.2004.09.008

Steudel, B., Hector, A., Friedl, T., Löfke, C., Lorenz, M., Wesche, M., Kessler, M., 2012. Biodiversity effects on ecosystem functioning change along environmental stress gradients. Ecology letters 15, 1397–1405.

Stockholm Resilience Center, 2015. What Is Resilience? An Introduction to a Popular yet Often Misunderstood Concept.

Stone, J., Rahimifard, S., 2018. Resilience in agri-food supply chains: a critical analysis of the literature and synthesis of a novel framework. Supply Chain Management: An International Journal 23, 207–238. https://doi.org/10.1108/SCM-06-2017-0201

Swift, M., Vandermeer, J., Ramakrishnan, P., Anderson, J., Ong, C., Hawkins, B., 1996. Biodiversity and agroecosystem function. Scope-Scientific Committee on Problems of the Environment International Council of Scientific Unions 55, 261–298.

Swift, M.J., Izac, A.-M., Van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? Agriculture, ecosystems & environment 104, 113–134.

Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Elsevier.

Tamburini, G., Santoiemma, G., E. O'Rourke, M., Bommarco, R., Chaplin-Kramer, R., Dainese, M., Karp, D.S., Kim, T.N., Martin, E.A., Petersen, M., others, 2020. Species traits elucidate crop pest response to landscape composition: a global analysis. Proceedings of the Royal Society B 287, 20202116.

Techen, A.-K., Helming, K., Brüggemann, N., Veldkamp, E., Reinhold-Hurek, B., Lorenz, M., Bartke, S., Heinrich, U., Amelung, W., Augustin, K., Boy, J., Corre, M., Duttman, R., Gebbers, R., Gentsch, N., Grosch, R., Guggenberger, G., Kern, J., Kiese, R., Kuhwald, M., Leinweber, P., Schloter, M., Wiesmeier, M., Winkelmann, T., Vogel, H.-J., 2020. Soil research challenges in response to emerging agricultural soil management practices, in: Advances in Agronomy. Elsevier, pp. 179–240. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.01.002

Tendall, D.M., Joerin, J., Kopainsky, B., Edwards, P., Shreck, A., Le, Q.B., Kruetli, P., Grant, M., Six, J., 2015. Food system resilience: Defining the concept. Global Food Security 6, 17–23. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.08.001

Termeer, C.J., Feindt, P.H., Karpouzoglou, T., Poppe, K.J., Hofstede, G.J., Kramer, K., Ge, L., Mathijs, E., Meuwissen, M.P., 2019. Institutions and the resilience of biobased production systems: the historical case of livestock intensification in the Netherlands. Ecology and Society 24.

Therneau, T.., Atkinson B., Ripley B., Oksanen J., 2014. mvpart : multivariate partitioning. P package version 1.6-2. (Retrieved from).

Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017a. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. Agronomy for Sustainable Development 37. https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7

Therond, O., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Gaudou, B., Balestrat, M., Hong, Y., Louail, T., Nguyen, V.B., Panzoli, D., Sanchez-Perez, J.-M., others, 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems.

Therond, O., Tichit, M., Tibi, A., Accatino, F., Bockstaller, C., Bohan, D.A., Bonaudo, T., Boval, M., Cahuzac, E., Casellas, E., Chauvel, B., Choler, P., Constantin, J., Cousin, I., Daroussin, J., David, M., Delacote, P., Derocles, S., De Sousa, L., Dominges Santos, J.., Dross, C., Duru, M., Eugène, M., Fontaine, C., Garcia, B., Geijzendorffer, I., Girardin, A., Graux, A.-I., Jouven, M., Langlois, B., Le Bas, C., Le Bissonnais, Y., Lelièvre, V., Lifran, R., Maigné, E., Martin, G., Martin, R., Martin-Laurent, F., Martinet, V., McLaughlin, O., Meillet, A., Mignolet, C., Mouchet, M., Nozières-Petit, M.-O., Ostermann, O.., Paracchini, M.., Pellerin, S., Peyraud, J.-L., Petit-Michaut, S., Picaud, C., Poméon, T., Porcher, E., Puech, T., Puillet, L., Rambonilaza, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoche, D., Ruget, F., Rulleau, B., Rusch, A., Salles, J.-M., Sauvant, D., Schott, C., Tardieu, L., 2017b. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. (Rapport d'étude), Inrae (France).

Thorogood, R., Mustonen, V., Aleixo, A., Aphalo, P.J., Asiegbu, F.O., Cabeza, M., Cairns, J., Candolin, U., Cardoso, P., Eronen, J.T., others, 2020. Understanding biological resilience, from genes to ecosystems.

Tibi, A., Therond, O., 2018. Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. éditions Quae.

Tilman, D., 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. Science 277, 1300–1302. https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300

Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. Proceedings of the national academy of sciences 108, 20260–20264.

Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418, 671–677.

Tilman, D., Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. Nature 515, 518–522.

Tilman, D., Downing, J.A., Wedin, D.A., 1994. Does diversity beget stability? Nature 371, 114–114.

Tittonell, P., 2014. Livelihood strategies, resilience and transformability in African agroecosystems. Agricultural Systems 126, 3–14. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.10.010

Tittonell, P., Giller, K.E., 2013. When yield gaps are poverty traps: The paradigm of ecological intensification in African smallholder agriculture. Field Crops Research 143, 76–90.

Tittonell, P., Klerkx, L., Baudron, F., Félix, G.F., Ruggia, A., van Apeldoorn, D., Dogliotti, S., Mapfumo, P., Rossing, W.A., 2016. Ecological intensification: local innovation to address global challenges, in: Sustainable Agriculture Reviews. Springer, pp. 1–34.

Toorop, R.A., Ceccarelli, V., Bijarniya, D., Jat, M.L., Jat, R.K., Lopez-Ridaura, S., Groot, J.C., 2020. Using a positive deviance approach to inform farming systems redesign: A case study from Bihar, India. Agricultural Systems 185, 102942.

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

Torri, D., Poesen, J., Borselli, L., 1997. Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset. Catena 31, 1–22.

Trichard, A., Ricci, B., Ducourtieux, C., Petit, S., 2014. The spatio-temporal distribution of weed seed predation differs between conservation agriculture and conventional tillage. Agriculture, Ecosystems & Environment 188, 40–47. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.031

Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Nouhuys, S. van, Vidal, S., 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. Biological Control 43, 294–309. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006

Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecology Letters 8, 857–874. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M.H., Jacot, K., 2016. Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. Agriculture, Ecosystems & Environment 220, 97–103. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.001

Tuomisto, H.L., Hodge, I., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?–A meta-analysis of European research. Journal of environmental management 112, 309–320.

Turner, B.L., 2010. Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science? Global Environmental Change 20, 570–576. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.07.003

Turner, B.L., Kasperson, R.E., Matson, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J.X., Luers, A., Martello, M.L., Polsky, C., Pulsipher, A., Schiller, A., 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences 100, 8074–8079. https://doi.org/10.1073/pnas.1231335100

Urruty, N., Guyomard, H., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C., 2017. Factors of winter wheat yield robustness in France under unfavourable weather conditions. European Journal of Agronomy 90, 174–183. https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.08.002

Urruty, N., Tailliez-Lefebvre, D., Huyghe, C., 2016. Stability, robustness, vulnerability and resilience of agricultural systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 36, 15. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0347-5

Uusitalo, V., Kuokkanen, A., Grönman, K., Ko, N., Mäkinen, H., Koistinen, K., 2019. Environmental sustainability assessment from planetary boundaries perspective – A case study of an organic sheep farm in Finland. Science of The Total Environment 687, 168–176. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.120

Valencia, V., Wittman, H., Blesh, J., 2019. Structuring Markets for Resilient Farming Systems. Agron. Sustain. Dev. 39, 25. https://doi.org/10.1007/s13593-019-0572-4

van der Linden, A., Oosting, S.J., van de Ven, G.W.J., de Boer, I.J.M., van Ittersum, M.K., 2015. A framework for quantitative analysis of livestock systems using theoretical concepts of production ecology. Agricultural Systems 139, 100–109. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.007

van der Velde, M., Tubiello, F.N., Vrieling, A., Bouraoui, F., 2012. Impacts of extreme weather on wheat and maize in France: evaluating regional crop simulations against observed data. Climatic change 113, 751–765.

Van Dijk, M., Morley, T., Jongeneel, R., van Ittersum, M., Reidsma, P., Ruben, R., 2017. Disentangling agronomic and economic yield gaps: An integrated framework and application. Agricultural Systems 154, 90–99.

van Dijk, P., Rosenfelder, C., Scheurer, O., Duparque, A., Martin, P., Sauter, J., 2016. Une approche agronomique territoriale pour lutter contre le ruissellement et l'érosion des sols en Alsace. Agronomie, Environnement & Sociétés 6, 35–47.

Van Ittersum, M.K., Cassman, K.G., Grassini, P., Wolf, J., Tittonell, P., Hochman, Z., 2013. Yield gap analysis with local to global relevance—a review. Field Crops Research 143, 4–17.

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

Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., others, 2015. Global exchange and accumulation of non-native plants. Nature 525, 100–103.

van Leeuwen, J.P., Creamer, R.E., Cluzeau, D., Debeljak, M., Gatti, F., Henriksen, C.B., Kuzmanovski, V., Menta, C., Pérès, G., Picaud, C., Saby, N.P.A., Trajanov, A., Trinsoutrot-Gattin, I., Visioli, G., Rutgers, M., 2019. Modeling of Soil Functions for Assessing Soil Quality: Soil Biodiversity and Habitat Provisioning. Front. Environ. Sci. 7, 113. https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00113

Van Noordwijk, M., Dijksterhuis, G., Van Keulen, H., 1994. Risk management in crop production and fertilizer use with uncertain rainfall; how many eggs in which baskets? NJAS wageningen journal of life sciences 42, 249–269.

van Strien, M.J., Huber, S.H., Anderies, J.M., Grêt-Regamey, A., 2019. Resilience in social-ecological systems: identifying stable and unstable equilibria with agent-based models. E&S 24, art8. https://doi.org/10.5751/ES-10899-240208

Vandermeer, J., van Noordwijk, M., Anderson, J., Ong, C., Perfecto, I., 1998. Global change and multi-species agroecosystems: Concepts and issues. Agriculture, Ecosystems & Environment 67, 1–22. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00150-3

Verma, M., 2015. Energy use in global food production: considerations for sustainable food security in the 21st century. Springer.

Vermeulen, S.J., Campbell, B.M., Ingram, J.S., 2012. Climate change and food systems. Annual review of environment and resources 37, 195–222.

Verret, V., Gardarin, A., Pelzer, E., Médiène, S., Makowski, D., Valantin-Morison, M., 2017. Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. Field Crops Research 204, 158–168. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.010

Vetter, V.M.S., Kreyling, J., Dengler, J., Apostolova, I., Arfin-Khan, M.A.S., Berauer, B.J., Berwaers, S., De Boeck, H.J., Nijs, I., Schuchardt, M.A., Sopotlieva, D., Gillhausen, P., Wilfahrt, P.A., Zimmermann, M., Jentsch, A., 2020. Invader presence disrupts the stabilizing effect of species richness in plant community recovery after drought. Glob Change Biol 26, 3539–3551. https://doi.org/10.1111/gcb.15025

Vico, G., Brunsell, N.A., 2018. Tradeoffs between water requirements and yield stability in annual vs. perennial crops. Advances in water resources 112, 189–202.

Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. Ecological Complexity 15, 114–121. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004

Vogel, H.-J., Eberhardt, E., Franko, U., Lang, B., Ließ, M., Weller, U., Wiesmeier, M., Wollschläger, U., 2019. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. Front. Environ. Sci. 7, 164. https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164

Vopravil, J., Janeček, M., Tippl, M., others, 2007. Revised soil erodibility K-factor for soils in the Czech Republic. Soil and Water Research 2, 1–9.

Wachtmeister, H., Henke, P., Höök, M., 2018. Oil projections in retrospect: Revisions, accuracy and current uncertainty. Applied Energy 220, 138–153.

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R., Kinzig, A.P., 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. E&S 9, art5. https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205

Walker, B., Meyers, J.A., 2004. Thresholds in Ecological and Social Ecological Systems: a Developing Database. Ecology and Society 9, 3. https://doi.org/10.5751/ES-00664-090203

Walker, B., Salt, D., 2012. Resilience practice: building capacity to absorb disturbance and maintain function. Island Press.

Wam, H.K., 2010. Economists, time to team up with the ecologists! Ecological Economics 69, 675–679.

Wang, L., Xia, M., Wang, H., Huang, K., Qian, C., Maravelias, C.T., Ozin, G.A., 2018. Greening ammonia toward the solar ammonia refinery. Joule 2, 1055–1074.

Wang, X., Müller, C., Elliot, J., Mueller, N.D., Ciais, P., Jägermeyr, J., Gerber, J., Dumas, P., Wang, C., Yang, H., others, 2021. Global irrigation contribution to wheat and maize yield. Nature Communications 12, 1–8.

Wang, Y., Cadotte, M.W., Chen, Y., Fraser, L.H., Zhang, Y., Huang, F., Luo, S., Shi, N., Loreau, M., 2019. Global evidence of positive biodiversity effects on spatial ecosystem stability in natural grasslands. Nat Commun 10, 3207. https://doi.org/10.1038/s41467-019-11191-z

Wang, Y., Cang, T., Zhao, X., Yu, R., Chen, L., Wu, C., Wang, Q., 2012. Comparative acute toxicity of twenty-four insecticides to earthworm, Eisenia fetida. Ecotoxicology and Environmental Safety 79, 122–128. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.12.016

Wang, Y., Hulse, D., Von Meding, J., Brown, M., Dedenbach, L., 2020. Conceiving resilience: Lexical shifts and proximal meanings in the human-centered natural and built environment literature from 1990 to 2018. Developments in the Built Environment 1, 100003. https://doi.org/10.1016/j.dibe.2019.100003

Weisberger, D., Nichols, V., Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. PloS one 14, e0219847.

Weise, H., Auge, H., Baessler, C., Baerlund, I., Bennett, E.M., Berger, U., Bohn, F., Bonn, A., Borchardt, D., Brand, F., Chatzinotas, A., Corstanje, R., De Laender, F., Dietrich, P., Dunker, S., Durka, W., Fazey, I., Groeneveld, J., Guilbaud, C.S.E., Harms, H., Harpole, S., Harris, J.A., Jax, K., Jeltsch, F., Johst, K., Joshi, J., Klotz, S., Kuehn, I., Kuhlicke, C., Mueller, B., Radchuk, V., Reuter, H., Rinke, K., Schmitt-Jansen, M., Seppelt, R., Singer, A.S., Standish, R.J., Thulke, H.-H., Tietjen, B., Weitere, M., Wirth, C., Wolf, C., Grimm, V., 2019. Resilience trinity: safeguarding ecosystem services across three different time horizons and decision contexts. bioRxiv. https://doi.org/10.1101/549873

Weyers, S.L., Gramig, G., 2017. Low-Input and Intensified Crop Production Systems Effects on Soil Health and Environment. Soil Health and Intensification of Agroecosytems 277–303. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805317-1.00013-0

Wezel, A., Soboksa, G., McClelland, S., Delespesse, F., Boissau, A., 2015. The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. Agron. Sustain. Dev. 35, 1283–1295. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0333-y

Wilfart, A., 2012. La méthode EMERGY : principes et application en analyse environnementale des systèmes agricoles et de production animale 9.

Williams, A., Jordan, N.R., Smith, R.G., Hunter, M.C., Kammerer, M., Kane, D.A., Koide, R.T., Davis, A.S., 2018. A regionally-adapted implementation of conservation agriculture delivers rapid improvements to soil properties associated with crop yield stability. Scientific reports 8, 1–8.

Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L.W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Pärt, T., Thies, C., Tscharntke, T., Weisser, W.W., Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe: Organic farming and landscape affect bio control. Journal of Applied Ecology 48, 570–579. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x

Wiréhn, L., Danielsson, Å., Neset, T.-S.S., 2015. Assessment of composite index methods for agricultural vulnerability to climate change. Journal of Environmental Management 156, 70–80. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.020

Wold, S., Sjöström, M., Eriksson, L., 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. Chemometrics and intelligent laboratory systems 58, 109–130.

Wood, S.A., Karp, D.S., DeClerck, F., Kremen, C., Naeem, S., Palm, C.A., 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. Trends in Ecology & Evolution 30, 531–539. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.013

Word Energy Council, 2013. World energy resources. London: World Energy Council.

Wright, B.D., 2011. The Economics of Grain Price Volatility. Applied Economic Perspectives and Policy 33, 32–58. https://doi.org/10.1093/aepp/ppq033

Wu, J., 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. Landscape Ecology 28, 999–1023. https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9

Xie, X.-Q., He, W.-P., Gu, B., Mei, Y., Wang, J., 2019. The robustness of the skewness as an early warning signal for abrupt climate change. International Journal of Climatology 39, 5672–5687.

Xu, C., Kohler, T.A., Lenton, T.M., Svenning, J.-C., Scheffer, M., 2020. Future of the human climate niche. Proc Natl Acad Sci USA 117, 11350–11355. https://doi.org/10.1073/pnas.1910114117

Yachi, S., Loreau, M., 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. Proceedings of the National Academy of Sciences 96, 1463–1468. https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463

Yang, L.-N., Pan, Z.-C., Zhu, W., Wu, E.-J., He, D.-C., Yuan, X., Qin, Y.-Y., Wang, Y., Chen, R.-S., Thrall, P.H., Burdon, J.J., Shang, L.-P., Sui, Q.-J., Zhan, J., 2019. Enhanced agricultural sustainability through within-species diversification. Nat Sustain 2, 46–52. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0201-2

Zahm, F., Ugaglia, A.A., Barbier, J.-M., Boureau, H., 2018. Evaluating sustainability of farms: introducing a new conceptual framework based on three dimensions and five key properties relating to the sustainability of agriculture. The IDEA method version 4 21.

Zampieri, Matteo, Toreti, A., Ceglar, A., Naumann, G., Turco, M., Tebaldi, C., 2020a. Climate resilience of the top ten wheat producers in the Mediterranean and the Middle East. Reg Environ Change 20, 41. https://doi.org/10.1007/s10113-020-01622-9

Zampieri, Matteo, Weissteiner, C.J., Grizzetti, B., Toreti, A., van den Berg, M., Dentener, F., 2020b. Estimating resilience of crop production systems: From theory to practice. Science of The Total Environment 735, 139378. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139378

Zavalloni, C., Gielen, B., Lemmens, C.M.H.M., Boeck, H.J.D., Blasi, S., Bergh, S.V. den, Nijs, I., Ceulemans, R., 2008. Does a warmer climate with frequent mild water shortages protect grassland communities against a prolonged drought? Plant Soil 308, 119–130. https://doi.org/10.1007/s11104-008-9612-6

Zaveri, E., Lobell, D., 2019. The role of irrigation in changing wheat yields and heat sensitivity in India. Nat Commun 10, 4144. https://doi.org/10.1038/s41467-019-12183-9

Zhang, F., Chen, Y., Zhang, J., Guo, E., Wang, R., Li, D., 2019. Dynamic drought risk assessment for maize based on crop simulation model and multi-source drought indices. Journal of Cleaner Production 233, 100–114. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.051

Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. Ecological economics 64, 253–260.

Zhang, Y., 2020. Multi-criteria assessment of the resilience of ecological function areas in China with a focus on ecological restoration. Ecological Indicators 10.

Zhang, Y., Singh, S., Bakshi, B.R., 2010. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. Environmental Science & Technology 44, 2232–2242. https://doi.org/10.1021/es9021156

Zhao, G., Webber, H., Hoffmann, H., Wolf, J., Siebert, S., Ewert, F., 2015. The implication of irrigation in climate change impact assessment: a European-wide study. Global change biology 21, 4031–4048.

Zhao, J., Yang, Y., Zhang, K., Jeong, J., Zeng, Z., Zang, H., 2020. Does crop rotation yield more in China? A meta-analysis. Field Crops Research 245, 107659.

Zheljazkov, V.D., Cantrell, C.L., Ebelhar, M.W., Rowe, D.E., Coker, C., 2008. Productivity, oil content, and oil composition of sweet basil as a function of nitrogen and sulfur fertilization. HortScience 43, 1415–1422.

Zhu, Y., Chen, H., Fan, Jinghua, Wang, Y., Li, Y., Chen, J., Fan, JinXiang, Yang, S., Hu, L., Leung, H., others, 2000. Genetic diversity and disease control in rice. Nature 406, 718–722.

Zou, X.X., Li, Y.E., Gao, Q.Z., Wan, Y.F., 2012. How water saving irrigation contributes to climate change resilience-a case study of practices in China. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 17, 111–132. https://doi.org/10.1007/s11027-011-9316-8

Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M., 2013. Linking Land Cover Data and Crop Yields for Mapping and Assessment of Pollination Services in Europe. Land 2, 472–492. https://doi.org/10.3390/land2030472

Žurovec, O., Čadro, S., Sitaula, B., 2017. Quantitative Assessment of Vulnerability to Climate Change in Rural Municipalities of Bosnia and Herzegovina. Sustainability 9, 1208. https://doi.org/10.3390/su9071208

ANNEXES

1. Matériel supplémentaire du cas d'étude

Matériel supplémentaire 1. Questionnaire d'enquête.

Date d'entretien		Heure début-fin
NOM		Enquêteur n°1
Prénom		Enquêteur n°2
Portable		Email
Enregistrement	Oui/non	Enquête n°

i. Généralités sur l'exploitation agricole

1) Pouvez-vous présenter votre exploitation et grands objectifs en 5 minutes (utiliser le support carte)
   ➔ *Surfaces, employés, circuit de vente, historique de la ferme*
2) Sur la carte, pouvez-vous distinguer les **grands types de sol** et placer les bandes enherbées et prairies adjacentes au champ, fleuries type semées ou gérées comme telles (= 1 fauche), les haies, et **enlever les prairies** (X) ?
3) Etes-vous en zone vulnérable ?
4) Est-ce que l'on peut utiliser les informations de votre logiciel de gestion ?

ii. Choix des système(s) de cultures dominant(s) et des parcelles homogènes

1) Quel est selon vous le ou les systèmes de culture dominant(s) sur l'exploitation ? Càd quelle est la ou les rotation(s) qui sont les plus importantes ? Quel % par culture (= la surface par culture) ?
2) Plus importantes en termes de … surface, économique… ? Si c'est rentabilité quel est le système de culture dominant en termes de surface ?
3) Pouvez-vous exclure les parcelles qui ont reçu autre chose que les cultures de cette rotation et celle qui n'ont pas eu toutes les cultures de la rotation (X) ? *(À placer sur la carte)*
4) Avez-vous des analyses de sol sur les parcelles indiquées précédemment ? et pourquoi ? (*Renseigner le tableau « Description parcelles » ou prendre en photo toutes les analyses de sol disponibles, pour chaque parcelle même si d'années différentes*)
5) Présence d'agroforesterie (*Renseigner tableau « Description parcelles »*) ?
6) Parmi ces parcelles, est-ce qu'il y en a qu'on devrait exclure de l'étude à cause de certaines particularités (inondables etc., description parcelles) (X) ? *(À placer sur la carte)*

Séquences de cultures et couverts dans la rotation

(Renseigner tableau « description SdC »)

7) Quelles cultures dans la rotation et quelles intercultures après quelles cultures ?
8) Quelles variétés utilisez-vous pour les cultures et intercultures ?
9) Si pas de couverts, mulchs ? Sur quelle interculture ?
10) Quelles dates de semis des couverts et cultures en moyenne par culture sur toutes les parcelles concernées ?

11) Quelles dates de récole des cultures et de destruction des couverts en moyenne par culture sur toutes les parcelles concernées ?
12) Faites-vous du relais cropping ?
13) Faites-vous des cultures inter-rang ?
14) Mélanges de variétés (cultures de rentes et couverts intermédiaires) ?
15) Mélanges d'espèces (cultures de rentes et couverts intermédiaires) ?
16) Comment gérez-vous les résidus pour les cultures et les couverts ? *A définir en termes de fréquence pour les parcelles concernées par la culture : exportés (%), restitués (%)*
17) Quelles quantités moyenne de biomasse en moyenne sur toutes les parcelles et sur les dernières années par couvert ?

iii. Interventions

Travail du sol

(Renseigner tableau « Description des interventions » « travail du sol »)

1) Labour/TCS/semi direct ?
2) Nombre passage sans compter le semi
3) Itinéraire classique (semi, labour, reprise, récolte)
4) Outils
5) Profondeurs
6) % de labour jugés en mauvaises conditions (humide) par culture sur une année

Autres interventions

(Renseigner tableau « Description des interventions » « autres interventions »)

1) Si pas MesParcelles (ou pas renseigné) : IFT (dose et fréquence) insecticide, herbicide, et fongicide par an en moyenne sur les parcelles recevant la culture
2) Si pas MesParcelles (ou pas renseigné) : N, P, K apporté sous forme minérale par an en moyenne sur les parcelles recevant la culture
3) Si pas MesParcelles (ou pas renseigné) : Apports organiques ?
4) Quel(s) système(s) d'irrigation utilisez-vous ?
5) Quelles quantités d'irrigation par an en moyenne sur les parcelles recevant la culture appliquez-vous ?
6) Raisonnez-vous le chaulage par culture ou par parcelle ?
7) Chaulage ? Pourquoi ? Où ? Quel pH avant chaulage ?
8) Faites-vous d'autres interventions que celles décrites précédemment ?

iv. Description du sol par parcelle du SdC

(Renseigner tableau « Description parcelles »)

1) Quel type de sol ?
2) pH ?
3) Taux d'argile, limon, sable ?
4) Taux de MO ?
5) Bilan des reliquats azotés ?
6) Précédent cultural de l'analyse
7) C/N

8) Bilan P Olsen ou P autre »

v. Niveau de diversité adventice moyen sur les parcelles homogènes du SdC :

Pour le blé

1) Avant la première intervention pour le blé, quel est le nombre de plants d'adventices nuisibles et non nuisibles en moyenne sur les parcelles du SdC par m² ?
2) Avant la première intervention pour le blé, quel est le nombre de d'espèces d'adventices nuisibles et non nuisibles en moyenne sur les parcelles du SdC ?
3) A la récolte du blé, quel est le nombre de plants d'adventices nuisibles et non nuisibles en moyenne sur les parcelles du SdC par m² ?
4) A la récolte du blé, quel est le nombre de d'espèces d'adventices nuisibles et non nuisibles en moyenne sur les parcelles du SdC?

vi. Raisonnement de remplacement de services

1) Avant fertilisation N:

Aucune action avant intervention
Intervention selon rotation/culture
Bilan azoté calculé
Utilisation méthode de précision Jubil/Farmstar/N-tester
Agriculture de précision : drone/coupure de tronçons

2) Avant fertilisation P :

Aucune action avant intervention
Intervention selon rotation/culture (exigeante ou pas)
Bilan P Olsen

3) Avant travail du sol pour contrôler les adventices :

Aucune action avant intervention
Intervention selon rotation/culture/parcelle
Observation du salissement
Comptage et identification
Drone et robot de télédétection

4) Avant application de fongicide :

Aucune action avant intervention
Intervention selon les années et avertissements
Observation de la pression
Comptage et identification
Drone et robot de télédétection

5) Avant application d'insecticide :

Aucune action avant intervention
Intervention selon les années et avertissements
Observation de la pression
Comptage et identification
Drone et robot de télédétection

6) Avant travail du sol pour structurer le sol :

Aucune action avant intervention
Intervention selon les cultures/rotation et parcelles
Test bêche sur quelques parcelles
Test bêche systématiquement

7) Avant irrigation :

Aucune action avant intervention
Intervention selon pluviométrie
Bilan hydrique
Utilisation de sonde tensiométriques ou capacitives

Description Système de Culture n°

Culture et intercultures (couverts ? ou mulch ?)	Date semi,RC	Date récolte ou destruction couverts	Relais cropping ou inter-rang	Variétés	Mélanges de variétés	Mélanges d'espèces	Gestion des résidus exporté/restitué (%)	Quantité de biomasse (en moyenne sur les dernières années)
C1								
I1								

Description parcelles du sdc n° : Analyses de sol

Parcelles	Type de sol	Agrofor esterie	Raison analyse	pH	Texture	Teneur MO	C/N	P Olsen
P1					L : A : S :			
P2					L : A : S :			
P3					L : A : S :			
P4					L : A : S :			

Description des interventions du SdC n° : Travail du sol

Culture et intercultures	Labour/TCS/semi-direct	Nombre de passage	Itinéraire classique	Outils	Profondeur	Fréquence labour en mauvaise condition pour cette culture (%)
C1						
I1						

Description des interventions du SdC n° : Autres interventions

Culture et intercultures	Dose I	Part de la parcelle traitée I	Produit I	Dose F	Part de la parcelle traitée F	Produit F	Dose H	Part de la parcelle traitée H	Produit H	N minéral	P minéral	K minéral	Autres apports organiques	Qté d'irrigation
C1														
I1														

2. Matériel supplémentaire de l'article « Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems »

Supplementary material 2. The 37 articles selected with description of the type of production, organisation level, *disturbance* (categorised), *attribute of performance* (categorised) and *explanatory factors* tested.

