



Analyse, modélisation, évaluation et conception intégrées des systèmes et territoires agricoles

Olivier Therond

► To cite this version:

Olivier Therond. Analyse, modélisation, évaluation et conception intégrées des systèmes et territoires agricoles. Agronomie. Institut National Polytechnique De Toulouse, 2019. tel-02005001

HAL Id: tel-02005001

<https://hal.science/tel-02005001>

Submitted on 3 Feb 2019

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

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



MEMOIRE POUR L'OBTENTION
DU DIPLOME D'HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

Par Olivier Therond
INRA - UMR LAE – Colmar



**Analyse, modélisation, évaluation et conception intégrées
des systèmes et territoires agricoles**

31 janvier 2019

Jury :

Olivier Barreteau, Directeur de recherche, IRSTEA Montpellier
Philippe Lagacherie, Ingénieur de recherche, INRA Montpellier
Claire Lavigne, Directrice de recherche, INRA Avignon
Marc Deconchat, Directeur de recherche, INRA Toulouse
Michel Duru, Directeur de recherche, INRA Toulouse
Muriel Valantin-Morison, Directrice de recherche, INRA Paris

Rapporteur
Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examinatrice

Remerciements

Après différentes expériences professionnelles, mon parcours scientifique, comme dans la très grande majorité des cas, s'est construit au fur et à mesure de collaborations et partenariats, multiples et variés. Il a été d'autant plus alimenté par ces relations qu'il est centré sur l'intégration des connaissances disciplinaires et des compétences méthodologiques. Autrement dit, mon parcours de recherche a été avant tout un processus collaboratif avec les collègues qui l'ont jalonné et souvent structuré. Il faudrait donc que je remercie toutes les personnes qui, directement et indirectement, ont nourri, accompagné, favorisé, soutenu, participé ou permis son développement. Nul doute, je vais en oublier beaucoup...

J'ai commencé ma carrière de recherche allongée dans les prairies naturelles des Pyrénées, dans l'objectif, non pas de faire la sieste, mais de caractériser, d'un point de vue fonctionnel, les espèces végétales de ces milieux. Pablo et Jean-Pierre ont été mes deux principaux guides et compagnons de route dans cette première aventure scientifique. C'est beaucoup grâce à eux que j'ai pris goût à la recherche agronomique. Merci à tous les deux ! Michel était déjà présent pour m'accompagner dans le processus d'analyse des résultats des mesures de traits biologiques. Ce n'était alors que les prémices d'une longue et riche collaboration. A l'époque, le manque de budget pour poursuivre mes activités de recherche m'a conduit à rechercher un emploi. J'ai alors, pendant un peu plus de trois ans, pris la responsabilité d'une équipe de conseillers agricoles au sein de la Chambre d'agriculture de la Haute-Garonne. Avec Jean-Pierre, cela nous a donné l'occasion de collaborer dans le montage et la réalisation de formations pour les agriculteurs sur la gestion des prairies : de beaux moments de partage et d'échange !

Sachant que mon activité au sein de la Chambre ne répondait pas pleinement à mes attentes, Michel et Jacques-Eric m'ont proposé un poste d'IR contractuel au sein de l'UMR AGIR dans le cadre du projet européen SEAMLESS. J'ai accepté sans hésiter de quitter mon emploi dans l'espoir de renouer avec la recherche. Un ENORME MERCI à tous les deux, vous m'avez ouvert les portes d'une carrière riche et stimulante qui me comble de jour en jour. Le projet SEAMLESS a été pour moi une expérience extrêmement enrichissante, d'une part pour la découverte et la participation aux développements des cadres conceptuels et méthodologiques de *Integrated Assessment and Modeling of Agricultural Systems* et d'autre part pour la participation à un gros projet européen (18 M€) mené d'une main de maître par Martin Van Ittersum et Frank Ewert. Très intense, ce projet m'a offert l'opportunité d'avancer à grand pas dans ce domaine de recherche. Dix ans après SEAMLESS, je me dis encore souvent, que beaucoup de travaux et projets actuels devraient plus s'appuyer sur les productions, surtout conceptuelles, de ce projet.

Dans les derniers mois de SEAMLESS j'ai eu la chance d'intégrer l'équipe MAGE de l'UMR AGIR comme ingénieur de recherche titulaire pour m'impliquer dans les travaux sur la gestion de l'eau à l'échelle du bassin versant. Merci à Delphine pour m'avoir accompagné à prendre pied dans ce domaine de la gestion de l'eau.

A partir de là, pendant 12 ans, l'UMR AGIR a été pour moi, un incubateur d'initiatives et de projets enrichissants. Il y en a eu beaucoup...

Dès mon affectation au sein de l'équipe MAGE, grâce à Delphine, j'ai été impliqué dans le projet MAELIA. Ma deuxième grande expérience scientifique après SEAMLESS. Avec Pierre et Christophe, le portage collaboratif du projet a été d'une richesse humaine, professionnelle et scientifique exceptionnelle. Un grand merci à tous les deux pour tous ces grands moments d'échange et de collaboration. Merci aussi à Maroussia, puis à Romain, pour leur énorme investissement dans le développement informatique de la plateforme.

Durant cette période, grâce à Denis, j'ai également eu l'occasion de m'investir dans l'enseignement via la co-coordination du module « ingénierie territoriale » du DAA SPET (aujourd'hui AGREST) de l'ENSAT. Merci Denis pour ces nombreux échanges et très belles expériences de terrain. J'ai ensuite co-piloté ce module d'enseignement de 4 semaines avec Thomas. Grâce à lui j'ai pu me plonger dans la

sociologie, je devrais dire les sociologies, et ainsi réaliser, à mon tour, que « la sociologie est un sport de combat » ! Un grand merci Thomas pour ces longues discussions et là aussi, ces très enrichissantes expériences de terrain.

Mes deux premiers co-encadrements de thèses ont également été de très belles expériences scientifiques et humaines. Un grand merci à Clément et Marc pour leur investissement, leur grande motivation et leur amitié. J'en suis très fier !

Ma participation au groupe de travail du Département Environnement & Agronomie de l'INRA visant à caractériser les formes d'agriculture m'a permis de partager de grands moments avec Guy, Michel et Jean. Quelle belle aventure scientifique là encore ! Un exposé à quatre voies devant l'UMR SAD-APT après un repas très arrosé reste un des souvenirs marquants... et immortalisé sur internet.

Le pilotage de l'étude « EFES¹-Écosystèmes Agricoles » a été également très marquant. Malgré son intensité, aux limites du soutenable, cette étude aura été pour moi, une des plus belles expériences de pluridisciplinarité et d'apprentissage accéléré. Merci à Anaïs pour son dynamisme, ses qualités professionnelles et son humour qui ont permis de rendre cette aventure vivable. Merci encore à Guy pour les nombreux échanges, toujours très stimulants et dans la bonne humeur, pendant lesquels nous avons refait le monde... des services écosystémiques. Merci aussi pour ta bienveillance et tes conseils avisés.

Un grand merci aussi à Jeb, Marie et Romane pour leur accueil, toujours très amical, et pour les soirées de jeux et de discussions devant une bonne bouteille de rouge ! J'espère qu'il y en aura encore beaucoup.

Il y aurait encore beaucoup de personnes à remercier, les Julies dont j'ai eu la chance d'accompagner l'arrivée au sein d'AGIR, les nombreux membres de l'unité avec lesquels j'ai échangé, mes nouveaux collègues au sein de l'UMR LAE qui m'ont accueilli chaleureusement et m'ont fait confiance pour animer la dynamique de l'équipe AGISEM...

Je clôture cette section avec un remerciement tout particulier à Michel, qui m'a proposé, stimulé et accompagné dans de nombreuses aventures scientifiques. Que de discussions sur l'agroécologie, la durabilité et maintenant la santé unique ! Ton dynamisme et ta bonne humeur sans faille, le respect et l'écoute, et ton engagement professionnel et citoyen sont des exemples. Je souhaite à tout chercheur de bénéficier de ton énergie positive et ta passion communicative pour la recherche. A ton image d'infatigable, ton projet d'activités, comme jeune retraité et chargé de mission INRA, donne l'impression que c'est un début de carrière... Je compte sur toi pour me stimuler encore longtemps !

¹ Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques.

Résumé

L'évaluation des performances environnementales et socio-économiques de l'agriculture au sein des territoires, considérant les changements locaux et globaux, nécessite le développement de nouvelles approches de recherche. Pour répondre à cet enjeu, dans les années 2000, les méthodes d'évaluation et de modélisation intégrées (*Integrated Assessment and modelling*) se sont fortement développées. Elles sont basées sur l'intégration des connaissances dans des modèles en vue d'évaluer, via la simulation, la durabilité de modalités de gestion des ressources de l'échelle de la parcelle à celle du territoire. Mon parcours de recherche s'inscrit dans cette dynamique.

Ainsi, Entre 2005 et 2017, j'ai centré mes activités de recherche sur la modélisation, l'évaluation et la conception intégrées des systèmes agricoles et des systèmes socio-écologiques pour répondre aux enjeux de gestion des ressources agricoles et naturelles de l'échelle de l'exploitation à celle du territoire. Initialement focalisées sur la modélisation et l'évaluation intégrées des systèmes de culture et de production agricole via le couplage de modèles de culture et de comportement d'exploitations agricoles, j'ai progressivement orienté mes activités sur la modélisation intégrée des interactions entre agriculture et gestion quantitative de l'eau à l'échelle des bassins versant. Pour atteindre ce dernier objectif, j'ai plus particulièrement coordonné le développement de la plateforme de modélisation multi-agent MAELIA qui permet de simuler la dynamique des situations de gestion de l'eau formalisées comme des systèmes socio-écologiques. En parallèle, je me suis investi dans le développement de cadres conceptuels et méthodologies participatives pour la conception et évaluation intégrées de systèmes culture-élevage territorialisés et de transitions agroécologiques de l'échelle de l'exploitation à celle du territoire. Enfin, durant les trois dernières années, mes travaux se sont concentrés sur le développement de cadres conceptuels et méthodologiques pour la spécification et l'évaluation des services écosystémiques fournis par les écosystèmes agricoles et la caractérisation de la diversité des formes d'agriculture.

Dans la continuité de mes activités passées, mon projet de recherche, qui s'inscrit dans courant naissant de la « *Landscape Sustainability Science* », a vocation à produire des connaissances et des outils pour accompagner les acteurs dans la conception d'une transition agroécologique à l'échelle du territoire. Il est basé sur le développement des fonctionnalités de la plateforme de modélisation intégrée MAELIA afin de l'utiliser pour l'évaluation multi-niveaux, statique et dynamique, des impacts environnementaux, services écosystémiques et performances socio-économiques de scénarios d'organisations territoriales de formes d'agriculture. Dans ce projet, MAELIA sera utilisée comme laboratoire numérique pour produire des connaissances sur le fonctionnement des territoires agricoles et, en interaction avec les acteurs, comme outil d'aide à la conception et l'évaluation intégrées d'organisations territoriales des activités agricoles et de modes de gestion durables des ressources naturelles.

Mots clefs : agronomie du territoire, évaluation intégrée, modélisation intégrée, conception, système de culture, exploitation agricole, territoire, système socio-écologique, service écosystémique, impacts environnementaux, performance socio-économique, formes d'agriculture.

Table des matières

Remerciements	2
Résumé.....	4
Table des matières.....	5
Curriculum vitae synthétique	8
Encadrements, Responsabilités et Activités scientifiques.....	9
Productions scientifiques	16
 Bilan de mes activités de recherche (2005-2017)	 33
1. Introduction : domaines et parcours de recherche	33
2. Modélisation et évaluation intégrées des systèmes agricoles (2005-2009)	35
2.1. Le projet SEAMLESS : cadres conceptuels et méthodologiques de l'IAM.....	35
2.2. Bilan de mes activités de recherche dans SEAMLESS.....	40
2.3. Enjeux de recherche identifiés à l'issue de SEAMLESS.....	42
2.3.1. Développer un modèle d'exploitation agricole réaliste	43
2.3.2. Développer un modèle intégré de fonctionnement du territoire.....	43
2.3.3. Développer des cadres méthodologiques pour la conduite des processus transdisciplinaires de modélisation et d'évaluation intégrées.....	43
3. L'analyse, la modélisation et la conception intégrées des systèmes socio-écologiques et des formes d'agriculture (2010-2015).....	44
3.1. Analyse intégrée des situations de gestion de l'eau	44
3.2. MAELIA : une plateforme de modélisation intégrée des systèmes socio-écologiques.....	49
3.2.1. Architecture de modélisation et données d'entrée	50
3.2.2. La démarche de modélisation	51
3.2.3. Modélisation des processus écologiques dans MAELIA	52
3.2.4. Spatialisation des systèmes de culture.....	53
3.2.5. Le modèle de comportement d'exploitation dans MAELIA	56
3.2.6. Représentation des autres activités humaines dans MAELIA.....	60
3.2.7. Spécificités de la plateforme MAELIA.....	61
3.3. Développement d'une méthodologie participative de conception de modes de gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle du territoire.....	62
3.3.1. De « Integrated Assessment and Modelling » à « Participatory Modelling Assessment »	63
3.3.2. Des sciences réductionnistes à la recherche intervention.....	64
3.3.3. La conception comme dispositif de gestion de l'interface science-société	65
3.3.4. Les approches participatives dans les processus de PMA	67
3.3.5. Le dispositif de thèse et ses principaux résultats	70
3.3.6. Enjeux, limites et continuités	78
3.4. Voies de modernisation écologiques de l'agriculture et conception de transitions agroécologiques.....	79
3.4.1. Conditions du développement de systèmes de production basés sur les services écosystémiques.....	80
3.4.2. Accompagnement à la conception d'une transition agroécologique locale.....	83
3.5. Analyse, conception et évaluation intégrées de systèmes culture-élevage territorialisés	

3.5.1.	Conceptualisation des systèmes culture-élevage territorialisés.....	96
3.5.2.	Évaluation intégrée des systèmes culture-élevage territorialisés.....	101
3.5.3.	Méthodologie de conception intégrées de systèmes culture – élevage	104
3.5.4.	Des systèmes culture-élevage territorialisés aux services écosystémiques et aux formes d'agriculture.....	106
4.	Analyse et évaluation des services écosystémiques et des formes d'agriculture (2015-2017)	106
4.1.	Analyse et évaluation des services écosystémiques : EFSE-Écosystèmes agricoles.....	106
4.2.	Cadre d'analyse de la diversité des formes d'agriculture	113
4.2.1.	Fonctionnement biotechnique des systèmes de production	113
4.2.2.	Contexte socioéconomique des systèmes de production	114
4.2.3.	Un cadre d'analyse des formes d'agriculture.....	116
4.2.4.	Formes d'agriculture insérées dans des économies mondialisées	117
4.2.5.	Formes d'agriculture à plus fort ancrage territorial	118
4.2.6.	Une vision renouvelée des agricultures et de la bioéconomie	118
4.2.7.	Enjeux de recherche transversaux aux différentes formes d'agriculture.....	119
5.	Analyse de mon parcours de recherche : intégration, oui mais de quoi ?.....	120
5.1.	Integrated Assessment and Modelling: integration of what?.....	120
5.2.	Positionnement des travaux dans le champ de l'IAM.....	121
5.3.	Positionnement des travaux en termes d'objets de recherche	125
6.	Conclusion du bilan : intégration art ou science ?.....	126

Projet de recherche127

1.	Introduction : modélisation, conception et évaluation intégrées de territoires agricoles	127
1.1.	Posture de recherche, organisation et inflexions du projet de recherche	127
1.2.	Un projet pour structurer et cadrer mes activités à court et moyen terme	130
1.3.	Un projet de recherche individuel à la croisée de projets collectifs.....	130
2.	Activités de recherche au sein de l'UMR LAE	132
2.1.	Développement d'un cadre conceptuel et méthodologique de l'évaluation intégrée des territoires agricoles.....	132
2.1.1.	Durabilité et services écosystémiques.....	132
2.1.2.	Durabilité statique et dynamique.....	132
2.1.3.	Durabilité et multifonctionnalité.....	135
2.1.4.	Stratégie de recherche.....	136
2.2.	Développement d'une plateforme de modélisation intégrée des territoires agricoles pour l'évaluation statique et dynamique de la durabilité des territoires agricoles.....	137
2.2.1.	Résolutions spatiale et sémantique de l'évaluation des SE	137
2.2.2.	Évaluation statique et dynamique des SE	138
2.2.3.	Plateformes informatiques d'évaluation des SE	139
2.2.4.	Stratégie de recherche.....	140
2.3.	Évaluation intégrée de territoires agricoles contrastés et analyse des interactions entre critères d'évaluation et leviers d'action.....	146
2.3.1.	Projets et terrains d'études.....	146
2.3.2.	Évaluation intégrée in silico des territoires agricoles	147
2.4.	Développement et application de méthodologies d'accompagnement des acteurs pour la conception d'une transition agroécologique à l'échelle du territoire	149
2.4.1.	Méthodologies de conception de territoires agroécologiques.....	149

2.4.2.	Des méthodologies de co-conception basées sur les productions des autres domaines d'activité	150
2.4.3.	Des méthodologies pour analyser les interactions entre critères d'évaluation	151
2.4.4.	Stratégie de recherche.....	151
3.	Conclusions.....	152
	Références	154

Curriculum vitae synthétique

Olivier THEROND

47 ans, Ingénieur de recherche INRA

olivier.therond@inra.fr

Parcours scientifique

Depuis 2016 : Ingénieur de recherche au sein de l'**UMR LAE, Colmar**

- Depuis 2018 : Responsable scientifique de l'équipe AGISEM (Agriculture, Biodiversité, Services Écosystémiques et Évaluation Multicritère)

2005-2016 : Ingénieur de recherche INRA au sein de l'**UMR AGIR, Toulouse**

- 2014-2015 : Co-animateur de l'équipe MAGELLAN (Méthodes pour l'Agroécologie et la Gestion Locale des ressources Agricoles et Naturelles).
- 2012-2014 : Animateur de l'équipe MAGE (Modélisation Appliquée à la Gestion de l'Eau à l'échelle du territoire).
- 2009-2012 : Ingénieur de recherche (titulaire) au sein de l'équipe MAGE.
- 2005-2008 : Ingénieur de recherche contractuel dans le cadre du projet Européen SEAMLESS.

Autres expériences professionnelles

2003-2005 : Responsable de petite région à la chambre d'agriculture de la Haute-Garonne (Toulouse). Gestion de l'équipe du secteur (10 personnes).

2002 : Ingénieur d'étude contractuel au sein de l'équipe ORPHEE (2002) de l'UMR ARCHE (Toulouse).

1995-2000 : Chargé de mission aménagement et ouverture au public des espaces naturels au sein du Service Environnement du Conseil Général du Gard (Nîmes).

Discipline et domaines de compétences

Agronomie du territoire, analyse, modélisation, conception et évaluation intégrées des systèmes agricoles et socio-écologiques, évaluation des services écosystémiques, agroécologie, méthodes participatives.

Diplômes

2001 : Diplôme d'ingénieur agronome de l'ENSA de Rennes. Stage à l'INRA de Toulouse.

1995 : D.E.S.S. Gestion et Génie de l'Environnement, PARIS VII. Stage au Conseil Général du Gard.

1993 : Diplôme d'ingénieur de l'École Supérieure des Topographes (CNAM). Stage sur les S.I.G. à la SAGEM (Cergy Pontoise).

Encadrements, Responsabilités et Activités scientifiques

Encadrements

Co-Encadrement de Doctorats (5)

Nom du doctorant / docteur	Clément Murgue
Sujet	Développement d'une méthodologie participative de conception-évaluation de distributions spatiales de systèmes de culture permettant de réduire l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau
Date de soutenance (ou en cours)	17/12/2014
Taux d'encadrement	70%
Liste des travaux co-publiés	- Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., 2015. Towards sustainable water and agricultural land management: participatory design of spatial distributions of cropping systems in a water-deficit basin. <i>Land Use Policy</i>, 45, 52-63. - Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., in revision. Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. <i>Agricultural Systems</i>. - Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., Therond, O., 2015. The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil watercontent for irrigated crops equally well with limited data. <i>Agricultural and Forest Meteorology</i>, 206, 55-68. - Moraine M., Grimaldi Juliette, Murgue Clément, Duru M., Therond O., submitted. Co-design and ex-ante assessment of crop-livestock systems at the territory level: a case study in southwestern France. <i>Agricultural systems</i>. - Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D., 2014. Agricultural viability in a water-deficit basin: can participatory modelling and design activities trigger collaboration between water management and agriculture stakeholders? Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), <i>Farming System facing global challenges: Capacities and strategies</i>. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany. - Murgue, C., Lardy, R., Vavasseur, V., Leenhardt, D., Therond, O., 2014. Fine spatio-temporal simulation of cropping and farming systems effects on irrigation withdrawal dynamics within a river basin. Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8pp.
Situation actuelle du docteur (si connue)	Ingénieur au sein de la Compagnie D'Aménagement des Coteaux de Gascogne – Responsable du partenariat avec l'UMR AGIR pour le transfert de la technologie MAELIA

Nom du doctorant / docteur	Marc Moraine
Sujet	Développement d'un cadre conceptuel et de méthodologies participatives pour la conception de systèmes polyculture-élevage

	à l'échelle du territoire
Date de soutenance (ou en cours)	28/04/2015
Taux d'encadrement	50%
Liste des travaux co-publiés	- Moraine, M., Duru, M., Nicholas, P., Leterme, P., Therond, O. (2014). Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. <i>Animal</i>, DOI : 10.1017/S1751731114001189. - Moraine M., Duru M., Therond O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing crop-livestock systems from farm to territory levels. <i>Renewable Agriculture and Food Systems</i>, 32(1), 43–56. doi:10.1017/S1742170515000526 - Moraine M., Grimaldi Juliette, Murgue Clément, Duru M., Therond O., 2017. Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. <i>Agricultural Systems</i> 147, 87–97. DOI:10.1016/j.agsy.2016.06.002 - Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., Therond, O., 2017. Participatory design and integrated assessment of collective crop-livestock organic systems. <i>Ecological indicators</i>, 72, 340–351. - Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M.A., Asai, M., Sarthou, J.P., Duru, M., Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. <i>Agronomy for Sustainable Development</i>, 36:53. DOI 10.1007/s13593-016-0390-x - Moraine, M., Therond, O., Duru, M., (2014). Enjeux et voies d'intégration culture – élevage dans le bassin de l'Aveyron : du diagnostic participatif au dispositif de co-conception. <i>Innovations Agronomiques</i>, 39, 55-66. - Moraine, M., Therond, O., Leterme, P., Duru, M. (2012). Un cadre conceptuel pour l'intégration agroécologique de systèmes combinant culture et élevage. <i>Innovations Agronomiques</i>, 22, 101-115. - Moraine, M., Grimaldi, J., Murgue, C., Duru, M., Therond, O., 2014. Integrating crop and livestock activities at territorial level in the watershed of Aveyron river: from current issues to collective innovative solutions. Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), <i>Farming System facing global challenges: Capacities and strategies</i>. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany, 12pp.
Situation actuelle du docteur (si connue)	Ingénieur de recherche à l'INRA (UMR INNOVATIONS)

Nom du doctorant / docteur	Nirina Ratsimba
Sujet	Modélisation spatialement explicite des interactions entre services écosystémiques de contrôle biologique des ravageurs et de pollinisation dans les agroécosystèmes ; application à des simulations scénarisées de gestion à l'échelle du paysage
Date de soutenance (ou en cours)	En cours depuis 1 ^{er} décembre 2016
Taux d'encadrement	50%
Liste des travaux co-publiés	En cours