Reference	Prod. Type	Org. level	Disturbance	Attribute	Explanatory factors
Bardaji and Iraizoz (2015)	Wine	Farm system	Climate variability and change	Yield, quality of production	Capital, labour, intensification of wine production, adaptation
Barkaoui et al. (2016)	Grassland	Plot	Drought	Yield	Composition effect, taxonomic diversity, functional diversity
Bitterman and Bennett (2016)	Crop	Region	Policy adaptation and drought	Number of farmers in business at the end of simulation	Economic market/insurance
Bouttes et al. (2018)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Yield, economic efficiency of production	Economic performance, intensification of breeding system, composition effect, farm diversity, livestock structure
Brunner and Grêt-Regamey (2016)	Grassland	Region	Climatic and economic variability	Indicators of ecosystem services provided	Open markets and migration policies
Carlsson et al. (2017)	Grassland	Plot	Drought	Yield	Composition effect, taxonomic diversity
Carter and Blair (2012)	Grassland	Plot	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Castañeda-Vera and Garrido (2017)	Crop	Farm system	Price volatility	Economic net return	Economic market/insurance, policies, diversity of rotations
Chavas and Di Falco (2017)	Crop	Farm system	Pest and weather	Yield	
Cociu and Cizma (2015)	Crop	Plot	Drought	Yield	Typology of agricultural systems
de la Rosa et al. (2000)	Crop	Farm system	Climate variability and change	Yield	Soil characteristics
Di Falco and Chavas (2008)	Crop	Farm system	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Ferreyra et al. (2001)	Crop	Farm system	Climate variability and change	Yield, economic net return	Initial soil water availability
Fletcher and Hilbert (2007)	Grassland	Farm system	Not well defined	Economic net return	Adaptation
Gaudin et al. (2015)	Crop	Plot	Climate variability and change	Yield	Diversity in rotation, intensification of crop system, composition effect
Hoover et al. (2014)	Grassland	Plot	Climate variability and change	Yield	
Isbell et al. (2015)	Grassland	Plot	Climate variability and change	Yield	Taxonomic diversity
Kahiluoto et al. (2014)	Crop	Region	Climatic and economic variability	Yield	Taxonomic diversity
Leonhardt et al. (2013)		Region	Pollinator decrease	Economic value of crop production	Climate, pollination

Lien et al. (2007)	Crop	Farm system	Policy adaptation and crop failure	Number of non-economic failures	Typology of agriculture, economic market/insurance
Mäkinen et al. (2015)	Grassland	Plot	Climate variability and change	Yield	
Martin and Magne (2015)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Self-sufficiency in forage	Intensification of breeding, adaptation
Martin et al. (2017)	Mixed	Farm system	Climatic and economic variability	Yield, economic efficiency of production	Specialised (vs. mixed)
Matsushita et al. (2016)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Policies, composition effect, capital, intensification of crop system, labour, taxonomic diversity
Mechler et al. (2010)	Mixed	Region	Climate variability and change	Economic net return	Spatial extension of disturbance
Pfisterer and Schmid (2002)	Grassland	Plot	Drought	Yield	Taxonomic diversity, composition effect
Prieto et al. (2015)	Grassland	Plot	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Reidsma and Ewert (2008)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Response diversity, farm diversity, farm/economic size, intensification of crop system
Reidsma *et al.* (2009a)	Crop	Region, farm system	Climate variability and change	Yield, economic net return	
Reidsma *et al.* (2009b)	Crop	Farm system	Climatic and economic variability	Yield	Intensification of crop system, farm/economic size, composition effect, adaptation, policies, farm/economic size
Reidsma *et al.* (2010)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Response diversity
Urruty *et al.* (2017)	Crop	Plot	Climate variability and change	Yield	Intensification of crop system, sowing practices, characteristics of cultivar, diversity of rotation, composition effect, adaptation
Zavalloni et al. (2008)	Grassland	Plot	Climate variability and change	Yield	Taxonomic diversity, interaction effect

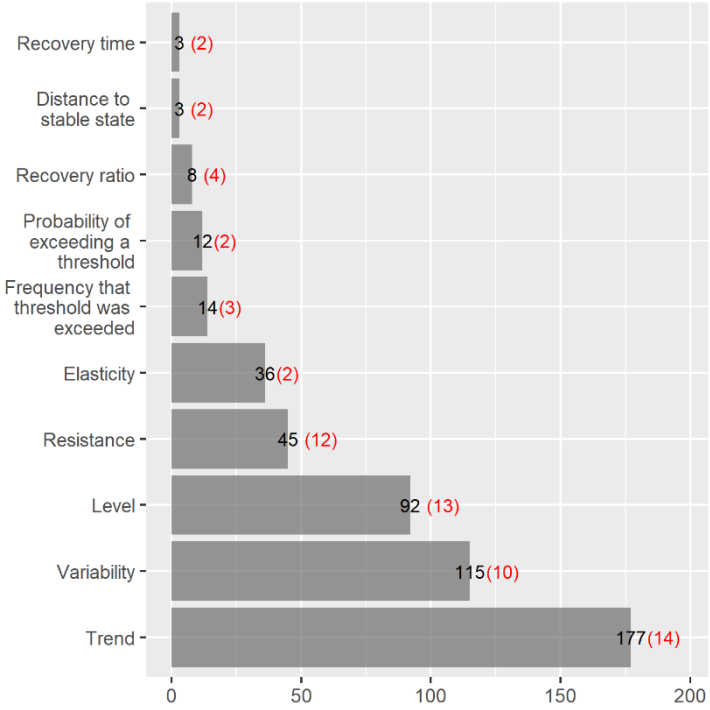
Supplementary material 3. The number of articles selected at each step of the selection process according to the concepts included in the Web of Science (WOS) queries.

Query	**TS = ((vulnerabilit* OR resilien* OR robustness* OR "adaptive capacity" OR "ecological integrit*" OR (viabilit* AND theory)) AND (agri* OR agro* OR crop* OR farm* OR grass* OR pastor*) AND (indicator* OR evaluat* OR quantitativ* OR quantif* OR model* OR simulat* OR decrease OR increase OR assess*))**	**TS = ((vulnerabilit* OR resilien* OR robustness* OR "adaptive capacity") AND (agri* OR agro* OR crop* OR farm* OR grass* OR pastor*) AND (indicator* OR evaluat* OR quantitativ* OR quantif* OR model* OR simulat* OR decrease OR increase OR assess*))**	**TS = ((vulnerabilit* OR resilien* OR robustness) AND (agri* OR agro* OR crop* OR farm* OR grass* OR pastor*) AND (indicator* OR evaluat* OR quantitativ* OR quantif* OR model* OR simulat* OR decrease OR increase OR assess*))**
Number of articles after WOS query	9,807	9,561	9,397
Number of articles after excluding journals and WOS categories	6,451	6,279	6,062
Number of articles after selecting only temperate zones	3,399	3,297	3,237
Number of articles after removing articles outside the scope	1,409	1,383	1,348
Number of articles at the end of the process	37	37	37

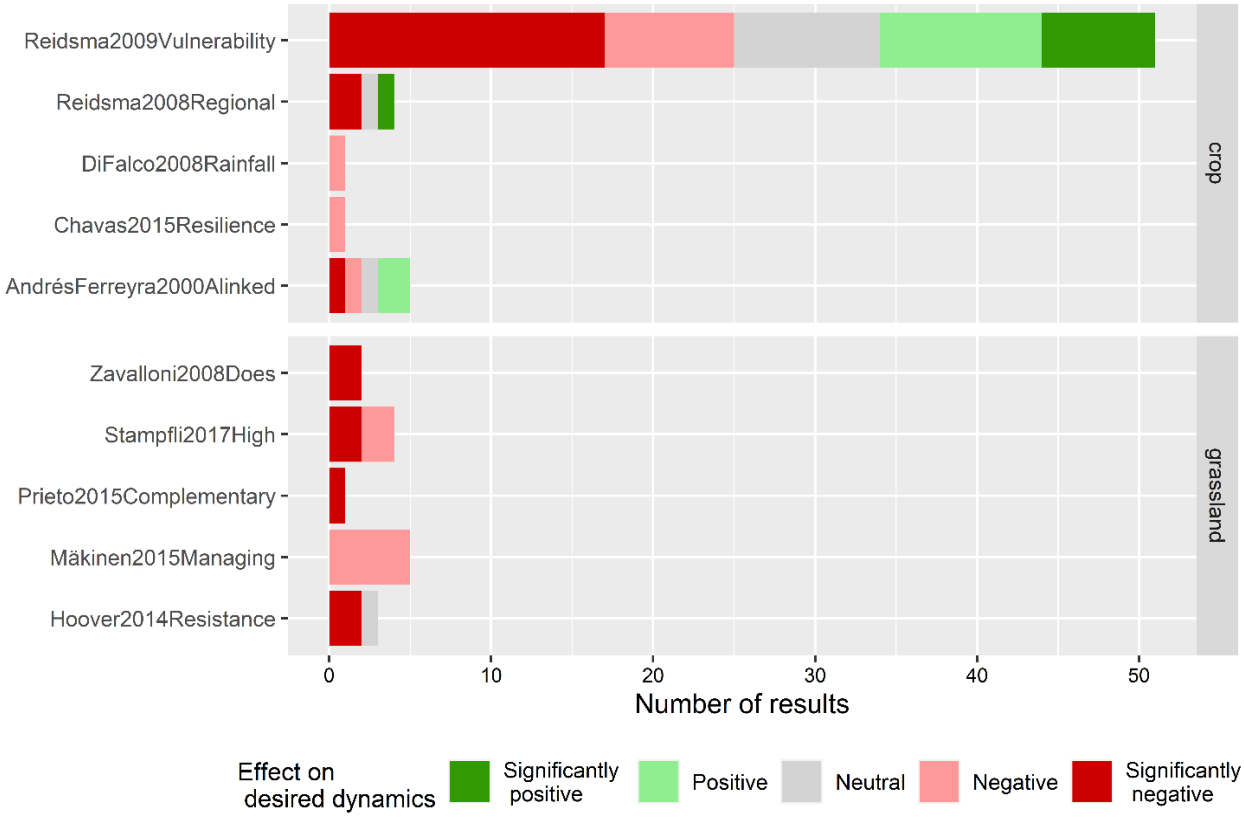
Supplementary material 4. Categories of production levels (low (< 5 t/ha), medium (5-20 t/ha), high (> 20 t/ha)) for grassland studies. Values were extracted from the articles' graphs when data were not available.

Reference	Description of harvest	Biomass (g/m^2)	Category
Isbell et al. (2015)	Peak biomass	256	low
Prieto et al. (2015)	Peak biomass	~900	medium
Barkaoui et al. (2016)	Peak biomass	~500	medium
Zavalloni et al. (2008)	Peak biomass	~2,000	high
Carlsson et al. (2017)	Peak biomass after spring drought	~300	low
Stampfli et al. (2018)	During the summer after drought	~200	low
Hoover et al. (2014)	Peak biomass	~600	medium
Mäkinen et al. (2015)	Annual	800.7	medium
Pfisterer and Schmid (2002)	Peak biomass after drought	461	low
Sabatier et al. (2015)	Grazing season	~200	low
Carter and Blair (2012)	During the summer after drought	~600	medium

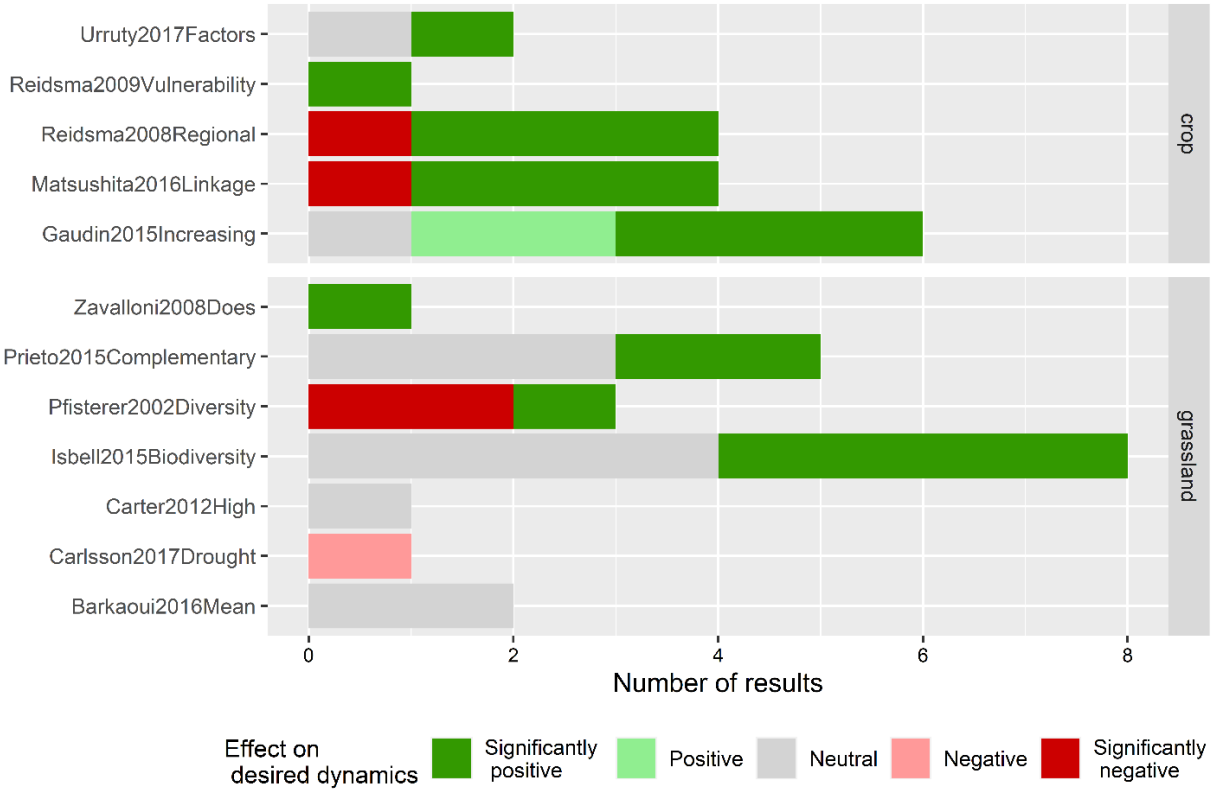
Supplementary material 5. Number of *criteria* of *performance attribute* dynamics observed in the results (black) and articles (red). See the article for a description of the criteria.



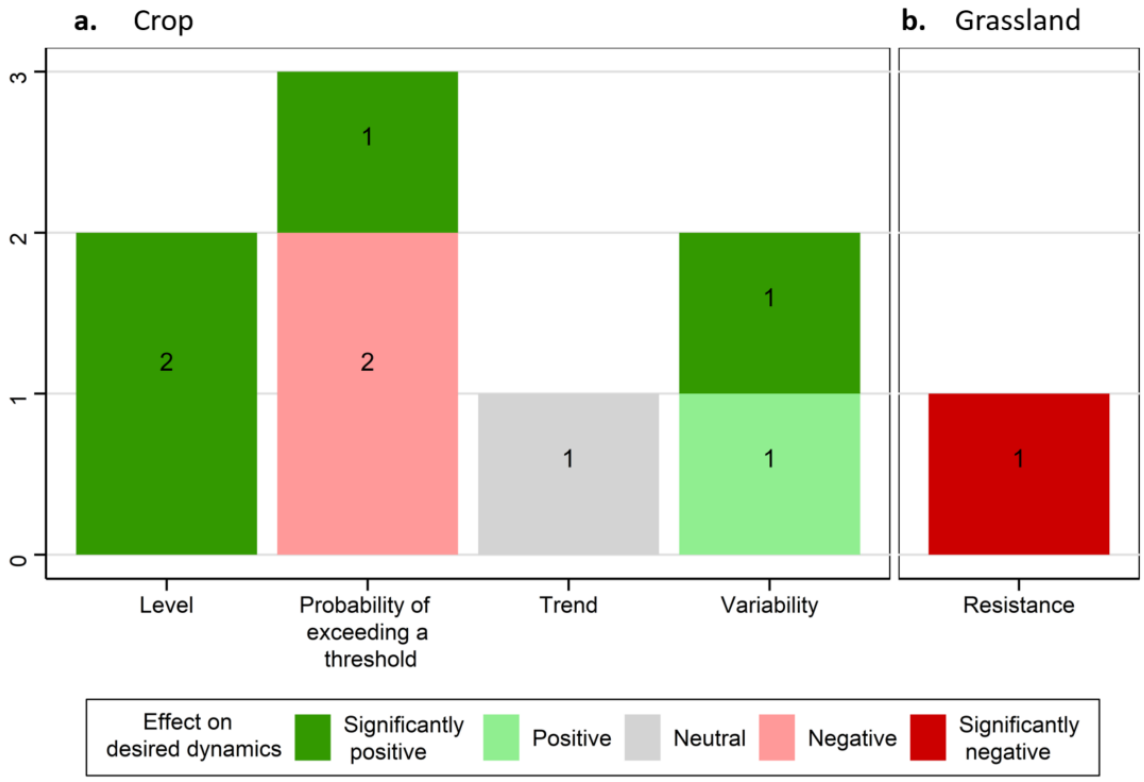
Supplementary material 6. Number of results indicating a direction and degree of effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield by study, summarised in Figure 2 of the article.



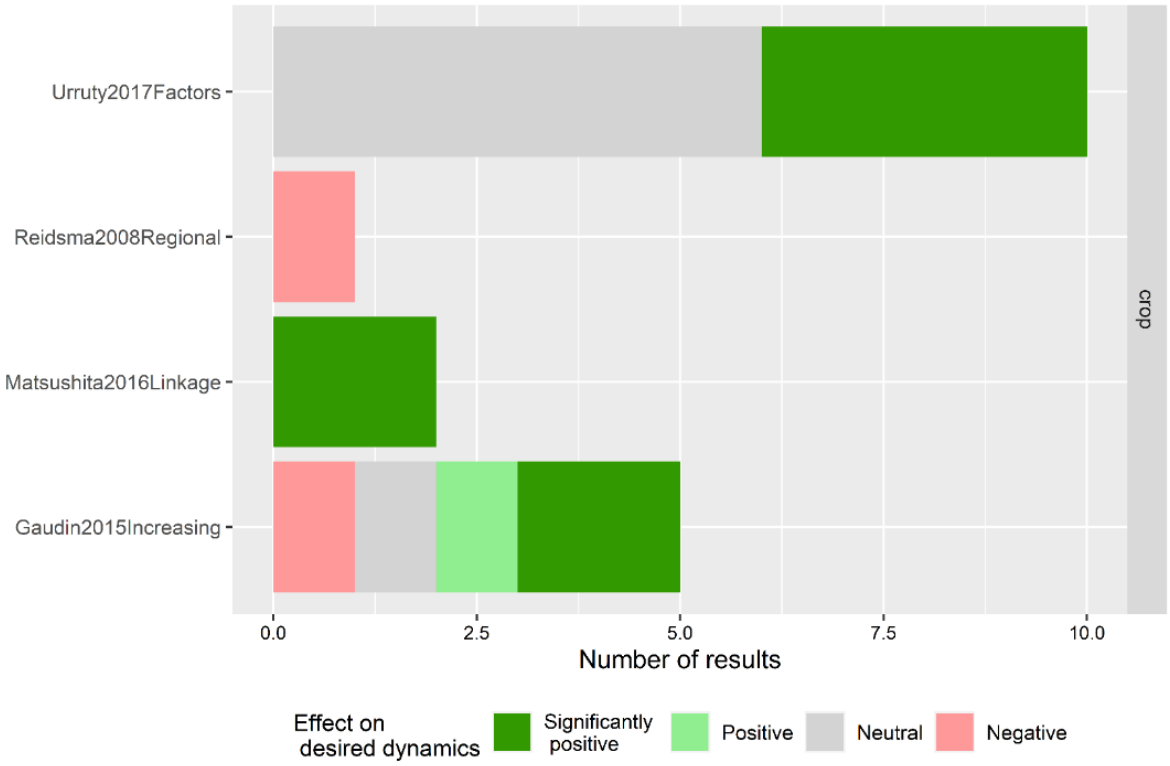
Supplementary material 7. Number of results indicating a direction and degree of effect of effect of diversity on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield by study, summarised in Figure 3 of the article.



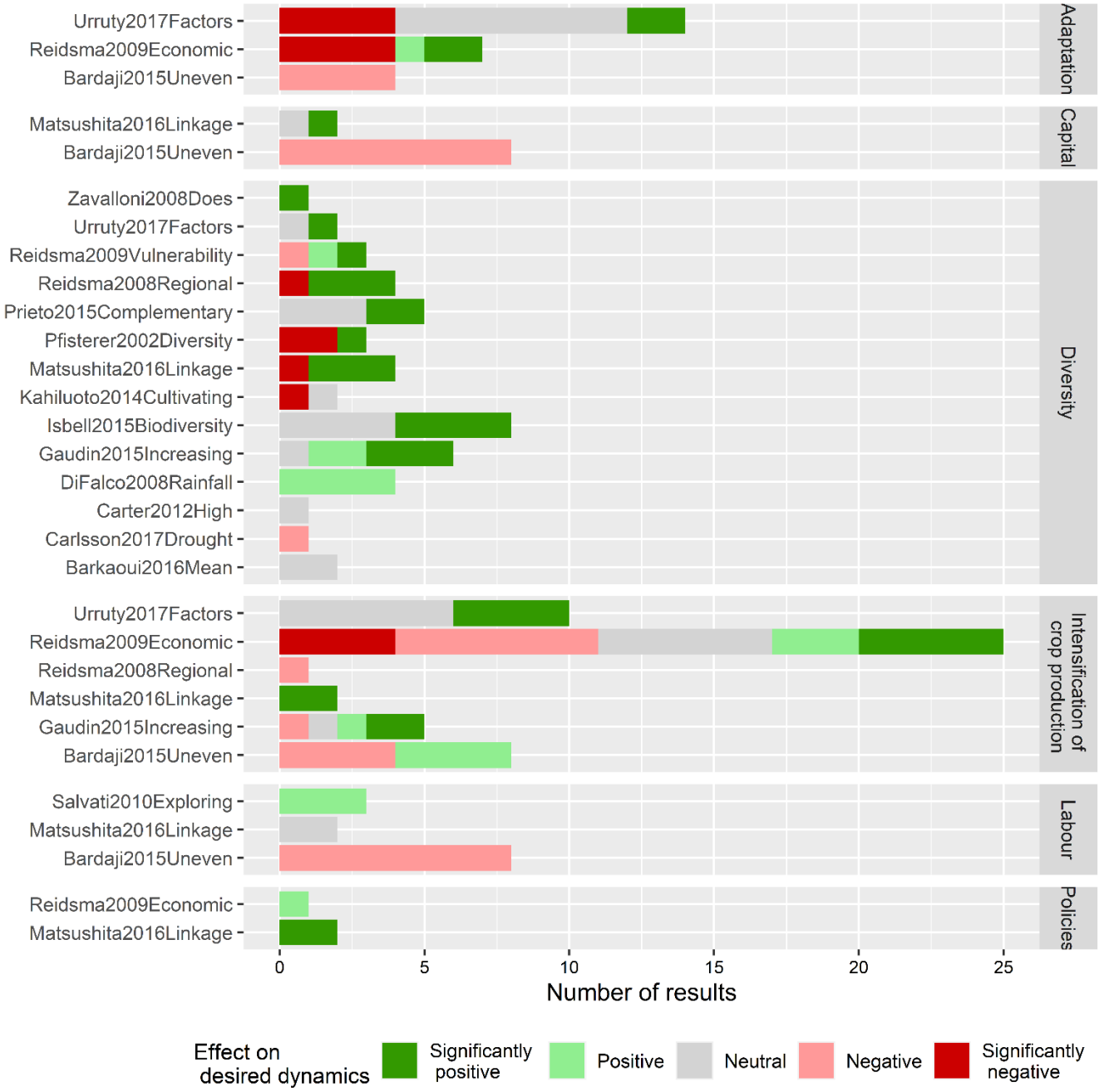
Supplementary material 8. Number of results indicating a direction and degree of effect of the presence of legumes on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield for the legume species for all systems. Each criterion was found in one article only. Significant effects are those that could be tested statistically and were found significantly different ($p<0.05$).



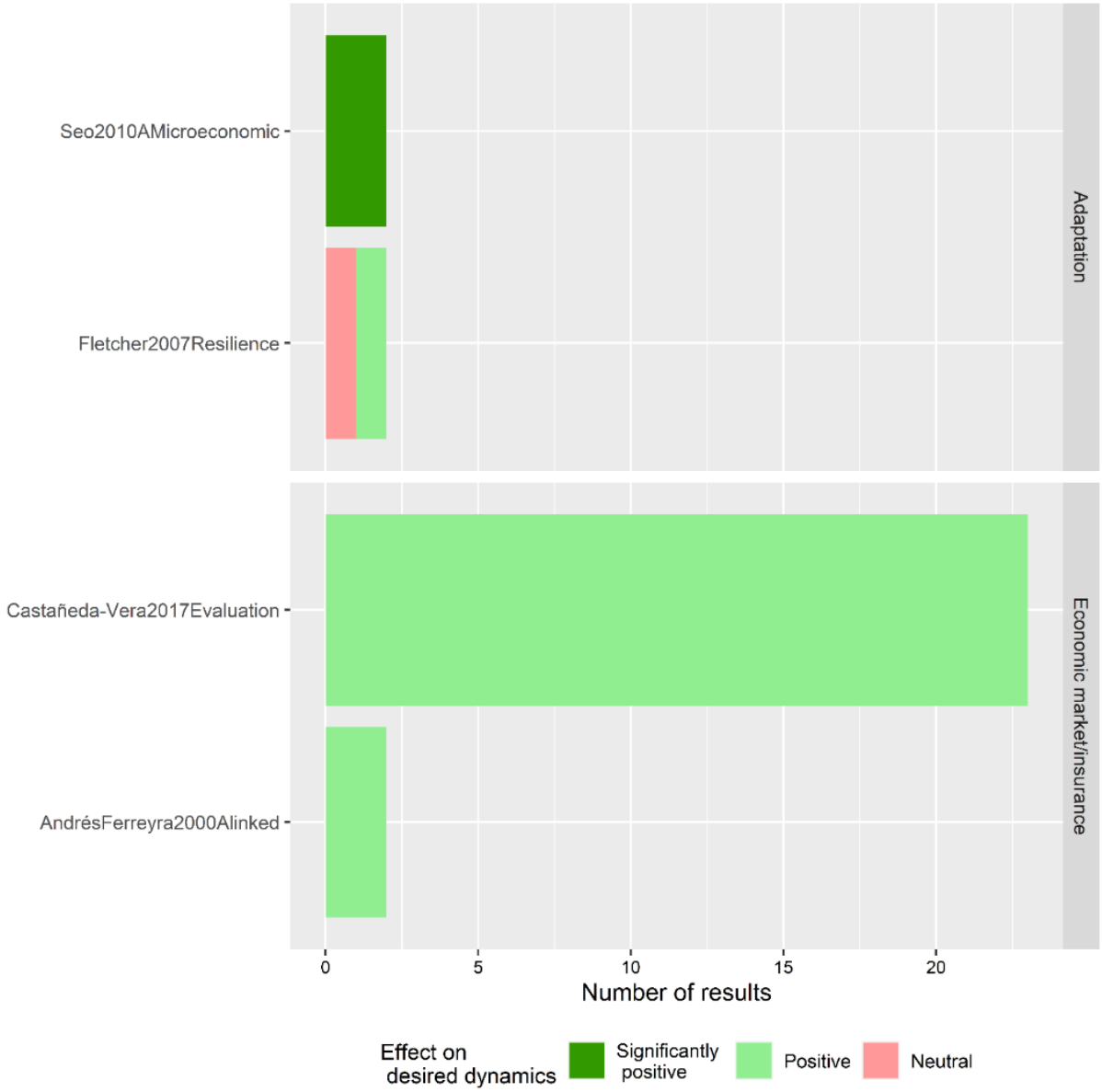
Supplementary material 9. Number of results indicating a direction and degree of effect of crop intensification on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of yield by study, summarised in Figure 20.