Nom du doctorant / docteur	Gregory Obriand-Ndong
Sujet	Quelles interactions entre services écosystémiques liés au fonctionnement du sol ? Antagonismes possibles entre eau verte, eau

	bleue, qualité des sols, et régulation du climat
Date de soutenance (ou en cours)	En cours depuis le 1er février 2018
Taux d'encadrement	50%
Liste des travaux co-publiés	En cours

Nom du doctorant / docteur	Manon Dardonville
Sujet	Caractérisation des formes d'agriculture et évaluation de leur vulnérabilité aux aléas climatiques et économiques
Date de soutenance (ou en cours)	En cours depuis le 26 mars 2018
Taux d'encadrement	90%
Liste des travaux co-publiés	/

Encadrement de Masters II (9)

Nom, prénom de l'étudiant	Sujet	Période
Sébastien Claus	Modélisation et simulation de régulations biologiques dans la plateforme MAELIA : application aux interactions colza-méligèthe-parasite	Avril-octobre 2018
Séverin Ivoz	Augmentation de la biodiversité cultivée et interactions avec la production agricole, la régulation biologique des bioagresseurs et la biodiversité associée	Mars-Septembre 2017
Gautier Ethel	- Analyse des formes d'agriculture du territoire de la Réserve de Biosphère de Fontainebleau et du Gâtinais	Mars-septembre 2014
Bordage Céline	- Analyse des dispositifs visant à la qualification de la ressource en eau sur le bassin hydrographique Adour-Garonne.	Mars-septembre 2013
Payoux Joel	- Modélisation et simulation de l'effet des lacs collinaires sur les étiages du bassin Adour Garonne	Mars-Aout 2013
Nawel Temani	- Évaluation de la capacité d'indicateurs et modèles de cultures à quantifier différentes variables du système sol-plante à l'échelle d'un territoire	Mars-septembre 2011
Fuzeau Virgile	- Caractérisation de la diversité des assolements et séquences de cultures en France métropolitaine à partir des données issues du Registre Parcellaire Graphique	Mars-septembre 2011
Gaulupeau Marion	- Analyse des situations de gestion quantitative de l'eau agricole dans le bassin de l'Aveyron	Mars-septembre 2010
Cheynier Lucie	- Analyse des situations de gestion quantitative de l'eau agricole dans le bassin de l'Adour	Mars-septembre 2010

Encadrement de Post-Doctorats (8)

Nom, prénom du chercheur	Sujet / contrat de recherche	Période
Misslin Renaud	Modélisation et évaluation de scénarios de gestion territoriale des PRO / Projet PROTERR	En cours (15 mois)
Tribouillois Hélène	Modélisation et évaluation de scénarios de déploiement de systèmes agroécologique à l'échelle du bassin versant / Projet BAG'AGES	En cours (24 mois)
Rizzo Davide	Modélisation spatiale des systèmes de culture à l'échelle de bassin versant / Projet SIMULTEAU	Juin 2016 – Mai 2017 (12 mois)
Belaqsiz Salwa	Développement d'un modèle simplifié de comportement d'agriculteurs à l'échelle du bassin Adour-Garonne (projet REGARD) / Projet REGARD	Fév. 2015 – Fév. 2016 (12 mois)
Lardy Romain	Analyse de sensibilité, calibration et validation de la plateforme MAELIA (projet MAELIA) / Projet MAELIA	Juin 2014 - Déc 2014 (12 mois)
Balestrat Maud	Développement d'un système d'information sur les relations entre agriculture et ressources en eau à l'échelle du bassin Adour-Garonne / Projet MAELIA et projet ONEMA-INRA	Janv. 2012 – Octo. 2014 (21 mois)
Taillandier Patrick	Modélisation du comportement de l'agriculteur / Projet MAELIA	Mars 2012 – fév. 2013 (12 mois)
March Hug	Revue de la littérature scientifique sur les études scénarios concernant l'eau et analyse du système d'acteurs de la gestion de l'eau dans le Bassin Adour-Garonne / Projet MAELIA	Janv. 2011 – déc. 2011 (12 mois)

Responsabilités collectives

Responsabilités d'encadrement

- Depuis 2018 : DU adjoint de l'UMR LAE et Responsable de l'équipe de recherche « Agriculture, Biodiversité, Services Écosystémiques et Évaluation Multicritère » AGISEM composée de 8 MCF, 1 PR, 4 IR, 2 AI, 3 TR et 1 ADT.
- 2014-2016 : Co-Animateur de l'équipe de recherche « Méthodes pour l'Agroécologie et la Gestion Locale des ressources Agricoles et Naturelles - MAGELLAN " composée de 5 DR, 2 CR, 3 MCF, 1 IR, 4 IE, 1 AI, 2 TR.
- 2012-2013 : Responsable de l'équipe de recherche « Modélisations Appliquées à la Gestion des Ressources en Eau – MAGE » composée de 2 DR, 1MCF, 1 CR2, 2 IR, 2 IE, 1 TR. En charge de l'évaluation AERES de l'équipe en décembre 2014.
- 2013-2016 : Référent scientifique de Julie RYSCHAWY, MCF de l'ENSAT.
- 2012-2016 : Référent scientifique de Julie CONSTANTIN, CR2 INRA.

Conception et montage de formations

- 2018 : Co-organisateur et responsable du module “modélisation spatiale” de l’Ecole Chercheur INRA “Prospective, participation et modélisation spatiale pour la gestion des ressources dans les territoires”, 4-8 juin 2018, Mérignac.
- 2016 : Membre du comité scientifique et pédagogique et responsable de module de l’Ecole Chercheur CNRS “SCEnarisations, Modélisations et Simulations spatialisées pour le Territoire” (SCEMSITE), 6-11 mars 2016, Puy-Saint-Vincent (40 pers.).
- 2013 : Expert en appui au montage et participation à l’animation de l’école chercheur « Vers une représentation partagée du fonctionnement des systèmes d’élevage », 14 au 18 octobre 2013 (35 personnes).
- 2011-2012 : Participation au montage du master “Man and Biosphere” de l’Université Toulouse II.
- 2012 : Participation au montage de la formation internationale « Integrated Assessment of Agricultural Systems (IAAS) at regional level” coordonnée par l’IAM de Montpellier.

Responsabilités de modules de formation

- 2011-2014 : Responsable du module « Développement Territorial » du DAA SPET (une centaine d’heures par an) : construction de scénarios narratifs, changement d’échelle
- 2012-2014 : Co-responsable du module “Conduite de Projet” et intervention dans le MASTER “Man and Biosphere” de l’Université Toulouse II (une quarantaine d’heures par an)

Conseils scientifiques

- Depuis 2017 : Président du Conseil Scientifique de l’UMR AGROECOLOGIE (TGU, 300-350 agents)
- Depuis 2013 : Membre du Conseil Scientifique de l’unité de service INRA « Observatoire du Développement Rural ».

Activités d’expertises

Études et expertises

- 2014-2017 : Pilote scientifique de l’étude INRA pour le Ministère de l’Écologie sur L’Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques (EFESE), volet écosystèmes agricoles, impliquant 50 scientifiques et une vingtaine d’experts du traitement de données.
- 2013 : Membre du groupe de travail (7 pers.) en charge de la mission d’étude INRA sur les « Services rendus par la télédétection à l’agriculture, la forêt et les territoires ruraux ».
- 2013 : Responsable et animation du groupe de travail INRA (4 pers.) pour la spécification des enjeux, objectifs et stratégie de développement d’un système d’information national sur les systèmes de culture et de production.

Évaluations scientifiques

- 2013-2015 : Membre du comité scientifique du projet « ACcompagnement des acteurs de Territoires agricoles pour l’atténuation du changement CLIMAtique (CLIMA-TAC) » coordonné par l’UMR INNOVATION (4 laboratoires et 3 partenaires techniques).
- Sollicitations pour relecture d’articles scientifiques par : Environmental Modelling And Software, Journal of Environmental Management, Land Use Policy, Landscape Ecology, Computers and Electronics in Agriculture, Ecology and Society.
- Sollicitation pour évaluation de projets scientifiques par l’ANR : 2 projets individuels (2013 et 2014) et un portefeuille de pré-proposition de projets (2015)
- Évaluation de projets de thèse pour école doctorale ABIES-Paris (2014, 2015).

Organisation ou participation au comité scientifique de manifestations

- 2013 : Membre du Comité Scientifique du colloque international « Soil and Water Assessment Tool - SWAT » en 2013 (200 participants, 35 pays). Animation d'une session de présentations intitulées "Model development".
- 2013 : Co-organisation du séminaire national sur les services rendus par la Télédétection, Bordeaux du 17 au 19 juin 2013 (une centaine de pers.). Animation d'une session d'une journée.
- 2011 : Membre du comité d'organisation du séminaire régional « service environnementaux spatiaux » (une journée, 60 pers.).

Rayonnement international

- 2010-2014 : Représentant de l'INRA au sein du "Board" de l'Association Internationale SEAMLESS (<http://www.seamlessassociation.org>) dont l'objectif est le développement de méthodes et outils de modélisation pour l'évaluation intégrée des systèmes agricoles.
- 2012-2015 : Responsable du développement et de l'application dans 16 cas d'étude européens d'une méthode participative de conception de systèmes polyculture-élevage dans le projet européen CANTOGETHER (FP7).
- 2007-2009 : Co-leader du Workpackage en charge de la coordination scientifique du projet européen SEAMLESS (FP6, Flagship, 27 institutions de recherche de 13 pays différents, 16 millions d'euros d'aide).

Participation / coordination de projets (ANR, Europe...)

- 2017-2021 : Responsable du développement et de l'application des méthodes de modélisation et d'évaluation intégrées des effets de la diversification des cultures à l'échelle du territoire et des filières dans le cadre du projet européen DiversIMPACTS (H2020).
- 2017-2020 : Leader de GTs dans les projets PROTERR et Pot-AGE (financement ADEME) en charge des approches de modélisation territoriale respectivement sur la gestion territoriale des PRO et le déploiement de systèmes agroforestiers.
- 2016-2020 : Co-coordination du montage du projet BAG'AGES (financement Agence de l'eau Adour-Garonne, 7 laboratoires et 8 partenaires techniques, 2,5 millions d'euros). Leader du « Groupe de Tâche » en charge de l'évaluation de l'impact des pratiques agroécologiques à l'échelle du bassin versant.
- 2014-2017 : Coordination scientifique du montage du projet ANR Tata-Box (11 laboratoires, ~0,7 million euros). Co-leader des deux « Groupes de Tâches » en charge du développement et de l'application d'une méthode d'accompagnement des acteurs à la conception de la transition agroécologique de leur territoire.
- 2012-2014 : Coordinateur du projet MAELIA (5 UMR, ~1 million euros) dont l'objectif était de développer une plateforme multi-agent permettant d'évaluer, à l'échelle du territoire, les impacts environnementaux, économiques et sociaux des changements agricoles, de normes de gestion de l'eau, sociétaux et climatiques.
- 2012-2015 : Responsable du développement et de l'application dans 16 cas d'étude européens d'une méthode participative de conception de systèmes polyculture-élevage dans le projet européen CANTOGETHER (FP7).
- 2010-2014 : Coordinateur du projet de développement d'un système d'information sur les séquences et systèmes de culture en France (2 laboratoires et 2 instituts techniques).
- 2013 & 2014 : Coordination de deux projets de recherches sur la gestion quantitative de l'eau en France financés par l'Office Nationale de l'Eau et des milieux Aquatiques.

- 2007-2009 : Co-leader du Workpackage en charge de la coordination scientifique du projet européen SEAMLESS (FP6, Flagship, 27 institutions de recherche de 13 pays différents, 16 millions d'euros d'aide).

Activités en interaction avec l'environnement social, économique et culturel

- 2014-2016 : Animation de l'action n°1 intitulée « Analyser et modéliser le fonctionnement du système « Unité de Gestion » pour l'aide à la décision de l'Organisme Unique de Gestion Collective » dans l'UMT « Outils et méthodes pour la gestion quantitative de l'eau, de l'exploitation agricole au territoire » coordonné par ARVALIS,
- 2015-2017 : accompagnement du recrutement par ARVALIS et par la CACG de deux ingénieurs transfert de la technologie MAELIA,
- 2015-2017 : Participation au montage et à la réalisation d'un projet CASDAR (2015-17) qui a pour objectif la « Conception et développement d'un modèle de territoire pour la gestion collective de la ressource en eau par les Organismes Uniques » basé sur l'utilisation de la technologie MAELIA,
- 2014-2015 : montage et coordination de trois études financées par l'ONEMA sur l'intérêt de MAELIA pour développer des outils opérationnels à destination des gestionnaires d'étiage en France.

Productions scientifiques

40 publications de rang A, dont 20 publications en premier ou dernier auteur et 13 publications internationales, 16 chapitres d'ouvrage et 18 actes de colloques internationaux de 4 à 12 pages

Publications dans revues de rang A

Les publications en dernier auteur ou co-auteur correspondant sont indiquées par un [§]

1. Tribouillois, H., Constantin, J., Willaume, M., Brut, A., Ceschia, E., Tallec, T., Beaudoin, N., **§Therond, O.**, 2018. Predicting water balance of wheat and crop rotations with a simple model: AqYield. Agric. For. Meteorol. 262, 412–422. doi:10.1016/j.agrformet.2018.07.026
2. Plumecocq, G., T. Debril, M. Duru, M.-B. Magrini, J. Sarthou, **§Therond, O.**, 2018. The plurality of values in sustainable agriculture models: diverse lock-in and coevolution patterns. Ecology and Society 23 (1):21. <https://www.ecologyandsociety.org/vol23/iss1/art21/>
3. Plumecocq, G., Debril, T., Duru, M., Magrini, M.-B., Sarthou, J.-P., **§Therond, O.**, 2018. Analyse socio-agronomique de la diversité des modèles d'agriculture. Economie Rurale 363, 99-120.
4. Duru, M., Donnars, C., Rychawy, J., **Therond, O.**, Dumont, B., 2017. La « grange » : un cadre conceptuel pour appréhender les bouquets de services rendus par l'élevage dans les territoires. Productions Animales, 30(4), 273-284.
5. **Therond, O.**, Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities: a review. Agronomy for Sustainable Development, 37: 21. doi:10.1007/s13593-017-0429-7.
6. Souissi, I., Boisson, J.M., Mekki, I., **Therond, O.**, Flichman, G., Wery, J., Belhouchette, H., 2017. Assessing the resilience of farming systems to climate change in the South Mediterranean area: a Tunisian case study. Regional Environmental Change. DOI 10.1007/s10113-017-1130-8.
7. Ryschawy J., Martin G., Moraine M., Duru M., **§Therond O.**, 2017. Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models? Nutrient Cycling in Agroecosystems. DOI 10.1007/s10705-016-9815-9
8. Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., **§Therond, O.**, 2017. Participatory design and integrated assessment of collective crop-livestock organic systems. Ecological indicators, 72, 340–351.
9. Mahmood, F., Belhouchette, H., Nasim, W., Shahzad, T., Hussain, S., **Therond, O.**, Fahad, S., Wery, J., 2017. Economic and environmental impacts of introducing grain legumes in farming systems of Midi-Pyrénées region (France): A simulation approach. International Journal of Plant Production, 11.
10. Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M.A., Asai, M., Sarthou, J.P., Duru, M., **§Therond, O.**, 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. Agronomy for Sustainable Development, 36:53. DOI 10.1007/s13593-016-0390-x
11. Robert, M., Dury, J., Thomas, A., **Therond, O.**, Sekhar, M., Badiger, S., Ruiz, L., Bergez, J.-E., 2016. CMFDM: A methodology to guide the design of a conceptual model of farmers' decision-making processes. Agricultural Systems, 148, 86–94. DOI:10.1016/j.agry.2016.07.010
12. Levavasseur, F., Martin, P., Bouty, C., Barbottin, A., Bretagnolle, V. **Therond, O.**, Scheurer, O. Piskiewicz, N., 2016. RPG Explorer: a new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the Land Parcel Identification System. Computers and Electronics in Agriculture, pp. 541-552. DOI information: 10.1016/j.compag.2016.07.015

13. Murgue, C., **Therond, O.**, Leenhardt, D., 2016. Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Agricultural Systems*, 54, 339–354.
14. Moraine M., Grimaldi J., Murgue C., Duru M., [§]**Therond O.**, 2016. Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems* 147, 87–97. DOI:10.1016/j.agsy.2016.06.002
15. Martin, E., Gascoin, S., Grusson, Y., Murgue, C., Bardeau, M., Anctil, F., Ferrant, S., Lardy, R., Le Moigne, P., Leenhardt, D., Rivalland, V., Sánchez Pérez, J.M., Sauvage, S., [§]**Therond, O.** (2016). Hydrological modelling in highly anthropized river basins: examples from the Garonne basin, Surveys in geophysics. DOI 10.1007/s10712-016-9366-2
16. Moraine M., Duru M., [§]**Therond O.** (2016). A social-ecological framework for analyzing and designing crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32(1), 43–56. doi:10.1017/S1742170515000526
17. Duru, M, Moraine, M., **Therond, O.** (2015). An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Animal Frontiers*, 5, 6-13. doi:10.2527/af.2015-0041
18. Murgue, C., **Therond, O.**, Leenhardt, D. (2015). Towards sustainable water and agricultural land management: participatory design of spatial distributions of cropping systems in a water-deficit basin. *Land Use Policy*, 45, 52-63.
19. Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., [§]**Therond, O.** (2015). The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil watercontent for irrigated crops equally well with limited data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 206, 55-68.
20. **Therond, O.***, Duru, M.*, Fares, M. (2015). Designing agroecological transitions; A review. *Agronomy for Sustainable Development*, DOI 10.1007/s13593-015-0318-x. * are the two first authors
21. **Therond, O.***, Duru, M.*, Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.A., Justes, E., Journet, E.P., Aubertot, J.N., Savary, S., Bergez, J.E., Sarthou, J.P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*, DOI 10.1007/s13593-015-0306-1. * are the two first authors
22. Mahmood, F., Wery, J., Hussain, S., Shahzad, T., Ashraf M.A., **Therond, O.**, Belhouchette H. (2016). Using expert knowledge data to validate crop models on local situation data. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62, 217-234, DOI: 10.1080/03650340.2015.1043528
23. **Therond, O.*** and Duru, M.* (2015). Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, Volume 15, pp 1651-1665. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9. * are the two first authors
24. Mazzega, P., [§]**Therond, O.**, Debril, T., March, H., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Sant’Ana, D. (2014). Critical Multi-Scale Governance Issues of the Integrated Modeling: Example of the Low-Water Management in the Adour-Garonne Basin (France). *Journal of hydrology*, 519, 2515-2526. DOI 10.1016/j.jhydrol.2014.09.043
25. **Therond, O.***, Duru, M.*, Fares, M. (2014). Un cadre conceptuel pour penser maintenant (et organiser demain), la transition agroécologique de l’agriculture dans les territoires. *Cahiers Agricultures*, 23, 84-95. * are the two first authors
26. Moraine, M., Duru, M., Nicholas, P., Leterme, P., [§]**Therond, O.** (2014). Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, DOI : 10.1017/S1751731114001189.

27. Leenhardt, D., **Therond, O.**, Cordier, M.-O., Gascuel-Oudou, C., Reynaud, A., Durand, P., Bergez, J.-E., Clavel, L., Masson, V., Moreau, P. (2012). A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling and Software*, 37, 125–133. DOI : 10.1016/j.envsoft.2012.03.010
28. March, H., **Therond, O.**, Leenhardt, D. (2012). Water futures: Reviewing water-scenario analyses through an original interpretative framework. *Ecological Economics*, 82, 126–137. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2012.07.006
29. Clavel, L., Charron, M.-H., **Therond, O.**, Leenhardt, D. (2012). A modelling solution for developing and evaluating agricultural land-use scenarios in water scarcity contexts. *Water Resources Management*, 26 (9), 2625–2641. DOI : 10.1007/s11269-012-0037-x
30. Bergez, J.-E., Leenhardt, D., Colomb, B., Dury, J., Carpani, M., Casagrande, M., Charron, M.-H., Guillaume, S., **Therond, O.**, Willaume, M. (2012). Computer-model tools for a better agricultural water management: Tackling managers' issues at different scales – A contribution from systemic agronomists. *Computers and Electronics in Agriculture*, 86, 89-99. DOI: 10.1016/j.compag.2012.04.005
31. **Therond, O.**, Hengsdijk, H., Casellas, E., Wallach, D., Adam, M., Belhouchette, H., Oomen, R., Russel, G., Ewert, D., Bergez, J.-E., Janssen, S., Wéry, J., Van Ittersum, M. K. (2011). Using a cropping system model at regional scale: Low-data approaches for crop management information and model calibration. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 142 (1-2), 85-94. DOI: 10.1016/j.agee.2010.05.007
32. Belhouchette, H., Louhichi, K., **Therond, O.**, Mouratiadou, I., Wery, J., Van Ittersum, M., Flichman, G. (2011). Assessing the impact of the Nitrate Directive on farming systems using a bio-economic modelling chain. *Agricultural Systems*, 104 (2), 135-145. DOI : 10.1016/j.agry.2010.09.003
33. Ewert, F., K. Van Ittersum, M., Heckeley, T., **Therond, O.**, Bezlepina, I., Andersen, E. (2011). Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 142 (1-2), 6-17. DOI : 10.1016/j.agee.2011.05.016
34. Martin, G., Theau, J. P., **Therond, O.**, Martin-Clouaire, R., Duru, M. (2011). Diagnosis and simulation: a suitable combination to support farming systems design. *Crop and Pasture Science*, 62 (4), 328-336. DOI: 10.1071/CP10361
35. **Therond, O.**, Belhouchette, H., Janssen, S., Louhichi, K., Ewert, F., Bergez, J.-E., Wery, J., Heckeley, T., Alkan Olsson, J., Leenhardt, D., Van Ittersum, M. (2009). Methodology to translate policy assessment problems into scenarios : the example of the SEAMLESS integrated framework. *Environmental Science and Policy*, 12 (5), 619-630. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.01.013
36. Ewert, F., Van Ittersum, M. K., Bezlepina, I., **Therond, O.**, Andersen, E., Belhouchette, H., Bockstaller, C., Brouwer, F., Heckeley, T., Janssen, S., Knapen, R., Kuiper, M., Louhichi, K., Alkan Olsson, J., Turpin, N., Wery, J., Wien, J. E., Wolf, J. (2009). A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science and Policy*, 12 (5), 546-561. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.02.005
37. Alkan Olsson, J., Bockstaller, C., Stapleton, L. M., Ewert, F., Knapen, R., **Therond, O.**, Geniaux, G., Bellon, S., Correia, T. P., Turpin, N., Bezlepina, I. (2009). A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. *Environmental Science and Policy*, 12 (5), 562-572. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.01.012
38. Janssen, S., Ewert, F., Li, H., Athanasiadis, I. N., Wien, J. J. F., **Therond, O.**, Knapen, M. J. R., Bezlepina, I., Alkan-Olsson, J., Rizzoli, A. E., Belhouchette, H., Svensson, M., Van Ittersum, M. K. (2009). Defining assessment projects and scenarios for policy support: Use of ontology in Integrated Assessment and Modelling. *Environmental Modelling & Software*, 24 (12), 1491-1500. DOI: 10.1016/j.envsoft.2009.04.009

39. Martin, G., Hossard, L., Theau, J. P., **Therond, O.**, Josien, E., Cruz, P., Rellier, J.-P., Martin-Clouaire, R., Duru, M. (2009). Characterizing potential flexibility in grassland use: An application to the French Aubrac region. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (2), 381-389. DOI: 10.1051/agro:2008063
40. Ansquer, P., Al Haj Khaled, R., Cruz, P., Theau, J. P., **Therond, O.**, Duru, M. (2009). Characterizing and predicting plant phenology in species-rich grasslands. *Grass and Forage Science*, 64 (1), 57-70. DOI: 10.1111/j.1365-2494.2008.00670.x