Supplementary material 10. Number of results indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change and economic variability on desired (resilient) dynamics of yield for crops, wine and grasslands by type of explanatory factor and by study, summarised in Figure 21.

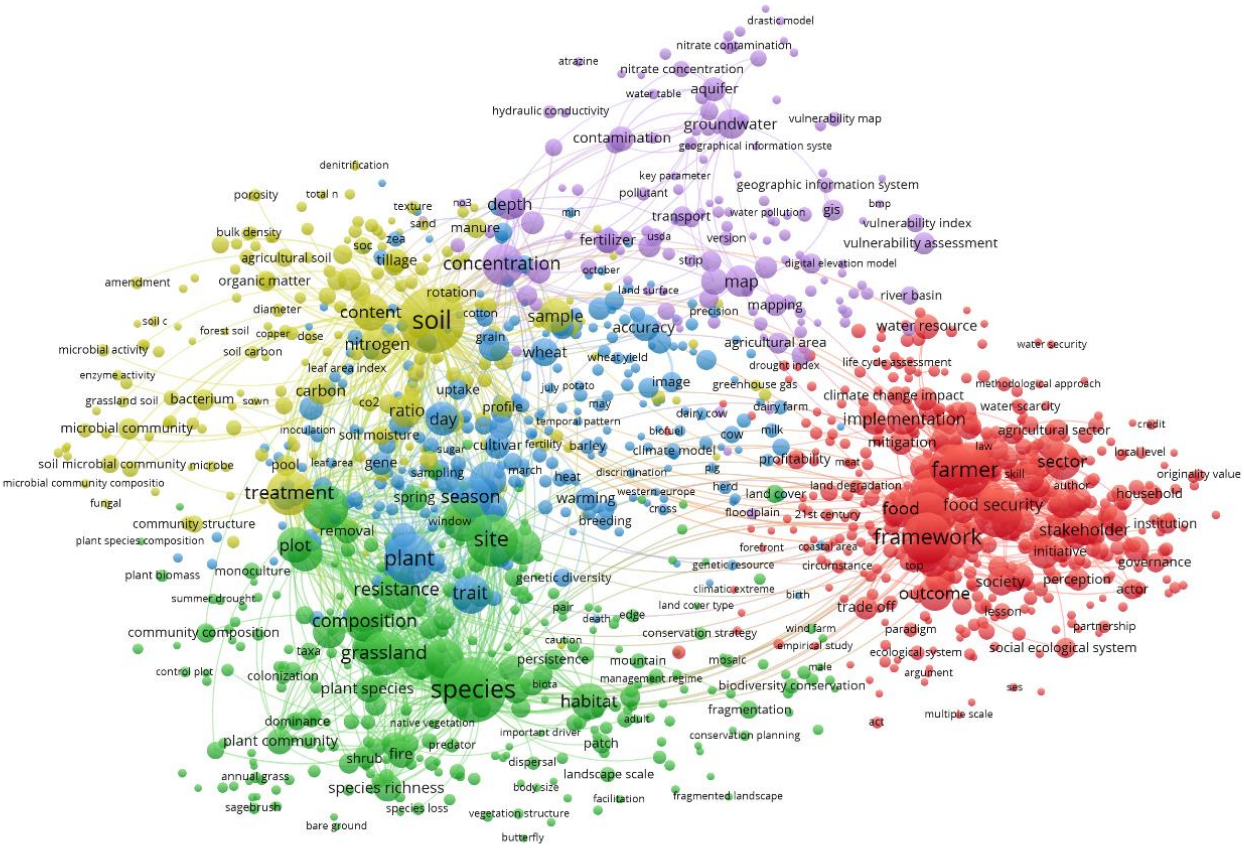


Supplementary material 11. Number of results indicating a direction and degree of effect on the effect of climate variability and change on desired (resilient) dynamics of economic net return by type of explanatory factor and by study, summarised in Figure 22.



3. Matériel supplémentaire de l'article « Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems »

Supplementary material 12. Co-occurrence network of terms in the title and abstract of 3.938 articles identified for screening.



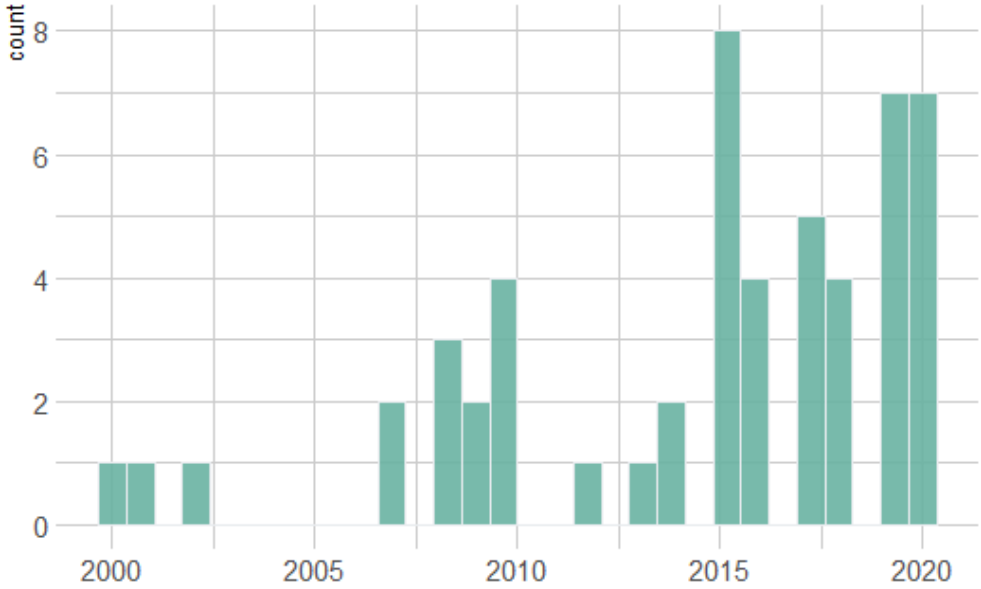
Supplementary material 13. Explanatory factors encountered in the review.

Main category	Subcategory	Sub sub-category	Sub sub-sub-category
Typology of agricultural system	Organic system		
	Conservation practices		
Specialized vs. mixed	Specialized vs. mixed breeding system		
	Specialized vs. mixed crop-livestock		
Self-sufficiency	For pasture-based grazing systems		
	In fodder		
	In concentrates		
	Area available for grazing		
	Area used to feed livestock		
Composition effect	Legume		
	Poaceae		
	Cultivated paddy field area		
	Area of other agricultural activities		
	Area of other arable crops		
	Cereal area		
	Maize or non-maize area		
	Cultivar (vs. wild)		
	Grass (vs. forbs)		
	Share of agriculture in the gross national product of the country		
	Landscape composition and configuration		
	Permanent and temporary pasture area		
	Utilized agricultural area		
Interaction effect	Complementary effect		
	Selection effect		
Livestock structure	Percentage of heifers in the herd		
	Calving period		
	Number of dairy cows		
Characteristics of cultivar	Variety earliness		
	Variety disease resistance		
Adaptation	Adaptation of agricultural practices	Pesticide-use intensity	
		Nitrogen rate	
		Sowing density	
		Sowing date	
		Variety earliness at a different stage (heading and joint)	
		Variety disease resistance	
	Technological evolution		
Diversity	Rotation		

	Taxonomic	Richness	Number of species
			Number of genotypes
		Richness and equity (combined)	
	Functional	Root functional diversity	
	Farm	Farm size richness and equity	
		Farm intensity richness and equity	
		Farm land-use richness and equity	
		Herd richness and equity	
	Response	Actors' response	
		Diversity in farm type yield variability	
Size	Economic size		
	Farm size		
Capital	Machinery expenses		
	Cash surplus		
	Debt ratio		
	Net cash		
	Fixed assets		
Intensification level	Grassland use	Intensity of mowing and fertilization	
	Crop system	Pesticide-use intensity	
		Quantity of intermediate inputs	
		Irrigated area	
		Input of fertilizer or soil improvers	Number and quantity of nitrogen applications
		Intensity of soil tillage	
		Output of grain maize	
	Breeding system	Stocking rate	
		Milk production per cow	
		Intensity of feeding	Quantity of maize in animal diets
			Quantity of grazing/forage in animal diets
			Duration of green feeding
			Duration of full grazing
			Duration of grazing
			Day of turnout to grazing
			Concentrate-use efficiency
			Amount of concentrate distributed per animal
Labor	Number of rice farm households		
	Labor force		
	Labor productivity		
	Workload		
Continuous or rotational grazing			

Policies	Income stabilization tool	
	Direct payments	“Green” direct payments
	Governmental investment	
	Subsidies	
Sowing practices	Sowing date	
	Sowing density	
Economic performance	Economic efficiency of production	
Climate	Warmer or colder country	
Economic market/ insurance	Price of production (high)	
	Variable costs	
	Yield and production price (both high)	
	Alternative market (Panicum virgatum)	
	Insurance	
Initial water availability		
Invasion		
Pollination	Number of wild bees	
	Number of honey bees	
Disturbed climate	Low precipitation (drought)	
Spatial extent of disturbance	country level	
	region level	
	in an adjacent region	
Soil characteristics		

Supplementary material 14. Years of publication of the 53 reviewed articles.



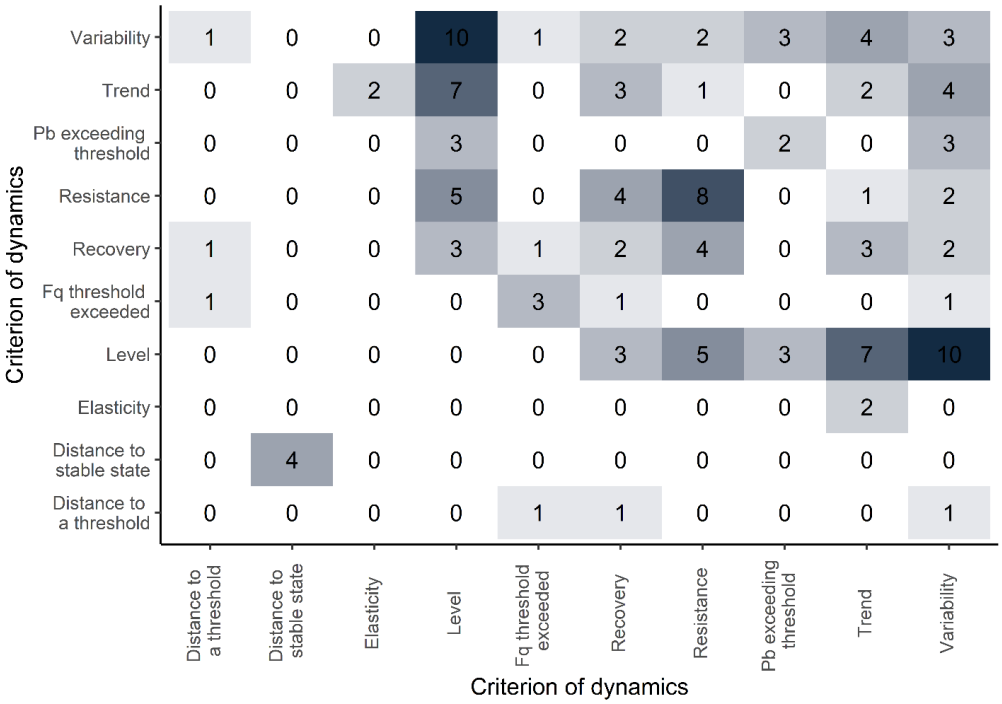
Supplementary material 15. Type of production, organization level, disturbance (by category), performance attribute (by category) and explanatory factors assessed in the 53 articles reviewed.

Reference	Prod. Type	Org. level	Disturbance	Attribute	Explanatory factors
Bardaji and Iraizoz, (2015)	Wine	Farm system	Climate variability and change	Yield, quality of production	Capital, labor, intensification of wine production, adaptation
Barkaoui et al. (2016)	Grassland	Field	Drought	Yield	Composition effect, taxonomic diversity, functional diversity
Bitterman and Bennett, (2016)	Crop	Region	Policy adaptation and drought	Number of farmers in business at the end of simulation	Economic market/insurance
Bouttes et al. (2018)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Yield, economic efficiency of production	Economic performance, intensification of breeding system, composition effect, farm diversity, livestock structure
Bouttes et al. (2019)	Mixed	Farm system	Climatic and economic disturbances	Self-sufficiency for forage, economic efficiency of production, independence from CAP, economic net return	Intensification of livestock system, livestock structure, composition effect, farm diversity, perturbed climate, economic market/ insurance,
Brunner and Grêt-Regamey, (2016)	Grassland	Region	Climatic and economic variability	Indicators of ecosystem services provided	Open markets and migration policies
Carlsson et al. (2017)	Grassland	Field	Drought	Yield	Composition effect, taxonomic diversity
Carter and Blair, (2012)	Grassland	Field	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Castañeda-Vera and Garrido, (2017)	Crop	Farm system	Price volatility	Economic net return	Economic market/insurance, policies, diversity of rotations
Chavas and Di Falco, (2017)	Crop	Farm system	Pest and weather	Yield	
Cociu and Cizma, (2015)	Crop	Field	Drought	Yield	Typology of agricultural systems
Craven et al. (2018)	Grassland	Field	Climate change and biodiversity loss	Yield	Taxonomic diversity
de la Rosa et al. (2000)	Crop	Farm system	Climate variability and change	Yield	Soil characteristics
Di Falco and Chavas, (2008)	Crop	Farm system	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Ferreyra et al. (2001)	Crop	Farm system	Climate variability and change	Yield, economic net return	Initial soil water availability
Fletcher and Hilbert, (2007)	Grassland	Farm system	Not well defined	Economic net return	Adaptation
Gaudin et al. (2015)	Crop	Field	Climate variability and change	Yield	Diversity in rotation, intensification of crop system, composition effect
Grêt-Regamey et al. (2019)	Mixed	Farm system	Socio-economic and climate disturbances	Indicators of ecosystem services	Response diversity
Hoover et al. (2014)	Grassland	Field	Climate variability and change	Yield	
Isbell et al. (2015)	Grassland	Field	Climate variability and change	Yield	Taxonomic diversity

Kahiluoto et al. (2014)	Crop	Region	Climatic and economic variability	Yield	Taxonomic diversity
Khumairoh et al. (2018)	Crop	Field	Climate variability and change	Yield	Intensification of crop system
Leonhardt et al. (2013)		Region	Pollinator decline	Economic value of crop production	Climate, pollination
M. Li et al. (2019)	Crop	Field	Resource variability and climate change	Yield	Intensification of crop system,
J. Li et al. (2019)	Crop	Field	Biotic and abiotic disturbances	Yield	Diversity in rotations
Lien et al. (2007)	Crop	Farm system	Policy adaptation and crop failure	Number of non-economic failures	Typology of agriculture, economic market/insurance
Macholdt et al. (2020)	Crop	Field	Climate variability and change	Yield	Intensification of crop system
Mäkinen et al. (2015)	Grassland	Field	Climate variability and change	Yield	
Martin and Magne, (2015)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Self-sufficiency in forage	Intensification of breeding, adaptation
Martin et al. (2017)	Mixed	Farm system	Climatic and economic variability	Yield, economic efficiency of production	Specialized (vs. mixed)
Matsushita et al. (2016)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Policies, composition effect, capital, intensification of crop system, labor, taxonomic diversity
Mechler et al. (2010)	Mixed	Region	Climate variability and change	Economic net return	Spatial extent of disturbance
Oram et al. (2020)	Grassland	Field	Floods	Yield	Taxonomic diversity, composition effect
Perrin et al. (2020)	Mixed	Farm system	Climatic and economic disturbances	Farmers' satisfaction	Self-sufficiency, labor, composition effect, livestock structure, intensification of livestock system,
Pfisterer and Schmid (2002)	Grassland	Field	Drought	Yield	Taxonomic diversity, composition effect
Prieto et al. (2015)	Grassland	Field	Drought	Yield	Taxonomic diversity
Redhead et al. (2020)	Crop	Field	Biotic and abiotic disturbances	Yield	Landscape composition and configuration
Reidsma and Ewert (2008)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Response diversity, farm diversity, farm/economic size, intensification of crop system
Reidsma et al. (2008a)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield, economic net return	
Reidsma et al. (2008b)	Crop	Farm system	Climatic and economic variability	Yield	Intensification of crop system, farm/economic size, composition effect, adaptation, policies, farm/economic size
Reidsma et al. (2009)	Crop	Region	Climate variability and change	Yield	Response diversity
Sabatier et al. (2015a)	Grassland	Field	Climate variability and change	Ability to feed the herd each day	Continuous or rotational grazing, intensification of breeding system
Salvati, (2010)		Region	Land degradation	Yield	Composition effect, labor
Seo, (2010)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Economic net return	Specialized (vs. mixed), adaptation
Sneessens et al. (2019)	Mixed	Farm system	Climatic and economic variability	Economic net return	Farm/ economic size, labor, intensification of crop system, intensification of livestock system, composition effect, economic performance, self-sufficiency, capital, policies
(Stampfli *et al.*, 2018)	Grassland	Field	Drought	Yield	Intensification of grassland use

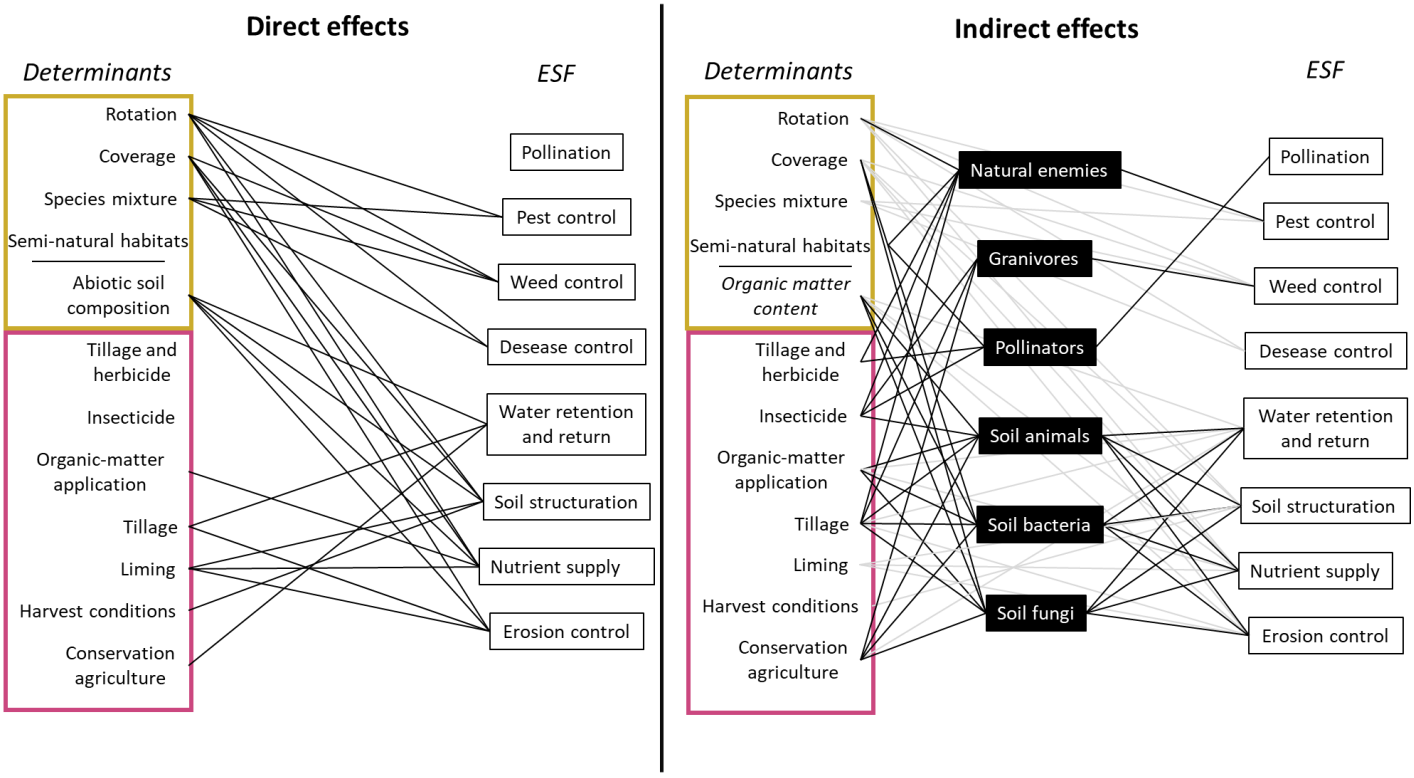
Urruty et al. (2017)	Crop	Field	Climate variability and change	Yield	Intensification of crop system, sowing practices, characteristics of cultivar, diversity of rotation, composition effect, adaptation
van Strien et al. (2019)	Mixed	Farm system	Climate variability and change	Area of extensive agriculture	Policies
Vetter et al. (2020)	Grassland	Field	Drought	Yield	Invasion, taxonomic diversity
Yang et al. (2019)	Crop	Field	Disease impact	Yield	Taxonomic diversity
Zampieri et al. (2020b)	Crop	Field	Climatic and socio-economic events	Yield	Taxonomic diversity
Zampieri et al. (2020a)	Crop	Region	Heat and water stress	Yield	Intensification of crop system
Zavalloni et al. (2008)	Grassland	Field	Climate variability and change	Yield	Taxonomic diversity, interaction effect

Supplementary material 16. Number of articles that use each pair of criteria. The pairing of a criterion with itself corresponds to articles that use only this criterion in the analysis. Pb = probability, Fq = frequency.



4. Matériel supplémentaire de l'article « A low-data approach for assessing ecosystem services provided to and used by farmers and dynamics of natural capital »

Supplementary material 17. Diagram and details of mechanisms that underlie relationships between elements of the (i) spatio-temporal configuration and composition of an agroecosystem and its potential capacity to provide ecosystem services to farmers (ESF) and (ii) crop management and its real capacity to provide ESF. The diagram represents results of a literature review of direct and indirect effects of determinants of the ESF investigated. Indirect effects are those that influence the associated biodiversity that supports the ESF.



The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO).

Determinants of potential ecosystem capacity

The diversity of crops in the rotation is known to (i) break the cycle of weed development due to a variety of sowing periods (WEED, Kleijn et al., 2019; Palomo-Campesino et al., 2018; Scholberg et al., 2010; Weisberger et al., 2019), (ii) reduce the cycle of disease development and reduce disease levels (DIS, Scholberg et al., 2010) and (iii) develop habitats for natural enemies (PEST,Dassou and Tixier, 2016; Kleijn et al., 2019; Letourneau et al., 2011; Palomo-Campesino et al., 2018). More specifically, the presence of legumes in a rotation increases soil nitrogen by symbiotic fixation (NS, Duchene et al., 2017; Kleijn et al., 2019; Palomo-Campesino et al., 2018) and available phosphorus by excreting catalyzers in the rhizosphere (PS, Bender et al., 2016; El Mujtar et al., 2019; Ghosh et al., 2007; Hinsinger et al., 2011). The presence of a permanent soil

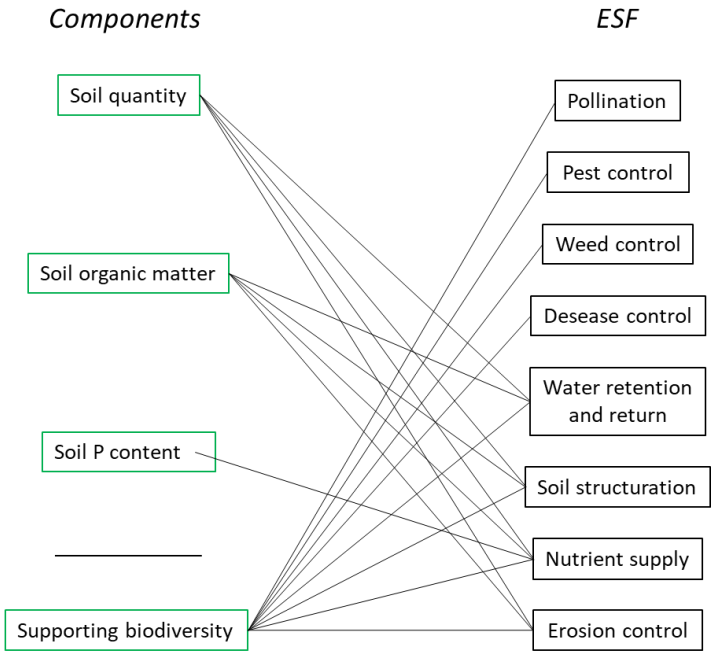
cover decreases weed germination (WEED, Aguilera et al., 2020; Kleijn et al., 2019; Palomo-Campesino et al., 2018; Scholberg et al., 2010; Shackelford et al., 2019). Cover crops also structure the soil via root penetration and maintain the soil moisture necessary for development of glomalin-producing fungi, which are beneficial for aggregation of soil particles, stimulate soil life by excreting root exudates and decrease erosion during periods of risk (STR, ERO, Aguilera et al., 2020; Bertrand et al., 2019; Kleijn et al., 2019; Palomo-Campesino et al., 2018; Scholberg et al., 2010; Shackelford et al., 2019). By avoiding nitrogen leaching during periods of risk, soil cover of grass, crucifers or, to a lesser extent, legumes, between crops helps maintain nitrogen in the soil (NS, Justes et al., 2012; Shackelford et al., 2019). Species mixtures compete for resources with weeds better than individual species do (WEED, Bedoussac et al., 2015; Duchene et al., 2017; Kleijn et al., 2019; Malézieux et al., 2009; Palomo-Campesino et al., 2018; Verret et al., 2017). By dilution, confusion and barrier effects and the presence of habitats for natural enemies, species mixtures reduce the pressure of diseases and pests and thus decrease major health risks (DIS, PEST, Bedoussac et al., 2015; Dassou and Tixier, 2016; Duchene et al., 2017; Iverson et al., 2014; Letourneau et al., 2011; Malézieux et al., 2009; Scholberg et al., 2010; Vandermeer et al., 1998). Local (less than 200 m) herbaceous semi-natural habitats provide habitats for pollinators, which enhances pollination (POL, Albrecht et al., 2020; Bartual et al., 2019; Holland et al., 2017; Palomo-Campesino et al., 2018; Tscharntke et al., 2007; Tschumi et al., 2016; Zulian et al., 2013). Local (less than 500 m) and in-field herbaceous areas and woody edges enhance the presence of natural enemies and increase the biological control of pests (PEST, Bartual et al., 2019; Bianchi et al., 2006; Blaauw and Isaacs, 2014; Letourneau et al., 2011; Rega et al., 2018; Tscharntke et al., 2007; Tschumi et al., 2016). While organic matter in the soil is only marginally responsible for an increase in water holding capacity (Bauer and Black, 1992; Minasny and McBratney, 2018), it increases infiltrability and thus increases water flow into the soil (WATER, Boyle et al., 1989; Chen and Tessier, 1998; Green et al., 2003; Lado et al., 2004; Saxton and Rawls, 2006). Organic matter and clay contribute to aggregate formation (physically and through microbial activity, Diacono and Montemurro (2010)) in the soil and thus to the soil structure and the ability to control erosion (STR, ERO, Johannes et al., 2017). Other things being equal, organic matter determines the amount of nitrogen that will be mineralized in the soil and available to plants (NS, Bender et al., 2016; Clivot et al., 2017; El Mujtar et al., 2019). The amount of phosphorus available in the soil determines the soil's ability to provide phosphorus to crops (PS, Bender et al., 2016; El Mujtar et al., 2019; Olsen et al., 1954).