Publications dans autres revues à comité de lecture

41. Laurent-Martin, F. et Therond O., 2018. Comment les sols atténuent-ils naturellement les pesticides ? *Biofutur* 388, 54-59.
42. Moraine, M., **Therond, O.**, Ryschawy, J., Martin, G., Nowak, B. F., Nesme, T., Gazon, P., Duru, M. (2017). Complementarity between crop and livestock farming within regions: engaging in collective action and dealing with organisational constraints. *Fourrages* (231), 247 - 255.
43. Ryschawy, J., Debril, T., Sarthou, J.-P., **Therond, O.** (2016) 'Dairy farmers, agricultural experts, and the agroecological transition: a cross-analysis of agricultural and marketing practices in Aveyron', *Fourrages*, pp. 295–300.
44. Leenhardt, D., Murgue, C., **Therond, O.**, 2015. Une approche agroécologique de la gestion quantitative de l'eau en zone de déficit chronique. *Innovations Agronomiques* 43, 57-70.
45. Ryschawy, J., Debril, T., Sarthou, J.-P., **Therond, O.** (2015) 'Agriculture, jeux d'acteurs et transition écologique. Première approche dans le bassin Tarn-Aveyron', *Fourrages*, pp. 143–148.
46. Moraine M., **Therond O.**, Duru M., 2014. Enjeux et voies d'intégration culture – élevage dans le bassin de l'Aveyron : du diagnostic participatif au dispositif de co-conception. *Innovations Agronomiques*. 39, 55-66.
47. Moraine M., **Therond O.**, Leterme P., Duru M., 2012. Un cadre conceptuel pour l'intégration agroécologique de systèmes combinant culture et élevage. *Innovations Agronomiques* 22, 101-115 (http://www7.inra.fr/ciag/revue/volume_22_octobre_2012).
48. Leenhardt, D., **Therond, O.**, Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.
49. Thomas Debril & **Olivier Therond**, 2012. Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en œuvre de la réforme des volumes prélevables : le cas du bassin Adour-Garonne. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (10), 127-138
50. Martin, G., Theau, J.P., **Therond, O.**, Carre, J., Cruz, P., Jouany, C., Magne, M.A., Duru, M., 2010. Bases et premier exemple d'application d'une démarche articulant diagnostic et simulation de systèmes fourragers pour évaluer et améliorer l'efficacité d'utilisation de l'herbe. *Fourrages*, 47-56.
51. Belhouchette, H., Louhichi, K., **Therond, O.**, Wéry, J., Flichman, F.G., 2008. Application of a crop-farm-indicators modelling chain to assess the impact of the EU nitrate directive in the Midi Pyrenees region. *Italian Journal of Agronomy*, 41-42
52. Van Ittersum, M., Ewert, F., Wéry, J., Heckeley, T., Belhouchette, H., Bergez, J.-E., Hengsdijk, H., Janssen, S., Russell, G., **Therond, O.**, 2008. Integrated assessment of agricultural systems - Modular System for Agricultural and Environmental Modelling (SEAMLESS-IF). *Italian Journal of Agronomy* 3, 311-312

53. Thénard, V., Theau, V., **Therond, O.**, Duru, D., 2007. Représenter le système d'alimentation d'élevages laitiers pour comprendre leur stratégie d'adaptation au cahier des charges d'une IGP. *Productions animales*, 20 (5), 409-419.
54. Duru, M., Cruz, P., Theau, J.P., Jouany, C., Ansquer, P., Al Haj Kaled, R., **Therond, O.**, 2007. Typologies des prairies riches en espèces en vue d'évaluer leur valeur d'usage : bases agro-écologiques et exemples d'applications. *Fourrages* 192, 463-475.
55. Cruz, P., M.Duru, **O. Therond**, J.P. Theau, C. Ducourtieux, C. Jouany, R.Al Haj Khaled, and P. Ansquer. 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages* 172:335-354.

Ouvrage

1. Bergez J.-E., Audouin E. and **Therond O.** (eds). *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*. Springer, 289p. (in press)

Chapitres d'ouvrages

1. **Therond O.**, Debril T., Duru M., Magrini M.B., Plumecocq G., Sarthou J.P., in press. Socio-economic characterisation of agriculture models. In: J.-E. Bergez, E. Audouin and O. Therond (eds), *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*, Springer.
2. Bergez J.E. and **Therond O.**, in press. TATA-BOX at a glance. In: J.-E. Bergez, E. Audouin and O. Therond (eds), *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*, Springer.
3. Bergez J.E. and **Therond O.**, in press. General introduction. In: J.-E. Bergez, E. Audouin and O. Therond (eds), *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*, Springer.
4. Ryschawy J., Sarthou J.P., Chabert A., **Therond O.**, in press. The key role of actors in the agroecological transition of farmers: a case-study in the Tarn-Aveyron Basin. In: J.-E. Bergez, E. Audouin and O. Therond (eds), *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*, Springer.
5. Audouin E., Bergez J.E. and **Therond O.**, in press. Participatory methodology for designing an agroecological transition at local level. In: J.-E. Bergez, E. Audouin and O. Therond (eds), *Agroecological transitions: from theory to practice in local participatory design*, Springer.
6. **Therond O.***, Sibertin-Blanc C.*, Monteil C., Mazzega P., 2018. The entity-process framework for integrated agent-based modeling of social-ecological systems. In Boulet R., Lajaunie C., Mazzega P. (eds) ; *Law, Public Policies and Complex Systems: Networks in Action*. Law, Governance and Technology Series, Springer, in press. * are the two first authors
7. Duru, M., Pontes, L. da S., Schellberg, J., Theau, J.-P., **Therond, O.**, accepted. Grassland functional diversity and management for enhancing ecosystem services and reducing environmental impacts: a cross-scale analysis.
8. Debaeke P., Aubertot J.N., Bardy M., Bertuzzi P., Constantin J., Durand P., Guichard L., Mignolet C., Munier-Jolain N., **Therond O.**, Wigner J.P., Ballot R., Cellier P., Justes E., Le Bas C., Richard G., accepted. Data collection and integration for landscape agronomy. In: Benoît M., Rizzoli, D., *Landscape Agronomy*: Springer International Publishing.
9. Martin, E. ; Gascoin, S. ; Grusson, Y. ; Murgue, C. ; Bardeau, M. ; Anctil, F. ; Ferrant, S. ; Lardy, R. ; Le Moigne, P. ; Burger-Leenhardt, D. ; Rivalland, V. ; Perez, J. M. S. ; Sauvage, S. ; **Therond, O** (2016). On the Use of Hydrological Models and Satellite Data to Study the Water Budget of River

Basins Affected by Human Activities: Examples from the Garonne Basin of France. In: Cazenave, A., Champollion, N., Benveniste, J., Chen, J., Remote Sensing and Water Resources. Cham (CHE) : Springer International Publishing (Space Sciences Series of ISSI, 55), 33-57.

10. **Therond, O.***, Duru, M.*, Fares, M. (2015). Designing agroecological transitions: A review. In: Lescourret F. Dutoit T., Rey F., Côte F., Hamelin M., Lichtfouse E., 2015. Agroecological Engineering. Springer, Heidelberg, Germany. * are the two first authors
11. **Therond, O.***, Duru, M.*, Martin, G., Martin-Clouaire, R., Magne, M.A., Justes, E., Journet, E.P., Aubertot, J.N., Savary, S., Bergez, J.E., Sarthou, J.P. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture. In: Lescourret F. Dutoit T., Rey F., Côte F., Hamelin M., Lichtfouse E., 2015. Agroecological Engineering. Springer, Heidelberg, Germany. * are the two first authors
12. Balestrat, M. et **Therond, O.**, 2014. Une méthode d'intégration de bases de données géographiques hétérogènes afin d'analyser les interactions entre agriculture et ressources en eau sur le bassin Adour-Garonne. In: Environnement, politiques publiques et pratiques locales. Eds Philippe Béringuier, Frédérique Blot, Bertrand Desailly, Mehdi Saqalli, L'Harmattan, Versailles, France, 461-482.
13. **Therond, O.***, Gaudou, B.*, Sibertin-Blanc, C.*, Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.H., Gondet, E., Hong, Y., Lardy, R., Louail, T., Mayor, E., Panzoli, D., Sauvage, S., Sanchez-Perez, J.M., Taillandier, P., Van Bai, N., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2014. The MAELIA multi-agent platform for integrated assessment of low-water management issues. In: Proceedings of the 14th International Workshop on Multi-Agent-Based Simulation, Minnesota, USA 6-7 May 2013. Eds Shah Jamal Alam, H. Van Dyke Parunak, Lecture Notes in Artificial Intelligence (8235), 85-110. * are the three first authors
14. Louhichi, K., Belhouchette, H., Wéry, J., **Therond, O.**, Flichman, G. (2011). Impact assessment of 2003 CAP reform and nitrate directive on arable farming in Midi-Pyrénées: a multi-scale integrated analysis. In: The Common Agricultural Policy after the Fischler reform: national implementations, impact assessment and the agenda for future reforms. Eds A. Sorrentino, S. Severini. Burlington, USA : Ashgate Publishing. pp. 295-312.
15. Bergez, J.-E., Kuiper, M., **Therond, O.**, Taverne, M., Belhouchette, H., Wery, J. (2010). Evaluating integrated assessment tools for policy support. Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment. In: Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment. Eds F. M. Brouwer, M. K. van Ittersum. Biomedical and Life Sciences. Berlin, DEU : Springer Science - Business Media Deutschland GmbH. pp. 237-256. DOI : 10.1007/978-90-481-3619-3_10
16. Donatelli, M., Russel, G., Rizzoli, A. E., Acutis, M., Adam, M., Athanasiadis, I., Balderacchi, M., Bechini, L., Belhouchette, H., Bellocchi, G., Bergez, J.-E., Botta, M., Braudeau, E., Bregaglio, S., Carlini, L., Casellas, E., Celette, F., Ceotto, E., Moirez-Charron, M.-H., Confalonieri, R., Corbeels, M., Criscuolo, L., Cruz, P., di Guardo, A., Ditto, D., Dupraz, C., Duru, M., Fiorani, D., Gentile, A., Ewert, F., Gary, C., Habyarimana, E., Jouany, C., Kansou, K., Knapen, R., Lanza Filippi, G., Leffelaar, P. A., Manici, L., Martin, G., Martin, P., Meuter, E., Muguet, N., Mulia, R., van Noordwijk, M., Oomen, R., Rosenmund, A., Rossi, V., Salinari, F., Serrano, A., Sorce, A., Vincent, G., Theau, J. P., **Therond, O.**, Trevisan, M., Trevisiol, P., van Evert, F. K., Wallach, D., Wery, J., Zerourou, A. (2010). A component-based framework for simulating agricultural production and externalities. Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment. . In: Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment. Eds F. M. Brouwer, M. K. van Ittersum. Biomedical and Life Sciences. Berlin, DEU : Springer Science - Business Media Deutschland GmbH. pp. 63-108.

Autres publications scientifiques

1. Audouin, E., Bergez, J.-E., Therond, O. (2018). TATA-BOX : une boîte à outils pour outiller la transition agroécologique des territoires. *Champs Culturels*, 29, 102-111. <https://prodinra.inra.fr/record/444683>
2. Duru M., et al., **Therond O.**, Roger-Estrade J., Richard G., 2017. Caractériser la diversité des formes d'agriculture : au-delà de l'opposition entre bio et conventionnel. *Regards et débats sur la biodiversité*, SFE, Regard n°74.
3. Duru, M., et al., **Therond, O.**, 2015. L'agroforesterie à l'INRA. Des recherches ancrées dans l'Agroécologie, au cœur d'enjeux sociétaux. Production INRA, 5pp.
4. Duru, M., **Therond, O.**, Sarthou, J.P., Bergez, J.E., Fares, M., Justes, E., Kouzmine, Y., Magrini, M.B., 2014. L'Agroécologie : quelles voies d'action pour la modernisation écologique de l'agriculture ? PSDR Midi-Pyrénées, Série Les Focus PSDR3.
5. Balestrat, M. et **Therond, O.**, 2014. Enjeux de la gestion quantitative de l'eau en France. Quels données et outils de modélisation pour les institutions publiques en charge de la gestion des étiages ? Rapport d'étude ONEMA-INRA, 75 pp.
6. **Therond, O.**, 2014. Outils pour la gestion « territoriale » des étiages. Quels fonctionnalités attendues, outils existants et développements nécessaires ? Rapport d'étude ONEMA-INRA, 38 pp.
7. Faïq, C., Fuzeau, V., Cahuzac, E., Allaire, G., Bortzmeyer, M., **Therond, O.**, 2013. Les prairies permanentes : évolution des surfaces en France. Analyse à travers le Registre Parcellaire Graphique. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 18 pp.
8. Fuzeau, V., Dubois, G., **Therond, O.**, Allaire, G., 2012. Diversification des cultures dans l'agriculture française – état des lieux et dispositifs d'accompagnement. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 20 pp.

Actes de colloques (4 à 25 pages) de congrès internationaux à comité de lecture

1. Audouin, E., Bergez, J., Plumecocq, G., [§]**Therond, O.** (2017). 'TATA- BOX : " Territorial Agroecological Transition in Action ": a tool-box for designing and implementing a transition to a territorial agroecological system in agriculture', in 12th Conference of the European Society for Ecological Economics, Ecological Economics in action: building a reflective and inclusive community. 20th to 23th of June, 2017, Corvinus University of Budapest – Budapest, Hungary, pp. 1–4.
2. Plantureux S., Bernués A., Huguenin-Elie O., Hovstad K., Isselstein J., McCracken D., **Therond O.**, Vackar D, 2016. Ecosystem service indicators for grasslands in relation to ecoclimatic regions and land use systems. In : M. Höglind, A.K. Bakken, K.A. Hovstad, E. Kallioniemi, H. Riley, H. Steinshamn, L. Østrem (Eds), 2016. The multiple roles of grassland in the European bioeconomy. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway. 4-8 September 2016, 524-547. ISBN 978-82-17-01677-9
3. **Therond, O.***, Duru, M.*, Roger-Estrade, J., Richard, G., 2016. Agriculture models at the crossroads of farming systems, food systems and territorial dynamics. 12th European IFSA Symposium, Harper Adams University, UK, July 12-15 2016, 8pp. * are the two first authors
4. Lardy, R., Truche, C., [§]**Therond, O.**, 2016. Modelling small agricultural dams dynamics into the MAELIA multi-agent platform. In: Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Rizzoli, A.E. (Eds.), 2016. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software, July 10-14, Toulouse, France, 330-337. ISBN: 978-88-9035-745-9

5. Mazzega, P., Sibertin-Blanc, C., [§]**Therond, O.**, 2016. Consideration of decision-making processes in agent-based models of social-ecological systems. In: Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Rizzoli, A.E. (Eds.), 2016. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software, July 10-14, Toulouse, France, 8pp. ISBN: 978-88-9035-745-9
6. Ryschawy, J., Martin, G., Moraine, M., Duru, M., [§]**Therond, O.** (2015) 'Mixed crop-livestock systems across scales: toward new agroecological models?', in World Congress on Integrated Crop-Livestock-Forest Systems - 3. International Symposium on Integrated Crop-Livestock Systems, 12 to 17 of July 2015. Brasilia (BRA), pp. 1–4.
7. **Therond, O.**, Sibertin-Blanc, C., Balestrat, M., Gaudou, B., Hong, Y., Louail, T., Nguyen, V.B., Panzoli, D., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. In Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8pp.
8. Murgue, C., **Therond, O.**, Leenhardt, D., 2014. Agricultural viability in a water-deficit basin: can participatory modelling and design activities trigger collaboration between water management and agriculture stakeholders? Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), Farming System facing global challenges: Capacities and strategies. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany, 8pp.
9. Moraine, M., Grimaldi, J., Murgue, C., Duru, M., [§]**Therond, O.**, 2014. Integrating crop and livestock activities at territorial level in the watershed of Aveyron river: from current issues to collective innovative solutions. Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), Farming System facing global challenges: Capacities and strategies. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany, 12pp.
10. Bergez, J.E., Duru, M., Hazard, L., [§]**Therond, O.**, 2014. TATA-BOX: "Territorial Agroecological Transition in Action": a tool-Box for designing and implementing a transition to a territorial agroecological system in agriculture. Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), Farming System facing global challenges: Capacities and strategies. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany, 9 pp.
11. Lardy, R., Mazzega, P., Sibertin-Blanc, C., Auda, Y., Sanchez-Perez, J.S., Sauvage, S., [§]**Therond, O.**, 2014. Calibration of simulation platforms including highly interweaved processes: the MAELIA multi-agent platform. In Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8 pp.
12. Murgue, C., Lardy, R., Vavasseur, V., Leenhardt, D., [§]**Therond, O.**, 2014. Fine spatio-temporal simulation of cropping and farming systems effects on irrigation withdrawal dynamics within a river basin. Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8pp.
13. ^{*}**Therond, O.**, Gaudou, B., Sibertin-Blanc, C., Amblard, F., Auda, Y., Arcangeli, J.P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.H., Gondet, E., Hong, Y., Lardy, R., Louail, T., Mayor, E., Panzoli, D., Sauvage, S., Sanchez-Perez, J.M., Taillandier, P., Van Bai, N., Vavasseur, M., Mazzega, P. (2013). The MAELIA multi-agent platform for integrated assessment of low-water management issues. In Shah Jamal Alam, H. Van Dyke Parunak (Eds) Proceedings of the 14th International Workshop on Multi-Agent-Based Simulation, Minnesota, USA, (2013-05-06 – 2013-05-07), Lecture Notes in Artificial Intelligence (8235), 85-110.
14. Taillandier, P., [§]**Therond, O.**, Gaudou, B., (2012). A new BDI agent architecture based on the belief theory. Application to the modelling of cropping plan decision-making. R. Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Eds.) (2012): International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs). 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. Managing Resources of a Limited Planet: Pathways and Visions under Uncertainty, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany, 8pp. ISBN: 978-88-9035-742-8
15. Mayor E., Sibertin-Blanc C., **Therond O.**, Panzoli D., Vavasseur M. and P. Mazzega (2012) Formal representation of Water Withdrawal Policies for Integrated Assessment. In : European Conference

on Complex Systems, Brussels, 03/09/2012-07/09/2012, Gilbert Thomas, Nicolis Grégoire, (Eds.), 8pp. <http://hal.inria.fr/hal-00968234>

16. Taillandier, P. and ^s**Therond, O.** (2011). Use of the Belief Theory to formalize Agent Decision Making Processes: Application to cropping Plan Decision Making. In: Paulo Novais, Jose Machado, Cesar Analide and Antonio Abelha (Eds), The 2011 European Simulation and Modelling Conference, October 24-26, Guimaraes, Portugal, 138-142. ISBN 978-90-77381-66-3.
17. **Therond, O.** and van Ittersum, M., 2011. SEAMLESS-IF: an integrated framework to assess environmental and agricultural scenarios. Proceedings of the conference "Futures of European waters", 23-25 March 2011, Budapest, Hungary, pp.34-38 – invited conference.
18. Dury, D., Garcia, F., Reynaud, A., **Therond, O.**, Bergez, J.E., (2010). Modelling the Complexity of the Cropping Plan Decision-making. David A. Swayne, Wanhong Yang, A.A. Voinov, A. Rizzoli, T. Filatova (Eds.): International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs). 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. Modelling for Environment's Sake, Fifth Biennial meeting, Ottawa, Canada, (2010-07-05 - 2011-07-08), 8pp. ISBN: 978-88-9035-741-1
19. Martin, G., Theau, J. P., **Therond, O.**, Magne, M.-A., Martin-Clouaire, R., Duru, M. (2010). Combining plot scale indicators and farm-scale simulation to support the design of novel grassland-based beef systems. In: Building sustainable rural futures. The added value of systems approaches in times of change and uncertainty (p. 360-370). Communication présentée à 9. European IFSA Symposium: Building sustainable rural futures. The added value of systems approaches in times of change and uncertainty, Vienne, AUT (2010-07-04 - 2010-07-07). Vienne, Autriche: University of Natural Resources and Applied Life Sciences, 8pp.
20. **Therond, O.**, Paillard, D., Bergez, J.-E., Willaume, M., Ouin, A., Leenhardt, D., Grieu, P., Auricoste, C. (2010). From farm, landscape and territory analysis to scenario exercise: an educational programme on participatory integrated analysis. In: Building sustainable rural futures. The added value of systems approaches in times of change and uncertainty (p. 2206-2216). Communication présentée à 9. European IFSA Symposium, Vienne, Autriche (2010-07-04 - 2010-07-07). Vienne, Autriche : University of Natural Resources and Applied Life Sciences, 8pp.

Autres actes de colloques (2 pages) de congrès internationaux

1. Adam M., Belhouchette H., Casellas E., **Therond O.**, Wery J. (2009) APES, an agricultural production and externalities simulator evaluated for two main crops in Midi-Pyrénées. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 194-195. ISBN: 978-90-8585-401-2.
2. Belhouchette H., Louhichi K., **Therond O.**, Wery J., Flichman G. (2009) A crop-farm indicators modelling chain to assess farmer's decision in response to socio-economic scenarios. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 442-443. ISBN: 978-90-8585-401-2.
3. Bockstaller C., Turpin N., Stapleton L., Van der heide M., **Therond O.**, Pinto-Correia T., Voltr V., Raley M., Bezlepikina I., Bousset J.P., Alkan Olsson J., Ewert F. (2009) A structured set of indicators for integrated assessment of futur agri-environmental policies. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 176-177. ISBN: 978-90-8585-401-2.
4. Casellas E., Bergez J.-E., Belhouchette H., **Therond O.**, Adam M., Metay A., Wery J. (2009) A methodology for the evaluation and improvement of a generic biophysical soil-plant-atmosphere crop model based on "Mini-Application". Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds).

- Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 198-199. ISBN: 978-90-8585-401-2.
5. Casellas E., **Therond O.**, Belhouchette H., Wallach D., Oomen R.J., Russell G., Ewert F., Hengsdijk H., Van Ittersum M.K., Adam M., Wery J. (2009) Using a cropping system model for large scale impact assessment in Europe. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 200-201. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 6. Ewert F., Van Ittersum M.K., Bezlepina I., **Therond O.**, Andersen E., Belhouchette H., Bockstaller C., Brouwer F., Heckeleei T., Janssen S., Jonsson B., Knapen R., Kuiper M., Louhichi K., Alkan Olsson J., Ruinelli L., Rizzoli A.E., Turpin N., Wery J., Wien J.E., Wolf J. (2009) A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment of policy impacts in agriculture. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 130-131. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 7. Ewert F., Van Ittersum M.K., **Therond O.**, Bezlepina I., Andersen E., Heckeleei T., Flichman G., Turpin N. (2009) Complex scaling issues in integrated assessment modelling: Approaches used and their integration into SEAMLESS-IF. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 56-57. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 8. Oomen R.J., Hengsdijk H., **Therond O.**, Bergez J.-E., Russell G., Casellas E., Janssen S., Van Ittersum M.K. (2009) Development of generic management rules for crop growth simulation models. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 232-233. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 9. Taverne M., **Therond O.**, Bousset J.P., Alkan Olsson J., Ewert F., Van Ittersum M.K., Wery J. (2009) Specifying impact assessment simulations in interaction with end-users: The example of SEAMLESS-IF. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 520-521. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 10. **Therond O.**, Turpin N., Janssen S., Athanasiadis I.N., Knapen R., Bockstaller C., Alkan Olsson J., Ewert F., Bezlepina I. (2009) From models to indicators: Ontology as a knowledge representation system. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 140-141. ISBN: 978-90-8585-401-2.
 11. Turpin N., **Therond O.**, Ewert F., Bezlepina I., Alkan Olsson J., Bockstaller C., Janssen S. (2009) Spatial upscaling of on-farm indicators: concepts to use a scientific knowledge base to match policymakers' requirements. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009). Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 66-67. ISBN: 978-90-8585-401-2.

Rapports et documents scientifiques

1. **Therond O.** (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., 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., Domingues Santos J.P., 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.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J.-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., Puillet L., Rambonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoché D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J.-M., Sauvant D., Schott C., Tardieu L. (2017). Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Ecosystèmes et des Services Écosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.
2. Tibi A. et **Therond O.**, 2017. Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 118 pages.
3. Anne Isabelle Graux, Luc Delaby, Jean Louis Peyraud (coordinateurs), Eric Casellas, Philippe Faverdin, Christine Le Bas, Anne Meillet, Thomas Poméon, Hélène Raynal, Rémi Resmond, Dominique Ripoché, Françoise Ruget, **Olivier Therond**, Françoise Vertès, 2017. Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage. Rapport d'étude, INRA (France), 74 p.
4. Alkan Olsson. J., Bockstaller. C., Turpin, N., **Therond. O.**, Bezlepkina. I., Knapen, R., 2009. Indicator framework, indicators, and up-scaling methods implemented in the final version of SEAMLESS-IF, SEAMLESS Report no. 42, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 97 pp., ISBN no. 978-90-8585-585-9.
5. Amblard, L., Mann, C., Lemeilleur, S., **Therond O.**, Schleyer, C., Theesfeld, I., Hagedorn, K., 2009. Application of the Procedure for Institutional Compatibility Assessment (PICA) to the implementation of the EU Nitrate Directive in Midi-Pyrenees. Evaluation and suggestions for further improvement and integration into the final version of SEAMLESS-IF, SEAMLESS Report no. 48, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 91 pp., ISBN no. 978-90-8585-591-0.
6. Turpin N., Bousset J.P., **Therond O.**, Josien E., 2009, Methods for upscaling indicators, PD2.7.1, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 42 pp.
7. Louhichi K., Belhouchette H., Wery J., **Therond O.**, Flichman G., Casellas E., Traoré B., Rapidel B., Barbier B, Lahmar R, 2008. - Application of FSSIM in two Test Case regions to assess agro-environmental policies at farm and regional level - PD6.3.2.2, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 62p.
8. **Therond, O.**, Wery, J., Adenauer, M., Belhouchette, H., Bergez, J.E., Kuiper, M., Shleyer, C., Taverne, M., Turpin, N., 2008. Report on technical evaluation and conceptual evaluation of the second Prototype of SEAMLESS-IF and its tools and suggestions for improvement, PD6.4.4.2 - D6.4.4.3 – PD6.5.4.3, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 62 pp.
9. **Therond, O.**, Taverne, M., Wery, J., Josien, E. Belhouchette, H., et al., 2007. Proposals from WP6 for revision of SEAMLESS-IF procedure in Prototype 2, D6.5.4.2, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 58 pp.

10. Turpin N., **Therond O.**, Belhouchette H., Wery J., Josien E., Bousset J.P., Rapidel B., Bigot G., Alkan-Olsson J., 2007. PD6.2.2.3. - Assessment of indicators with up scaling procedures from APES and FSSIM output : concepts and application for Prototype 2., SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 47 pp.
11. Pérez Domínguez, I., Bigot, G., Josien, E., Bousset, J.P., Majewsky, E., **Therond, O.**, Thénard, V., Bergez, J.-E., 2007. Documentation of baseline and policy scenarios for Test Case 1. SEAMLESS Report no. 23, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 33 pp., ISBN no. 90-8585-114-4 and 978-90-8585-111-0.
12. Belhouchette, H., Wery, J., **Therond, O.**, Alkan Olsson, J., Adenäuer, M., Kuiper, M., Samaké, A., Bélières, J.-F., Rapidel, B., Barbier, B., Diarisso, T., Traore, B.S., Nawrot, B., Straszewski, S., Was, A., Majewsky, E., Bigot, G., Josien, E., Turpin, N., Bousset, J.-P., 2007. Documentation of baseline and policy scenarios to be assessed with Prototypes 2 and 3, SEAMLESS Report no. 33, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 120 pp., ISBN no. 90-8585-121-1 and 978-90-8585-121-9.
13. Belhouchette, H., Wery, J., **Therond, O.**, Bergez, J.E, 2006. Provision of templates for the definition of baseline and policy scenarios for Test Case 2., PD6.2.1.2, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 29 pp.
14. Wery, J., Belhouchette, H., Bergez, J.E., Josien, I., Perez, I., **Therond, O.** et al. 2006. Report on conceptual evaluation of the first prototype of SEAMLESS-IF and its tools and suggestions for improvement, D6.5.4.1, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2), www.SEAMLESS-IP.org, 40 pp.
15. Belhouchette, H., Wery, J., **Therond, O.**, Duru, M., Bigot, G., Was, A., Kloczko-Gajewska, A., Leenhardt, D., Majewski, E., Josien, E., Bergez, J.-E., Henning, J., Thenard, V., 2006. The major characteristics of environmental policies and agro-ecological technologies to be studied in Test case 2, SEAMLESS report no. 13, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 87 pp., ISBN no. 90-8585-039-8.

Autres conférences internationales (sans acte)

1. Audouin, E., Bergez, J.E., Plumecocq, G., [§]**Therond O.**, 2017. TATA-BOX: “Territorial Agroecological Transition in Action”: a tool-Box for designing and implementing a transition to a territorial agroecological system in agriculture. 12th Conference of the European Society for Ecological Economics Ecological Economics in Action: Building a Reflective and Inclusive Community, 20-23 June 2017, Budapest, Hungary.
2. Plantureux S., Bernués A., Huguenin-Elie O., Hovstad K., Isselstein J., McCracken D., **Therond O.**, Vackar D, 2016. Ecosystem service indicators for grasslands in relation to ecoclimatic regions and land use systems. In: M. Höglind, A.K. Bakken, K.A. Hovstad, E. Kallioniemi, H. Riley, H. Steinshamn, L. Østrem (Eds), 2016. The multiple roles of grassland in the European bioeconomy. Proceedings of the 26th General Meeting of the European Grassland Federation, Trondheim, Norway. 4-8 September 2016, 524-547. ISBN 978-82-17-01677-9
3. **Therond, O.**, Duru, M., Roger-Estrade, J., Richard, G., 2016. Agriculture models at the crossroads of farming systems, food systems and territorial dynamics. 12th European IFSA Symposium, Harper Adams University, UK, July 12-15 2016, 8pp.
4. Lardy, R., Truche, C., [§]**Therond, O.**, 2016. Modelling small agricultural dams dynamics into the MAELIA multi-agent platform. In: Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Rizzoli, A.E. (Eds.), 2016. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software, July 10-14, Toulouse, France, 330-337. ISBN: 978-88-9035-745-9

5. Mazzega, P., Sibertin-Blanc, C., **^sTherond, O.**, 2016. Consideration of decision-making processes in agent-based models of social-ecological systems. In: Sauvage, S., Sánchez-Pérez, J.M., Rizzoli, A.E. (Eds.), 2016. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Modelling and Software, July 10-14, Toulouse, France, 8pp. ISBN: 978-88-9035-745-9
6. Plumecocq, G., Debril, T., Duru, M., Magrini, M.-B., Sarthou, J.-P., **^sTherond, O.** (2015). Value pluralism, legitimacy, and agriculture models: A socio-agronomic approach to sustainable transitions. 11th International Conference of the European Society for Ecological Economics (ESEE): Transformations, Leeds, GBR (2015-06-30 - 2015-07-03). <http://prodinra.inra.fr/record/398606>
7. M. Duru, M. Benoit, J.-E. Bergez, M.-H. Jeuffroy, E. Justes, G. Martin, R. Martin-Clouaire, J.-M. Meynard, H. Ozier-Lafontaine, L. Prost, B. Rapidel, Q. Toffolini, J.-P. Sarthou, **^sTherond, O.** (2015). Bridging the gaps between ecological principles and actions for designing biodiversity-based agriculture. Farming systems design 2015, Montpellier (Sept. 7-10).
8. Ryschawy, J., Martin, G., Moraine, M., Duru, M., **^sTherond, O.** (2015). Mixed crop-livestock systems across scales: toward new agroecological models? Presented at World Congress on Integrated Crop-Livestock-Forest Systems - 3. International Symposium on Integrated Crop-Livestock Systems, Brasilia, BRA (2015-07-12 - 2015-07-17).
9. Murgue, C., **Therond, O.**, Leenhardt, O., 2014. Participatory design of the spatial distribution of cropping systems to limit the risk of water crises. Third International Science and policy Conference on the resilience of social & ecological systems, May 4-8, Montpellier, France
10. Lardy, R., Mazzega, P., Sibertin-Blanc, C., Auda, Y., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., **^sTherond, O.**, 2014. Calibration of simulation platforms including highly interweaved processes: the MAELIA multi-agent platform. 2013 International SWAT Conference & Workshops, July 28 - August 1, Pernambuco, Brazil.
11. Mazzega, P., Sibertin-Blanc, C., **Therond, O.**, Amblard, F., Arcangeli, J.P., Balestrat, M., Charron-Moirez, M.-H., Condamines, A., Fèvre-Pernet, C., Gaudou, B., Gondet, E., Hong, Y., Louail, T., March, H., Mayor, E., Nguyen, V. B., Panzoli, D., Sauvage, S., Sanchez-Perez, J.M., Taillandier, P., Vavasseur, M. (2013) Impact Assessment Modeling of Low-Water Management Policy. XXXIII Congr. Brazilian Computer Society, WCAMA 2013 Computation applied to Environment and Natural Resources, Maceio, Brazil, 23-26 juillet, 1014-1024. <http://www.ic.ufal.br/csbc2013/noticias/anais>
12. Duru, M. and **Therond, O.**, 2013. Livestock systems and land use: which diversity for which sustainability? 50th Annual Meeting of the Brazilian Society of Animal Science, Campinas, Brazil, July 23 – 26.
13. **Therond, O.**, Sibertin-Blanc, C. Amblard, F., Balestrat, M., Gaudou, B., Hong, Y., Louail, T., Mayor, E., Nguyen V.B., Panzoli, D., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2013. An integrated modelling of interactions between human decision-making and hydrological processes: The MAELIA multi-agent platform. 2013 International SWAT Conference & Workshops - Toulouse, France, July 17-19.
14. Hong, Y., Vavasseur, M., Louail, T., Balestrat, M., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., **^sTherond, O.**, 2013. Extraction and re-implementation of SWAT-Model calculations under the MAELIA platform in order to simulate the socio-environmental impacts of norms. 2013 International SWAT Conference & Workshops - Toulouse, France, July 17-19.
15. Payoux, J., Hong, Y., Balestrat, M., Srinivasan, R., Arnold, J.G., **Therond, O.**, Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., 2013. Modeling the effect of hills lakes on water discharge of the Upper Garonne river basin. 2013 International SWAT Conference & Workshops - Toulouse, France, July 17-19.

16. **Therond, O.**, Sibertin-Blanc, C. Amblard, F., Balestrat, M., Gaudou, B., Hong, Y., Louail, T., Mayor, E., Nguyen V.B., Panzoli, D., Sanchez-Perez, J.M., Sauvage, S., Taillandier, P., Vavasseur, M., Mazzega, P., 2013. An integrated modelling of interactions between ecological processes and human decision-making: The MAELIA multi-agent platform. 19th biennial ISEM Conference - Ecological Modelling for Ecosystem Sustainability in the context of Global Change, Toulouse, France, October 28-31.
17. **Therond, O.**, Gaudou, B. Sibertin-Blanc, C. et al., 2013. The MAELIA multi-agent platform for integrated assessment of low-water management issues. 14th International Workshop on Multi-Agent-Based Simulation, Minnesota, USA 6-7 May 2013, 12 pp.
18. Balestrat, M. and ^s**Therond, O.**, 2013. Une méthode d'intégration de Bases de Données Géographiques pour analyser les interactions entre agriculture et ressources en eau sur le bassin Adour-Garonne. Colloque International and Interdisciplinaire, « Dynamiques environnementales, politiques publiques et pratiques locales: quelles interactions? », Université Toulouse-Le Mirail, Toulouse, France, 4-7 juin 2013.
19. Murgue, C., **Therond, O.**, Leenhardt, D., 2013. Conception participative et spatialisée d'alternatives de pratiques culturelles pour une gestion quantitative de l'eau territoriale. Colloque International and Interdisciplinaire, « Dynamiques environnementales, politiques publiques et pratiques locales: quelles interactions? », Université Toulouse-Le Mirail, Toulouse, France, 4-7 juin 2013.
20. Moraine M., **Therond O.**, Duru M., 2013. Enjeux et voies d'intégration culture – élevage dans le bassin de l'Aveyron : du diagnostic participatif au dispositif de co-conception. Communication. Séminaire « Polyculture élevage dans les territoires », INRA – ACTA, 4 et 5 juin 2013, Toulouse.
21. Murgue C., **Therond O.**, LEENHARDT D., 2013. What territorial distribution of cropping systems could limit quantitative water management crisis? Poster presentation- 10th conference of European Society of ecological economics: "Ecological Economics and Institutional Dynamics", Lille, June 18-20 2013
22. Mayor, E., Mazzega, P., Panzoli, D., Sibertin-Blanc, C., **Therond, O.**, Vavasseur, M., 2012. Formal representation of Water Withdrawal Policies for Integrated Assessment. European Conference on Complex Systems 2012 (ECCS'2012), September 3-7, Bruxelles, Belgium.
23. Taillandier, P., **Therond, O.** et Gaudou, B., 2012. Une nouvelle architecture d'agent BDI dédiée à la simulation. Application à la modélisation des agriculteurs. 20e Journées Francophones sur les Systèmes Multi-Agents, 17-19 octobre, Honfleur, France.
24. Nguyen, V. B.,Panzoli, D., Laques, A.E., **Therond, O.**, Mazzega, P., 2012. Integration of land cover & land use multi-scale information layers in a model of low water management. Symposium SELPER 2012, L'Observation de la Terre pour un monde plus vert et plus solidaire Cayenne, Guyane Française, 19-23 Novembre 2012.
25. Mazzega, P., Sibertin-Blanc, **Therond, O.**, 2012. Knowledge Blending for the « Environment, Stakeholders & Norms » Nexus. Toulouse Space Show '12 - International Week on Space Application. June 25-28, 2012, Toulouse – France.
26. Duru, M., Fares, M., **Therond, O.**, 2012. Un cadre d'analyse intégrateur pour penser la transition agro-écologique de l'agriculture. Symposium PSDR "Les chemins du développement territorial", 19-21 juin, Clermont-Ferrand, France.
27. Debril, T., March, H., **Therond, O.**, 2012. La gestion quantitative de l'eau sur le bassin Adour Garonne : de la rationalisation des usages à la création de barrages. Congrès international des sociologues de langue française, 3-6 juillet, Rabat, Maroc.

28. Moraine, M., **Therond, O.**, Duru, M., 2012. Conceptual framework for design of crop-livestock systems in a strong ecologization perspective, 2012. II International Symposium on Integrated Crop-Livestock Systems, Brazil, Porto Alegre, October 08-12, 2012, 3pp.
29. Moraine M., **Therond O.**, Leterme P., Duru M., 2012. Un cadre conceptuel pour l'intégration agroécologique de systèmes combinant culture et élevage. Colloque « Associer productions animales et végétales pour des territoires agricoles performants » du CIAG, pilier Agriculture, 24 octobre 2012, Poitiers, 101-115.
30. March, H., **Therond, O.** and Leenhardt, D. 2011. Water futures: A review of water scenarios based on an original analytical framework. 9th International Conference of the European Society for Ecological Economics (ESEE 2011), June 14-17, Bogaziçi University, Istanbul, Turkey.
31. Sibertin-Blanc, C., **Therond, O.**, Monteil, C., Mazzega, P; 2011. Formal Modeling of Social-Ecological Systems. 7th International Conference of the European Social Simulation Association (ESSA 2011), September 19-23, Montpellier, France. <http://hal.inria.fr/hal-00819501>
32. Taillandier, P. and **Therond, O.** (2011). Use of the Belief Theory to formalize Agent Decision Making Processes: Application to cropping Plan Decision Making. In: Paulo Novais, Jose Machado, Cesar Analide and Antonio Abelha (Eds), The 2011 European Simulation and Modelling Conference, October 24-26, Guimaraes, Portugal, 138-142. ISBN 978-90-77381-66-3.
33. Adenäuer, M., Wolf, J., Janssen, S., Andersen, E., Kanellopoulos, A., **Therond, O.**, van Ittersum, M., 2010. Effects of high prices on Farming systems across the European Union. Proceedings of Agro2010, the XIth ESA congress, August 29th- September 3rd 2010, Montpellier, France, pp. 911-912.
34. Dury, J., Genest, Y., Garcia, F., Reynaud, A., **Therond, O.**, Bergez, J.E., 2010. The cropping plan decision-making in crop farms. Proceedings of Agro2010, the XIth ESA congress, August 29th-September 3rd 2010, Montpellier, France, pp. 853-854.
35. Clavel, L., Charron, M.H., **Therond, O.**, Leenhardt, D., 2010. SPACSS, a prototype for decision-makers aiming at designing cropping system distributions with stakeholders. Proceedings of Agro2010, the XIth ESA congress, August 29th- September 3rd 2010, Montpellier, France, pp. 853-854.
36. Martin, G., Duru, M., Martin-Clouaire, R., Rellier, JP., Theau, JP., **Therond, O.**, Hossard, L., 2008. Towards a simulation-based study of grassland and animal diversity management in livestock farming Systems. iEMSs Fourth Biennial Meeting, July 7-10, 2008 - Barcelona, Catalonia.
37. Belhouchette H., Louhichi K., Flichman G., **Therond O.**, Wery J., 2008. Application of a Crop-Farm-Indicators Modelling Chain to Assess the Impact of the EU Nitrate Directive in the Midi-Pyrenees Region. X congress of ESA, Bologna 15-19 September 2008.
38. van Ittersum M., Ewert F., Wery J., Heckelet T., Belhouchette H., Bergez J. E., Hengsdijk H., Janssen S., Russell G., **Therond O.**, 2008. Integrated Assessment of Agricultural Systems – a Modular System for Agricultural and Environmental Modelling (SEAMLESS-IF). X congress of ESA, 15-19 September 2008 – Bologna, Italy.
39. **Therond, O.**, Belhouchette, H., Janssen, S., Taverne, M., Bergez, JE., Wery, J., Ewert, F., van Ittersum, M., 2008. Assessing impacts of EU agri-environmental policies and technical innovations on farming systems sustainability: how to translate policy questions into SEAMLESS-IF compatible scenarios? Impact Assessment of Land Use Changes – International conference, April 6th-9th, 2008, Berlin- Germany. Oral presentation.
40. **Therond, O.**, 2008. SEAMLESS-IF graphical user interface evaluation. SEAMLESS Annual Symposium, 5-9 May 2008, Évora.

41. Louhichi K, Belhouchette H, Wery J., **Therond O.**, Flichman G., 2008. Impact assessment of the 2003 cap reform and the nitrate directive on the arable farming system in the midi-pyrénées region: bio-economic modeling at field, farm and regional levels. 109th EAAE Seminar " the cap after the fischler reform: national implementations, impact assessment and the agenda for future reforms". Viterbo, Italy, November 20-21st, 2008.
42. **Therond, O.**, Turpin, N. Belhouchette, H., Bezlepkina, I., Bockstaller, C., Janssen, S., Alkan-Olsson, J., Bergez, J.E., Wery, J., Ewert, F, 2008. How to manage model outputs aggregation for indicator quantification within SEAMLESS integrated Framework. Impact Assessment of Land Use Changes – International conference, April 6th-9th, 2008, Berlin- Germany. Poster.
43. Wery, J., Belhouchette, H., **Therond, O.**, Bergez J.E. et al., 2007. Applications at regional level to be developed with and for Prototype 3 of SEAMLESS_IF, ASA Annual Meeting 2007, San Francisco.
44. Wery J., Belhouchette H., **Therond O.**, Louhichi K., étudiants du module AB SupAgro, 2007. Agriculture et Développement Durable : que nous apprend l'Agriculture Biologique ? – retour d'expérience sur l'analyse d'impact de scénarios de passage à l'AB dans une région française. DinaBio - Colloque National : Les recherches en Agriculture Biologique, 19-20 Mai 2008, Centre Inra de Montpellier.
45. **Therond, O.**, Alkan-Olsson, J., et al. 2007. Indicators and Impacts in SEAMLESS-IF. SEAMLESS Annual Symposium, 16-20 April 2007, Prague.
46. Janssen, S.J.C., Wien J.J.F., Hongtao Li, Athanasiadis I. N., Ewert F., Knapen M.J.R., Huber D., **Therond O.**, Rizzoli A.E., Belhouchette H., Svensson M., van Ittersum M.K., 2007. Defining projects and scenarios for integrated assessment modelling using ontology. In Oxley, L. and Kulasiri, D. (eds) MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, December 2007, 7 p, http://www.mssanz.org.au/MODSIM07/papers/37_s29/DefiningProjectss29_Janssen_.pdf
47. Thénard,V., Theau, J.P., **Therond, O.**, Duru, M., 2006. What technical changes are needed for traditional dairy farming systems in less favoured regions? p. 277-281. In H. Langeveld, and N. Röling (ed.) Changing european farming systems for a better future: new visions for rural areas. Wageningen Academic Press, Wageningen Academic Press.
48. **Therond, O.**, Bergez, J.E., et al. 2006. Methodology of SEAMLESS-IF evaluation. SEAMLESS Annual Symposium, 19-23 February 2006, Brixen - Sweden.
49. Belhouchette, H., Wery, J., **Therond, O.**, Bergez, J.E., van Ittersum, M., 2006. Design of scenarios for integrated impact assessment of interactions between EU policies and agro-ecological technologies using the SEAMLESS-IF framework. IX European society of Agronomy Congress, 4-7 September 2006, Warsaw – Poland, Volume 11 – Part III, 11-20 pp.
50. Thénard, V., **Therond, O.**, Theau, J. P., Verger, D., and Duru, M. 2006. Adaptation of livestock farming system to the CAP changes: case of the PDO label cheese production. Loveras, J., Gonzalez-Rodriguez, A., Vasquez-Yanez, O., Pineiro, J., Santamaria, O., Olea, L., and Poblaciones, M. J. 11, 670-672. Badajoz, Spain. Sustainable Grassland Productivity-Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland.
51. Viegas, J., Cruz, P., Theau, J. P., Jouany, C., Ansquer, P., Al Haj Khaled, R., **Therond, O.**, and Duru, M., 2005. Variation of LDMC and SLA relationship between growth forms in natural grasslands. O'Mara, F. P., Wilkins, R. J., 'tMannetje, L., Lovett, D. K., Rogers, P. A. M., and Boland, T. M. 866. 2005. Dublin, Ireland, Wageningen Academic Publishers. XX International Grassland Congress. 5-6-0026.
52. Cruz, P., Sire, P., Al Haj Khaled, R., Theau, J. P., **Therond, O.**, and Duru, M., 2002. Plant functional traits related to growth strategies and habitat preference of native grass populations. 7[EGF], 776-

777. La Rochelle (FRA), 27-30/05/02. Multi-fonction grasslands - Quality forages, animal products and landscapes. Durand, J. L., Emile, J. C., Huyghe, C., and Lemaire, G.