Determinants of *real capacity*

Insecticides can have negative impacts on pollinators (POL, Brittain and Potts, 2011; Colin et al., 2004; Potts et al., 2009), but also on organisms that control weeds (WEED, Emmerson et al., 2016; Labruyere et al., 2016) and pests (PEST, Desneux et al., 2007; Emmerson et al., 2016; Geiger et al., 2010) and that are involved in soil structuration (STR, Wang et al., 2012). Adding organic matter from straw or organic-matter application increases the stock of humified carbon in the soil and enhancing microbial activity, promotes the formation and stabilization of macro-aggregates that contribute to porosity and water infiltration, and thus water storage capacity (WATER, Aguilera et al., 2020; Boyle et al., 1989; Khaleel et al., 1981; Lado et al., 2004), soil structuration (STR, Abiven et al., 2009; Diacono and Montemurro, 2010; Khaleel et al., 1981; Liu et al., 2014) and erosion control (ERO, Aguilera et al., 2020; Khaleel et al., 1981; Liu et al., 2014;

Paradelo et al., 2019). Once they mineralize, straw returned to the soil and applied organic matter increase the soil's nitrogen and phosphorus reserves (NS, PS, Diacono and Montemurro, 2010; Khaleel et al., 1981; Liu et al., 2014). Harvesting in adverse conditions can deform the soil structure (e.g. compact it), which restricts soil life and its effect on structuration (STR, Hamza and Anderson, 2005). Tillage can harm the suppressive capacity of soils by disrupting of food webs and impeding weed and pest control (WEED, PEST, Blubaugh and Kaplan, 2015; Kuntz et al., 2013; Menalled et al., 2007; Trichard et al., 2014). Plow tillage disrupts the natural channels that allow water to circulate and prevents optimal storage due to the sole created (WATER, Aguilera et al., 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Soane et al., 2012). This sole compacts soil and exposes it to compaction, which disturbs soil structuration and reduces erosion control (STR, ERO, Aguilera et al., 2020; Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Blevins et al., 2018; Hamza and Anderson, 2005; Soane et al., 2012). In the field, the abundance and diversity of non-crop plants result from the tillage and herbicide strategy and these plants provide diversified habitats for pollinators (POL, Bretagnolle and Gaba, 2015; Petit et al., 2016) and natural enemies (PEST, Dassou and Tixier, 2016; Petit et al., 2015). Conservation agriculture, which is a combination of diversified rotations, permanent soil cover and reduced tillage, creates synergistic positive effects for weed control, water retention capacity, soil structuration and the supply of nitrogen and phosphorus (WEED, WATER, STR, NS, PS, Blanco-Canqui and Ruis, 2018; Kleijn et al., 2019; Lee et al., 2019; Pittelkow et al., 2015a).

Supplementary material 18. Results of a literature review of effects of components of natural capital on the ecosystem services provided to farmers (ESF) investigated.



The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO).

Soil erosion results in a loss of soil due to runoff, which depends on precipitation, soil composition (mostly soil organic matter (SOM) content and texture), slope, management and the plant cover (Therond *et al.*, 2017b). Soil quantity influences all ESF provided by the soil (WATER, STR, ERO, NS, PS). SOM is a well-known determinant of soil structure, stability and functioning (e.g. N mineralization regime, water infiltrability) and in turn many ESF (STR, NS, ERO, WATER, Supplementary material 1) (Abiven *et al.*, 2009; Aguilera *et al.*, 2020a; Bender *et al.*, 2016; Diacono and Montemurro, 2010; El Mujtar *et al.*, 2019; Weyers and Gramig, 2017). Phosphorus is a non-renewable variable (Biggs *et al.*, 2012) with a long response time that can limit crop growth. The dynamics of this essential nutrient for crops rely on a complex balance between annual imports (soluble P from mineral fertilization but not soluble from major organic-matter application) and exports and a long mean residence time in the soil before used by plants due to substantial P fixation in mineral P reservoirs and slow solubilization (Drinkwater and Snapp, 2007).

Supplementary material 19. Details of calculations of the indicators.

a. Proportion of legumes in the rotation

$$legume_proportion_rotation = (\%l_{crops}.p_l + \%l_{long}.p_l + \left(\frac{1}{2}\right)\%l_{short}.p_l)/\text{maximum}$$

$\%l_{crops,long,short}$: percentage of legume crops in the rotation, including long-term (>6 months) crops and short-term cover crops.

maximum: 250% (= 100% + 100% + 50%)

p_l: proportion of legumes if the field has a species mixture

b. 95% root density depth and proportion of cover crops in the rotation

$$coverage_{STR} = \frac{1}{2}\sum_i Score_d_{95_i} + \frac{1}{2}\sum_j \frac{n_j}{N_{years}}$$

With: i each crop in the rotation

d_{95}: the soil depth that contains 95% of the total roots of crop i, according to Fan et al. (2016)

j: each intercrop in the rotation

n_j: number of cover crops in the rotation

N_{years}: duration of the rotation in years

$\boldsymbol{Score_d_{95_i}}$	$\boldsymbol{mean(d_{95_i})}$
0	$\boldsymbol{mean(d_{95_i})} < 80$
0.25	$80 \leq \boldsymbol{mean(d_{95_i})} < 97$
0.5	$97 \leq \boldsymbol{mean(d_{95_i})} < 115$
0.75	$115 \leq \boldsymbol{mean(d_{95_i})} < 132$
1	$132 \leq \boldsymbol{mean(d_{95_i})}$

The maximum depth is determined by sugar beets, whose 95% root density depth is 150 cm.

c. Proportion of crops and intercrops in the fall to avoid leaching

$$coverage_N = \sum_i \frac{score_coverage_i}{N_{years}}$$

With: i each crop or intercrop during the fall

$score_coverage_i$	i family
0	Others
0.5	Fabaceae
0.75	Fabaceae, Poaceae, Brassicaceae mixture
1	Poaceae or Brassicaceae

N_{years}: duration of the rotation in years

d. Proportion of crops and intercrops with a species mixture

$$mixture_{WEED} = \frac{1}{2}\sum_i \frac{nmixt_i}{N} + 1/2\sum_j \frac{nmixt_j}{M}$$

With: i each crop in the rotation

$nmixt_i$: number of crops with a species mixture in the rotation

j: each intercrop in the rotation

N: number of crops in the rotation

$nmixt_j$: number of intercrops with a species mixture in the rotation

M: number of intercrops in the rotation

e. Proportion of field area close to herbaceous habitat

$$SNH_{POL} = \frac{1}{S_{tot}}\sum_k s200_k$$

With: k each field in the agroecosystem

S_{tot}: total area of the agroecosystem

$s200_k$: area of field k at least 200 m from a herbaceous semi-natural habitat

f. TFI relative to average regional TFI

$$insecticide_{POL,WEED,PEST,STR} = \frac{1}{N}\sum_i score_TFI_i$$

With: i each crop in the rotation

TFI_i: treatment frequency index, i.e. the number of pesticide treatments per ha for crop i, based on standard dose rates of active ingredients and the amount of pesticides sold yearly

$TFI_{regional}$: mean regional reference TFI for crop i

N: number of crops in the rotation

$score_TFI_i$	
- 1	$TFI_i \geq TFI_{regional_i}$

- 0.75	$\boldsymbol{TFI_{regional_i}} > \boldsymbol{TFI_i} >$ ½ $\boldsymbol{TFI_{regional_i}}$
- 0.5	$\boldsymbol{TFI_i}$= ½ $\boldsymbol{TFI_{regional_i}}$
- 0.25	½ $\boldsymbol{TFI_{regional_i}} > \boldsymbol{TFI_i} > 0$
0	$\boldsymbol{TFI_i} = 0$

g. Annual humified carbon inputs

- Carbon input

The score is assigned according to the following table. The upper boundary is set for the maximum possible carbon input set by experts: 100% rapeseed whose straw is returned, with a mean yield of 3.3 t/ha and a harvest index of 0.25, and 1 t/ha of dried poultry manure with 23.8% C.

Score	X = $\boldsymbol{Corganic_application_{WATER,STR,ERO}}$
0	X ≤ 227
0.25	227 < X ≤ 454
0.5	454 < X ≤ 681
0.75	681 < X ≤ 908
1	908 < X

$$Corganic_application_{WATER,STR,ERO} = \frac{1}{S_{tot}} \sum k1_i * mC_i$$

$Corg_application_{WATER,STR,N,P,ERO}$ is the annual humified organic carbon (Corg) inputs across the agroecosystem (kg C/ha/yr) from crops, intercrops and organic waste products (OWP).

S_{tot}: total area of the agroecosystem

$k1_i$: isohumic coefficient of carbon source i

mC_i: mass of carbon (kg) in carbon source i

$$mC_{i\,residuals} = 1000 * (straw/100 * \left(\frac{yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right) - i_r * yld * (1 - \frac{hum}{100})}{i_r}\right) * a * C$$

$$+fexport * \left(1 - \frac{straw}{100}\right) * \left(\frac{yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right) - i_r * yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right)}{i_r}\right) * a * C)$$

With $straw$: percentage of i straw returned to the ground at harvest

$fexport$: proportion of stubble of i remaining on the ground

C: carbon concentration in straw of i, set at 0.44 (g/g) according to Clivot et al. (2019)

yld: mean i grain yield (t/ha)

hum: percentage grain moisture of i at harvest

i_r: harvest index (grain yield/total biomass)

a: area of i (ha)

$$mC_{i_{OWP}} = t * a * C * 10$$

t: amount of i supplied in t (fresh matter) per ha

a: area of i (ha)

C: carbon concentration in i

- Nitrogen input

The score is assigned according to the following table. The upper boundary is set for the maximum possible nitrogen input set by experts: 100% rapeseed whose straw is returned, with a mean yield of 3.3 t/ha and a harvest index of 0.25, and 1 t/ha of dried poultry manure with 23.8% C.

Score	X = $\boldsymbol{Norganic_application_N}$
0	X ≤ 8.5
0.25	8.5 < X ≤ 17
0.5	17 < X ≤ 25.5
0.75	25.5 < X ≤ 34
1	34 < X

$$Norganic_application_N = \frac{1}{S_{tot}} \sum \frac{mC_i}{C{:}\,N_i}$$

$Norganic_application_N$ is the annual nitrogen inputs across the agroecosystem (kg N/ha/yr) from crops, intercrops and organic waste products (OWP).

mC_i: mass of carbon (kg) in carbon source i

$C:N_i$: C:N ratio of carbon source i

- Phosphorus input

The score is assigned according to the following table. The upper boundary is set for a maximum possible phosphorus input set by experts: 100% sunflower whose straw is returned, with a mean yield of 2.2 t/ha and a harvest index of 0.33, and 1 t/ha of dried poultry manure with 23.8% C.

Score	**X = $Porganic_application_P$**
0	X ≤ 15.4
0.25	15.4 < X ≤ 30.8
0.5	30.8 < X ≤ 46.2
0.75	46.2 < X ≤ 61.6
1	61.6 < X

$$Porganic_application_P = \frac{1}{S_{tot}} \sum mP_i$$

$Porganic_application_P$ is the annual phosphorus inputs across the agroecosystem (kg P_2O_5/ha/yr) from crops, intercrops and organic waste products (OWP).

S_{tot}: total area of the agroecosystem

mP_i: mass of phosphorus (kg) in carbon source i

$$mP_{residuals_i} = 1000 * (straw/100 * \left(\frac{yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right) - i_r * yld * (1 - \frac{hum}{100})}{i_r}\right) * a * P + fexport * \left(1 - \frac{straw}{100}\right) * \left(\frac{yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right) - i_r * yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right)}{i_r}\right) * a * P)$$

With $straw$: percentage of i straw returned to the ground at harvest

$fexport$: proportion of stubble of i remaining on the ground

P: phosphorus concentration in straw of i (g/g)

yld: mean i grain yield (t/ha)

hum: percentage grain moisture of i at harvest

i_r: harvest index (grain yield/total biomass)

a: area of i (ha)

$$mP_{OWP_i} = t * a * P * 10$$

t: quantity of i supplied in t (fresh matter) per ha

a: area of i (ha)

P: phosphorus concentration in i

h. Cumulative depth of tillage operations

$$tillage_{PEST,WATER,STR,ERO} = -(\frac{1}{N}\sum_i d_i)/D$$

With: i each crop in the rotation

N: number of crops in the rotation

d_i: depths of all mechanical operations that disturb the soil deeper than 1 cm for i

D: = 88 is the estimated maximum disturbance according to experts, which is a highly soil-disturbing tillage: stubble plowing (10 cm) / plowing (20 cm) / rotary harrow (10 cm) / sowing (3 cm) / hoeing (5 cm).

i. Abundance and diversity of non-crop plants at harvest and before first tillage or herbicide application

$$noncropplants_{POL,PEST} = \frac{1}{4}a_1 + \frac{1}{4}d_1 + \frac{1}{4}a_2 + \frac{1}{4}d_2$$

$\boldsymbol{a_1}$	Number of non-crop plants per m² before first tillage or herbicide application for wheat estimated by the farmer (N)
0	0
0.25	0 < N ≤ 50
0.5	50 < N ≤ 100
0.75	100 < N ≤ 150
1	150 < N

$\boldsymbol{d_1}$	Number of species of non-crop plants before first tillage or herbicide application for wheat estimated by the farmer (N)
0	0
0.25	0 < N ≤ 4
0.5	4 < N ≤ 8

0.75	8 < N ≤ 12
1	12 < N

a_2	Number of non-crop plants per m² before wheat harvest estimated by the farmer (N)
0	0
0.25	0 < N ≤ 12.5
0.5	12.5 < N ≤ 25
0.75	25 < N ≤ 37.5
1	37.5 < N

d_2	Number of species of non-crop plants before wheat harvest estimated by the farmer (N)
0	0
0.25	0 < N ≤ 4
0.5	4 < N ≤ 8
0.75	8 < N ≤ 12
1	12 < N

j. Synergistic effect of conservation agriculture

When the score of cropfamily * > 0.75, when the land cover is continuous ($\text{continuouslandcover} = 1$) and cumulative depth of tillage operations ($tillage$) < -0.25, a bonus score of 1 is given for WEED, WATER, STR, N and P.

1. $\text{cropfamily} = \frac{1}{\sum_i \left(\frac{n_i}{N}\right)^2}$

n_i: number of crops belonging to family i

N: number of crops in the rotation

* from (Craheix et al., 2012)

2. $\text{continuouslandcover} = 1, \text{if the rotation has fewer than 3 months without crops or intercrops; otherwise}, 0$

3. $tillage = -(\frac{1}{N}\sum_i d_i)/D$

With: i each crop in the rotation

N: number of crops in the rotation

d_i: depths for all mechanical operations that disturb the soil deeper than 1 cm for i

D: = 88 is the estimated maximum disturbance according to experts, which is a highly soil-disturbing tillage: Stubble plowing (10 cm) / plowing (20 cm) / rotary harrow (10 cm) / sowing (3 cm) / hoeing (5 cm).

k. Proportion of cover crops in the rotation

$$covercrop_{proportion} = \sum_j \frac{n_j}{N_{years}}$$

With: j each crop in the rotation

j: each intercrop in the rotation

n_j: number of cover crops in the rotation

N_{years}: duration of the rotation in years

l. Diversity in carbon inputs

$$div_{C_{inputs}} = \frac{\mathrm{n_{cropfamily}}}{10} + \frac{n_{OWP}}{3} + \frac{n_{covercrop}}{12}$$

With $\mathrm{n_{cropfamily}}$: number of crop families in the rotation

n_{OWP}: number of each type of organic waste product applied in the agroecosystem

$n_{covercrop}$: number of plant species in cover crops in the rotation

Supplementary material 20. Method used to assess soil quantity dynamics as the potential sensitivity to erosion, developed by Rosenfelder and van Dijk (2014) and van Dijk et al. (2016)

The index for the potential sensitivity to erosion (PSE) (1) of the agroecosystem was calculated using the mean of the product of an erodibility index (K_ER) and an exposure (EX(crop)) index for all crops in the rotation (n_crop is the number of crops) as described by Rosenfelder and van Dijk (2014) and van Dijk et al. (2016). The K-factor of PSE is calculated as recommended by Torri et al. (1997) (1) and is divided into five classes according to Schwertmann et al. (1987) and Vopravil et al. (2007).

$$PSE = \frac{\sum_{crop} K_{ER} * EX(crop)}{n_crop}$$

$$K_{ER} = 0.0293(0.65 - BD + 0.24BD^2) * \exp(-0.0021\frac{OM}{C/10} - 0.00037\frac{OM}{C/10}^{2} - 4.02C + 1.72(\frac{C}{10})^2)$$

With bulk density $BD = \frac{-0.35C-2L-0.5S}{100}$; C, L, S, and OM are the percentage of clay, loam, sand, and organic matter, respectively.

Exposure under the crop $EX(crop)$ is calculated as the precipitation erosivity index ($ER_{prec}(m)$) multiplied by the land cover effect on the erosion index $f(crop)$ for each month from April to July (the most erosive period in the region). The precipitation erosivity index is the Angot index, which equals the ratio of monthly rainfall to annual rainfall per month (Péguy, 1970). The influence of land cover on the erosion index is defined according to Langdale et al. (1991) (1 = land cover has no influence on erosion, 0 = land cover results in zero erosion).

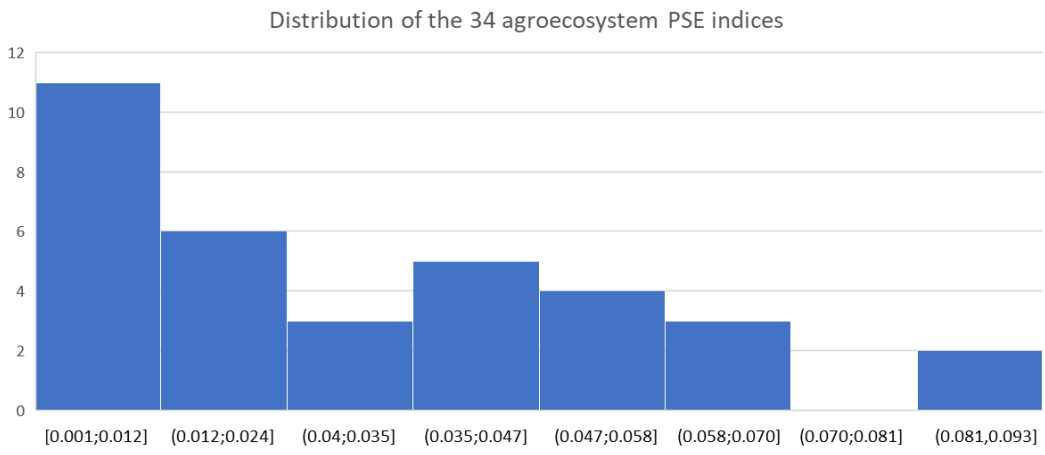
$$EX(crop) = \sum_{April}^{July} ER_{prec}(m) * f(crop)$$

With $ER_{prec}(m) = prec(m) * 365 * \left(\frac{1}{prec_{ann}}\right) * \left(\frac{1}{n_m}\right)$; $prec(m)$ is total precipitation for month m, $prec_{ann}$ is total precipitation for the year, and n_m is the number of days in month m.

With $f(crop) = \exp(-b_{crop} * c_{crop})$; c_{crop} is the proportion of the area covered with vegetation, and b_{crop} is a coefficient related to the spatial structure of vegetation (weeded or unweeded, density and spacing of plants, and plant architecture (height and foliage structure)); values range from ca. 2.5 to 7, with higher values for straw cereals with high plant density and lower values for weeded crops with low plant density (Laflen and Colvin, 1981).

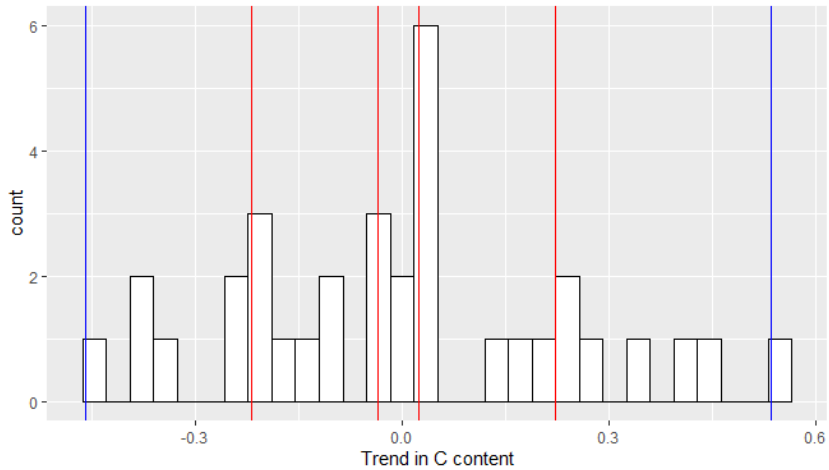
According to Rosenfelder and van Dijk (2014), PSE = 0.022 is considered high, and PSE = 0.015 is acceptable. We developed an indicator of sensitivity to erosion [-1:1] with five classes that range from highly to unlikely.

potential sensitivity to erosion (PSE)	Class	Score
PSE <0.0105	Non-erodible soil	**1**
0.0105 ≤ PSE <0.015	Slightly erodible soil	**0.5**
0.0015 ≤ PSE <0.0195	Moderately erodible soil	**0**
0.0195 ≤ PSE <0.022	Highly erodible soil	**-0.5**
0.022 ≤ PSE	Very highly erodible soil	**-1**



Supplementary material 21. Distribution of the trend of the linear regression of soil carbon stock dynamics for 34 agroecosystems.

The trend of the linear regression of soil carbon stock dynamics	Score
0.22 ≤ Trend	**1**
0.025 ≤ Trend < 0.22	**0.5**
-0.035 < Trend <0.025	**0**
-0.22 < Trend ≤ -0.035	**-0.5**
Trend ≤ -0.22	**-1**



Supplementary material 22. Calculation of soil phosphorus content dynamics.

Soil phosphorus (P) content dynamics (*Pbalance*) are assessed as the balance between P quantities exported by the straw and grain and the P quantities imported by mineral fertilization, organic-matter application and straw returned to fields.

For each agroecosystem, annual P exports from the entire agroecosystem (P_{export}, in kg P/ha/yr) from grain and straw exports are:

$$P_{export} = \frac{1}{A} * \sum_{crops} m_i$$

With A the area of the agroecosystem (ha), and m_i the quantity of P (kg) in harvested grain and straw exported from crop i.

$$m_i = (100 - straw) * \left(\frac{yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right) - i_r * yld * \left(1 - \frac{hum}{100}\right)}{i_r} \right) * a * 10 * P_{straw}$$

$$+ yld * a * Pgr * 1000$$

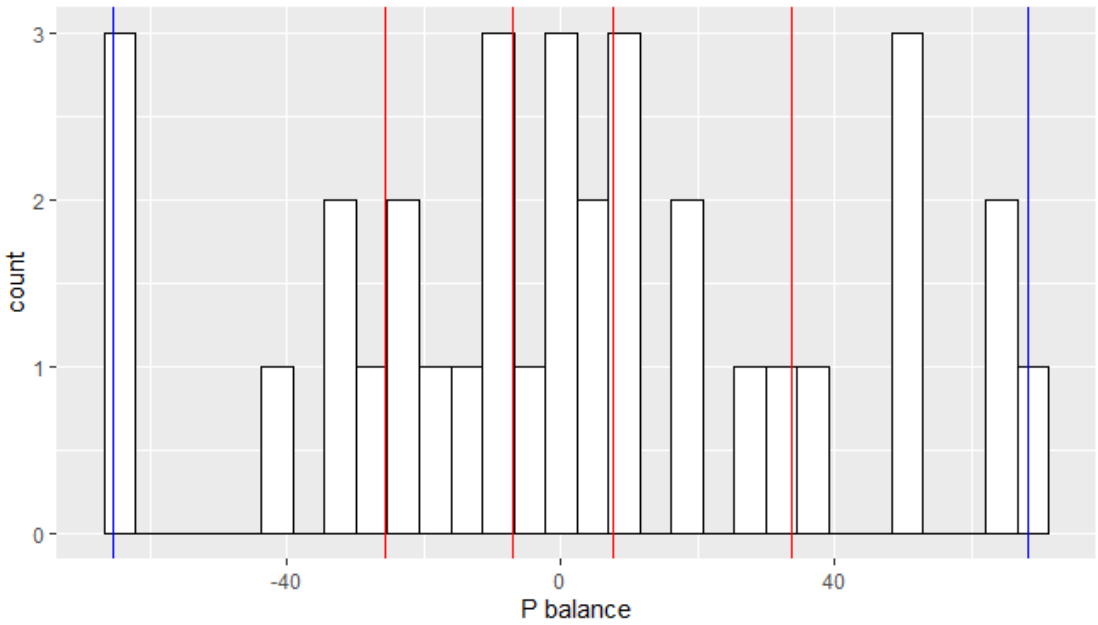
With *straw* the percentage of straw for crop i that is returned to the field during harvest, a the area of crop i (ha), P_{straw} the P concentration in the straw of crop i (g/g), Pgr the P concentration in the harvested grain of crop i (g/g), yld the mean grain yield of the grain of crop i (t/ha), hum the percentage of moisture in the grain of crop i at harvest, i_r the harvest index for crop i (the ratio of the marketable yield of a crop to the total amount of biomass produced, expressed on a dry matter basis).

$$Pbalance = Pmineral + Porganic - P_{export}$$

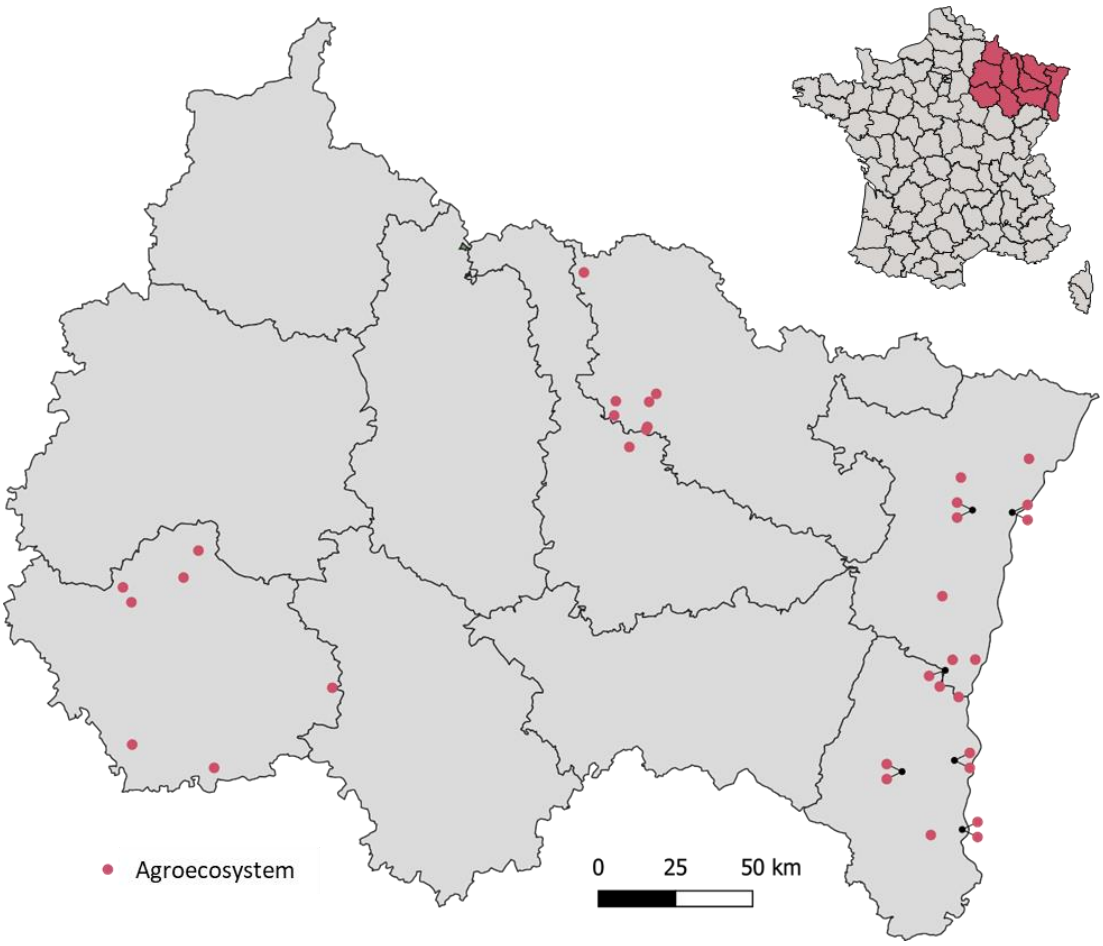
With $Pmineral$ the amount of P mineral fertilization in the entire agroecosystem, $Porganic$ the amount of P from organic-matter application in the entire agroecosystem.

When P inputs are lower than P exports, the soil P stock depletes. We centered the data and defined five classes from the data's quintiles.

Pbalance	**Score**
Pbalance >= 33	1
7 =< Pbalance < 33	0.5
-7 < Pbalance < 7	0
-25 < Pbalance ≤ -7	-0.5
Pbalance ≤ -25	-1


count
3
2
1
0
-40
0
40
P balance

Supplementary material 23. Locations of the 34 agroecosystems belonging to 28 farms in the Grand Est region of France.



Supplementary material 24. Summary of the 34 agroecosystems (by ID number) belonging to 28 farms in the Grand Est region of France. SOM = soil organic matter content (%).

ID	NUTS 3	Rotation duration (years)	Crops in the rotation	Long-cover crops	Short-cover crops	SOM	Type of tillage	Pesticide use?	Mineral fertilization ?	Irrigation ?	Conservation agriculture?	Organic agriculture?
1	57	5	5	1	0	2	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
2	68	4	4	2	0	4.5	No till	No	No	No	No	Yes
3	10	6	4	0	2	2.9	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
4	10	4	5	0	2	3.2	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
5_1	68	4	2	1	0	2.1	Plowing	Yes	Yes	Yes	No	No
5_2	68	4	2	1	0	2.1	Plowing	Yes	Yes	Yes	No	No
6	68	6	3	0	1	2.5	Plowing	No insecticide	Yes	Yes	No	No
7	67	5	3	0	1	2.6	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
8_1	68	1	1	0	0	2.5	Plowing	Yes	Yes	Yes	No	No
8_2	68	4	3	0	0	2.5	Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
9_1	68	6	2	0	0	2.8	Plowing / Reduced tillage	No fungicide	Yes	Yes	No	No
9_2	68	4	3	0	1	2.8	Plowing	No insecticide	Yes	Yes	No	No
10_1	68	6	2	1	0	3.6	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
10_2	68	1	1	0	0	3.6	Plowing	No insecticide	Yes	Yes	No	No
11	57	6	5	0	1	2.6	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
12	57	5	5	0	1	3	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
13	57	6	5	0	1	3.1	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
14	57	6	4	2	2	2.4	No till	Yes	Yes	No	No	No
15	57	6	6	0	2	2.7	Reduced tillage	No	No	No	No	Yes
16	57	6	6	0	2	3.1	Plowing / Reduced tillage / No till	Yes	Yes	No	No	No
17	57	3	3	0	0	2.9	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
18_1	68	3	3	1	0	3.5	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
18_2	68	4	3	2	0	3.5	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
19_1	67	5	4	4	0	2.9	Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
19_2	67	1	1	1	0	3.2	Plowing	Yes	Yes	No	No	No
20	67	5	3	1	0	2.2	Plowing	No fungicide	Yes	No	No	No

21	10	8	6	0	4	3.6	Reduced tillage / No till	Yes	Yes	No	No	No
22	10	5	6	0	2	2.9	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
23	10	7	9	0	4	4.2	Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
24	10	8	6	0	2	3	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	No	No	No
25	10	9	8	0	2	2.6	Reduced tillage	Yes	Yes	No	Yes	No
26	67	4	6	0	2	2.7	Plowing / Reduced tillage	Yes	Yes	Yes	No	No
27	67	5	4	0	2	2.4	Plowing / Reduced tillage	No insecticide	Yes	No	No	No
28	67	3	3	1	0	2.1	Plowing / Reduced tillage	No	No	No	No	Yes

Supplementary material 25. Data required to apply the assessment approach of ecosystem services provided to farmers (ESF) and evaluate natural capital dynamics

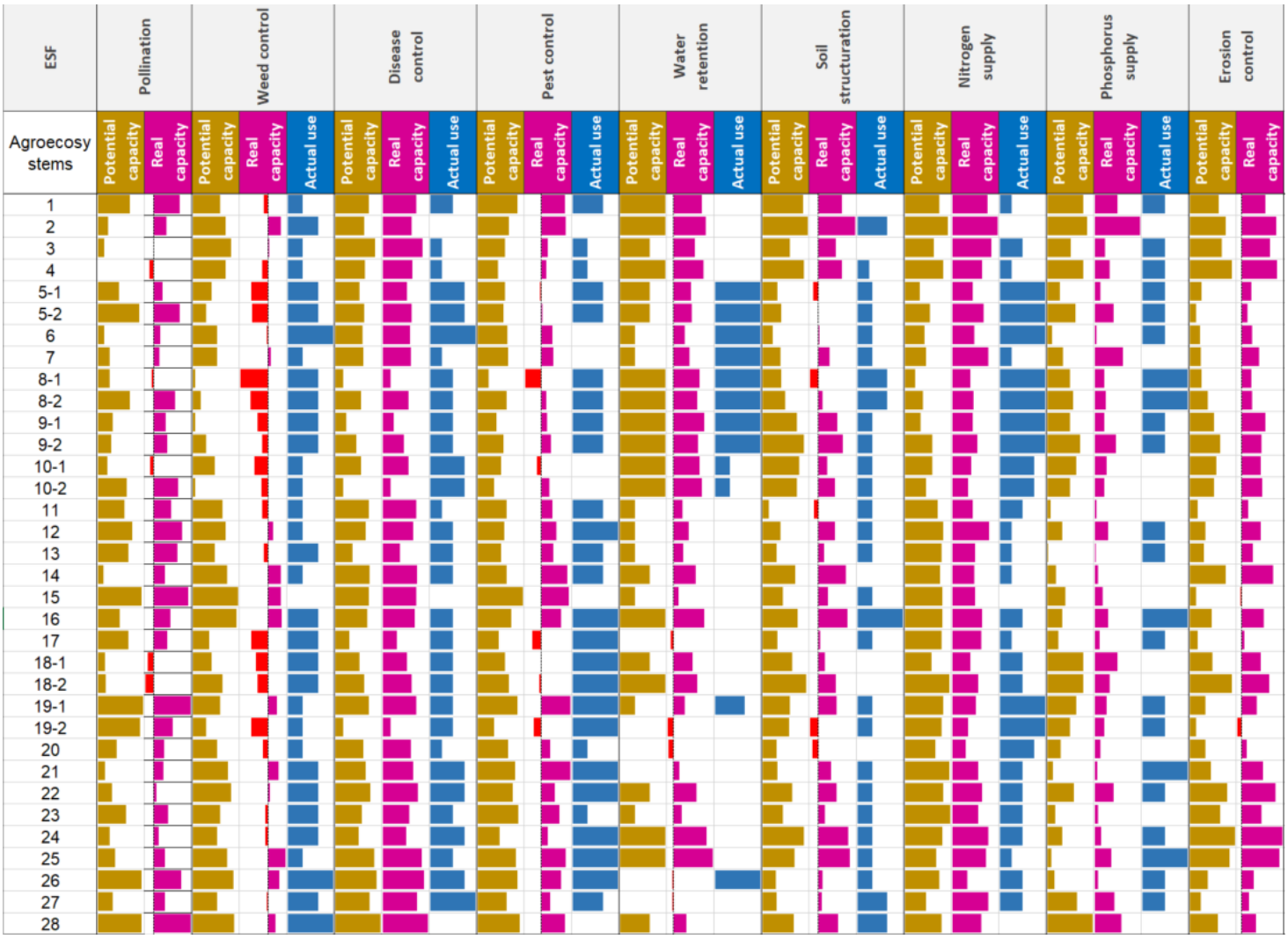
- Duration, order and species of crops and intercrops in the rotation
- Proportion of each species in intercrop mixtures
- Location and type of semi-natural habitats and grasslands around fields
- Field area of the agroecosystem
- Soil texture, CaCO3-, C:N ratio, pH, soil organic matter
- Olsen P quantity
- Product, dose, percentage of the area treated, date of each insecticide treatment on crops
- Grain yield, percentage of straw exported
- Type and amount of organic matter inputs (excluding crop residues), percentages of areas treated
- Type of tools, depth and frequency of tillage by crop
- Abundance and species diversity of non-crop plants before first tillage and before harvest
- Past 20-year average of annual temperature, precipitation and evapotranspiration
- Amount of irrigation
- Technology used to assess ESF levels (Table 3)

Supplementary material 26. Method for assessing input intensity

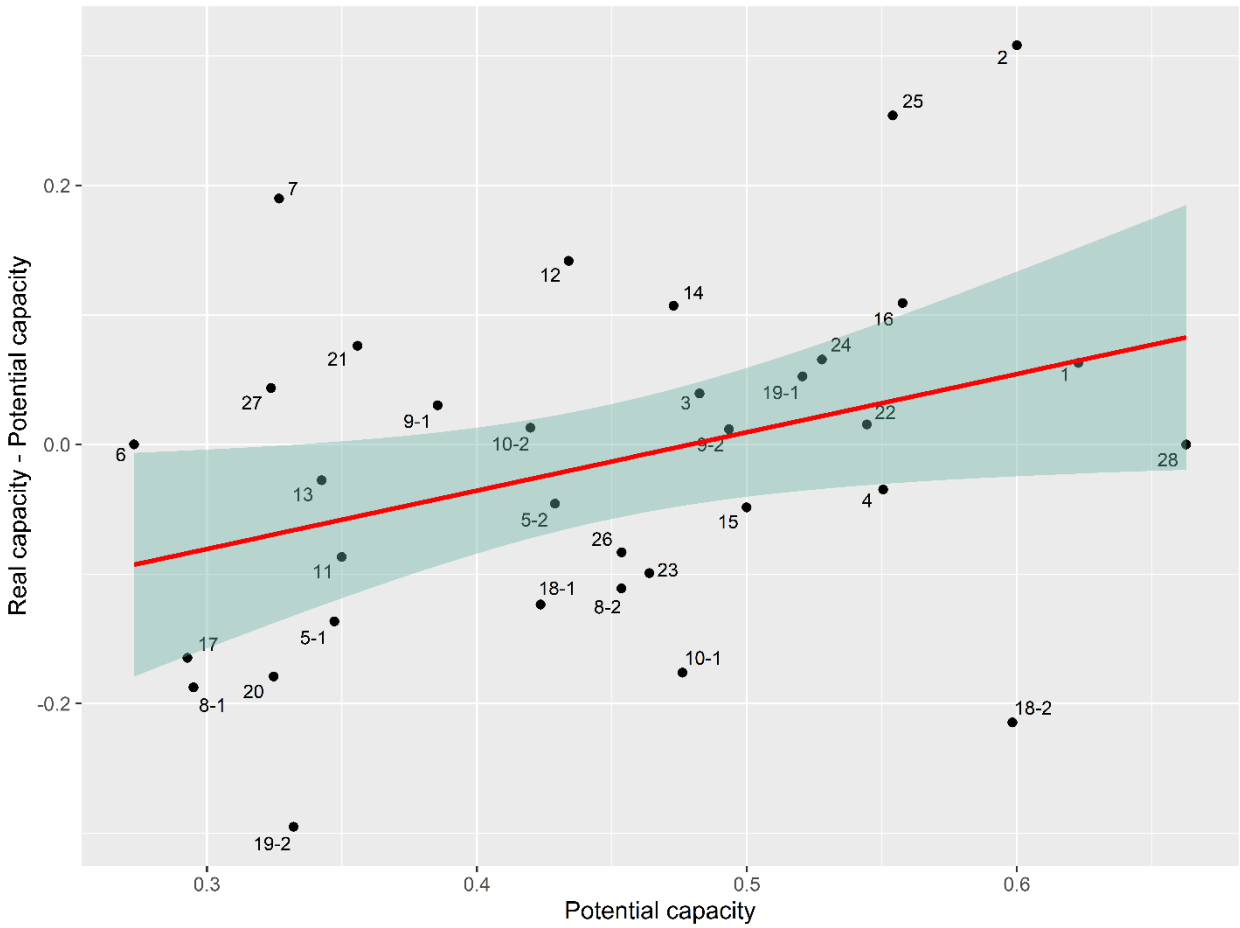
Input intensity ([0; 1]) was calculated as the mean aggregate of the scores of:

- nitrogen mineral fertilizer intensity ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5)
- phosphorus mineral fertilizer intensity ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5)
- insecticide treatment frequency index ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5)
- herbicide treatment frequency index ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5)
- fungicide treatment frequency index ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5)
- weed management intensity ([0; 1]), as an aggregation of (i) herbicide treatment frequency index ([0; 1]) (1 = intensive) relative to the regional mean (corresponding to a score of 0.5) and (ii) soil tillage intensity ([0; 1]), according to three levels; 0 = soil never plowed, 0.5 = soil occasionally plowed and 1 = soil always plowed
- irrigation intensity ([0; 1]), with two levels; 0 = no irrigation, 1 = irrigated
- soil mechanical structuration intensity ([0; 1]), with three levels: 0 = soil never plowed, 0.5 = soil occasionally plowed and 1 = soil always plowed

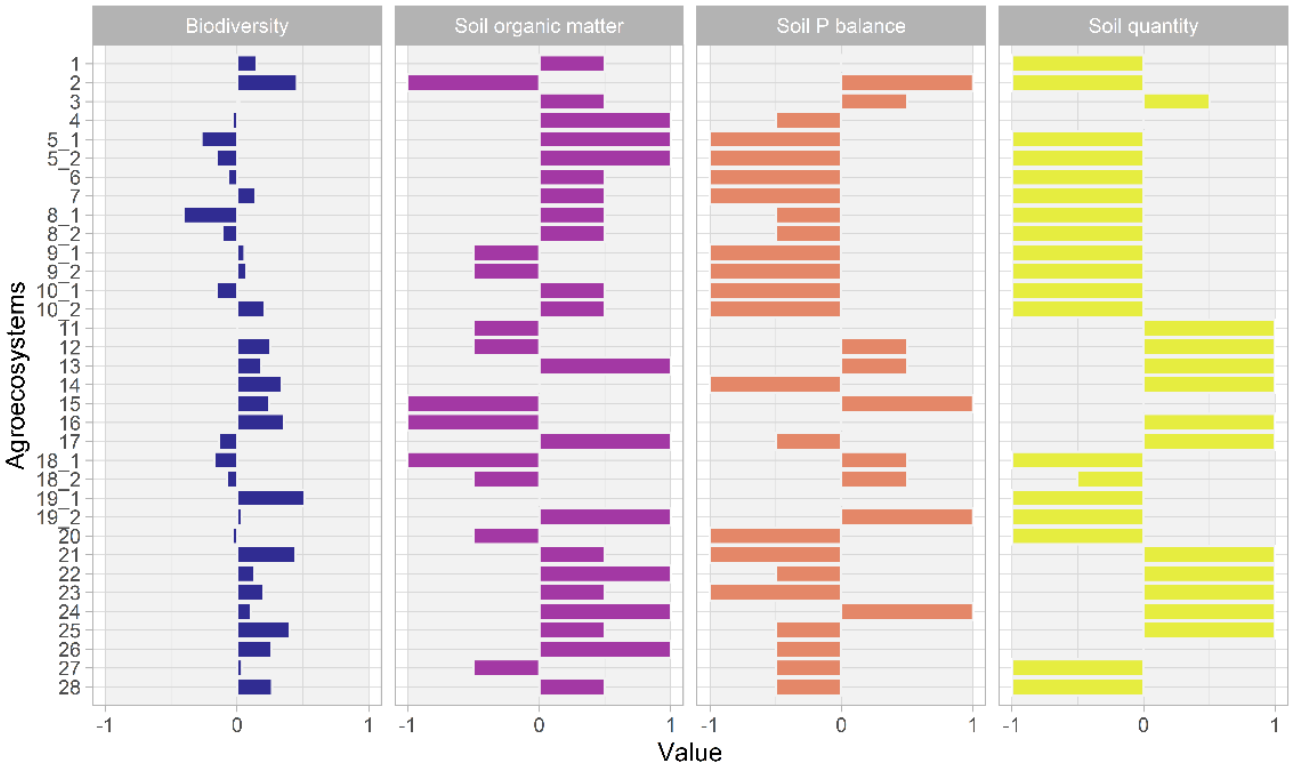
Supplementary material 27. Scores assigned to each cropping system for 1. potential capacity of the agroecosystem ([0; 1]) (tan) , 2. real capacity of the agroecosystem ([-1; 2]) (magenta for positive values and red for negative values) resulting from adding the score of the potential capacity and the score of the modulation by agricultural practices , and 3. actual use of ecosystem services by the farmer (blue) ([0; 1]).



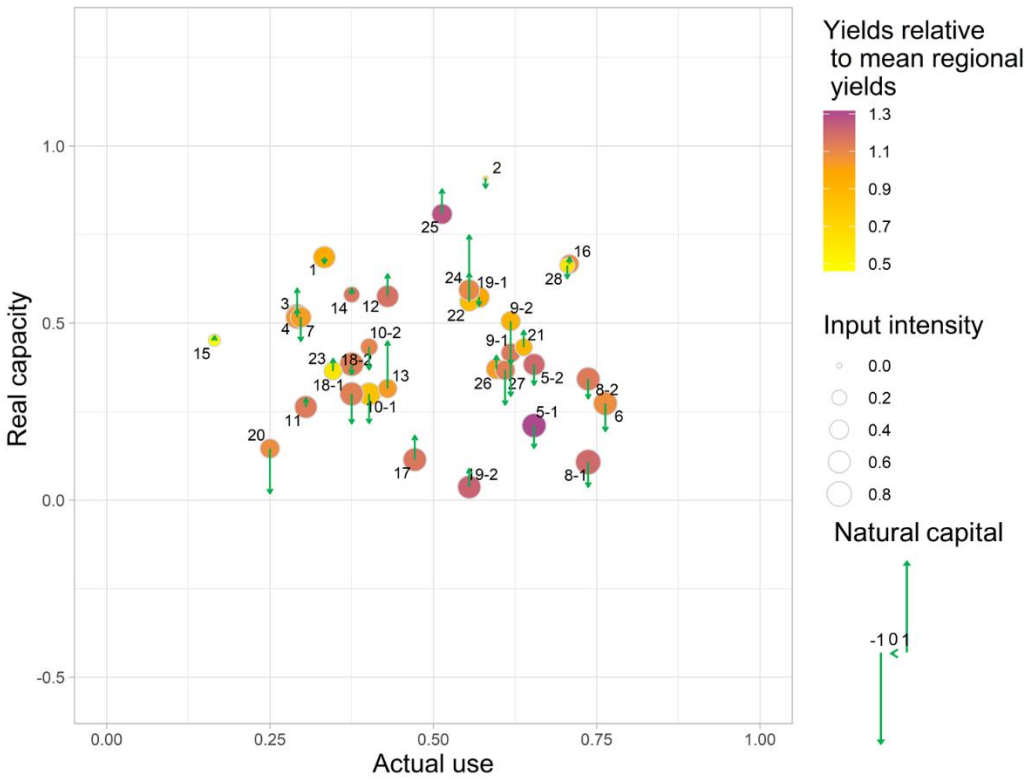
Supplementary material 28. Linear regression of real capacity minus potential capacity as a function of potential capacity. Pearson correlation between them was significant ($p<0.05$) but weak ($r=0.357$).



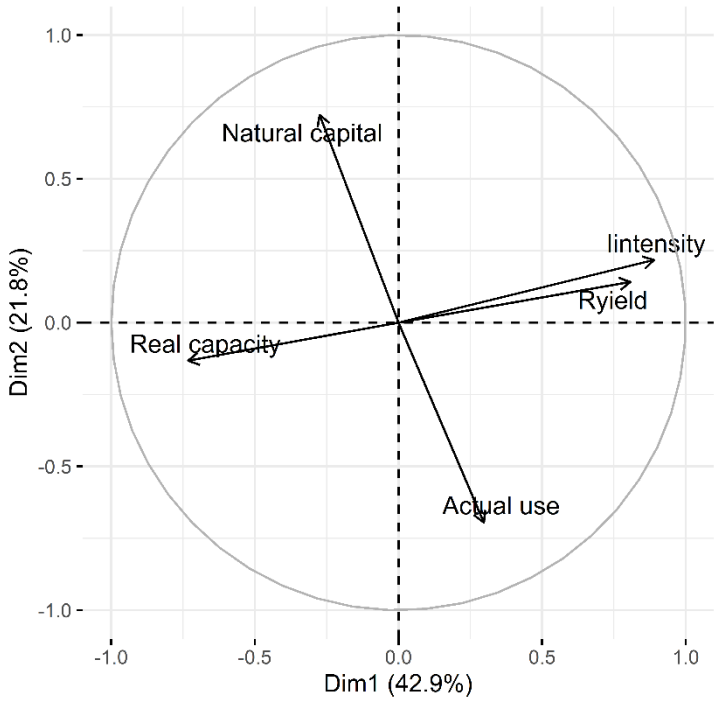
Supplementary material 29. Dynamics of the four components of natural capital: biodiversity that supports ecosystem services supplied to farmers, soil quantity (i.e. potential sensitivity to soil erosion) soil phosphorus (P) balance and soil organic matter for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand Est region of France. Positive values indicate capitalization (i.e. an increase in biodiversity, carbon storage, soil P content, and no erosion), while negative values indicate depletion.



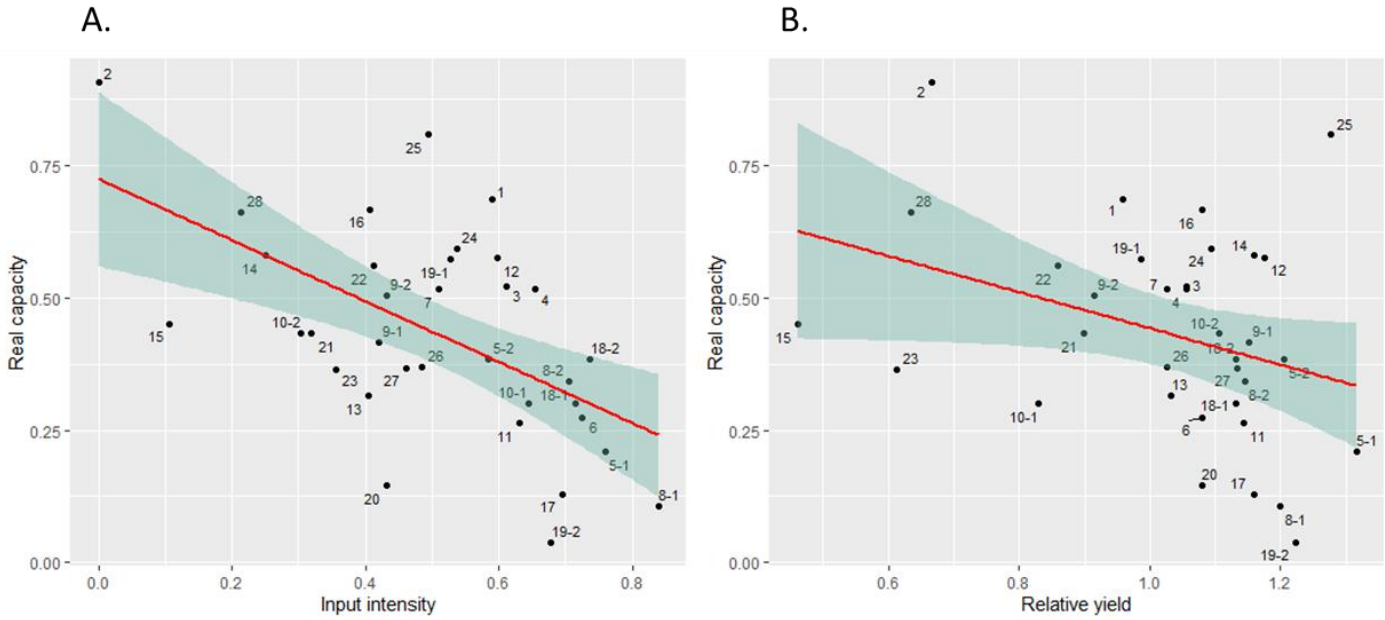
Supplementary material 30. Level of real capacity of the ecosystem to provide ecosystem services to farmers (ESF), and actual use of ESF by farmers. Green lines indicate the direction and intensity of natural capital dynamics, circle size indicates the input intensity (fertilization, pesticide, tillage, and irrigation), and circle color indicates the wheat or maize yield relative to that of its mean regional yields for 34 agroecosystems on 28 farms in the Grand Est region of France.



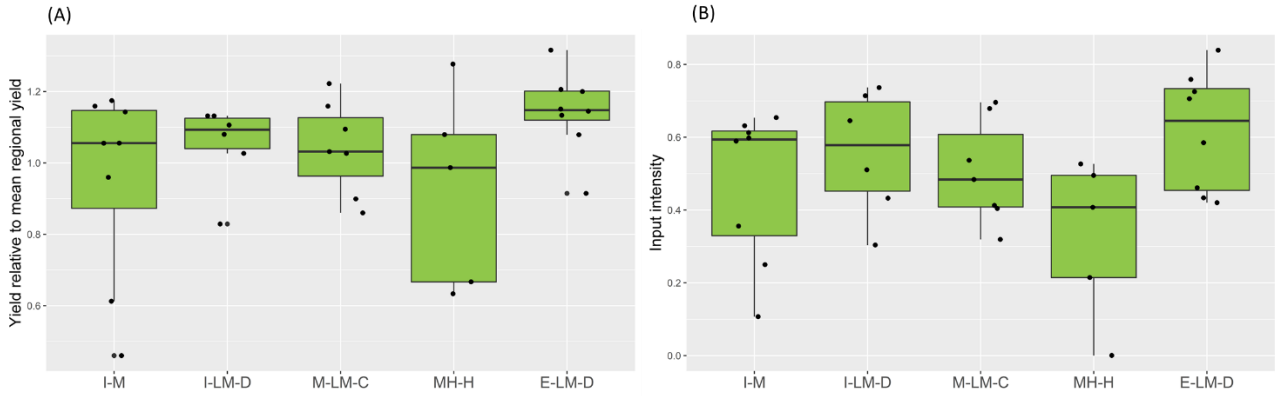
Supplementary material 31. Correlation circle of principal component analysis of the five variables shown in Figure 28: real capacity, actual use, natural capital, relative yield and intensity of practices.