Bilan de mes activités de recherche (2005-2017)

1. Introduction : domaines et parcours de recherche

Le développement de l'agriculture industrielle a eu de **multiples conséquences sur l'environnement** dans les zones de production intensive des pays de l'OCDE (Therond et al. 2017a). Depuis les années 1960, l'utilisation d'engrais azotés minéraux a été multipliée par sept (Tilman et al. 2002 ; Spiertz 2010 ; Hirel et al. 2011). Actuellement, les deux tiers de l'**azote réactif** (contrairement au gaz N₂ non réactif) lié aux activités humaines sont synthétisés via le procédé Haber-Bosch (Galloway et al. 2008). Sur les 60 dernières années, la comparaison de l'augmentation des rendements des cultures à celle de l'utilisation des engrais azotés montre une diminution drastique de l'efficacité moyenne de l'utilisation des nutriments (Tilman et al. 2002 ; Hirel et al. 2011). En moyenne plus de 50% de l'azote appliqué au champ n'est pas absorbé par les plantes (Galloway et al. 2003, 2004 ; Hoang et Allaudin 2011). Les **émissions d'azote** dans l'atmosphère et les rivières induites ont eu des effets nocifs sur les écosystèmes aquatiques continentaux et maritimes, l'atmosphère et la santé humaine (Beman et al. 2005 ; Bodirsky et al. 2014 ; Camarguo et al. 2006 ; Umar and Iqbal, 2007). Le même type de phénomène est observé pour le phosphore. Depuis 1960, la **multiplication par six ou sept de l'utilisation annuelle de phosphate naturel** a contribué à un doublement de la mobilisation terrestre annuelle du phosphore à l'échelle globale (Tilman 2002). Environ 25% de ces extractions de phosphore se sont dissipés dans les surfaces continentales entraînant d'importants problèmes d'eutrophisation (Cordell et al. 2009).

En parallèle de l'augmentation de l'utilisation des engrais, la **production de pesticides a pratiquement triplé** entre 1960 et 2000 (Tilman 2001). Leur utilisation intensive a eu d'importantes conséquences négatives sur la biodiversité (Beketov et al. 2013 ; Geiger et al. 2010 ; Gibbons et al. 2014), la santé humaine (Nicolopoulou-Stamati et al. 2016 ; Wilson et Tisdell 2001), les régulations biologiques (Geiger et al. 2010) et le développement de résistances des bioagresseurs (ex. les mauvaises herbes Powles et Yu 2010 ; Kraehmer et al. 2014).

La **mécanisation et l'utilisation intensive des pesticides** ont permis aux agriculteurs de simplifier radicalement les séquences des cultures via le **développement de rotations courtes ou monocultures** (Bennett et al. 2012). Dans le même temps, la **réduction de la superficie des habitats non cultivés** et l'**augmentation de la taille des parcelles** a conduit à une forte simplification de la composition et configuration du paysage (Bianchi et al. 2006 ; Stoate et al. 2001). Cette simplification a de fortes répercussions sur les services de régulation biologiques (Bianchi et al. 2006 ; Rusch et al. 2016 ; Tscharnkte et al. 2005) et la biodiversité (Benton et al. 2003 ; Gàmez-Virués et al. 2015 ; Tscharnkte et al. 2005).

L'**augmentation de l'intensité du travail du sol**, des surfaces et de la durée de sols nus a conduit à une forte augmentation de l'érosion et des pertes de fertilité des sols associées. Environ 40% des terres cultivées dans le monde peuvent être confrontées à un certain degré d'érosion des sols, de fertilité réduite ou de surpâturage (Gomiero et al. 2011). En raison de son utilisation intensive d'intrants externes, de la consommation directe de combustibles et du développement de l'élevage est une source importante de gaz à effet de serre (Smith et al. 2008). Enfin, en raison du **doublement des terres cultivées irriguées** au cours des 50 dernières années, 70% des prélèvements d'eau douce mondiaux, soit 80 à 90% des consommations, sont consacrés à l'irrigation. Cette utilisation intensive de l'eau est à l'origine de nombreux problèmes de pénurie et de salinisation à l'échelle locale et régionale (Foley et al. 2011 ; Gomiero et al. 2011).

Depuis 2000, les impacts environnementaux de l'**agriculture dite « industrielle »** basée sur l'utilisation massive d'intrants sont tellement importants qu'elle est considérée comme **une force majeure qui conduisent les activités humaines à dépasser les « limites planétaires »** (*planetary boundaries* ; Foley et al. 2011 ; Rockström et al. 2009). Considérant l'ensemble des impacts de l'agriculture « industrielle » sur l'environnement ou la santé, plusieurs instances internationales (ex. IAASTD 2009) concluent que

poursuivre dans la même direction (c.-à-d. « business as usual ») n'est plus une option pour faire face aux enjeux actuels et futurs.

La prise en compte de ces enjeux environnementaux combinée à l'apparition de nouveaux acteurs de la gestion des ressources naturelles (ex. organisme unique de gestion de l'eau à destination de l'agriculture) et de nouvelles technologies (ex. technologies numériques) et à l'évolution rapide des contextes économiques et socio-politiques conduisent à penser que de **nouvelles approches de recherche et développement** doivent être développées pour l'aide à la décision des acteurs impliqués dans la gestion des ressources naturelles (Spielman et al. 2009 ; Pahl-Wostl, 2007, Collectif ComMod, 2005 et 2006 ; Pahl-Wostl and Hare, 2004 ; Walker, 2002). Ces nouvelles approches devraient permettre de prendre en compte les dimensions sociales et culturelles de la gestion des ressources, les différentes échelles de temps et d'espace des processus socioéconomiques et écologiques en jeu, le comportement des acteurs ayant un impact sur le système étudié ainsi que la dynamique, les discontinuités et les incertitudes des processus représentés (Jakeman and Letcher, 2003 ; Pahl-Wostl 2007; Parker et al. 2002 ; Parrot and Meyer 2012 ; Parrot 2010 ; Walker, 2002 ; Rotmans, 2009; Wu 2013).

L'apparition des approches d'**évaluation intégrée** (*integrated assessment*) dans les années 1990 et leur fort développement dans les années 2000 ont conduit une large communauté scientifique à développer les cadres conceptuels et méthodologiques sous-tendant ce type d'approche. Plus particulièrement, les méthodes d'**évaluation et de modélisation intégrées** (ci-après IAM pour « *Integrated Assessment and modelling* ») basées sur l'intégration des connaissances dans des modèles en vue d'évaluer la durabilité de modalités de gestion des ressources naturelles via la simulation se sont fortement développées (Hamilton et al. 2015; Pahl-Wostl 2007; Rotmans 2009). Tol and Vellinga (1998) considèrent que dans ces approches le terme « intégré » renvoie à l'ambition d'intégrer des connaissances alors que celui « d'évaluation » renvoie à la volonté de produire des connaissances qui font sens pour les destinataires de ces travaux. De ce fait, ces approches scientifiques revendiquent souvent la volonté de produire des connaissances utilisables par les acteurs confrontés à des questions et problèmes de durabilité des activités humaines, plus particulièrement des modes de gestion de ressources naturelles (Caminiti 2004; Pahl-Wostl et al. 2000; Tol and Vellinga, 1998 ; van Ittersum et al. 2008 ; Jakeman et al. 2006; Pahl-Wostl 2007).

Dans le domaine de l'agriculture, comme le soulignent Chevassus-Au-Louis et al. (2009) dans leur analyse des enjeux des approches intégrées, **l'agronomie**, en tant que discipline scientifique, vise à produire une analyse intégrée de l'agroécosystème vu comme un système composé d'un écosystème et d'un socio-système en interaction. Ces auteurs présentent deux grands registres et enjeux associés de l'intégration : (i) dans le registre des connaissances, mettre en œuvre une approche « holistique » (vs. réductionniste) des objets complexes étudiés c.-à-d. prendre en compte les entités et interactions clefs des objets agronomiques complexes étudiés relativement à la question qui sous-tend l'analyse, (ii) dans le registre de l'action, développer des objets et outils associant de manière fonctionnelle des composants permettant de représenter les propriétés émergentes étudiées (ex. la production d'une exploitation agricole, les débits des cours d'eau). Ils insistent sur le fait que l'intégration peut concerner aussi bien les entités/objets écologiques et sociotechniques que les objectifs de gestion et critères de réussites. En agriculture, il est alors question, par exemple, de passer d'une approche visant la productivité des surfaces et du travail à celle de la multifonctionnalité. Comme le note ces auteurs **la question se pose alors de savoir si l'intégration est un art, « une pratique subjective et intuitive réservé à quelques virtuoses », ou une science.**

Mes travaux s'inscrivent dans le mouvement scientifique toujours en cours de définition et de positionnement qui vise à développer les cadres conceptuels et méthodologiques et les méthodes qui permettent de structurer les démarches d'analyse, de modélisation, de conception et d'évaluation intégrées : autrement dit, de **dépasser l'ère de l'art de quelques virtuoses pour faire émerger l'ère**

des sciences de l'intégration. Ils s'intéressent plus particulièrement à **l'analyse, la modélisation et la conception intégrée de systèmes agricoles et socio-écologiques durables.** Je les positionne explicitement dans le champ de l'IAM appliqué au domaine de l'agriculture.

Mes activités de recherche ont été structurées en trois grandes périodes. Une première période de **2005 à 2009**, pendant laquelle, ingénieur de recherche sous contrat, au sein de l'UMR AGIR (Toulouse), j'ai essentiellement conduit **mes travaux de recherche dans le cadre du projet européen SEAMLESS (FP6, 2005-2009)**². D'abord membre du « Workpackage » en charge de l'évaluation des outils et méthode développés par le projet (2005-2007), j'ai ensuite été nommé co-leader du workpackage en charge de la conceptualisation et de la coordination scientifique du projet (2007-2009). Durant cette période mes travaux se sont focalisés sur le **développement de cadres conceptuels et de méthodes pour la modélisation et l'évaluations intégrées des systèmes agricoles.**

Une seconde période de **2009 à 2015**, pendant laquelle, ingénieur de recherche titulaire de l'INRA, au sein de l'UMR AGIR (Toulouse), mes travaux ont visé à produire des **cadres conceptuels et méthodologiques et des outils pour l'analyse, la modélisation, la conception et l'évaluation intégrées des systèmes socio-écologiques.** D'abord centré sur le thème de la gestion quantitative de l'eau à l'échelle de grands bassins versant, je les ai ensuite également orientés sur **l'accompagnement des acteurs à concevoir et évaluer des systèmes culture-élevage à l'échelle du territoire et une transition agroécologique à l'échelle locale.** Durant cette deuxième période, en parallèle, j'ai coordonné le développement de la **plateforme multi-agent MAELIA de modélisation intégrée des socio-agro-hydrosystèmes.** Je me suis également fortement impliqué dans **la caractérisation des formes d'agriculture** existantes ou en développement et, comme pilote scientifique d'une importante étude INRA pour le ministère de l'écologie, à la spécification et l'évaluation des **services écosystémiques fournis par les écosystèmes et les paysages agricoles.**

Enfin, **une troisième période de 2015 à ce jour**, durant laquelle j'ai développé mon nouveau projet de recherche de moyen- et long-terme dans le cadre de ma nouvelle affectation dans l'UMR LAE (Colmar). Ce projet qui s'inscrit dans la continuité de mes travaux antérieurs, vise à **développer des cadres conceptuels et des outils de modélisation permettant de structurer et instrumenter la conception et l'évaluation intégrée de territoires agricoles.**

Au fil du document, je présente mes activités de recherche suivant cette logique historique. **Mes productions sont référencées en italique soulignées (ex. *Therond et al. 2017*).**

2. Modélisation et évaluation intégrées des systèmes agricoles (2005-2009)

2.1. Le projet SEAMLESS : cadres conceptuels et méthodologiques de l'IAM

Dans le domaine scientifique, la conduite de l'évaluation intégrée est historiquement très liée au courant de développement de plateformes de « modélisation intégrée » (integrated assessment and modelling - IAM) (*Ewert et al. 2009* ; van Ittersum et al. 2008). Ces plateformes de modélisation quantitative ont pour objectif de représenter le fonctionnement du système complexe étudié et sont souvent basées sur le couplage de modèles (préexistants) représentant le fonctionnement des sous-systèmes des niveaux d'organisation d'intérêt (ex. modèle culture, modèle d'exploitation, modèle de marché régional, modèle de marché européen).

Les travaux conduits dans le projet européen SEAMLESS ont permis de participer à la clarification des

² Projet « Flagship » de 15 millions d'euros sur 4 ans et demi de 2005 à 2009 regroupant 29 institutions/laboratoires de recherches internationaux de 15 pays (y.c. USA) et environ 150 chercheurs.

² *Nested hierarchy.*

cadres conceptuels et méthodologiques de l'IAM des systèmes agricoles. Ce projet visait à développer une plateforme de modélisation intégrée des systèmes agricoles (SEAMLESS-Integrated Framework) permettant de réaliser une large gamme d'évaluations, ex ante, des impacts environnementaux, économiques et socio-institutionnels de scénarios de changements de politiques agricoles et environnementales, techniques (dans les exploitations agricoles) et climatiques de l'échelle de la parcelle et de l'exploitation à l'échelle régionale (NUTS II) et de l'Europe. La plateforme était basée sur une chaîne de modélisation correspondant principalement au couplage d'un modèle de culture, d'un modèle d'exploitation (voir ci-dessous) et du modèle de simulation des marchés agricoles CAPRI (van Ittersum et al. 2008).

Mes activités comme co-leader du « workpackage » en charge de la conceptualisation et de la coordination scientifique de ce projet ont principalement contribué aux avancées conceptuelles et méthodologiques suivantes :

- En remobilisant les **théories de l'écologie et des systèmes complexes hiérarchisés**, nous avons montré l'importance **de conceptualiser les systèmes agricoles comme des systèmes multi-niveaux et multi-domaines** (*Ewert et al. 2009 & 2011*). Plus précisément, **les systèmes agricoles, comme les systèmes écologiques, sont des systèmes complexes à « hiérarchie emboîtée »** (*nested hierarchy*) dans lesquels chacun des niveaux d'organisation est composé de sous-systèmes ou « holons », relativement autonomes, en interaction entre eux et avec un ou plusieurs sous-systèmes des niveaux inférieurs et supérieurs. L'analyse et la modélisation intégrée de ces systèmes agricoles nécessitent de représenter le fonctionnement des sous-systèmes et des interactions d'intérêt relativement à la question posée. Cela conduit à identifier différentes « hiérarchies » relevant de différents domaines (ex. biophysique, technico-économie, institutionnel) dont les sous-systèmes interagissent au sein des hiérarchies et entre celles-ci, autrement dit, au sein et entre les domaines (Fig. 2.1). Cette modélisation permet de représenter les contraintes de fonctionnement de chaque sous-système et les propriétés émergentes à un niveau d'organisation donné, liées aux interactions aux niveaux inférieurs et aux contraintes des niveaux supérieurs. Comme dans tout processus de modélisation, mais tout particulièrement dans celui-ci, c'est la spécification de la question à traiter, c.-à-d. la nature du système et des facteurs de changement étudiés, qui doit déterminer les choix de modélisation (*Ewert et al. 2009*).

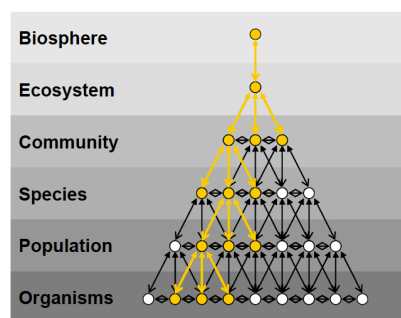


Figure 2.1 : Représentation schématique d'un système complexe hiérarchisé emboîté dont la représentation peut être plus ou moins complète (blanc/jaune) suivant les besoins de modélisation (extrait de Ewert et al. 2006).

- **Le processus de modélisation et d'évaluation intégrée est par essence un processus interdisciplinaire** (Ewert et al. 2009). Il nécessite de combiner des connaissances sur de multiples domaines (intégration horizontale) et de multiples niveaux d'organisation (intégration verticale) le plus souvent étudiés par des chercheurs différents. Se pose alors le problème classique des travaux pluridisciplinaires : la co-construction de connaissances intégratives dépassant la diversité des cadres conceptuels et sémantiques de chaque discipline. L'enjeu est alors la construction d'un modèle sémantique et conceptuel partagé par les différentes disciplines et les acteurs intéressés aux travaux

permettant le partage et l'intégration des connaissances. Ce modèle sémantique vise à fournir un outil actionnable par chacun des participants au projet interdisciplinaire pour expliciter ses connaissances sous une forme accessible et discutable par les autres participants (*Janssen et al. 2009*, voir aussi Villa et al. 2009 ; Struss 2008 ; Wien et al. 2007). Cette formalisation est de plus en plus réalisée au travers de la construction d'une ontologie du domaine d'étude (Villa et al. 2009 ; Wien et al. 2007). Dans le contexte de l'évaluation et de la modélisation intégrée et en science de l'information, une ontologie est l'ensemble structuré des termes et concepts représentant le sens d'un champ d'informations³. L'ontologie est employée pour raisonner à propos des objets du domaine concerné (Villa et al. 2009). Dans le projet SEAMLESS nous avons construit une ontologie du domaine de l'évaluation intégrée des systèmes agricoles. Je me suis plus particulièrement investi dans le développement des volets de l'ontologie relatifs aux concepts de systèmes agricoles, de scénarios et d'indicateurs (*Janssen et al. 2009a&b, Therond et al. 2009*). J'ai poursuivi le développement d'une ontologie des systèmes agricoles dans le cadre de ma participation aux activités de la thèse de Jérôme Dury (UMR AGIR) sur la modélisation du choix d'assolement (Dury 2011).

- La modélisation intégrée des systèmes complexes emboîtés (*nested hierarchical systems*) nécessite la mise en œuvre de méthode de transfert d'information⁴ d'un niveau d'organisation à un autre. Ces méthodes correspondent à ce qui est classiquement dénommé « **méthodes de changement d'échelle** ». Elles visent à modifier (i) la résolution, (ii) le taux de recouvrement ou (iii) l'étendue spatiales ou temporelles des informations. Il est alors question respectivement de méthodes (i) *agregation/desagregation*, (ii) *interpolation/sampling* et (iii) *extrapolation/singling out* (*Alkan Olsson et al. 2009*, voir aussi Bierkens et al. 2000). Ces méthodes répondent aux enjeux de changements d'échelles spatiale, temporelle ou fonctionnelle⁵. Dans une approche d'évaluation intégrée, ces méthodes sont plus particulièrement utilisées pour (i) développer des jeux de données d'entrées des modèles à partir de données brutes ou de sorties de modèles ou (ii) transformer les sorties de modèles produit à un niveau d'organisation donné sous forme d'indicateurs estimés à un autre niveau d'organisation ou échelle d'intérêt (*Ewert et al. 2011*). Dans ce deuxième cas, la spécification des indicateurs nécessite la spécification des méthodes de changement d'échelle entre les échelles d'observation des phénomènes (ici données d'entrées de modèles), de modélisation des processus (sortie de modèles), et d'évaluation des indicateurs (par ex. échelle de prise de décision ou de gestion) (*Olsson et al. 2009*). La très large gamme des méthodes de changement d'échelle mise en œuvre dans SEAMLESS, pour générer les données d'entrées, au sein de la chaîne de modélisation et traiter les données de sortie de modèles est décrite dans *Ewert et al. (2011)*. Ce travail propose une typologie des approches de modélisation qui peuvent être utilisées pour réaliser un changement d'échelle considérant la nature des traitements d'information, en entrée, au sein, entre ou en sortie de modèles.

- Le fonctionnement et les performances⁶ des systèmes agricoles étant très dépendants des interactions entre opérations techniques agricoles et écosystèmes agricoles⁷, il est nécessaire de **représenter la distribution spatiale et la temporalité de ces opérations pour bien représenter les impacts du système de culture dans une situation pédoclimatique donnée**. Dans SEAMLESS, comme dans de nombreux travaux conduits à l'échelle de grands territoires, la représentation de la distribution spatiale des systèmes de culture s'est avérée, et s'avère encore, un des grands challenges

³ "An ontology is a formal specification of the concepts and relationships among these concepts within a particular domain" (Becket al. 2010).

⁴ Entendu ici au sens large, il peut s'agir d'information sur les flux de matière, d'énergie, financier, ou ressources cognitives.

⁵ D'un niveau d'organisation à autre par exemple de la parcelle à l'exploitation.

⁶ Entendue ici au sens large : impacts économiques, sociaux et environnementaux. Le terme générique de « performances » est de plus en plus utilisé par la communauté française travaillant sur l'évaluation multicritère des systèmes agricoles.

⁷ Système composé d'entités biotiques et abiotiques en interaction dont la structure (nature des entités et relations entre elles) et les processus sont fortement dépendant des activités agricoles.

de la modélisation des territoires agricoles. Les travaux que j'ai conduits dans SEAMLESS, dans la continuité de ceux de l'unité AGIR sur les systèmes irrigués (*Bergez et al. 2012*), ont montré comment, à partir de données et connaissances sur les pratiques agricoles collectées auprès d'experts dans différentes régions (NUTS2) européennes, paramétrer des règles de décision « SI – ALORS » de déclenchement d'opérations techniques et ainsi, considérant une météorologie donnée, de simuler la distribution spatio-temporelles associées des opérations techniques agricoles. Ce type de modèle des processus décisionnels couplés avec un « modèle de culture ⁸ » permet alors de simuler le fonctionnement d'une gamme de situations de production et les impacts des activités agricoles au niveau de celle-ci (*Therond et al. 2009*). Il est souvent dénommé modèle de système de culture (*cropping system model*, *Therond et al. 2009*) ou « modèle biodécisionnel » (*biodecisionnal model* ; *Bergez et al. 2012*).

- Les impacts des activités de production agricole sont directement liés au fonctionnement des exploitations agricoles, lui-même dépendant des facteurs de production de celle-ci (ex. le sol et le travail) et des systèmes de culture mis en œuvre. Un des grands enjeux de l'évaluation intégrée des systèmes agricoles est alors de **modéliser le fonctionnement de l'exploitation agricole** tout particulièrement le choix d'assolement et la conduite de systèmes de culture (Janssen and Ittersum, 2007). Dans SEAMLESS, comme souvent dans le domaine de l'IAM, un modèle d'optimisation sous contraintes d'une fonction non linéaire d'utilité a été développé pour modéliser le choix d'assolement. De manière classique, il repose sur une hypothèse de rationalité complète (ou substantive) et de maximisation du revenu de l'agriculteur⁹, avec une représentation simple d'une aversion au risque de variabilité du revenu. Dans la chaîne de modélisation SEAMLESS-IF, ce modèle, dénommé **Farm System SIMulator (FSSIM** ; Louhichi et al. 2010) **est couplé avec un modèle de culture dénommé Agricultural Production and Externalities Simulator (APES**, *Donatelli et al. 2010*). Comme réalisé classiquement dans les modèles biodécisionnels d'exploitation, APES fournit à FSSIM une évaluation des valeurs moyennes sur une série temporelle pluriannuelle des relations inputs/production et externalités (ex. azote lixivié). Dans SEAMLESS, j'ai participé à la définition des spécifications de FSSIM et de son couplage avec APES et à son application pour conduire une évaluation intégrée de scénarios de politiques environnementales comme par exemple des déclinaisons de la « Directive Nitrate » (*Belhouchette et al. 2011*). Une des grandes avancées du modèle FSSIM est de simuler un choix d'assolement de systèmes de culture (vs. de culture) est ainsi de prendre en compte les effets et les contraintes des successions culturales. **Mes travaux d'application et d'évaluation du modèle, m'ont permis d'identifier les principales faiblesses de ce modèle** (*Therond et al. 2008*). Une première grande limite du modèle FSSIM est d'être un modèle d'optimisation statique (vs. dynamique) qui ne permet pas de représenter les aspects dynamiques de la prise de décision des agriculteurs (ex. la remise en cause de l'assolement au fur et à mesure du changement des conditions d'action ; *Dury et al. 2010*). De plus, le fait d'avoir un couplage séquentiel entre le modèle de culture et le modèle d'exploitation¹⁰ conduit à surestimer l'efficacité du système puisque toutes les parcelles ayant le même système de culture et prairial sont exploitées aux mêmes dates comme si l'agriculteur (ou les animaux) avait un don d'ubiquité. Comme montré dans des travaux connexes (*Martin et al. 2011*), cela peut conduire à fortement surestimer la productivité du système et donc à mal représenter les propriétés émergentes du système de production (par ex. le niveau et la variabilité de la production). Enfin, j'ai montré les limites d'une approche de modélisation du comportement des exploitations agricoles basée sur les caractéristiques d'exploitations types moyennes (*Therond et al. 2008*) : elle introduit un important « biais d'agrégation ». Ce dernier correspond à la différence entre les résultats obtenus par extrapolation du comportement d'un individu représentatif d'une classe typologique, et celui obtenu

⁸ Représentation du fonctionnement du système sol-culture.

⁹ L'agriculteur comme beaucoup d'acteurs en économie orthodoxe est vu comme un « *homo-economicus* » (Dury et al. 2010).

¹⁰ APES simule le fonctionnement biotechnique des systèmes de culture puis FSSIM mobilise les sorties d'APES pour évaluer via agrégation les performances biophysiques de l'assolement de systèmes de culture qu'il a simulé (sélectionné via sa procédure d'optimisation).

par agrégation de la représentation des comportements des différents individus de cette classe. Le biais d'agrégation représente donc la perte d'information sur l'hétérogénéité de comportement des individus d'une classe typologique (Jansen and Stoorvogel, 1998). Ce type d'approche de modélisation tend à très fortement uniformiser les réponses des exploitations aux changements de contextes économiques ou politiques et donc à fortement sous-estimer l'hétérogénéité, pourtant observée, des structures et fonctionnement d'exploitations agricoles. A l'exception de quelques études dédiées (ex. Bechini et al. 2011) ce biais d'agrégation n'est pas estimé et très peu discuté. Jansen and Stoorvogel, (1998) pointe la difficulté d'anticiper ce biais d'agrégation lorsque l'on met en œuvre des modèles d'exploitation sur la base de typologies d'exploitations pour simuler le comportement des exploitations d'un territoire. Ils conseillent de développer des méthodes de modélisation permettant de réduire a priori ce biais d'agrégation. Ces auteurs remarquent aussi que les résultats de calculs ou de simulations qui se basent sur des typologies présentent des biais d'agrégation liés au regroupement des individus dans des classes typologiques qui sont difficiles voire impossibles à anticiper. Considérant que les bases théoriques statistiques pour développer des typologies « parfaites » sont peu opérationnelles, ils invitent les modélisateurs à adopter toutes méthodes qui permettent de réduire ces biais. Nous verrons plus loin que c'est ce que j'ai cherché à développer dans le projet MAELIA (section 3.2).

- Les approches d'IAM sont généralement basées sur **le développement et l'évaluation par simulation de « scénarios » de changements** (*Therond et al. 2009*) : elles visent à évaluer ex ante (avant application) les impacts sur la durabilité de scénarios de changements d'ordre biophysique (ex. climat), technico-économique (activités humaines), politiques (nouvelle politique) voire institutionnel (mode de gouvernance). Les scénarios peuvent être soit de type factoriel (un seul ou petit nombre de changements) soit systémique c.-à-d. représenter des images du futur cohérente intégrant de multiples changements interdépendants (*Therond et al. 2009* voir aussi Mahmoud et al. 2009). De nombreuses approches de développement et d'évaluation de scénarios existent et les concepts utilisés sont peu stabilisés et partagés (*Therond et al. 2009*). Dans SEAMLESS, mais également dans d'autres projets, je me suis fortement impliqué dans le développement de cadres conceptuel et méthodologique pour le développement et l'évaluation de scénarios dans des approches de type IAM. Ces travaux ont ainsi abouti à la production (i) du cadre conceptuel et méthodologiques utilisés dans SEAMLESS qui s'est plus particulièrement attaché à distinguer la nature des forces de changement qui peuvent faire l'objet d'un scénario dans le domaine agricole (*Therond et al. 2009*): changement technique dans les exploitations et changement de politiques agricoles et environnementales européennes, qualifiés d'endogène puisque sous influence des acteurs européens, et changements du contexte global (*outlook*), exogènes, qui peuvent être d'ordre biophysique (climat), économique (prix mondiaux) et politiques (accords internationaux supra européen par ex. lié à l'Organisation Mondiale du Commerce), (ii) un cadre conceptuel développé dans le cadre du projet APPEAU (ANR Agriculture et Développement Durable) qui, dans le prolongement des travaux de SEAMLESS, précise les étapes et la nature des données et transformation de celle-ci lors d'un processus de développement et d'évaluation par simulation de scénarios (*Leenhardt et al. 2012*) et (iii) une revue de littérature sur les objectifs et les méthodes des études de développement et d'évaluation de scénarios relatif à la gestion de l'eau à l'échelle mondiale (*March et al. 2012*). Ce dernier travail, réalisé dans le cadre d'un post-doctorat, a permis de développer un cadre intégrateur et original d'analyse des « exercice de scénarios » (*scenario exercise*) et a montré que dans beaucoup de cas les modes d'utilisation du sol ne sont pas pris en compte ou alors très grossièrement (le même mode d'utilisation sur tout le territoire) dans l'analyse alors qu'ils déterminent fortement l'état des ressources en eau, objet central de ces travaux (*March et al. 2012*). Là encore, **le manque d'information et la difficulté de spatialiser les modes d'utilisation des sols** semblent être le principal facteur limitant à une prise en compte adaptée de ce facteur (*Therond et al. 2009*). Nous verrons plus loin comment j'ai cherché à lever cette limite dans le projet MAELIA (section 3.2).

- Une plateforme de modélisation intégrée telle que SEAMLESS-IF permet de quantifier un très grand

nombre de variables et possiblement un grand nombre d'indicateurs via une transformation plus ou moins importante des sorties de modèles. Ces indicateurs ont pour objectif de quantifier l'état des différents sous-systèmes, des différents niveaux d'organisation et des différents domaines d'intérêt pour un projet d'évaluation intégrée donné. L'enjeu pour le destinataire de l'évaluation intégrée est alors de **choisir un jeu d'indicateurs qui couvre les différents niveaux et domaines en jeu**. L'enjeu pour les scientifiques est de **produire un outil qui aide l'utilisateur à réaliser ce choix au sein de l'ensemble des indicateurs que la plateforme peut quantifier**. Dans SEAMLESS, j'ai participé à la spécification de l'interface graphique qui permet à l'utilisateur d'identifier les indicateurs quantifiables par la plateforme IAM, par domaine et niveaux d'organisation et, au fur et à mesure de la sélection d'indicateurs, de visualiser quels domaines et niveaux d'organisation sont couverts par celle-ci (*Alkan Olsson et al. 2009*). Autrement dit, l'outil permet d'aider l'utilisateur à sélectionner un jeu d'indicateurs permettant de conduire une évaluation couvrant les différents domaines de la durabilité et niveaux d'organisation clefs considérant les scénarios étudiés. Le développement de cet outil a été sous-tendu par une conceptualisation de la durabilité correspondant à un objectif à atteindre en termes d'état du système (*Goal Oriented Framework*) à différents niveaux d'organisation (parcelle, exploitation, région...) dans les différents domaines de la durabilité considérés : l'environnement, l'économie, le social et le contexte institutionnel (*Ewert et al. 2009 ; Alkan Olsson et al. 2009*). Lors du développement de cet outil, une autre conceptualisation de la durabilité a été étudiée mais n'a finalement pas été retenue par pragmatisme et contrainte de temps et moyen : conceptualiser la durabilité comme des propriétés à atteindre (*System Properties Oriented Framework*) permettant d'assurer la durabilité dans le temps d'un état du système (ex. vulnérabilité, résilience, robustesse, voir Projet section 2.1.2). Bien que ces deux visions de la durabilité soient rarement clairement distinguées, elles conduisent à évaluer le système étudié suivant deux logiques et à partir de critères et variables associées très différentes (*Duru et Therond 2014 ; voir aussi Giampietro 2002 ; Wu 2013*). La posture choisie par SEAMLESS, la conceptualisation de la durabilité comme un état à atteindre, est la plus courante et la plus classique dans les travaux d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles. Elle a l'avantage de valoriser l'abondante littérature sur les indicateurs d'état des systèmes agricoles (et écologiques) de l'échelle de la parcelle à l'échelle du paysage ou du territoire (ex. bassin versant). L'enjeu de ce type d'approche n'est pas obligatoirement de développer de nouveaux indicateurs mais plutôt (i) de définir les critères de durabilité pertinents, (ii) réaliser un état de l'art des indicateurs existants et, possiblement identifier les manques, et (iii) identifier les indicateurs les plus adaptés pour renseigner ces critères. En complément de cette approche, nous verrons dans la présentation de mon projet de recherche que je développe actuellement des travaux pour évaluer la vulnérabilité/résilience des systèmes agricoles aux aléas climatiques et économiques (Projet section 2.1).

2.2. Bilan de mes activités de recherche dans SEAMLESS

Le projet SEAMLESS a permis de poser les bases conceptuelles et méthodologiques de l'évaluation intégrée des systèmes agricoles (integrated assessment of agricultural systems). Les papiers marquants présentant celles-ci (*Ewert et al. 2009 et 2011, Janssen et al. 2009, Alkan-Olsson et al. 2009 ; Ittersum, 2008,...*) ont eu et ont toujours une très forte dynamique de citations. Ainsi, le papier présentant les bases théoriques et méthodologiques du projet et des exemples de résultats de l'échelle de la parcelle à l'échelle de l'Europe (van Ittersum et al. 2008) a été pendant de nombreux mois le papier le plus cité du journal *Agricultural Systems*.

L'association internationale SEAMLESS créée à l'issue du projet pour poursuivre les réflexions et la dynamique du projet, dans laquelle j'ai siégé pendant 3 ans au nom de l'INRA, a permis de consolider les développements des modèles (APES et FSSIM surtout), d'organiser plusieurs formations internationales sur l'IAM et sur les outils SEAMLESS, de structurer les échanges entre les partenaires (WUR, ALTERA, INRA, Université de Bonn et de Copenhague) et, finalement, a participé à relancer la dynamique des travaux sur l'IAM des systèmes agricoles dans le cadre de deux gros projets internationaux actuellement en cours : AgMIP et MACSUR.

L'ontologie développée dans SEAMLESS, bien que très couteuse à développer du fait des nombreuses itérations et « synchronisations cognitives » entre chercheurs à organiser et animer, a démontré être **un outil extrêmement structurant du processus d'intégration des connaissances** mais aussi, et peut-être surtout, de la **création d'une « communauté de pratiques »** réunissant des chercheurs d'horizons et de disciplines diverses impliqués dans l'IAM au sein de SEAMLESS.

Le cadre conceptuel des systèmes complexes hiérarchisés et les travaux sur l'ontologie de l'IAM des systèmes agricoles sont des cadres théoriques et méthodologiques qui ont profondément structurés le développement des travaux que j'ai développés par la suite.

Je retiens cependant **quelques grandes limites à l'approche développée dans SEAMLESS** :

- Malgré les très importants efforts d'intégration informatique durant les deux dernières années du projet, **la plateforme informatique « SEAMLESS-Integrated Framework » n'a pas vraiment abouti à un outil utilisable pour l'évaluation intégrée**. De mon point de vue, cet « échec » est lié (i) à une trop faible interaction avec les utilisateurs potentiels de la plateforme (les « policy-makers ») et donc un manque critique de spécifications claires des besoins de ceux-ci, (ii) au fait d'avoir mis la priorité sur les enjeux scientifiques (vs. opérationnels) de modélisation intégrée, et (iii) à l'organisation du développement en parallèle de modules par des équipes de recherche spécialisées peu ou pas assez connectées entre elles et plus ou moins sensibilisées à l'objectif central du projet : développer une plateforme d'IAM. Cette **difficulté de la communauté scientifique à développer des plateformes IAM adaptées aux besoins des utilisateurs** cibles n'est pas propre à SEAMLESS et est largement reconnue par les scientifiques du domaine (ex. Klapwijk et al. 2014 ; Sterk et al. 2011, McIntosh et al. 2007 ; McCown et al. 2009). Ainsi, le réseau d'excellence européen LIAISE (FP7 ; www.liaise-noe.eu), lancé en 2010, avait pour objectif « to identify the causes for non-use of IA tools and bridge the gaps between researchers with a generally strong orientation towards their (disciplinary) peers and practitioners who tend to focus on their policy domain and policy problem¹¹ ». Pour Oxley et al. (2004) deux grands types de modèles sont utilisés dans les plateformes IAM : les modèles de recherche (*research models*) qui sont plutôt de type mécaniste (*process-oriented*) et les modèles pour la décision publique (*policy-models*) qui sont développés pour répondre de manière ciblée et pragmatique aux besoins des décideurs destinataires du processus d'évaluation intégrée. Du fait de la volonté de réutiliser les modèles existants développés par la recherche ou de demander à des équipes de recherche étudiant les processus d'en développer d'autres, la plateforme IAM SEAMLESS, de mon point de vue, a essentiellement été développée sur des modèles relevant plutôt de la première catégorie (*research models*). Nous verrons que lors du développement de MAELIA j'ai coordonné un très important travail de spécification du problème et des besoins des utilisateurs de la plateforme pour essayer de résoudre ce problème d'inadéquation entre productions de la recherche et attentes des utilisateurs cibles (section 3.1).

- La volonté très (trop) ambitieuse de développer une chaîne de modélisation simulant le comportement des systèmes agricoles de l'échelle de la parcelle à l'échelle de l'Europe permettant d'évaluer les impacts sur les trois piliers de la durabilité pour une très large gamme de scénarios a conduit le projet SEAMLESS à développer ce que Voinov and Shugart (2013) appelle un « **integronster** ». Cette posture de modélisation, que l'on peut qualifier de « technology-driven » (vs. *problem-driven*, Marmaras and Pavard, 1999) à l'avantage de valoriser les modèles existants et publiés (donc évalués par les pairs) mais « *treating models only as software in solving the integration challenge may give birth to 'integronsters' constructs that are perfectly valid as software products but ugly or even useless as models* ». Comme noté par Voinov and Shugart (2013), étant donné que chaque module a été développé par des équipes plus ou moins indépendantes et spécialisées qui ont une compréhension partielle du système complexe complet qui est à modéliser et des objectifs de la plateforme IAM, une des grandes difficultés, qui s'est fortement exprimé dans SEAMLESS, a été

¹¹ http://www.diss.fu-berlin.de/docs/servlets/MCRFileNodeServlet/FUDOCs_derivate_000000002492/LIAISE_WP4.pdf

d'intégrer des modules qui ne sont pas cohérents entre eux en termes de résolution spatiale ou temporelle, de « *geometry* » (domaines de modélisation, niveau de complication, posture de modélisation) ou de nature de données à échanger... Un des problèmes majeurs a aussi été lié au couplage séquentiel entre les différents modèles de ce type de plateforme qui ne permet pas de représenter les boucles de rétroaction (*feedbacks*) qui s'opèrent entre l'état de l'écosystème (déterminé par les pratiques) et les pratiques elles-mêmes. Cette posture, très classique, peut se justifier lorsque ces *feedbacks* n'ont pas un effet majeur sur le fonctionnement du système modélisé considérant la question étudiée. Ainsi par exemple, lorsque l'on s'intéresse aux impacts de l'agriculture sur la qualité de l'eau ou de l'air, il est possible de considérer que cette qualité n'est pas déterminante des pratiques agricoles. Par contre, si l'on s'intéresse aux effets des pratiques d'irrigation sur l'hydrologie ou des pratiques phytosanitaires sur les régulations biologiques ou encore des pratiques de fertilisation en fonction du cycle des nutriments ce type de modélisation ne peut plus être mise en œuvre (*Therond et al. 2014*). Nous verrons que dans MAELIA j'ai cherché à concevoir une plateforme de modélisation et simulation qui répond à cet enjeu (section 3.2).

- Le modèle de comportement d'exploitation, au-delà de prendre en compte les systèmes de culture, ne propose pas d'avancée majeure et ne répond pas aux grands enjeux de modélisation identifiés par Dury et al. (2010) (voir aussi Janssen and Ittersum 2007, Dury et al. 2012, Martin et al. 2012) comme par exemple la prise en compte des contraintes liées à la disponibilité des facteurs de production aux échelles de temps et d'espace auxquelles ces contraintes s'expriment (ex. le travail et le matériel au pas de temps journalier ou inter-journalier en interaction avec la météorologie). Une des grandes limites du modèle FSSIM est également d'être un modèle d'optimisation statique (vs. dynamique) qui ne permet pas de représenter les aspects dynamiques de la prise de décision des agriculteurs (ex. la remise en cause de l'assolement au fur et à mesure du changement des conditions d'action ; Dury et al. 2010 voir aussi Aubry et al. 1998). Nous verrons que le modèle d'exploitation développé dans MAELIA propose des avancées majeures sur ces questions (section 3.2).

- Les disciplines représentées dans SEAMLESS impliquées dans la modélisation (beaucoup agronomie et économie) ont conduit à une modélisation centrée sur les dimensions abiotiques et économiques des systèmes agricoles. Les effets et impacts sur la biodiversité, telle que les espèces patrimoniales ou les régulations biologiques, n'ont pas été considérées et représentées. C'est donc un pan important des enjeux des écosystèmes agricoles qui n'a pas été représenté. Nous verrons dans la présentation de mon projet de recherche que c'est un domaine que je suis actuellement en train de développer (section 2.2).

- Enfin, dans SEAMLESS le territoire est considéré via l'agrégation du comportement d'exploitations agricoles indépendantes les unes des autres sans représentation de la dynamique de l'état des ressources co-utilisées par chacune d'entre-elles (ex. ressources en eau). La compétition pour ou les interactions via les ressources co-utilisées n'est pas représentée et, donc, le plus souvent, ces ressources sont représentées comme illimitées. Dans les régions, dans lesquelles ce type de ressources est limitant cela conduit à ne pas prendre en compte les effets sur les systèmes agricoles de cette contrainte (limitation de l'irrigation et donc des rendements) et à ne pas estimer les effets des pratiques sur l'état des ressources (ex. débit de rivières ou niveau des nappes). Autrement dit, une plateforme telle que SEAMLESS permet d'évaluer le prélèvement maximal de ressources par l'agriculture à l'échelle d'un territoire mais pas les interactions entre agriculture et ressources naturelles à l'échelle du territoire. En écho à un des points précédents, la représentation de ces interactions peut nécessiter de représenter les « *feedbacks* » en jeu.

2.3. Enjeux de recherche identifiés à l'issue de SEAMLESS

Le bilan de mes activités de recherche dans SEAMLESS et du projet en général m'ont permis d'identifier plusieurs enjeux de recherche qui ont structuré mes travaux dans les années qui ont suivi ce projet. Ces enjeux s'organisent autour des niveaux d'organisation clés des systèmes agricoles à l'échelle

locale, parcelle et système de culture, exploitation agricole, territoire, et du processus de modélisation interdisciplinaire et de développement de connaissances (y c. modèles) utiles pour les acteurs destinataires de celles-ci.

2.3.1. Développer un modèle d'exploitation agricole réaliste

Il est important pour les travaux qui s'intéressent à la modélisation des interactions agriculture-environnement au sein des territoires de pouvoir retranscrire les spécificités et l'hétérogénéité des différents systèmes de production en termes de combinaisons de facteurs de production (*Therond et al. 2014*). Pour cela, il est nécessaire de développer des modèles d'exploitation agricole permettant de représenter finement les contraintes qui s'expriment au sein de chaque exploitation c.-à-d. de développer des approches de modélisation qui permettent de dépasser les limites des approches par exploitation type moyenne ou archétypale. Un autre enjeu est de développer une modélisation dynamique de l'exploitation de manière à simuler la dynamique de ces contraintes et leur effet sur les décisions et les actions. Ce type de modèle doit permettre de représenter la séquence de décisions en jeu, leur interdépendance (ex. séquençage, priorité si compétition) et leur dépendance à l'état de l'environnement et des ressources nécessaires (ex. travail) (*Dury et al. 2010* voir aussi Dury et al. 2012).

2.3.2. Développer un modèle intégré de fonctionnement du territoire

Un gros enjeu de la modélisation intégrée des systèmes agricoles est de développer un modèle de fonctionnement d'un territoire agricole conceptualisé comme un système complexe hiérarchisé et permettant de simuler les propriétés émergentes d'intérêt (ex. le débit des cours d'eau dans un bassin irrigué, la production agricole du territoire) (*Therond et al. 2014* ; voir aussi Wu 2013). Concernant les questions relatives aux interactions entre agriculture et environnement, l'enjeu est alors de développer des modèles représentant les interactions directes ou indirectes entre les activités agricoles (voire d'autres types d'activités comme la gestion des ressources en eau), les processus écologiques en jeu (ex. hydrologie des différentes masses d'eau et croissance des plantes) et entre ces deux types de processus. Beaucoup de modèles ont été développés pour simuler les effets des pratiques agricoles sur l'environnement à l'échelle d'un territoire (ex. SWAT¹², voir Bots and Daalen, 2008 ou Jakeman et al. 2006). Cependant dans ces modèles, dans la grande majorité des cas, la distribution spatiale des systèmes de culture et les stratégies de conduite sont représentées de manière très grossière. De même, ils ne représentent pas les contraintes liées au fonctionnement de l'exploitation agricole et, quand ils le font, ne prennent pas en compte les feedbacks entre l'état de l'environnement et les pratiques agricoles. Ces deux types de modèles ont donc un domaine de validité réduit qu'il est important de bien spécifier (Bots and Daalen, 2008). Quand la diversité des systèmes de culture dans un territoire, les contraintes qui s'expriment à l'échelle de l'exploitation et les interactions entre activités humaines et ressources co-utilisées sont déterminantes des propriétés émergentes étudiées, il est alors nécessaire de concevoir et développer un type de modèles permettant de les prendre en compte (*Therond et al. 2014*).

2.3.3. Développer des cadres méthodologiques pour la conduite des processus transdisciplinaires de modélisation et d'évaluation intégrées

Enfin, le développement de plateformes de modélisation intégrée et, plus généralement de méthodes pour l'évaluation intégrée des systèmes agricoles, relève de la production de connaissances appliquées dont un des grands enjeux est d'être utiles (*useful*) pour les acteurs. Pour cela, il est maintenant reconnu que ces connaissances doivent revêtir trois grandes caractéristiques : la pertinence, la crédibilité et la légitimité (Cash et al. 2003). La pertinence renvoie à l'adéquation entre la nature et le format des connaissances et les questions portés par les porteurs d'enjeux impliqués dans ou

¹² <https://swat.tamu.edu/>

concernés par le processus d'IAM. La crédibilité, renvoie au fait que ces connaissances sont établies sur la base de l'état de l'art des connaissances scientifiques et des connaissances locales sur les particularités du système étudié. L'intégration de ce deuxième type de connaissances « situées » et « contextuelles » assurent également la pertinence de l'IAM relativement aux spécificités du contexte de décision, de gestion et d'action des acteurs (*context sensitive*, McNie, 2007 ; voir aussi Larsen et al. 2012). La légitimité renvoie au fait que ces connaissances sont établies dans le cadre d'un processus qui prend en compte les différents points de vue et intérêts des différents porteurs d'enjeux. Considérant ces objectifs, le processus d'IAM est par nature transdisciplinaire : il doit permettre d'intégrer les connaissances scientifiques et les connaissances locales dans un objectif de production de connaissances intégratives sur le fonctionnement du système étudié et sur les effets d'alternatives de stratégies de gestion et de changements exogènes au système. Dans l'IAM, la voie d'intégration privilégiée est la modélisation. L'expérience de SEAMLESS et les activités du réseau d'excellence LIAISE entre 2009 et 2014 ont montré qu'il est nécessaire et stratégique de proposer des procédures de développement des outils de l'IAM et plus particulièrement sur les procédures transdisciplinaires de développement des plateformes de modélisation et évaluation intégrées.