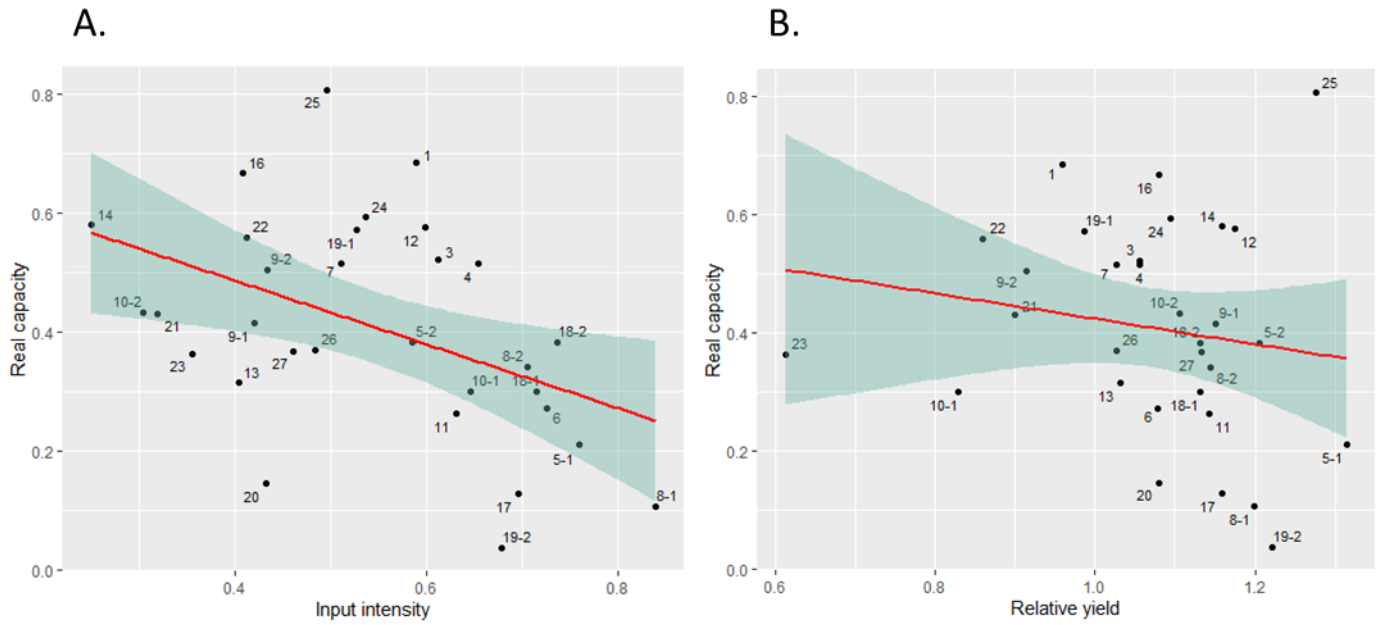
Supplementary material 32. Linear regression of real capacity as a function of (A) input intensity and (B) relative yield. Pearson correlations between them were significant ($p<0.05$) but weak ($r=-0.564$ and -0.340, respectively).



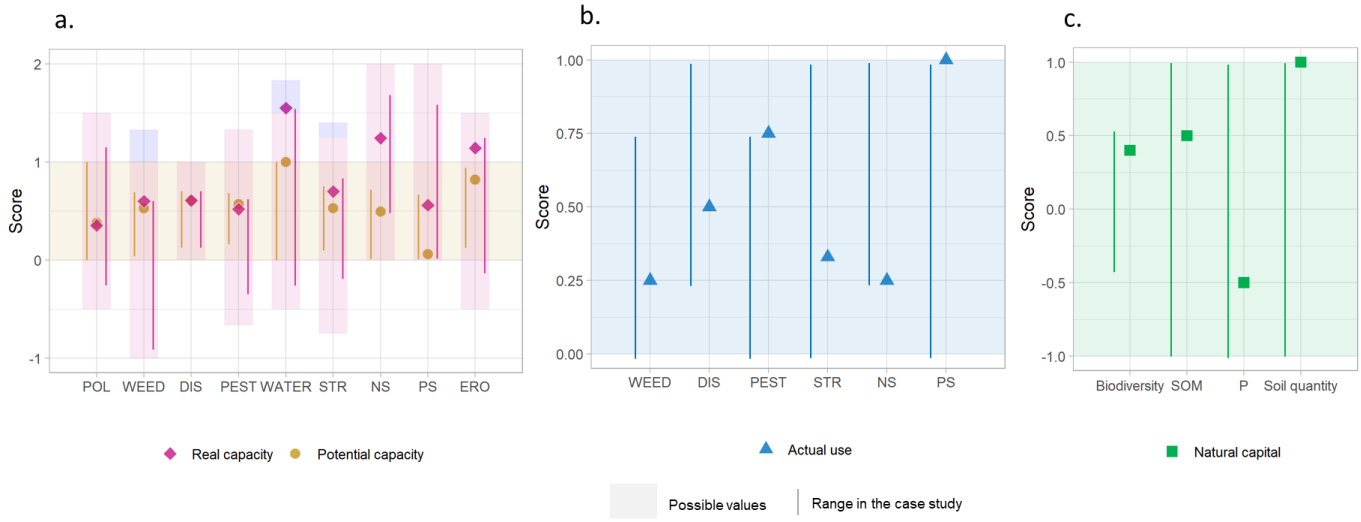
Supplementary material 33. For each agriculture model cluster, (A) wheat or maize yield relative to that of its mean regional yields and (B) input intensity level. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range. Cluster means did not differ significantly (p>0.05, pairwise Tukey HSD test). I-M : "inefficient use of medium ESF capacity", I-LM-D : "inefficient use of low to medium ESF capacity, with depletion", M-LM-C: "medium use of low-to-medium ESF capacity, with capitalization", MH-H : "medium-high use of high ESF capacity", E-LM-D: "efficient use of low-to-medium ESF capacity, with depletion" clusters.



Supplementary material 34. Linear regression of real capacity as a function of (A) input intensity and (B) relative yield without organic agroecosystems. Pearson correlations were significant (p <0.05) but weak (r=0.400) for input intensity and non-significant relative yield (p>0.05).

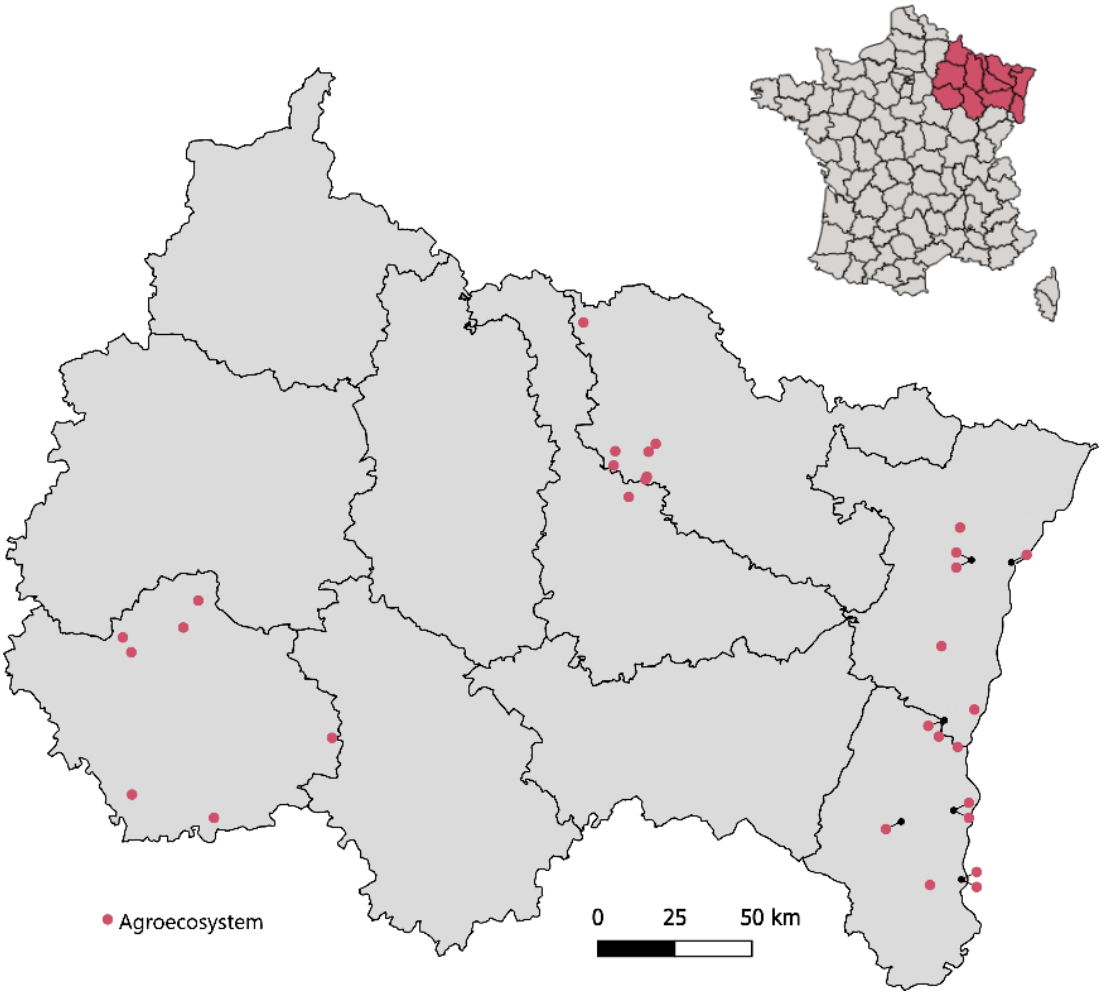


Supplementary material 35. Scores (symbols) for agroecosystem #25 of a) the potential capacity (tan) and real capacity (magenta) to provide nine ecosystem services to farmers (ESF), b) actual use of ESF by the farmer (blue) and c) natural capital dynamics (green). Shading and lines indicate the ranges of possible and observed values, respectively, of the 34 agroecosystems studied. Violet shading indicates the range added by the conservation agriculture bonus. The 9 ESF studied include pollination (POL); pest (PEST), weed (WEED) and disease (DIS) control; soil structuration (STR); nitrogen supply to crops (NS); phosphorus supply to crops (PS); water retention and return to crops (WATER) and stabilization and control of erosion (ERO).



5. Matériel supplémentaire de l'article « Resilience of agriculture models: biodiversity-based models are stable, while intensified models perform well »

Supplementary material 36. Locations of the 30 agroecosystems on 26 farms in the Grand Est region of France.



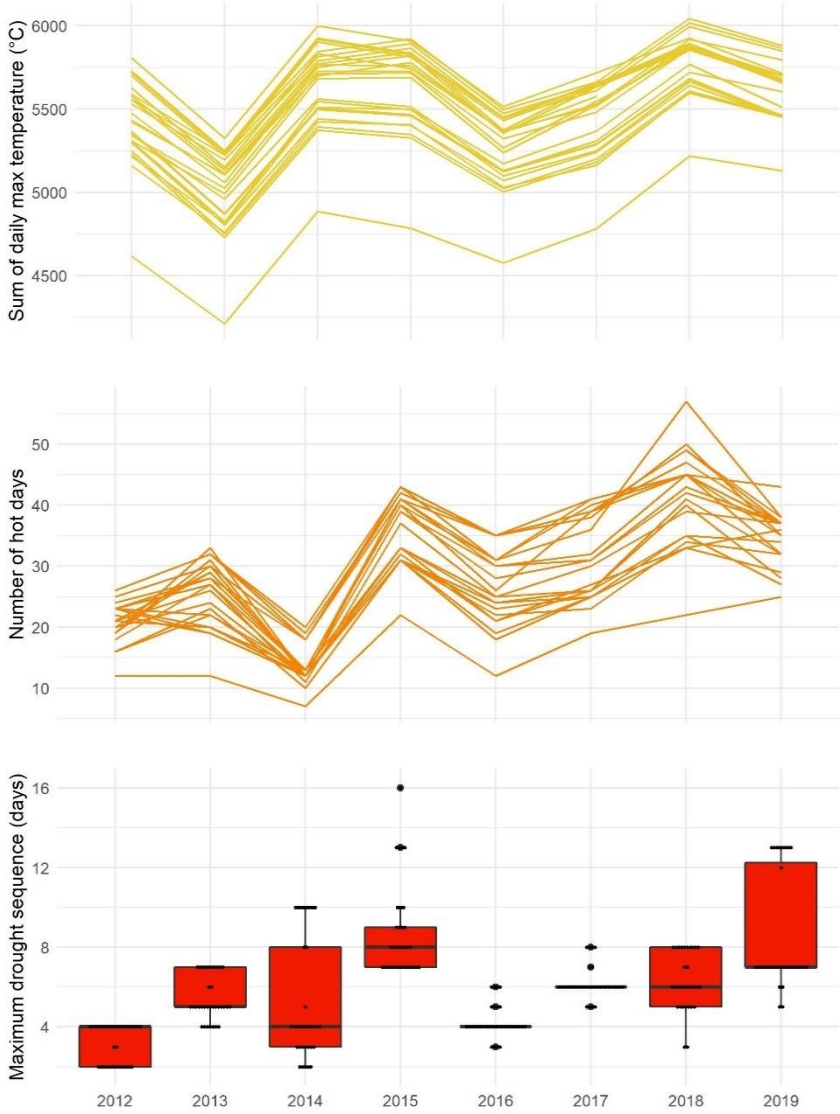
Supplementary material 37. Equation used to calculate the gross margin and references of data source.

$$grossmargin\left(\frac{€}{ha}\right) = cropsellingprice\left(\frac{€}{t\ or\ q}\right) \times yield\left(\frac{t\ or\ q}{ha}\right) - (fertimin\left(\frac{l}{ha}\right) \times fertminprice\left(\frac{€}{l}\right) + fertiorg\left(\frac{t}{ha}\right) \times fertiorgprice\left(\frac{€}{t}\right) + phyto\left(\frac{l}{ha}\right) \times phytoprice(\frac{€}{l}) + energyconso\left(\frac{l}{ha}\right) \times energyprice\left(\frac{€}{l}\right))$$

With:

- $cropsellingprice$, the price of the crop, from statistics of the French Ministry of Agriculture, indexed yearly by the producer prices for agricultural product index (IPPAP)
- $yield$, crop yield
- $fertimin$, amount of mineral fertiliser applied
- $fertminprice$, price of mineral fertiliser, estimated for 2012 when purchased by Agrosyst, indexed annually by the IPPAP index
- $fertiorg$, the amount of organic fertiliser applied
- $fertiorgprice$, price of organic fertiliser, estimated for 2012 when purchased by Agrosyst, indexed annually by the IPPAP index but assumed to remain constant over time due to low variability
- $phyto$, the amount of pesticide applied
- $phytoprice$, price of pesticides, estimated from those purchased by Agrosyst or collected by their users, indexed annually by the IPPAP index but assumed to remain constant over time due to low variability
- $energyconso$, consumption of energy by machinery
- $energyprice$, price of energy (fuel or electricity), estimated for 2015 from the APCA (Office of Agricultural French Chambers), indexed annually by the IPPAP index

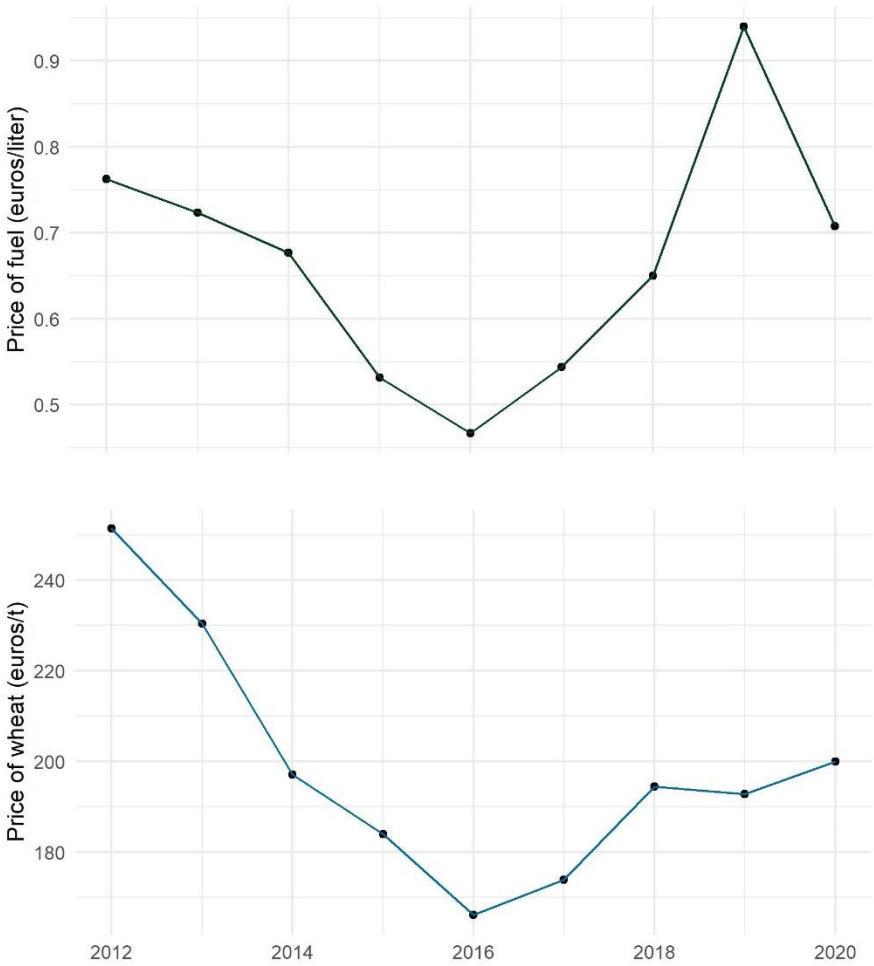
Supplementary material 38. Agro-climatic indicators of the 30 agroecosystems: cumulative daily maximum temperature (°C), number of hot days (> 27°C), and maximum drought sequence (days). Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.



Supplementary material 39. Analysis of variance of agro-climatic indicators paired with Tukey multiple pairwise-comparisons test.

Agro-climatic indicator	**Differed significantly among agroecosystems?**	**Agroecosystem outliers**
Cumulative daily maximum temperature	Yes	#14
Number of hot days (> 27°C)	Yes	#14
Maximum drought duration	No	-

Supplementary material 40. Price volatility indicators: fuel and wheat prices.



Supplementary material 41. Method used to calculate the synergistic effect of conservation agriculture (SCA).

When cropfamily* > 0.75, land cover (continuouslandcover) is continuous (i.e. 1) and cumulative depth of tillage operations (tillage) < -0.25, SCA is set to 1.

2. $\text{cropfamily} = \frac{1}{\sum_i \left(\frac{n_i}{N}\right)^2}$

With:

n_i: number of crops in family i

N: number of crops in the rotation

* from Craheix *et al.* (2012)

$$\text{continuouslandcover} = 1, \text{if the rotation has fewer than 3 months without crops or intercrops; otherwise, } 0$$

$$tillage = -(\frac{1}{N}\sum_i d_i)/D$$

With:

i: each crop in the rotation

d_i: depth of all mechanical operations that disturb the soil deeper than 1 cm for i

D: 88 cm, the estimated maximum disturbance according to experts, for tillage that disturbs the soil greatly: Stubble ploughing (10 cm) / ploughing (20 cm) / rotary harrow (10 cm) / sowing (3 cm) / hoeing (5 cm). The depth of disturbance ploughing is multiplied by 2 and the rotary tools by 3 according to (Dardonville *et al.*, under revisions at Ecosystem Services) method.

Supplementary material 42. Metrics tested for each criterion of dynamics.

Criterion of dynamics	Metric	Name	Description	Reference (or adapted from)	Direction
Stability	Finlay-Wilkinson regression slope on de-trended values	slopeFW	Inverse of the slope of Finlay-Wilkinson regression on de-trended values to the environmental index (average annual de-trended values)	(M. Li *et al.*, 2019; Macholdt *et al.*, 2020)	Higher
	Residuals of linear regression	RESf	Inverse of mean residuals of linear regression	(Perrin *et al.*, 2020)	Higher
	Residuals of mixed regression	RESr	Inverse of the mean of the random residual of mixed linear regression	(Martin *et al.*, 2017)	Higher
	Stability around a moving average	MSV	Inverse of the absolute difference between the workload in one year the and the mean of the preceding year and following year, averaged over the time series	(Redhead *et al.*, 2020)	Higher
	Range	Range	Inverse of the range of values	(M. Li *et al.*, 2019)	Higher
	Relative standard deviation	RSD	Absolute value of mean divided by standard deviation (%)	(Sneessens *et al.*, 2019)	Higher
	Variance	VAR	Inverse of the variance		Higher
Resistance to unspecified events	Probability of low level	probalow	Probability of low levels < 75% of the mean level using a normal distribution	Adapted from (M. Li *et al.*, 2019)	Higher
	Probability of crop failure	probafail	Inverse of standard deviation of detrended² with de-trended yields are (y – fitted)/fitted of LOESS regression with span = 0.85	(M. Zampieri *et al.*, 2020)	Higher
	Probability of high level	probahigh	Probability of high levels > 125% of the mean level using a normal distribution	Adapted from (M. Li *et al.*, 2019)	Higher
	Number of disruptions	NED	Inverse of the number of times that values decreased -25% from one year to the 2 previous years	Sneessens *et al.*, 2019	Higher
Resistance to an event	Resistance to drought (2016)	RESe	2016 level – mean of 2015, 2014 and 2013 level	(Redhead *et al.*, 2020)	Higher
Recovery time	Recovery time after disruption	RECOV	Inverse of the number of years to recover from a disruption of -25% from one year to the 2 previous years (Supplementary material 44)	(Sneessens *et al.*, 2019)	Higher
Level	Averaged level	level	Mean level	(Perrin *et al.*, 2020)	Higher
	Mean relative distance to regional margin	RD	Mean relative distance to the regional gross margin (Supplementary material 44)	(Redhead *et al.*, 2020; Sneessens *et al.*, 2019)	Positive and high
	Intercept of linear regression	INTERf	Intercept of linear regression	(Perrin *et al.*, 2020)	Higher
	Intercept of mixed regression	INTERr	Random intercept coefficient of mixed linear regression	(Martin *et al.*, 2017)	Higher
	Averaged predicted linear regression	PREDf	Mean predicted linear regression	(Perrin *et al.*, 2020)	Higher
	Averaged predicted mixed regression	PREDr	Mean predicted coefficient of mixed linear regression	(Martin *et al.*, 2017)	Higher
Trend	Trend of linear regression	TRENDf	Trend of linear regression	(Perrin *et al.*, 2020)	Increasing
	Trend of mixed regression	TRENDr	Random slope coefficient of mixed linear regression	(Martin *et al.*, 2017)	Increasing

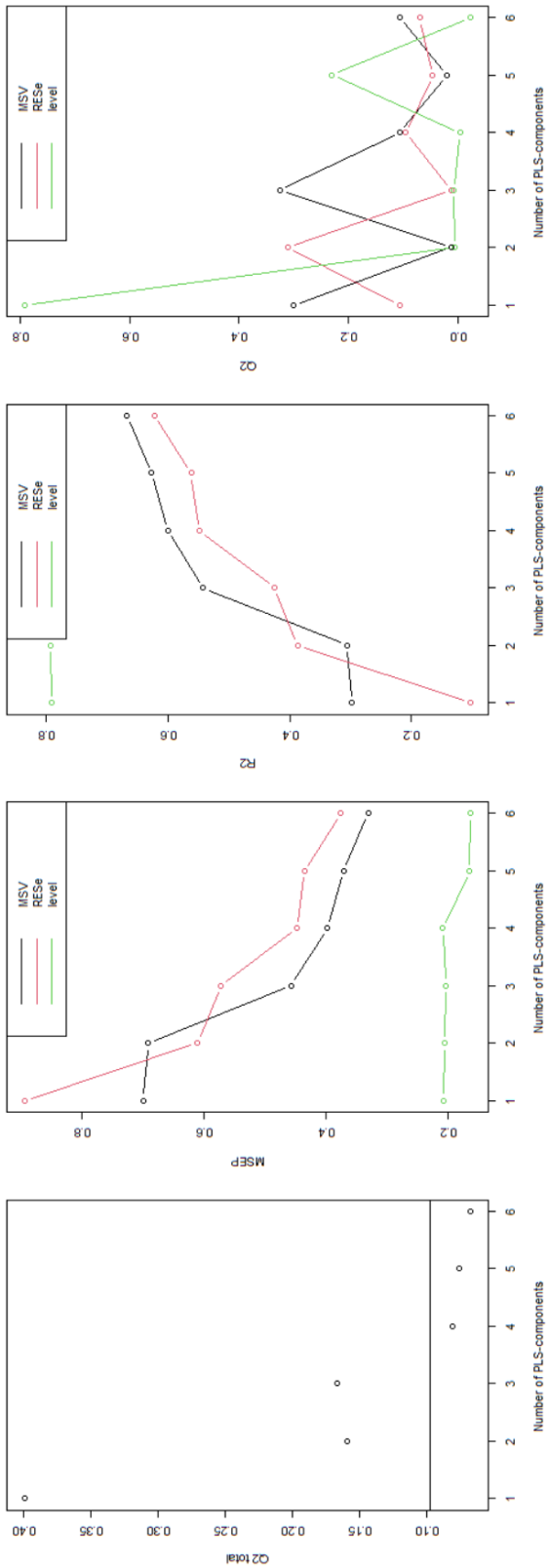
Supplementary material 43. Equation used to calculate annual regional gross margin based on FADN data for OTEX OTEFDD 15 “cereals, oilseeds, protein crops” for the mean CDEX and large farms in the Grand Est region of France (Agreste).

$$regional.grossmargin\left(\frac{€}{ha}\right) = \frac{1}{SAU} \times (revenue - ferticosts - pesticosts - energycosts)$$

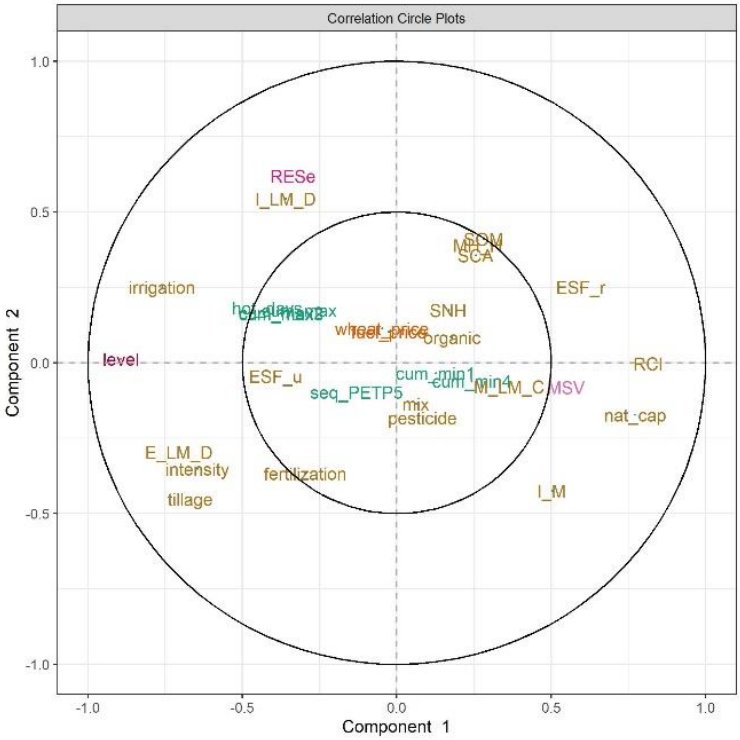
Supplementary material 44. Calculation of the recovery time indicator.

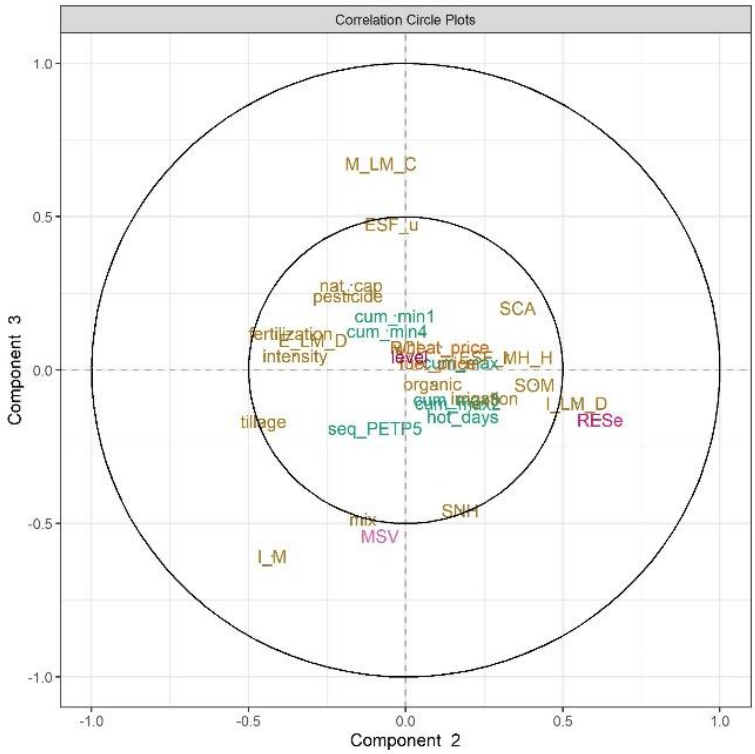
The recovery time is determined by the number of years that the performance does not reach the pre-disruption level. A disrupted year corresponds to a year with a – 25 % decrease in performance compared to the average of the previous two years. If an agroecosystem experienced several disruptive events during the 8-year time-series, the recovery time was averaged. If not enough years were available in the time-series to reach the recovery time, the disruption was not counted. Future studies could consider that the system has recovered if it returns to approximately the same level to that before the disruption (e.g. the standard deviation of the two years before the disruption).