3. L'analyse, la modélisation et la conception intégrées des systèmes socio-écologiques et des formes d'agriculture (2010-2015)

Mon recrutement comme ingénieur de recherche permanent à l'INRA au sein de l'équipe MAGE (Modélisation appliquées à la Gestion de l'Eau) de l'UMR AGIR m'a conduit dès fin 2009 à orienter mes travaux de recherche sur les questions de gestion quantitative de l'eau à l'échelle des bassins structurellement déficitaires. L'objectif général était alors de **concevoir et mettre en œuvre des méthodes participatives et de modélisation et d'évaluation intégrées pour accompagner les acteurs dans la conception de modes de gestion intégrée et durable des ressources en eau à l'échelle de bassins versant** dans lesquels l'irrigation détermine fortement les déficits en eau. Pour atteindre cet objectif, considérant les enjeux de recherche relatifs à l'IAM identifiés dans SEAMLESS j'ai développé un dispositif de recherche structuré en 4 grands volets en interaction : (i) **analyse** intégrée des situations de gestion quantitative, (ii) développement d'un **procédure de modélisation intégrée** de ces situations, (iii) développement d'une architecture générique de modélisation intégrée des situations de gestion, et, (iv) développement d'une **méthodologie participative de conception de modes de gestion intégrée et durable des ressources en eau à l'échelle du territoire basée sur l'utilisation de MAELIA comme plateforme IAM** (dans le cadre du co-encadrement d'une thèse). En parallèle et en complémentarité de ce dispositif, j'ai participé, (v) au développement d'un cadre conceptuel et d'une méthodologie participatives **de conception et d'évaluation intégrées de systèmes culture-élevage à l'échelle du territoire** (dans le cadre du co-encadrement d'une thèse), et (vi) **de cadres conceptuels et méthodologiques pour la conception participative d'une transition agroécologique à l'échelle locale**.

Je présente rapidement ci-après les résultats de ces volets de recherche. Lors de cette présentation je décris plus en détail les champs d'activité qui n'ont pas encore donné lieu à des publications dans des revues de rang A et passe plus rapidement sur les travaux qui sont détaillés dans des publications de ce type c.-à-d. les travaux correspondant aux items iv, v et vi ci-dessus.

3.1. Analyse intégrée des situations de gestion de l'eau

Les problèmes de gestion de l'eau, comme tout problème de gestion des ressources naturelles, émergent de l'interaction entre les activités humaines et les processus écologiques. Le plus souvent, ils concernent des acteurs ayant des objectifs, intérêts, échelles d'analyse, de décision et d'action différents. De ce fait, ils sont exprimés par ces différents acteurs au travers d'enjeux, de contraintes et problèmes relevant des différents domaines de la durabilité et à différents niveaux d'organisation

(Reed, 2008; Pahl-Wostl, 2007, Bost and Daalen, 2008, Lynam et al. 2007 ; Pahl-Wostl and Hare, 2004; Grimble and Wellard, 1997).

Considérant ces caractéristiques très génériques des problèmes de gestion de l'eau, un des enjeux initiaux de mon programme de recherche sur l'eau a été de **développer un protocole d'analyse** de ceux-ci et des systèmes qui les sous-tendent. Une hypothèse forte qui a fondé le développement de ce protocole était qu'un problème de ressource naturelle est exprimé par un individu considérant sa représentation mentale du fonctionnement et des caractéristiques du système d'où émerge ce problème. Cette représentation détermine leurs actions sur et dans cet environnement (Röling et al. 1998, Bécu et al. 2003). Selon cette approche, la représentation structure l'élaboration de la connaissance. Elle est en interaction avec la décision et la perception de l'état de l'environnement. Les divergences de représentation de l'environnement et leur caractère partiel sont souvent source de conflits de gestion des ressources naturelles (Bécu et al. 2003). L'établissement d'une représentation intégrée d'un problème de gestion des ressources naturelles nécessite alors la prise en compte et l'intégration des représentations des acteurs clefs du système étudié.

J'ai développé mon protocole d'analyse dans un objectif de formalisation de connaissances en vue de progresser vers le développement d'une plateforme informatique de modélisation intégrée des situations de gestion de l'eau. Le but ultime était le **développement d'une architecture informatique générique de modélisation et simulation** qui puisse être instanciée localement afin d'être utilisée comme plateforme IAM mobilisée pour accompagner les acteurs dans la recherche de modes de gestion durable des ressources en eau. De ce fait, le protocole a été organisé en s'appuyant sur les théories et les outils de l'ingénierie des connaissances pour « éliciter¹³ » les connaissances des acteurs du problème (*Dury et al. 2010* voir Dury 2011). L'ingénierie des connaissances est un domaine des sciences cognitives qui s'intéresse plus précisément au processus d'acquisition de la connaissance et de son traitement. Elle vise, entre autres, à développer des méthodes pour éliciter et formaliser les connaissances des « experts » (acteurs réalisant un type d'activité) en outil informatique permettant de reproduire leurs comportements (Becu, 2006).

Considérant ces hypothèse et objectif, j'ai développé un protocole en quatre grandes étapes présentées dans la Boite 3.1 (*Therond et al. 2014*).

Boite 3.1 : Protocole d'analyse et modélisation des situations de gestion de l'eau.

1- Identification et caractérisation des situations de gestion contrastées : pour assurer le caractère générique de l'analyse des caractéristiques des situations de gestion de l'eau dans le grand Sud-Ouest de la France, j'ai organisé une séance de zonage à dire d'acteurs (*Therond et al. 2008*) avec des représentants des principales institutions concernées par la gestion de l'eau : l'Agence de l'eau, la Chambre Régionale d'Agriculture de Midi-Pyrénées (Chambre Régionale mandatée pour le bassin Adour-Garonne sur la question de la gestion quantitative de l'eau), la DREAL de Midi-Pyrénées (DREAL de bassin) et l'association régionale pour la protection de l'environnement (Émanation de la région Midi-Pyrénées et responsable de l'observatoire régional de l'eau). Ainsi, pendant une après-midi, ces acteurs ont été conduits à spatialiser et expliciter les caractéristiques biophysiques et sociales (y c. institutionnelle) des différents sous-bassins versant du bassin Adour-Garonne (BAG). Nous nous sommes concentrés sur le BAG du fait qu'il est le bassin hydrographique français avec à la fois les plus importantes surfaces irriguées et déficits structurels en eau du fait de cette irrigation (*Debril et Therond, 2012*). Cet atelier participatif m'a permis d'identifier les grands types de situation de gestion et de sélectionner 6 terrains d'étude (sous-bassins versant) contrastés (Gaulupeau, 2010 ; Cheynier 2010). Cette analyse participative a été complétée en 2013 par une analyse des enjeux de gestion des

¹³ Le terme d'élicitation des connaissances est un anglicisme provenant du domaine des sciences cognitives. Il est défini comme l'extraction ou acquisition de la connaissance d'une personne, souvent qualifiée "d'expert". L'hypothèse étant qu'il est difficile pour un expert d'exprimer spontanément sa connaissance, les chercheurs se servent de diverses techniques d'élicitation pour « capturer » et spécifier sa connaissance (Becu, 2006).

étiages dans les bassins Loire-Bretagne et Rhône-Méditerranées réalisée dans la cadre d'un contrat avec l'ONEMA¹⁴ que j'ai monté et coordonné (*Balestrat et Therond, 2014*).

2- Analyse a priori du système d'acteurs et identification des acteurs à rencontrer : à partir de la littérature grise nous avons identifié les acteurs clefs de chaque situation de gestion étudiée et réalisée une « stakeholder Analysis » (*Therond et al. 2008*, voir aussi Grimble and Wellard, 1997, Von Korff et al. 2010) afin d'identifier dans quelle mesure chaque acteur est a priori dépendant des modes de gestion de l'eau et dans quelle mesure il les détermine. Cette analyse a permis pour chaque terrain d'identifier les acteurs clefs à rencontrer c.-à-d. les plus dépendants ou les plus influant (de l'ordre de 30 à 50 acteurs par terrain).

3- Élicitation des représentations des acteurs et de leurs règles de décision : un entretien semi directif a été organisé avec chaque acteur clef identifié de manière à éliciter (i) sa représentation de la situation de gestion et (ii) ses règles de décision pour les actions conduites et influençant la situation de gestion (ex. gestion des barrages, gestion des régulations d'usage de l'eau, gestion de l'irrigation). La première partie de l'entretien visait à déterminer l'activité de l'acteur et son périmètre d'action ou le système géré et sa représentation du système d'acteurs de la situation de gestion. Lors de cette première phase de l'entretien au fur et à mesure que l'acteur s'exprimait l'intervieweur lui demandait de spatialiser sur une carte les enjeux ou caractéristiques décrites (ex. les zones à problèmes, les zones de gestion). En parallèle, au fur et à mesure de l'entretien l'interviewer construisait devant l'acteur une carte cognitive¹⁵ formalisant la nature des interactions entre acteurs et entre acteurs et ressources (*Therond et al. 2008*). La construction de cette carte cognitive, outil classiquement utilisé en ingénierie des connaissances et, plus spécifiquement, dans la formalisation des situations de gestion des ressources naturelles (ex. Etienne et al, 2008) était alors commentée et si nécessaire corrigée par l'acteur pour coller au mieux à sa représentation mentale. Cette méthode de construction de carte cognitive en interaction permet de réduire le biais d'une construction réalisée uniquement par le chercheur et qui correspond à une « *représentation mentale que le chercheur se fait d'un ensemble de représentations discursives énoncées par un sujet à partir de ses propres représentations cognitives à propos d'un objet particulier* » (Cossette, 2003). Dans la deuxième partie de l'entretien, l'acteur était invité à décrire, sur une frise de temps, ses règles de décisions clefs vis à vis de la gestion de l'eau, qu'elles aient un impact direct (ex. prélèvement d'eau) ou indirect (choix des cultures, édicton d'arrêté de restriction des usages de l'eau). Là encore la formalisation sur la frise de temps des différentes étapes de l'action et la retranscription, souvent par l'interviewer, des règles de décision sous forme de règle « SI-ALORS », avait pour but d'amener l'acteur à affiner son discours et à réagir sur des incompréhensions de l'interviewer (*Therond et al. 2008 ; Dury et al. 2010*).

4- modélisation générique des situations de gestion : une fois les entretiens réalisés nous avons formalisé en laboratoire les connaissances recueillies lors des entretiens clefs (i) par la formalisation informatique des cartes cognitives avec l'outil YED®, et (ii) par la transformation des informations sur les règles de décision en diagramme d'activité¹⁶ UML (Unified Modelling Language). Une fois ces formalisations individuelles réalisées, pour monter en généralité, nous avons réalisé par terrain des cartes cognitives de synthèse d'abord par type d'acteurs (ex. agriculteurs, institutions de gestion des ressources, acteurs touristiques, associations environnementales) puis pour chaque terrain d'étude. Le même type de montée en généralité a été opéré pour les schémas décisionnels, pour identifier les grands types de processus décisionnels (ensemble de règle de décisions) et indicateurs et échelles de décision des différents types acteurs pour leurs différentes activités. Ces deux types d'information nous ont permis d'une part de développer un modèle conceptuel de la structure des situations de

¹⁴ Office National de l'eau et des Milieux Aquatiques.

¹⁵ Diagrammes constitués de nœuds (représentant des concepts) et de liens. Ces cartes schématisent comment les connaissances, les croyances ou les concepts sont reliés entre eux dans la représentation qu'une personne se fait d'un objet, d'une situation ou d'un problème (Ehlinger, 1996).

¹⁶ Le diagramme d'activité permet de représenter un processus comme une suite d'activités (ou d'actions), matérialisées par des boîtes, séparées par des transitions, matérialisées par des flèches, sur lesquelles sont décrites les règles de transition d'une activité à une autre.

gestion de l'eau (quels acteurs, quelles ressources, quelles relations) et une représentation formelle de la gamme de processus décisionnels en jeu. Ce processus de montée en généralité a donc été basé sur un processus inductif et itératif cherchant à identifier les éléments récurrents et spécifiques à chaque acteurs ou situation de gestion. Cependant, ce processus n'a pas seulement été inductif, c.-à-d. guidé par les connaissances récoltées (approche « bottom-up »), il s'est aussi appuyé sur les connaissances théoriques disponibles sur les situations de gestion de l'eau (approche déductive ou « top-down ») (voir par ex. la présentation de ce type de processus pour la modélisation du choix d'assolement dans les exploitations agricoles dans *Dury et al. 2010*).

L'ensemble de ce protocole d'analyse et de modélisation de situations de gestion de l'eau contrastées a été mis en œuvre de 2009 à 2013 sur les **six terrains d'étude**. Il a été basé sur la conduite de plus de **200 entretiens semi-directif**. J'ai coordonné la réalisation de ce protocole via l'**encadrement de stages MASTER II** (4 stages) et d'un **dispositif de formation-recherche** que j'ai développé dans le cadre du module Développement Territorial (DT) du DAA SPET (Système de production, Environnement et Territoire) dont j'ai été responsable entre 2009 et 2014. L'originalité du module Développement Territorial (aujourd'hui nommé Ingénierie Territoriale), est d'avoir été pensé comme un module fournissant à la fois un dispositif de recherche permettant une analyse intégrée d'un territoire pour une question de gestion de ressources agricoles et naturelles et comme un dispositif d'enseignement dans lequel les étudiants sont positionnés dans une posture professionnelle de conduite de projet. Du point de vue méthodologique, ce module de formation amène les étudiants à mettre en œuvre les principales activités des trois dernières étapes du protocole d'analyse présenté ci-dessus et de développer des scénarios d'évolution probables des situations de gestion étudiées (*Therond et al. 2008*). Ces travaux de MASTER et d'étudiant du DAA SPET m'ont permis de produire des connaissances formelles sur les situations de gestion de l'eau étudiées : enjeux et problèmes des différents acteurs, systèmes acteurs-ressources, processus décisionnels et facteurs de changement et scénarios d'évolution des situations de gestion.

A partir de 2012, le **développement des collaborations avec Thomas Debril, sociologue** recruté au sein de l'unité AGIR cette année-là, m'a permis de consolider l'approche scientifique mise en œuvre pour analyser le système social des situations de gestion de l'eau. La description des systèmes d'acteurs a alors été réalisée en s'appuyant sur les théories et méthodes de la Sociologie de l'Action Organisée. Cette dernière considère la régulation des systèmes d'action comme le produit des échanges négociés de comportements entre des acteurs dotés d'enjeux différents (Crozier et Friedberg 1977). Il s'agit alors de décrire la nature des relations entre ces acteurs et de comprendre comment se négocient les règles de gestion (ex. de partage de l'eau) et comment se stabilisent des représentations communes (ex. de l'agro-hydrosystème) (*Debril et Therond, 2008*).

Ce dispositif inductif et déductif, inter et transdisciplinaire, d'analyse des situations de gestion de l'eau m'a conduit à (*Therond et al. 2014 ; Mazzega et al. 2014*) :

- **conceptualiser ce type de systèmes acteurs-ressources comme des systèmes socio-écologiques** (*social-ecological systems*¹⁷) composé de quatre sous-système clefs en interaction : (i) le système écologique qui fournit des ressources organisées dans (ii) un système de ressources et les infrastructures qui permettent de les gérer, ces ressources étant utilisées par des (iii) usagers de différentes natures, dont les interactions avec les ressources sont plus ou moins régulées par un (iv) système de gouvernance (ex. les services de l'état qui gèrent les lâchers et édictent les restrictions d'usage) (Ostrom 2009 ; McGinnis & Oström 2014). Cette conceptualisation amène à considérer avec le même niveau d'importance les entités et processus écologiques et les entités et processus sociaux. Elle conduit aussi à considérer qu'il est question de système complexe adaptatif caractérisés par une adaptation continue, une capacité d'auto-organisation (self-organisation), un contrôle distribué

¹⁷ Aussi appelé : linked or coupled social-ecological system (Young et al. 2006, Walker et al. 2004), coupled human-environment system (Turner, 2003), human-technology-environment system (Pahl-Wostl, 2007) or natural-economic system (Weston and Ruth, 1997).

(*distributed control*), une hétérogénéité des interactions intra et inter niveaux d'organisation (*multi-level heterogeneity and interactions*), une dynamique fortement déterminée par l'histoire et le contexte (*path-dependancy, history and context dependent*), des propriétés et des processus émergents, une non linéarité de phénomène avec des effets de seuil et basculement d'un régime à un autre (Parrot and Meyer 2012 ; Parrot 2010 ; Pahl-Wostl 2007 ; Wu 2012 ; Wu and David, 2002).

- confirmer que **les enjeux et problèmes de déficit et les solutions associées sont exprimés de manières différentes suivant les usagers et suivant les organisations impliquées dans la gestion de l'eau**. Ainsi, les acteurs dont la mission ou l'intention sont de protéger l'écosystème expriment que le problème est lié au niveau de prélèvements et que la solution relève d'une réorganisation spatio-temporelle de ceux-ci. De manière très contrastées, certains usagers de l'eau, tels que nombre d'agriculteurs et institutions agricoles considèrent que pour assurer la viabilité de leur activité économique il faut résoudre le problème de manque de ressource en eau quand ils en ont besoin et que la solution relève donc d'une meilleure gestion des ressources et, souvent, avant tout, de la création de nouvelles ressources. Ces représentations multiples sont un facteur clef de l'incertitude sur les modes de gestion et d'intervention des acteurs variés d'un système socio-écologique (Debril et Therond, 2008).

- déterminer que **les problèmes de gestion bien qu'exprimés à l'échelle de sous-bassins versant de quelques centaines de km² sont situés au sein de ces bassins** (ex. sur un tronçon de rivière) **et dans le temps** (sur une période donnée) **et très hétérogènes**. Leur fréquence et leur intensité dépend de la dynamique des interactions entre processus écologiques (météorologie, hydrologie, croissance des cultures) et des pratiques des acteurs (usagers et gouvernance), dans chaque ressource, et en différents points de l'espace (entres autres le long des cours d'eau), à une résolution temporelle fine, du jour voire de quelques heures (ex. intensité des lâchers pour soutenir l'hydrologie des rivières). En d'autres termes, les situations de déficit et les crises de gestion qui en découlent (c.-à-d. la mise en œuvre d'une régulation par les services de l'Etat) sont en fait liées aux « situations d'action » (*action situation in* McGinnis & Oström 2014) : elles dépendent des interactions entre les systèmes de culture et de production, les ressources en eau, les écosystèmes aquatiques et les modes de gestion des ressources en eau dans les différentes situations d'action de chacun des acteurs impliqués. Ces situations d'action sont interdépendantes dans le temps et l'espace (ex. effet des prélèvements et régulation amonts sur l'aval, effet des prélèvement aval sur le débit et donc les lâchers en amont et donc les prélèvements de l'amont à l'aval). Les stratégies d'actions de chaque type d'acteurs, basées sur des unités spatiotemporelles différentes, interagissent avec des processus écologiques qui ont eux-mêmes une dynamique spatiotemporelle propres (ex. pour l'exploitant, gestion de l'irrigation de blocs de parcelles de quelques ha avec le même matériel d'irrigation au pas de temps du tour d'eau -qq jours à 10 jours-, et, pour les services de l'état, gestion du débit de différents tronçons de rivières drainant différents bassins versant à un pas de temps journalier voire horaire). **La représentation des propriétés ou processus émergents aux différents niveaux d'organisation d'analyse et d'action des acteurs nécessite une représentation fine de ces situations d'action et de leurs interactions** (Therond et al. 2014).

- concernant le fonctionnement des exploitations pratiquant l'irrigation, **l'organisation des prélèvements agricoles, dans l'espace et le temps, dépend de la distribution spatiale des combinaisons de systèmes de culture, pédoclimats et ressources en eau dans l'exploitation**. Elle dépend également des contraintes de disponibilité en main d'œuvre et matériel d'irrigation. Ces deux derniers points déterminent la durée des tours d'eau (délais de retour entre chaque irrigation sur une parcelle donnée) pour une stratégie d'irrigation donnée. La structure spatiale du parcellaire de l'exploitation détermine également le régime des différentes opérations agricoles. Au niveau de l'assolement, la surface de chaque culture irriguée et, au niveau du système de culture, la date de semis et de récolte (positionnement temporel du cycle de végétation) et la stratégie d'irrigation sont les principaux déterminants de la demande en eau d'irrigation. Les durées des chantiers de semis (pas étalement des périodes de végétation) et des tours d'eau peuvent également avoir un effet sur cette

dynamique de prélèvement (*Leenhardt et al. 2012 ; Murque et al. 2014*).

- **Le débit en un point du réseau hydrographique, déterminant le déclenchement des crises gestion, est un phénomène émergent des interactions entre prélèvements des agriculteurs en amont, hydrologie naturelle et lâchers d'eau des barrages.** Les agriculteurs face aux restrictions temporelles d'irrigation peuvent adapter leur stratégie d'irrigation comme par exemple, si le matériel le permet, réduire la durée des tours d'eau (temps de retour sur une parcelle de l'irrigation).

Ces conclusions m'ont permis d'élaborer les **principales spécifications de la plateforme de modélisation à développer** pour simuler le fonctionnement des situations de gestion et permettre d'évaluer des scénarios de changements endogènes ou exogènes à celles-ci. A un niveau très général, ces spécifications peuvent se résumer à la nécessité de représenter :

- **la dynamique spatiotemporelle propre à chaque sous système du système socio-écologique conceptualisé comme un système complexe hiérarchisé multi-domaine.** Ainsi, un enjeu plus particulier était de développer un modèle de comportement d'exploitations permettant de représenter les interactions spatiales et temporelles entre systèmes de culture, situation pédoclimatique, état des différentes ressources en eau mobilisée pour l'irrigation et contexte réglementaire de prélèvement (arrêtés de régulation des prélèvements).
- **l'hétérogénéité des situations d'action** et les interactions entre celles-ci aux échelles spatio-temporelles et niveaux d'organisation pertinents pour représenter les processus,
- **les différents indicateurs qui font enjeux pour les différentes parties prenantes** des situations de gestion de l'eau concernant les aspects écologiques (état des ressources en eau), les aspects économiques et sociaux (quantité et intensité du travail) des exploitations agricoles et les aspects institutionnels (fréquences et intensité des crises de gestion et des actes de gestion comme lâchers de barrage et arrêtés de restriction des usages¹⁸) aux échelles et niveaux d'organisation qui font sens pour chacun de ces acteurs.