Supplementary material 45. Total Q^2 for all metrics for energy yield (response variables in the partial least squares (PLS) regression), Mean Squared Error of Prediction (MSEP), R^2 and Q^2 as a function of the number of components. The ad hoc threshold of Q^2 is 0.0975 (line).

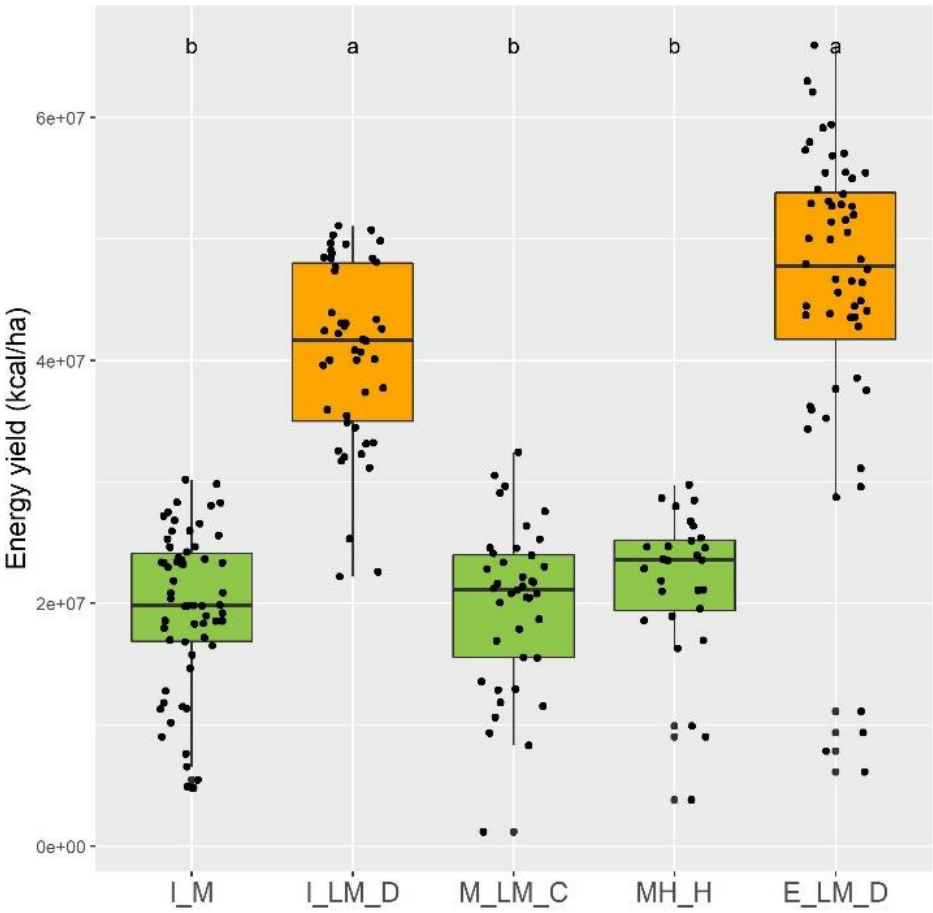


Supplementary material 46. Variable plot for (left) components 1 and 2 and (right) components 2 and 3 of partial least squares (PLS) analysis of metrics of energy yield (response variables) on explanatory variables. See Table 12 in the article for definitions of variable abbreviations. Pink, green, orange and brown variables are respectively dynamics metrics, climate, prices and endogenous variables.

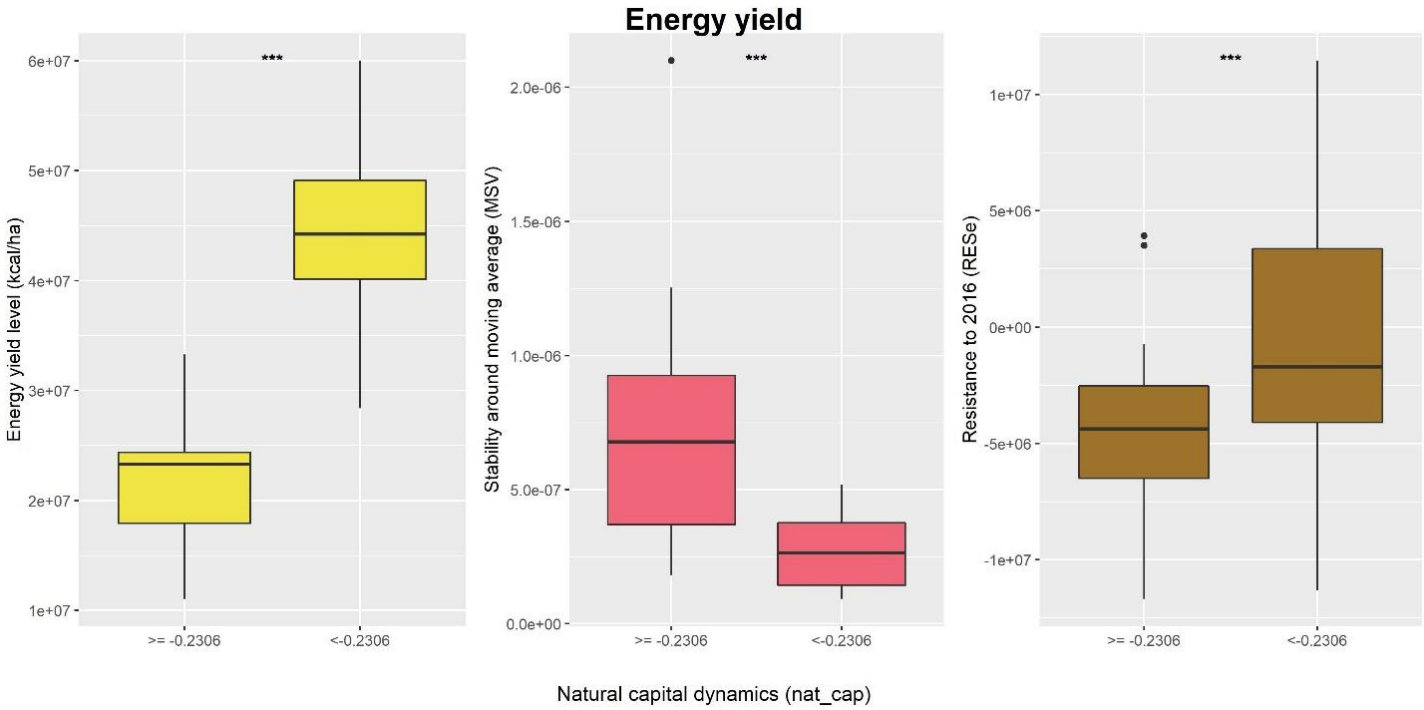




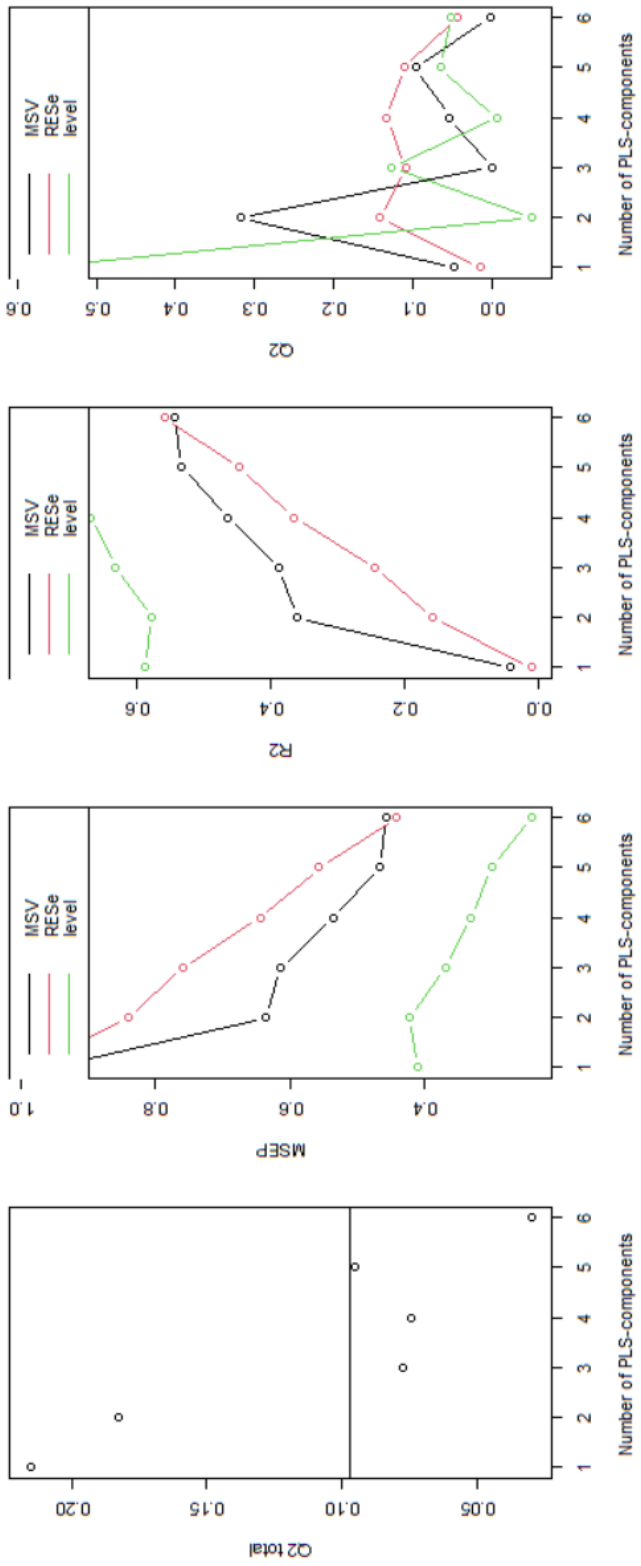
Supplementary material 47. Energy yield for each agriculture model. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range. Cluster means differ significantly ($p < 0.05$) between two groups (a and b, pairwise Tukey HSD test). I_M: "Inefficient use of Medium ESF capacity", I_LM_D: "Inefficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion", M_LM_C: "Medium use of Low-to-Medium ESF capacity, with Capitalization", MH_H: "Medium-High use of High ESF capacity", E_LM_D: "Efficient use of Low-to-Medium ESF capacity, with Depletion" clusters.



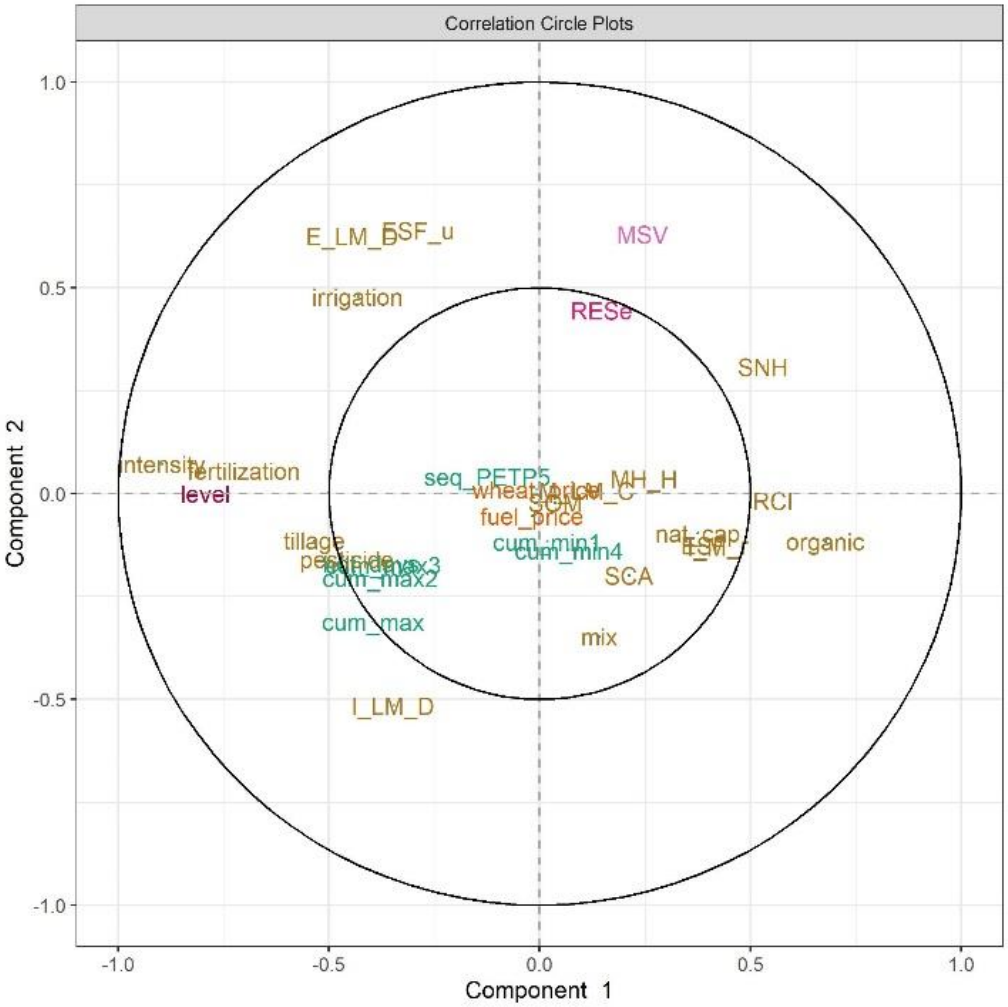
Supplementary material 48. Level, MSV and RESe distribution below and above the natural capital dynamics (nat_cap) threshold of -0.2306. All means differed significantly ($p < 0.001$ (***)) according to Welch two-sample t-tests. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.



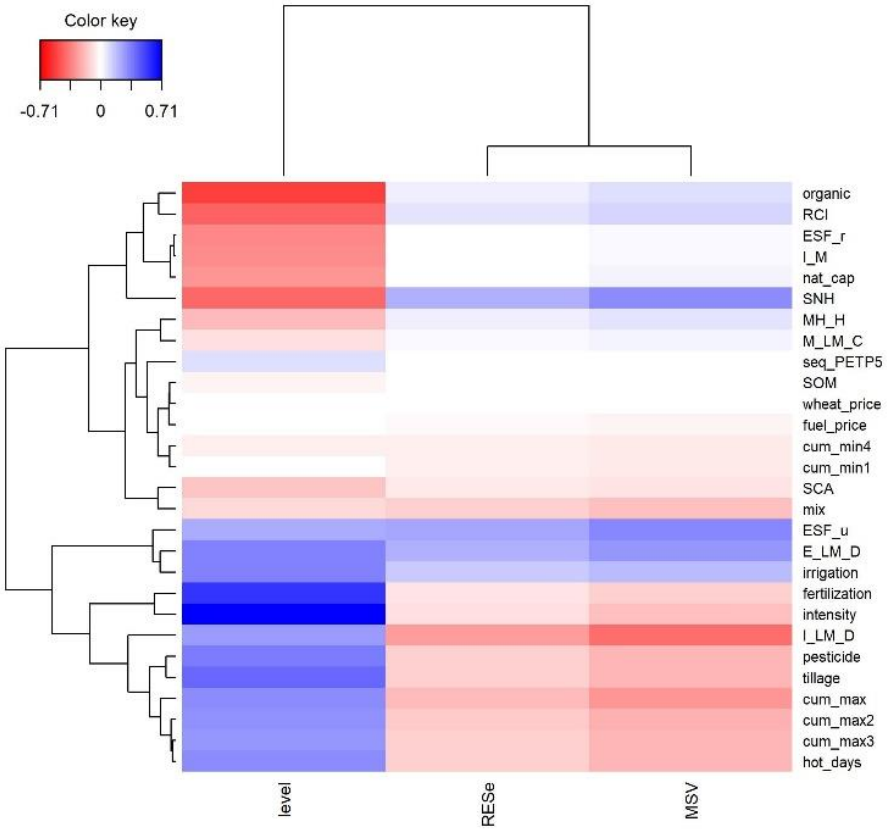
Supplementary material 49. Total Q^2 for all metrics for wheat yield (t/ha, excluding agroecosystems #10_2, 5_2, 8_1) (response variables in the partial least squares (PLS) regression), Mean Squared Error of Prediction (MSEP), R^2 and Q^2 as a function of the number of components. The ad hoc threshold of Q^2 is 0.0975 (line).

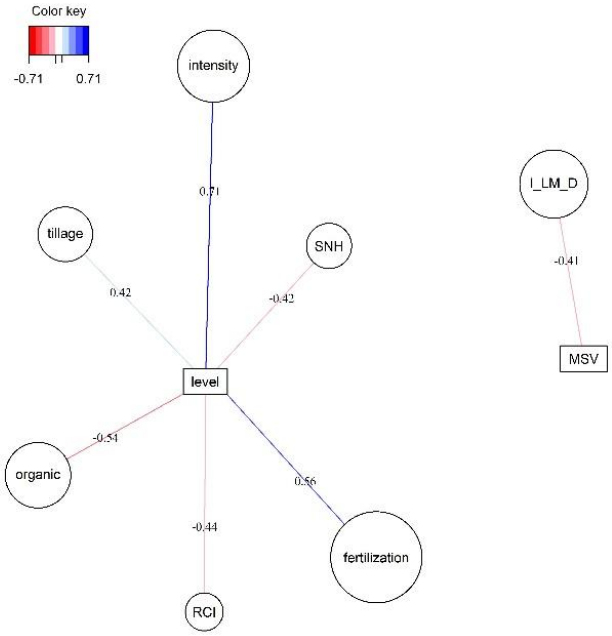


Variable plot for components 1 and 2 of partial least squares (PLS) analysis of wheat yield metrics (response variables) on explanatory variables. See Table 12 in the article for definitions of variable abbreviations. Pink, green, orange and brown variables are respectively dynamics metrics, climate, prices and endogenous variables.

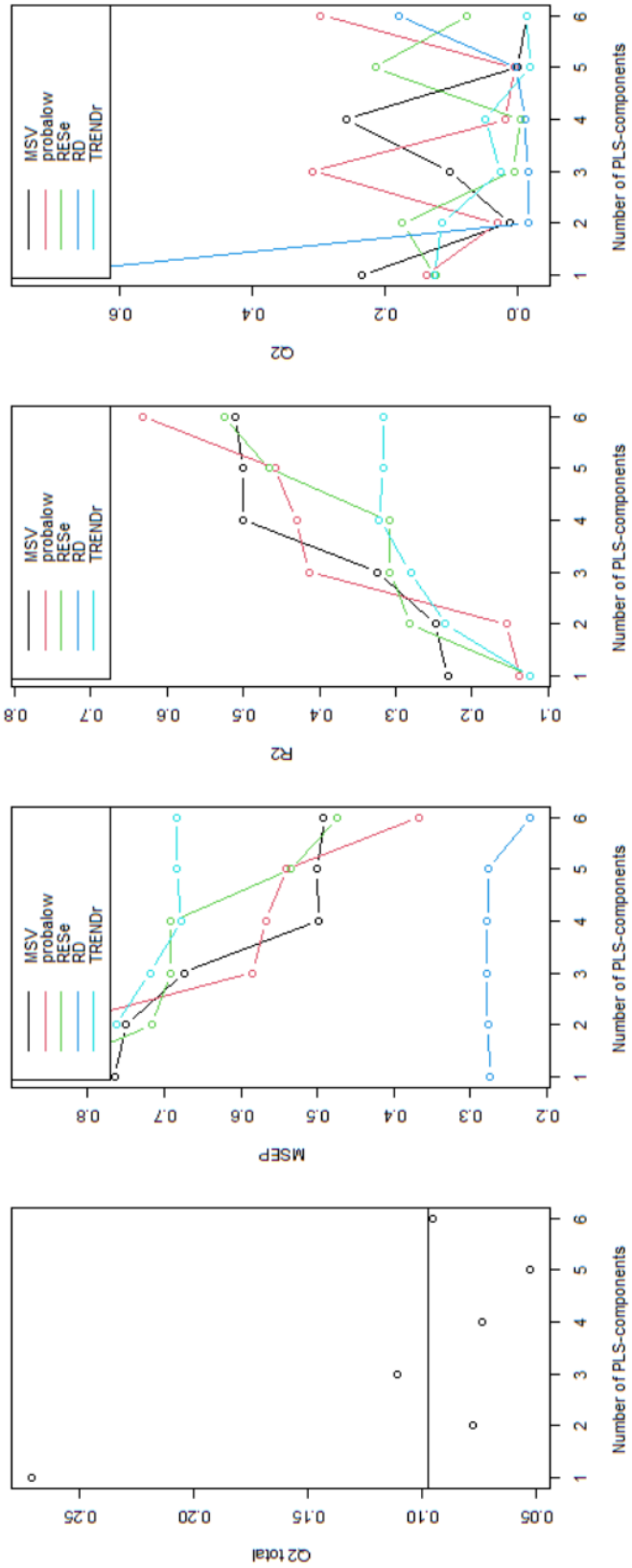


Clustered Image Map and network representation of the partial least squares regression of metrics for energy yield on explanatory variables (blue: positive, red: negative correlation to a resilient dynamic). See Table 12 in the article for definitions of variable abbreviations.

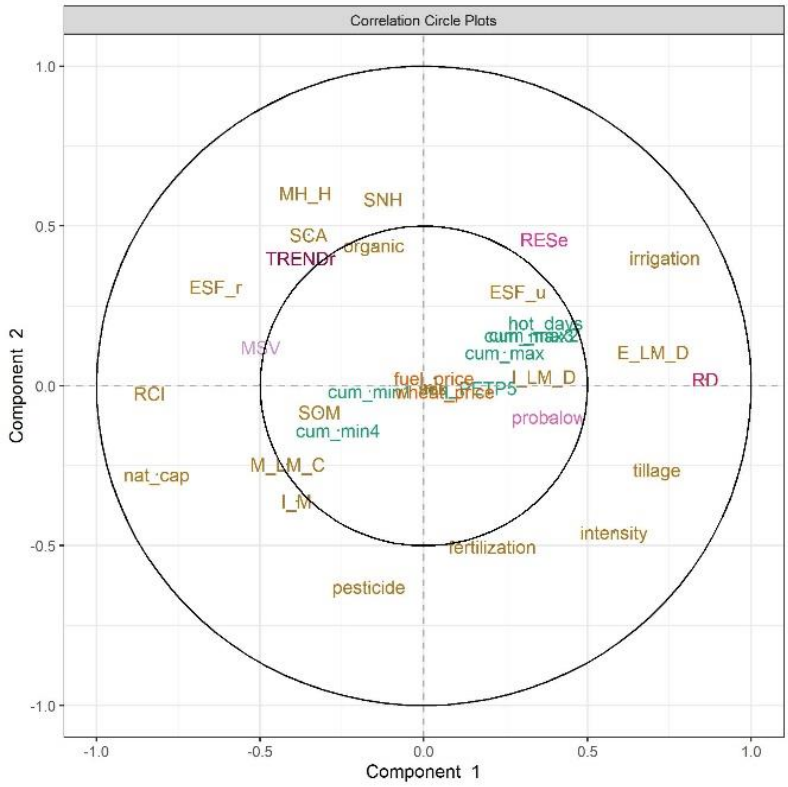


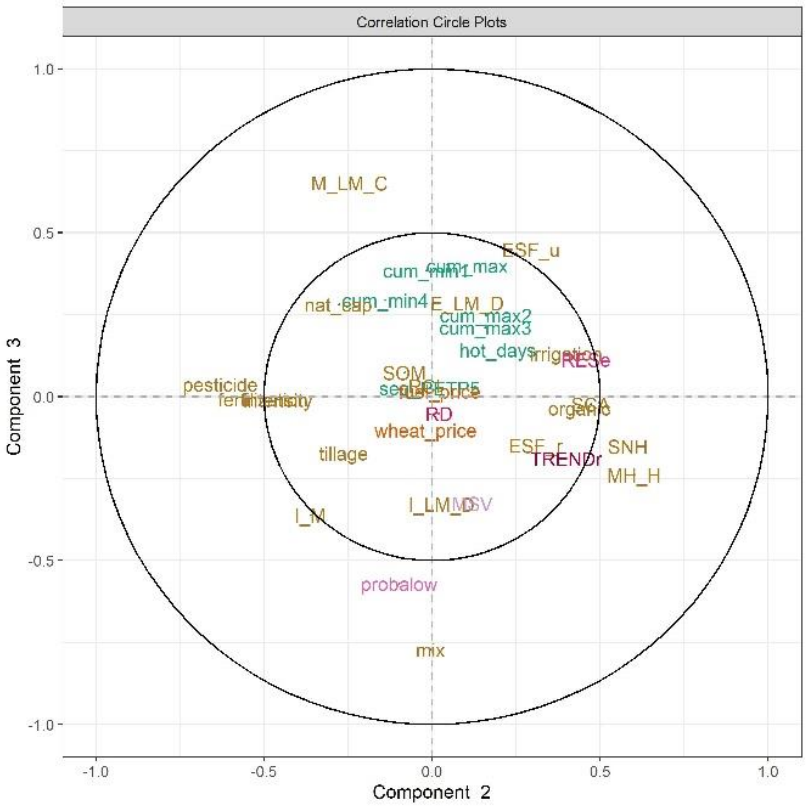


Supplementary material 50. Total Q^2 for all metrics for gross margin (response variables in the partial least squares (PLS) regression), Mean Squared Error of Prediction (MSEP), R^2 and Q^2 as a function of the number of components. The ad hoc threshold of Q^2 is 0.0975 (line).

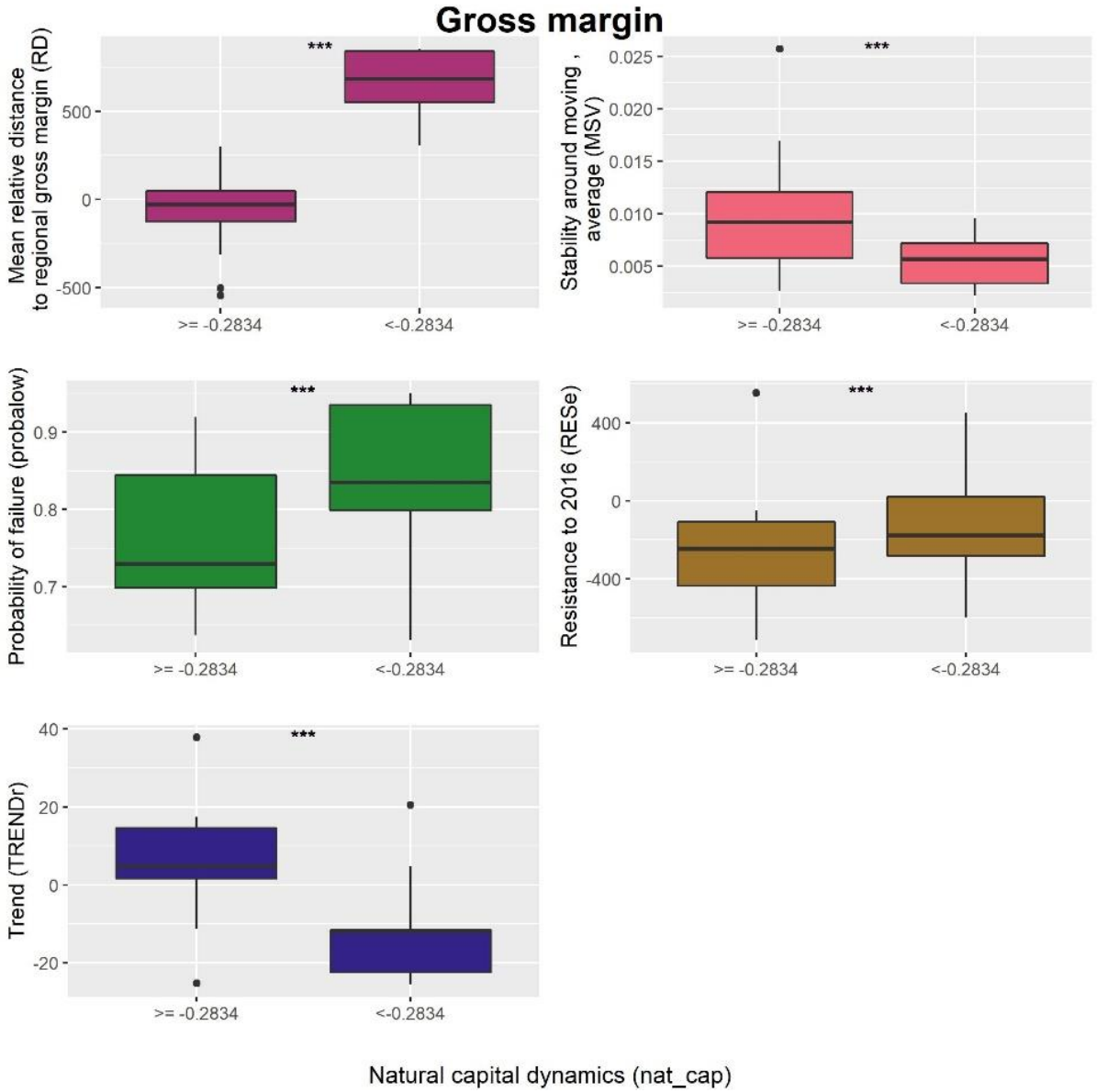


Supplementary material 51. Variable plot for (left) components 1 and 2 and (right) components 2 and 3 of partial least squares (PLS) analysis of metrics for gross margin (response variables) on explanatory variables. See Table 12 in the article for definitions of variable abbreviations. Pink, green, orange and brown variables are respectively dynamics metrics, climate, prices and endogenous variables.

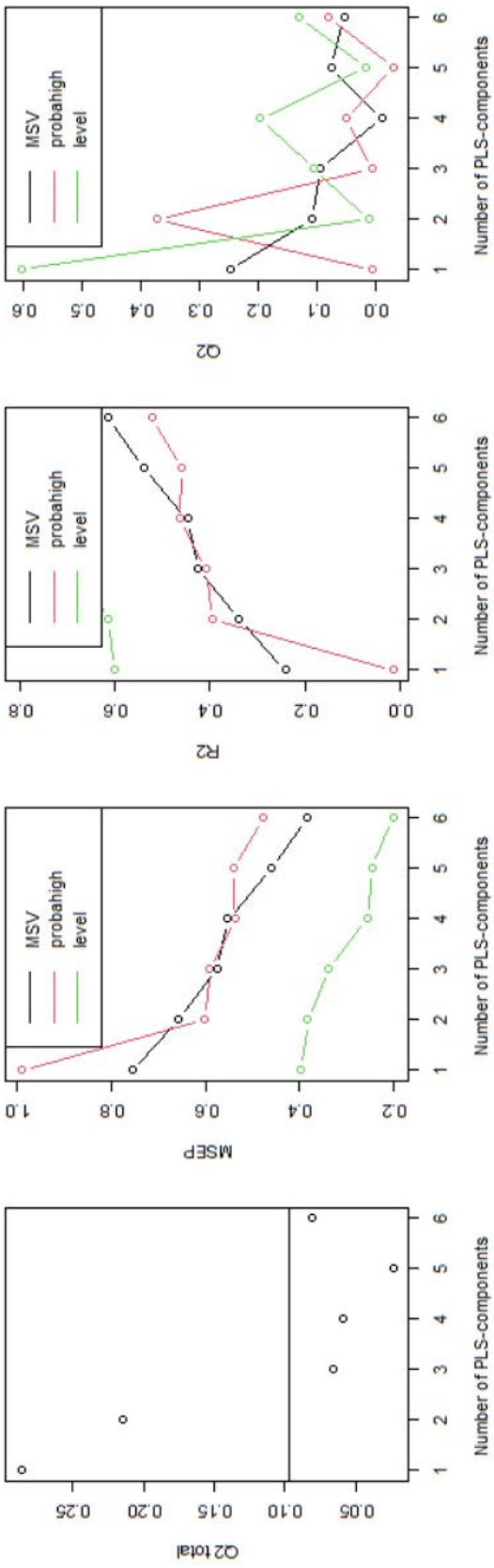




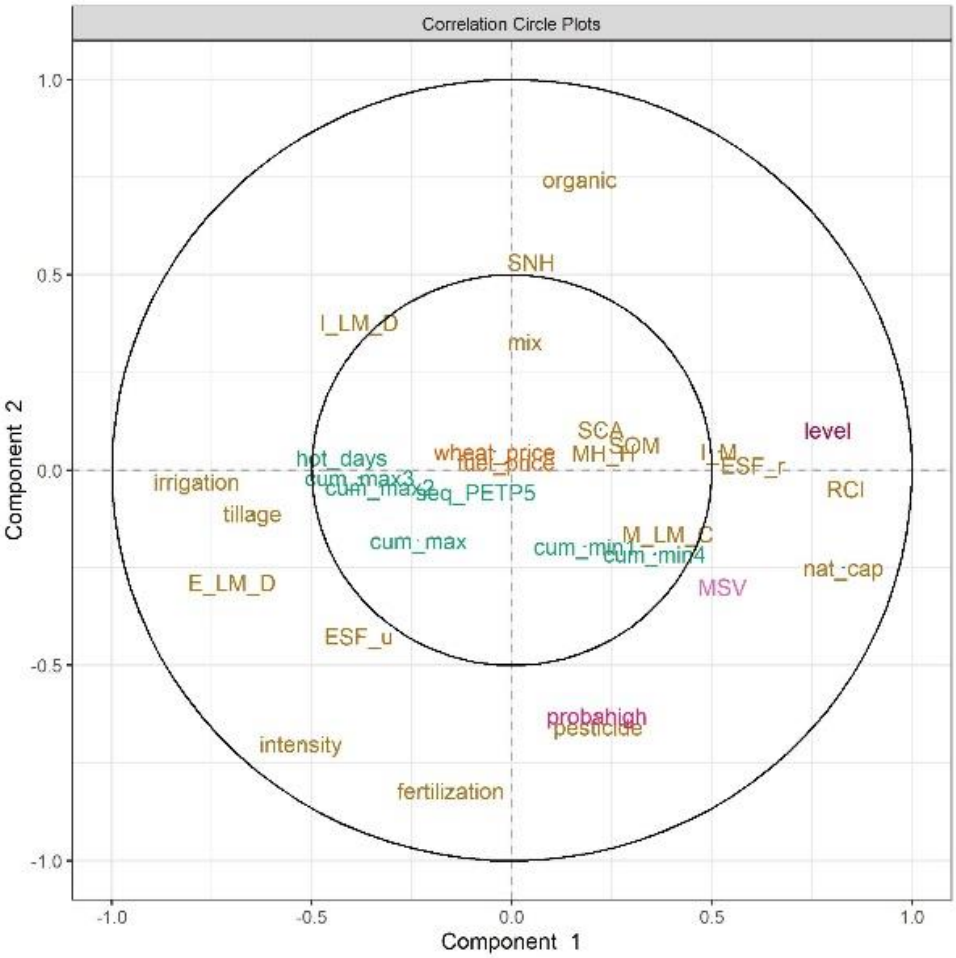
Supplementary material 52. RD, MSV, probalow, RESe and TRENDr distribution below and above the natural capital dynamics (nat_cap) threshold of -0.2834. All means differed significantly ($p < 0.001$ (***)) according to Welch two-sample t-tests. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.



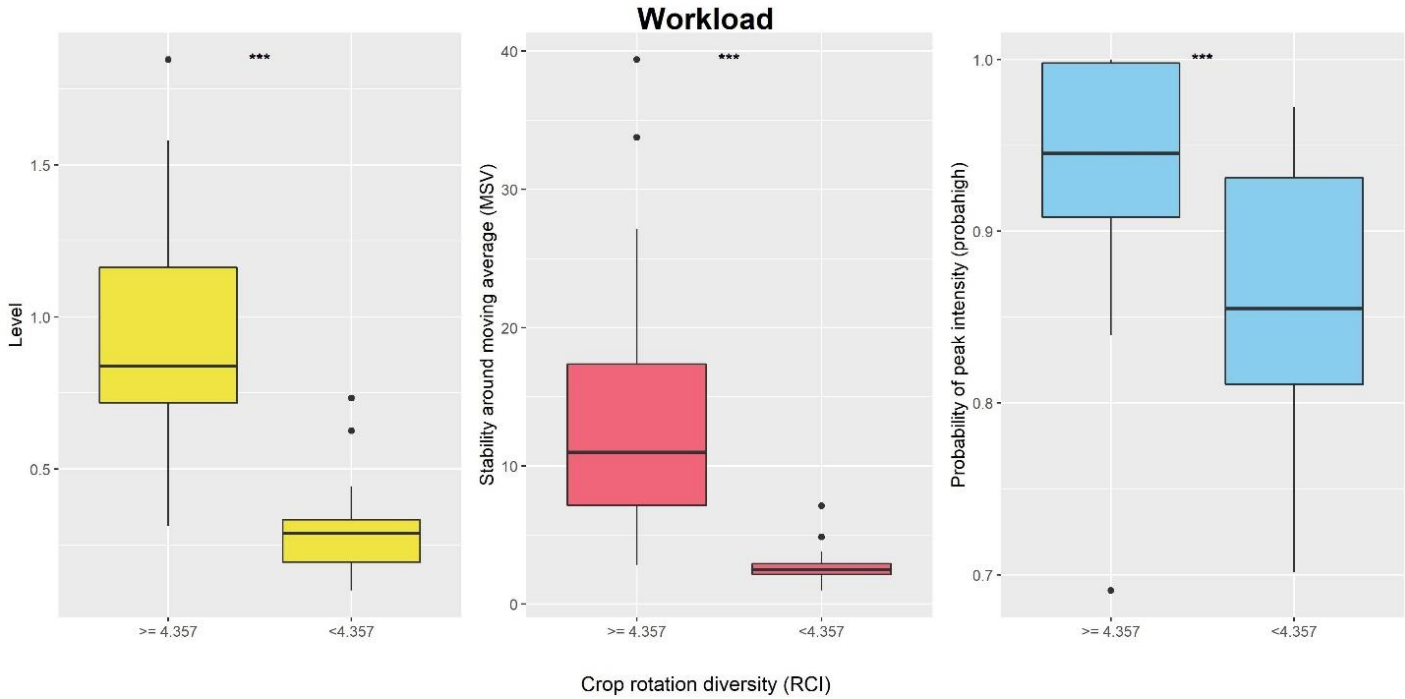
Supplementary material 53. Total Q^2 for all metrics for workload (response variables in the partial least squares (PLS) regression), Mean Squared Error of Prediction (MSEP), R^2 and Q^2 as a function of the number of components. The ad hoc threshold of Q^2 is 0.0975 (line).



Supplementary material 54. Variable plot for component 1 and partial least squares (PLS) analysis of metrics of workload (response variables) on explanatory variables. See Table 12 in the article for definitions of variable abbreviations. Pink, green, orange and brown variables are respectively dynamics metrics, climate, prices and endogenous variables.



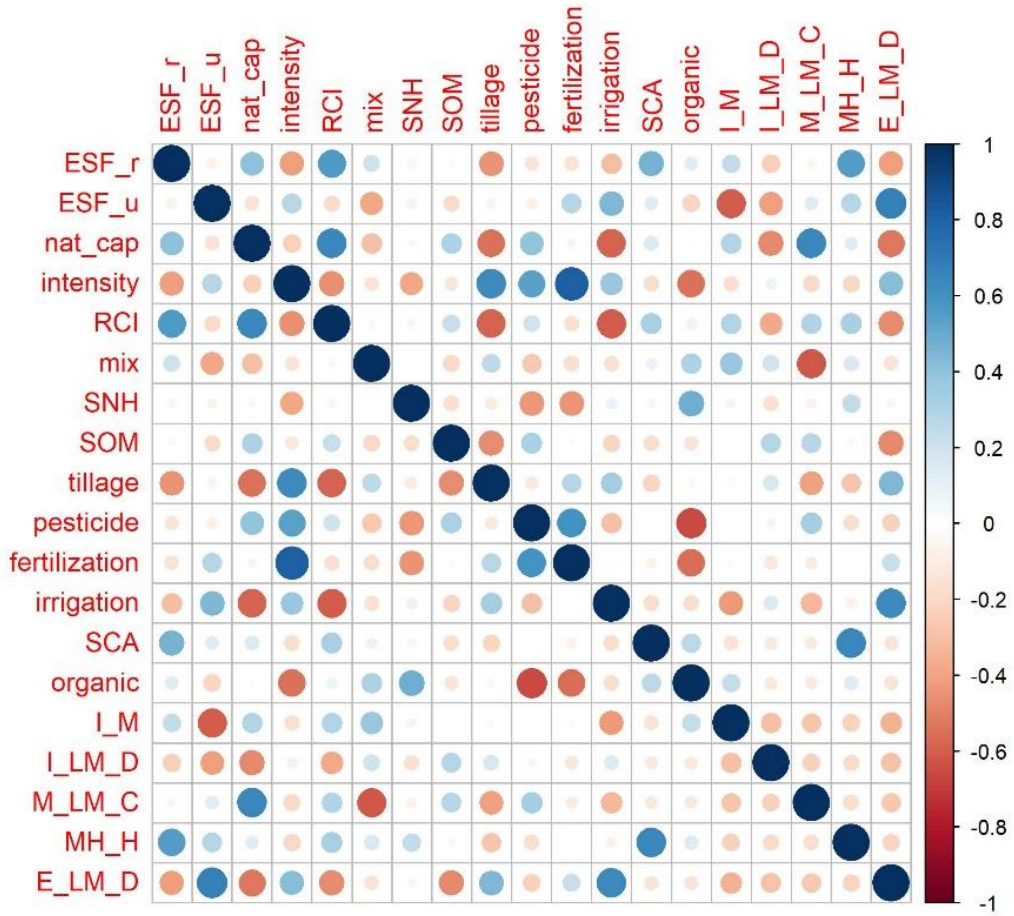
Supplementary material 55. Level, MSV and probahigh distribution below and above the crop rotation diversity (RCI) threshold of 4.357. All means differed significantly ($p < 0.001$ (***)) according to Welch two-sample t-tests. Whiskers represent 1.5 times the interquartile range.



Supplementary material 56. Pareto ranking (from best (green) to worst (red)) of all metrics of all attributes of the 30 agroecosystems.

Agroecosystem	Energy yield			Gross margin					Workload			Rank
	level	MSV	RESe	RD	MSV	probalow	RESe	TRENDr	level	MSV	probahigh	
1	2,4E+07	6,8E-07	-3,5E+06	-5,4E+01	8,5E-03	8,0E-01	-2,5E+02	-1,4E+00	1,4E+00	2,7E+01	9,98E-01	1
5_2	4,9E+07	3,3E-07	-1,3E+06	8,6E+02	5,8E-03	9,5E-01	2,0E+01	-1,1E+01	5,5E+00	2,5E+00	9,02E-01	1
10_1	4,6E+07	4,1E-07	3,4E+06	8,5E+02	9,6E-03	9,4E-01	1,7E+02	-1,2E+01	4,0E+00	1,6E+00	8,14E-01	2
10_2	4,0E+07	1,4E-07	1,1E+07	6,4E+02	3,6E-03	8,0E-01	4,5E+02	4,8E+00	6,0E+00	1,0E+00	8,75E-01	2
11	1,9E+07	9,3E-07	-7,4E+05	-1,2E+02	1,1E-02	8,2E-01	-1,1E+02	4,8E+00	7,7E-01	1,6E+01	9,45E-01	2
12	2,3E+07	7,2E-07	-6,9E+06	-6,9E+01	1,4E-02	8,4E-01	-4,5E+02	2,8E+00	1,2E+00	7,0E+00	9,71E-01	2
13	2,3E+07	9,5E-07	-4,4E+06	-2,9E+01	1,1E-02	8,6E-01	-3,2E+02	2,6E+00	1,5E+00	3,6E+00	8,39E-01	2
14	2,5E+07	5,1E-07	-2,5E+06	1,6E+02	7,6E-03	8,7E-01	-2,4E+02	4,6E+00	2,3E+00	2,8E+00	9,24E-01	2
15	1,2E+07	1,3E-06	-5,7E+06	-3,1E+02	1,1E-02	7,3E-01	-5,0E+01	1,6E+01	5,4E-01	7,1E+00	6,91E-01	2
16	2,4E+07	9,7E-07	-5,3E+06	4,8E+01	1,7E-02	9,2E-01	-2,9E+02	5,0E+00	8,9E-01	3,4E+01	9,98E-01	2
17	2,7E+07	3,7E-07	-7,0E+06	4,6E+01	7,2E-03	8,1E-01	-4,4E+02	1,1E+01	1,6E+00	4,9E+00	9,16E-01	2
18_2	3,3E+07	3,5E-07	3,5E+06	3,0E+02	8,2E-03	8,6E-01	-5,2E+01	1,6E+00	1,4E+00	7,1E+00	7,57E-01	2
19_1	2,6E+07	5,7E-07	-2,9E+06	1,0E+02	1,4E-02	8,4E-01	-3,8E+02	1,5E+01	2,2E+00	8,0E+00	9,13E-01	2
20	3,7E+07	2,2E-07	-1,7E+06	5,5E+02	5,7E-03	8,5E-01	-1,8E+02	-1,3E+01	3,0E+00	2,9E+00	8,11E-01	2
22	1,9E+07	2,4E-07	-1,2E+07	-5,9E+00	5,5E-03	7,2E-01	-5,6E+02	-6,3E+00	1,3E+00	1,1E+01	9,19E-01	2
23	1,1E+07	2,1E-06	-2,1E+06	-5,0E+02	2,6E-02	7,0E-01	-1,1E+02	1,8E+01	7,2E-01	9,7E+00	9,08E-01	2
24	1,2E+07	6,9E-07	-3,5E+06	-5,5E+02	1,1E-02	6,4E-01	-2,4E+02	1,2E+01	6,3E-01	3,9E+01	1,00E+00	2
25	1,8E+07	5,2E-07	3,9E+06	-3,0E+02	1,2E-02	6,4E-01	-1,8E+02	3,8E+01	1,2E+00	8,8E+00	8,84E-01	2
27	4,6E+07	1,4E-07	-1,1E+07	8,4E+02	3,1E-03	8,6E-01	-6,0E+02	-1,2E+01	3,2E+00	1,3E+01	1,00E+00	2
28	1,5E+07	4,7E-07	-5,5E+06	-3,1E+02	9,2E-03	7,0E-01	-2,2E+02	1,4E+01	3,9E+00	2,4E+00	7,49E-01	2
3	2,3E+07	1,8E-07	-8,3E+06	8,2E+01	3,9E-03	7,2E-01	-5,0E+02	-2,5E+01	8,6E-01	1,7E+01	9,76E-01	2
4	1,7E+07	7,6E-07	-6,5E+06	1,3E+02	4,6E-03	7,2E-01	-7,1E+02	7,6E+00	9,5E-01	1,4E+01	9,99E-01	2
5_1	5,3E+07	3,8E-07	-5,5E+06	7,8E+02	8,3E-03	9,4E-01	-3,2E+02	-1,2E+01	5,1E+00	2,3E+00	9,72E-01	2
6	4,3E+07	1,0E-07	-4,1E+06	7,8E+02	2,2E-03	7,0E-01	-2,7E+02	-2,2E+01	3,5E+00	2,6E+00	8,27E-01	2
7	4,4E+07	3,3E-07	-3,0E+06	5,5E+02	7,2E-03	8,3E-01	-2,8E+02	-2,0E+01	3,5E+00	3,8E+00	9,47E-01	2
8_1	6,0E+07	5,2E-07	6,7E+05	6,9E+02	6,5E-03	8,0E-01	-4,7E+01	-2,6E+01	9,9E+00	9,8E-01	9,50E-01	2
8_2	3,6E+07	2,5E-07	3,8E+06	-2,7E+01	2,7E-03	6,6E-01	5,5E+02	1,7E+01	3,2E+00	2,8E+00	8,55E-01	2
9_2	2,8E+07	9,3E-08	9,1E+06	6,5E+02	2,6E-03	6,3E-01	2,9E+02	2,1E+01	2,3E+00	2,2E+00	7,01E-01	2
21	1,8E+07	3,2E-07	-4,2E+06	-6,5E+01	5,7E-03	6,4E-01	-2,8E+02	-1,1E+01	1,2E+00	7,3E+00	9,08E-01	2
18_1	4,4E+07	2,7E-07	-2,6E+06	3,0E+02	5,4E-03	7,8E-01	-2,8E+02	-2,3E+01	3,4E+00	2,1E+00	7,38E-01	2

Supplementary material 57. Correlation plot of all explanatory factors. See Table 12 in the article for definitions of abbreviations.



Supplementary material 58. Variance, standard coefficient of variation (CV = SD/Mean) and adjusted CV (Döring and Reckling, 2018) based on mean performance.

A significant positive relation exists between paired log(variance) and log(mean) of crop yields of the investigated agroecosystems. In other words, higher energy yields indicate higher stability, as most datasets in (Döring *et al.*, 2015). This relation also occurs when comparing intensive (intensity score >= 0.4) to low intensive systems. As b<2, the coefficient of variation (CV) decreased when the means increased, which is an artefact. As TPL holds, the CV decreased non-linearly with increasing mean. When the CV was corrected, as suggested by these authors, the relation was reversed: adjusted CV increased with increasing mean. In other words, removing dependence from the mean by setting the TPL slope to 2 revealed unbiased CV-mean relations. Adjusted CV was significantly positively correlated with MSV (our stability measure).

RÉSUMÉ

Pour répondre aux enjeux d'impacts environnementaux et de dépendance aux ressources fossiles de l'agriculture moderne, de nouvelles formes d'agriculture ont émergé : l'agriculture régénérative ou l'agroforesterie par exemple. Elles visent à utiliser les services écosystémiques comme support de la production agricole (SEP) en remplacement des intrants anthropiques. Leur résilience aux changements climatiques et aux fluctuations des marchés économiques, c.-à-d. leur capacité à faire face à ces perturbations, fait l'objet d'intenses débats. Aussi, ma thèse visait à produire des connaissances sur la résilience des formes d'agriculture de grandes cultures et des méthodes opérationnelles pour les institutions de conseil agricole.

J'ai ainsi d'abord réalisé une synthèse de la littérature traitant de l'évaluation quantitative de la résilience, et de concepts proches tels que la vulnérabilité et la robustesse (V, R, R). Une première publication montre que l'intensification et la diversification de la production ne sont pas systématiquement des facteurs de VRR et qu'il est nécessaire de considérer la diversité fonctionnelle, plus que taxonomique, et d'adapter les pratiques agricoles, au pédoclimat et à la disponibilité des ressources locales, pour assurer une VRR à court et long terme. Une deuxième publication décrit la diversité de méthodes et critères d'analyse de la dynamique utilisés et pointe la nécessité de développer des approches multicritère et multi-performances dépassant la seule analyse du rendement.

J'ai ensuite développé et appliqué une méthode d'évaluation du niveau de SEP pour caractériser les agroécosystèmes et identifier des formes d'agriculture associées. L'évaluation distingue le niveau potentiel de SEP, le niveau réellement fourni, le niveau utilisé pour la production et la dynamique à long-terme du capital naturel, qui sous-tend les SEP. Les niveaux potentiel et réel de SEP sont évalués indirectement par des indicateurs de la qualité de la configuration spatiotemporelle de l'agroécosystème et de l'impact des pratiques culturales. Le niveau de SEP utilisé est estimé par la technologie mise en œuvre par l'agriculteur·rice pour évaluer la fourniture réelle de SEP. La dynamique du capital naturel est estimée par des indicateurs de sensibilité à l'érosion, dynamique du carbone et du phosphore du sol et de la biodiversité. En appliquant cette méthode à un cas d'étude de 34 agroécosystèmes de la région Grand Est en France représentant une diversité de rotations de culture et de pratiques agricoles, j'ai identifié finalement cinq grandes formes d'agriculture.

Enfin, j'ai développé une méthode d'évaluation de la résilience de ces agroécosystèmes et des formes d'agriculture associées face aux perturbations. J'ai analysé la dynamique du rendement, de la marge brute et du temps de travail considérant leur niveau moyen, variabilité, tendance et/ou résistance sur huit ans. Je montre que les formes d'agriculture disposant d'un haut niveau de SEP, basées sur la biodiversité et qui augmentent leur capital naturel, présentent une meilleure stabilité du rendement et de la marge brute. En revanche, les systèmes intensifs, mais aussi ceux utilisant le plus les SEP, présentent de plus hauts niveaux et une meilleure résistance des rendements et marges brutes mais nécessitent plus de temps de travail. Aussi, j'émets l'hypothèse que la combinaison d'un haut niveau de SEP et l'optimisation de leur usage permettrait d'éviter l'usage d'intrants tout en permettant d'atteindre de hauts rendements, résistants. Cependant, pour atteindre cet objectif, il faudrait augmenter les niveaux de SEP potentiels et utilisés, encore insuffisants dans les agroécosystèmes étudiés.

En résumé, ce travail de thèse a produit des connaissances sur la nature des formes d'agriculture et des facteurs de résilience et des méthodes originales pour évaluer les niveaux de SEP et leur résilience. Ses résultats montrent l'intérêt, dans un objectif de résilience, de développer et mobiliser les SEP et alertent sur l'importance de restaurer le capital naturel, souvent dégradés par des décennies d'agriculture intensive.

ABSTRACT

In response to the issues of environmental impact and dependence on fossil resources of modern agriculture, new agriculture models have emerged: regenerative, integrated agriculture, agroforestry, for example. They aim to use ecosystem services provided to farmer (ESF) as a support for agricultural production to replace anthropogenic inputs. Their resilience to climate change and economic market fluctuations, *i.e.* their capacity to cope with these disturbances, is the subject of intense debate. Yet, knowledge of their resilience would be key to accelerating their adoption by the agricultural community and achieving sustainability goals. In response to this challenge, my PhD thesis aimed to produce knowledge on the resilience of different agriculture cropping models.

To achieve this objective, first, I synthesized the literature on the quantitative assessment of resilience, and related concepts such as vulnerability and robustness (V, R, R). A first publication shows that intensification and diversification of production are not systematic factors of VRR and that it is necessary to consider functional, rather than taxonomic, diversity and to adapt agricultural practices, to the pedoclimate and to the availability of local resources, to ensure VRR in the short and long term. A second publication describes the diversity of methods and criteria for analyzing the dynamics used so far and points out the need to develop multi-criteria and multi-performance approaches that go beyond yield analysis alone.

Then, I developed and applied a method for assessing the level of ESF to characterize agroecosystems and identify agriculture models. ESF levels were differentiated according to the potential capacity of ESF, the real capacity of ESF, the actual use of ESF for production, and the long-term dynamics of natural capital, which underlies ESF. The potential and real levels of ESF are assessed indirectly with indicators of the quality of the spatial and temporal configuration of the agroecosystem and the impact of cropping practices. The level of ESF used is estimated by the technology implemented to assess ESF real capacity. The dynamics of natural capital is estimated by the aggregation of indicators of erosion sensitivity, soil carbon and phosphorus dynamics and biodiversity. Applied to a case study in Grand Est region in France of 34 agroecosystems contrasted in terms of crop rotation and cropping practices, I identified with a clustering method five agriculture models.

Finally, I developed a method to assess the resilience of these agroecosystems and associated agriculture models in the face of disturbances. I analyzed the dynamics of the yield, gross margin and workload considering their average level, variability, trend and/or resistance over the last eight years. I thus showed that models with a high level of ESF and biodiversity, and which increase their natural capital, present a better stability of yield and gross margin but a generally lower level of production. In contrast, intensive systems have higher levels and greater resistance of yields and gross margins but require a greater amount of labor. I have also observed that the systems that use ESF the most have good agronomic and economic performances, resistant to disturbances. Thus, I hypothesize that the combination of a high level of ESF and the optimization of their use would avoid the use of inputs while achieving high, resistant yields. However, to achieve this goal, it would be necessary to increase the levels of potential and used ESF, which are still insufficient in the agroecosystems studied.

In summary, this work has produced knowledge on the nature of agriculture models and resilience factors and original methods to assess the levels of ESF and their resilience. Its results show the interest, with a view to resilience, of developing and mobilizing ESF and alert on the importance of restoring natural capital, often degraded by decades of intensive agriculture.