3.2. MAELIA : une plateforme de modélisation intégrée des systèmes socio-écologiques

En continuité de mes travaux dans SEAMLESS sur l'évaluation et la modélisation intégrée des systèmes agricoles j'ai participé (2009-2011) puis coordonné (2011-2014) le projet MAELIA (1 million d'euros d'aide). Son objectif était de **développer une plateforme de modélisation permettant d'évaluer ex ante les impacts sur l'état quantitatif des ressources en eau et les performances économiques et sociales des systèmes agricoles de différents scénarios relatifs aux modes de gestion des ressources en eau, à la distribution spatiale de systèmes de culture et aux changements climatiques.** L'enjeu finalisé était de fournir un outil de modélisation permettant de représenter et simuler le fonctionnement d'une large gamme de situations de gestion quantitative de l'eau. Considérant les résultats de mes travaux sur l'analyse intégrée des situations de gestion de l'eau décrit dans la section précédente, **l'enjeu de modélisation était alors de représenter, à l'échelle des situations d'action, la dynamique et les interactions des quatre grands sous-systèmes (core sub-systems) des systèmes socio-écologiques** : (i) le système écologique qui fournit des ressources dont la dynamique est entre autres déterminé par (ii) le système de ressources (infrastructures et ressources en eau) et (iii) les usagers de différentes natures (agricoles, domestiques et industriels), dont les interactions avec les ressources sont plus ou moins régulées par un (iv) système de gouvernance (ici la police de l'eau au sein des DDT¹⁹).

¹⁸ L'objectif de réduction des interventions de l'état dans la régulation des étiages est inscrit dans le volet quantitatif de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 (*Debril et Therond, 2012*).

¹⁹ Direction Départementale du Territoire.

3.2.1. Architecture de modélisation et données d'entrée

Du point de vue de l'architecture de la plateforme, considérant la nature des systèmes socio-écologiques, le choix d'une **architecture multi-agent** s'est rapidement imposé. En effet, elle est **classiquement utilisée pour modéliser et simuler le comportement des systèmes homme-environnement** dans lesquels de multiples et différents agents agissent suivant des rationalités propres (une autonomie décisionnelle), en fonction de leur représentation du fonctionnement de l'environnement et des informations qu'ils recueillent sur l'état de l'environnement biophysique et reçoivent des autres agents. Les **modèles multi-agent sont de plus en plus utilisés comme « objets intermédiaires » dans des dispositifs d'IAM** pour accompagner les acteurs dans le traitement de questions relatives à la gestion des ressources naturelles. Ils sont également particulièrement adaptés pour simuler les processus biophysique et anthropiques distribués dans l'espace et les propriétés et processus émergents liés à l'interaction entre ces processus. Ils sont classiquement utilisés pour évaluer les effets de scénarios de changement de règles de gestion des ressources naturelles voire de stratégies d'acteurs (An 2012; Bots and Daalen 2008 ; Bousquet and Lepage 2004 ; Parker et al. 2002 ; Voinov and Bousquet 2010). Enfin, c'est un type d'architecture de modélisation qui permet de **représenter les systèmes socio-écologiques de manière relativement accessible et transparente pour les utilisateurs** du modèle puisque les composants du modèle (entités et processus) peuvent correspondre aux modèles conceptuels développés par les thématiciens voire les acteurs eux-mêmes (*Sibertin et al. 2018*). Par ailleurs, les plateformes de développement de modèle multi-agent permettent généralement de mobiliser une large gamme de formalismes de dynamique dans un même modèle (équationnel, algorithmique, statistique, probabiliste, graphe, ...).

Considérant les spécifications de la plateforme IAM à développer un certain nombre de choix de modélisation du territoire ont été réalisés. Le premier d'ordre général, était d'**utiliser au maximum des bases de données à résolution spatiale fine couvrant le territoire national** de manière à permettre d'instancier le plus facilement possible la plateforme dans différents bassins tout en assurant la précision géographique de la représentation de la structure spatiale des situations de gestion de l'eau. Considérant ce premier objectif, il a été décidé de représenter la distribution spatiale :

- des différents types de ressources en eau par hybridation des bases de données vecteurs de BD Carthage® (IGN et Agences de l'eau) pour les cours, BD Topo® (IGN) pour les surfaces en eau de petite taille comme par exemple les retenues dites collinaires, du BRGM sur les nappes alluviales,
- des sols et du climat via l'utilisation des données de la base de données géographique des sols de France, (carte des sols au « 1/1.000.000 ») et de la BD de météo France (grille SAFRAN 8 x 8 km),
- de la topographie via l'utilisation du Modèle Numérique de Terrain BD Alti® (IGN),
- du parcellaire des exploitations via l'utilisation du Registre Parcellaire Graphique®,
- de l'occupation du sol par couplage des données du Registre Parcellaire Graphique et de la base de données Corine Land Cover,
- des points de prélèvement en eau agricole, domestique et industriel et des points de rejet en eau (usée) par l'utilisation des bases de données en libre accès des Agences de l'Eau.

Je ne rentre pas ici dans le détail de ces bases de données et du développement des traitements dédiés pour les intégrer. Les détails sont disponibles sur le site de la documentation de MAELIA : <http://maelia-platform.inra.fr/>.

Par ailleurs, considérant l'importance et le caractère structurant pour les modèles concrets MAELIA des données géoréférencées de types vecteur, **la plateforme de développement de modèles multi-agent GAMA²⁰ a été choisie pour développer la plateforme MAELIA**. GAMA®, qui signifie « *Gis & Agent-based Modelling Architecture* », a été développée, comme son nom l'indique, de manière à

²⁰ GAMA : *Gis & Agent-based Modelling Architecture*.

offrir un environnement de développement de modèles multi-agent spatialisés basé sur l'utilisation de données géoréférencées. Elle offre, nativement, une large gamme de fonctionnalités pour analyser en dynamique la topologie des entités du modèle sous la forme d'une grille (raster), de vecteurs ou d'un graphe (Taillandier et al. 2014).

Je présente ci-après les principales caractéristiques de MAELIA. L'objectif ici n'est pas de retracer dans le détail le développement de la plateforme MAELIA mais de présenter les grands enjeux de celle-ci et les grands dispositifs que j'ai mis en œuvre pour les traiter. Ainsi, je focalise la présentation sur (i) la nature de la démarche de développement de la plateforme en référence à la typologie de Voinov and Shugart (2013) et à la démarche mise en œuvre dans SEAMLESS, (ii) le choix des modèles pour représenter les processus écologiques clefs, (iii) la spatialisation des systèmes de culture, (iv) le développement du modèle d'exploitation agricole et (v) une présentation synthétique des spécificités de la plateforme.

3.2.2. La démarche de modélisation

Voinov and Shugart (2013) distingue deux grands types de d'approches (*approach*) pour développer une plateforme de type IAM. Un premier type d'approche est basé sur une logique d'assemblage (*assemblage*) de modèles existants et validés par les pairs. C'est ce type d'approches qui a été mis œuvre dans le projet SEAMLESS. Dans ce type d'approches les modèles sont souvent en interaction via des échanges de fichiers de données et nous avons vu que suivant le mode de couplage cela pouvait réduire leur capacité à représenter les interactions (ex. les rétroactions, *feedbacks*) entre sous-systèmes de niveaux d'organisation et de domaines différents (CF. Section 2.2). Un deuxième type d'approches est basé sur une logique « intégrale » (*integral*) qui conduit à organiser le développement de la plateforme comme un tout (*as a whole*) via un processus pluri ou transdisciplinaire. Nous avons vu dans la section 2.2 les forces et faiblesses de l'approche « assemblage » et du risque associé de développer un « *integronster* ». Le deuxième type d'approche vise à assurer la cohérence « intégrale » de la plateforme de manière à favoriser une représentation cohérente des phénomènes émergents des interactions au sein du système complexe hiérarchisé et multi-domaine modélisé (Parrott 2011 ; Grimm and Railsback 2012) comme par exemple l'hydrologie d'un cours d'eau qui émerge des interactions entre l'hydrologie naturelle, de nombreux prélèvements individuels, la gestion distribuée de ressources (barrages, retenues) et des mesures de régulations des prélèvements (arrêtés de restriction des prélèvements). Le risque principal de cette approche « *integral* » est alors de développer des formalismes de modélisation ad hoc non validés par les pairs voire de redévelopper des formalismes existants.

Considérant les objectifs de modélisation des situations de gestion de l'eau, dont celui de représenter les phénomènes émergents des interactions au sein des socio-écosystèmes, c'est ce deuxième type d'approche qui a été mise en œuvre pour le développement de MAELIA. Pour pallier aux risques associés nous avons mis en œuvre une stratégie de développement basée sur la sélection de modèles existants répondant aux besoins de MAELIA, soit validé par les pairs soit dont la validation par les pairs a été réalisée au fil du développement de la plateforme. Après une analyse approfondie et description exhaustive des modèles sélectionnés et, souvent, une adaptation aux besoins et spécificités de MAELIA, un recodage de ceux-ci dans la plateforme a été réalisé afin d'assurer la cohérence informatique « intégrale » de celle-ci. Lorsque les modèles existants ne répondaient pas aux besoins de MAELIA, nous en avons développé de nouveaux en partant des revues de littérature sur les forces et faiblesses des modèles actuels. C'est par exemple ce que nous avons fait pour développer un modèle original d'exploitation agricole.

Du fait du grand nombre de processus à modéliser pour représenter le fonctionnement d'un système socio-écologique (Parrott 2011 ; Parrott and Meyer 2012), la plateforme a été développée suivant une logique classique de parcimonie déclinée à l'échelle des modules représentant le fonctionnement d'un sous-système (ex. le système sol-culture, le système de production) et des interactions entre ceux-ci.

Cette stratégie a été indispensable de manière à gérer du mieux possible le compromis entre représentation de la complexité du système complexe modélisé et niveau de complication de la plateforme informatique. Quoi qu'il en soit, comme noté par Parrott (2011), à l'échelle de la plateforme de modélisation intégrée, la logique de parcimonie n'est que difficilement tenable. Aussi elle est d'autant plus fondamentale à mettre en oeuvre à l'échelle des modules et oriente sur des choix de formalisme permettant de représenter de manière robuste et la moins compliquée possible les phénomènes spatiotemporels étudiés plus que les mécanismes. Autrement dit, comme proposé par Grimm and Railsback (2012) nous avons cherché à représenter de manière robuste les phénomènes via une démarche de « pattern-oriented modelling » plutôt que les processus (mécanismes) via une démarche de « process-based modelling ».

3.2.3. Modélisation des processus écologiques dans MAELIA

Les processus écologiques clefs à représenter dans MAELIA étaient : la dynamique de l'eau dans le système sol-plante, la croissance des plantes et l'hydrologie des différents types de ressources en eau (cours d'eau, nappes alluviales, retenues dites « collinaires » et barrages). De manière à permettre une instanciation de la plateforme MAELIA sur une large gamme de bassins versants du bassin Adour-Garonne (voire français) l'objectif était de sélectionner des modèles existants de ces processus (i) réputés robustes à cette gamme de situation à simuler, (ii) si possible pas trop compliqués à recoder et à appréhender et (iii) ne demandant pas un processus de calibration trop élaboré pour pouvoir être utilisé localement. Aussi, pour le modèle sol-plante j'ai sélectionné le modèle AqYield (adaptation du modèle Jeu d'O développé par le responsable de l'unité expérimental de l'INRA d'Auzeville, Jean-Marie Nolot, sur la base de plus de 20 ans d'observations réalisées dans ce domaine et dans de nombreuses situations du grand Sud-Ouest. Ce modèle a une structure simple (une quinzaine d'équations). Considérant des données climatiques journalières (pluie, ETP, Température) il simule le bilan hydrique journalier en prenant en compte les pratiques de semis et récolte, de travail du sol et d'irrigation ainsi que le choix variétal. Le sol est représenté par un modèle à réservoir avec des compartiments emboîtés (superficiel, horizon de travail du sol, horizon exploré par les racines, profondeur du sol). Le développement de la culture est fonction de la somme de température et du stress hydrique. La culture est représentée uniquement par un coefficient cultural et une profondeur d'enracinement, sans simulation de biomasse. Le calcul d'un indicateur de stress hydrique cumulé sur le cycle de culture permet d'estimer le rendement de la culture à la récolte grâce à une fonction de production non linéaire mettant en relation ce stress hydrique annuel et une perte rendement relativement à un rendement potentiel défini a priori. Lors du choix de ce modèle pour intégration dans MAELIA il n'était pas publié. J'ai alors co-coordonné avec deux collègues de mon équipe de recherche un dispositif d'évaluation des performances de AqYield comparativement au modèle INRA STICS (Brisson et al. 2003), beaucoup plus compliqué et faisant référence à l'INRA. L'objectif de ce dispositif d'évaluation était d'évaluer les performances des modèles à représenter les rendements d'une large gamme de situations pédoclimatiques (4 sites) et de systèmes de culture en sec et en irrigué (68 situations) pour trois cultures de printemps, maïs, sorgho et tournesol, période et cultures à enjeux pour l'irrigation et la gestion de l'eau dans les bassins déficitaires. De manière originale, cette évaluation visée également à évaluer les performances de ces deux modèles à simuler la dynamique des stocks d'eau dans le sol. Ce dispositif d'évaluation a permis de montrer qu'AqYield a des performances similaires à STICS pour les variables analysées alors qu'il est beaucoup plus simple (en termes de nombre d'équations) et beaucoup moins coûteux à calibrer (*Constantin et al. 2014*). Suite à ces différents travaux sur AqYield, différents projets régionaux, nationaux et internationaux, de recherche et de développement conduits par les partenaires de l'UMR AGIR envisagent ou prévoient d'utiliser ce modèle. Dans cette logique d'élargissement des utilisateurs du modèle AqYield, j'ai coordonné son recodage dans la plateforme RECORD de l'INRA et encadre actuellement un post-doc en charge de son recodage dans R afin de favoriser sa diffusion.

Pour simuler l'hydrologie des différentes masses d'eau nous avons choisi d'utiliser les formalismes du modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*²¹). SWAT a été développé pour évaluer l'impact des changements d'occupation et d'usage des sols sur la ressource en eau (aspects quantitatifs et qualitatifs). Il est appliqué et utilisé dans de très nombreuses situations contrastées dans le monde par une très importante communauté d'utilisateurs. Il s'agit d'un modèle semi-empirique agro-hydrologique semi-distribué dans lequel le bilan hydrologique est estimé par sous-bassins versants élémentaires. Ceux-ci sont subdivisés en unités spatiales de réponse hydrologique (HRU, *Homogeneous Response Unit*) représentant une combinaison unique d'occupation du sol, de type de sol et de gamme de pente, principaux facteurs déterminants le ruissellement et l'érosion. Seuls les sous-bassins ont une représentation spatialement explicite. La possibilité de définir la taille des sous-bassins versants unitaires permet d'adapter le modèle aux besoins d'une large gamme de questions agro-hydrologiques sur des bassins versant de taille variée. Dans MAELIA nous avons analysé, documenté et recodé les équations de SWAT de : (i) la phase sol du cycle hydrologique composée des processus qui déterminent les flux d'eau qui alimente les différentes ressources en eau (accumulation et fonte des neiges, ruissellement, infiltration, redistribution le long du profil de sol, évapotranspiration des plantes, écoulement souterrain latéral et percolation en aquifère peu profond et profond); (ii) la phase de routage qui détermine les flux d'eau dans les cours d'eau (infiltration à travers le lit vers l'aquifère peu profond, évaporation et acheminement de l'eau).

L'intégration de SWAT dans MAELIA m'a conduit à concevoir plusieurs adaptations aux formalismes de ce modèle. Au-delà de la définition des HRU à partir des données fines sur l'occupation des sols, les pentes et le sol, une des particularités de MAELIA est d'utiliser les formalismes de SWAT pour simuler les processus relatifs à l'eau dans le système sol-plante pour les espaces non agricoles et d'utiliser le modèle AqYield pour les espaces agricoles. Autrement dit, concernant l'hydrologie, les îlots du RPG correspondent à des HRU spécifiques dont le ruissellement et la percolation (drainage au-delà du système racinaire) sont simulés par AqYield au pas de temps journalier et intégré dans la simulation de la phase sol via les formalismes de SWAT (*Yi et al. 2014*).

3.2.4. Spatialisation des systèmes de culture

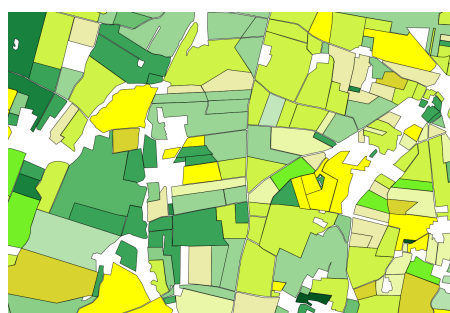
L'important déficit de bases de données sur la distribution spatiale des systèmes de culture identifié dans le cadre du projet SEAMLESS et les besoins de spatialisation de ceux-ci dans le cadre du projet MAELIA m'ont amené à développer un ambitieux projet de **développement d'un système d'information sur les systèmes de culture en France** (Fig. 3.2.4). L'objectif était alors de développer un système d'information répondant à une large gamme de besoins dont ceux de MAELIA. Cet objectif m'a conduit à choisir une base de données socle pour la spatialisation des systèmes de culture en France : le **Registre Parcellaire Graphique (RPG)**. Cette base de données est produite tous les ans par l'Agence de Service et de Paiement en charge du versement des aides de la PAC aux agriculteurs sur la base de leur déclaration annuelle d'assolement incluant une digitalisation sur une orthophotographie au 1/5 000 des limites des îlots culturels de leur exploitation. Cette agence délivre sur demande, tous les ans, au coût de la mise à disposition, une version anonymisée et simplifiée du RPG aux institutions de la recherche publique. Cette version diffusée du RPG fournit une spatialisation fine (avec une précision sub-métrique) de l'emprise géographique des îlots des exploitations, la description des îlots appartenant à chaque exploitation (via un identifiant anonyme généré annuellement), la surface au sein de chaque îlot de 28 classes d'occupation du sol, une information (booléenne) sur la présence d'au moins une culture irriguée dans l'îlot (seulement pour les années de 2007 à 2009) et des informations sur la forme juridique de l'exploitation et la classe d'âge du chef d'exploitation. Le RPG, représente environ 6 millions d'îlots en France (27 millions d'hectares) d'environ 400 000 exploitations agricoles et couvre de manière quasi exhaustive (environ 98 % des surfaces) le territoire agricole des régions à dominante de grandes cultures et de prairies. C'est la seule base de données à résolution spatiale fine,

²¹ <https://swat.tamu.edu/>

homogène sur tout le territoire français et décrivant le parcellaire de toutes les exploitations touchant une aide PAC depuis 2006, tous les ans (avec 12 à 18 mois de délais de livraison).

Considérant les deux grandes composantes d'un système de culture -la séquence de culture et les itinéraires techniques de chaque culture- et les informations contenues dans le RPG, mon premier objectif a été de développer des traitements informatiques permettant de reconstituer les séquences de culture au sein de tous les îlots en France. J'ai développé le modèle conceptuel de ces traitements et coordonné leur développement informatique réalisés par Pierre Casel et Marie-Hélène Charron, informaticiens au sein de l'UMR AGIR.

La reconstitution des séquences de culture est réalisée selon trois grandes étapes de traitements informatiques (*Leenhardt, Mignolet et Therond, 2012*). La première, basée sur des traitements spatiaux, reconstitue la « filiation » des îlots entre années par analyse des intersections géographiques. Ainsi, chaque îlot de la dernière année disponible est relié avec un ou plusieurs îlots de chaque année précédente si leur intersection spatiale représente au moins 5 % de la surface de l'un d'eux. La seconde étape, basée sur des traitements algébriques, reconstitue les séquences de culture des parcelles des îlots. Elle repose sur deux hypothèses principales (i) la surface d'une classe de culture dans un îlot correspond à la surface d'une parcelle culturale et, (ii) les surfaces des parcelles culturales au sein des îlots sont en très grande majorité différentes du fait des formes non régulière des îlots²². Une chaîne de traitements permet de reconnaître, au sein de chaque filiation d'îlots, la récurrence de surfaces entre années, soit directement soit suite à une agrégation ou désagrégation de parcelles au sein d'un îlot chaque année. Cette reconnaissance de surfaces (strictement égales ou à 5% près) permet de reconstituer la filiation des parcelles entre années et, par conséquent, de reconstituer les séquences de culture sur environ 85 % de la surface des îlots en France. La troisième étape, basée sur des traitements d'interpolation, permet de renseigner les surfaces non renseignées par la seconde étape c.-à-d. les surfaces de classe de culture des îlots non affectées à une séquence de culture (environ 15% des surfaces en France). Elle est basée sur l'analyse (i) des séquences de culture de l'exploitation agricole et du segment ARVALIS²³ dans lequel se trouve l'îlot ayant une surface non renseignée et (ii) la comparaison avec l'ensemble des séquences correspondant à la combinaison des surfaces de classes de culture non affectée dans chaque îlot, chaque année de la filiation. A l'issue de cette troisième étape environ 98% de la surface des îlots en France est renseignée. Ces différents traitements ont été recodés dans l'outil RPG explorer développés par l'UMR SAD-APT (Paris) afin de lui permettre de reconstituer les séquences de cultures sur le territoire sur lequel il est appliqué (*Levavasseur et al. 2016*).



~6 millions d'îlots
dans ~400 000 exploitations

ID îlot	Séquence 2006-2012	Surface
022-1300225	prairie-prairie-prairie-prairie-mais-blet	57,7
022-1300225	mais-blet-prairie-prairie-prairie-prairie	17,7
022-1298513	get-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie	15,0
022-1335650	prairie-prairie-prairie-prairie-prairie-cola	13,9
022-1408491	mais-blet-autrescereales-mais-blet-mais-blet	12,6
022-1364306	prairie-prairie-prairie-prairie-mais-blet-mais	12,6
022-1408046	blet-mais-legfleur-blet-mais-blet-legfleur	11,5
022-1338978	mais-blet-mais-blet-prairie-prairie-prairie	11,1
022-1298513	blet-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie	10,9
022-1417653	blet-mais-blet-mais-mais-mais-blet	10,7
022-1417729	prairie-prairie-prairie-mais-prairie-prairie	10,6
022-1417734	prairie-prairie-mais-blet-autrescereales-prairie-prairie	10,0
022-1337941	prairie-prairie-mais-blet-prairie-prairie-prairie	8,9
022-1338987	prairie-mais-blet-mais-blet-prairie-prairie	8,7
022-1372762	get-get-mais-blet-mais-blet-mais	8,6
022-1335670	prairie-prairie-prairie-mais-blet-mais-blet	8,0
022-1321577	mais-blet-legfleur-mais-blet-mais-blet	7,8
022-1364308	prairie-mais-blet-prairie-prairie-prairie-prairie	7,7
022-1332078	mais-mais-blet-legfleur-legfleur-blet-legfleur	7,6
022-1417140	prairie-prairie-prairie-prairie-prairie-mais-prairie	7,6
022-1330576	blet-legfleur-blet-legfleur-blet-prairie-prairie	6,7
022-1300218	prairie-prairie-prairie-mais-blet-prairie-prairie	6,6
022-1332082	legfleur-blet-legfleur-blet-mais-legfleur-blet	6,6
022-1355495	blet-mais-blet-legfleur-legfleur-blet-blet	6,6
022-1355500	prairie-prairie-prairie-prairie-prairie-prairie-mais	6,5

~11,5 millions
de îlots x séquences 2006-2012

Figure 3.2.4 : Extrait du Registre Parcellaire Graphique (RPG) de 2009 avec le nombre d'îlots et d'exploitations en France (à gauche) et de la base de données sur les séquences de cultures entre 2006 et 2012 avec le nombre de séquences reconstituées en France dans les îlots du RPG

²² Le test de cette hypothèse a montré que seul 1 à 2% des îlots ont deux parcelles de surface similaire à 5 % prêt.

²³ Ensemble de cantons considéré homogène en termes de système de culture et de potentiel agronomique déterminé à dire d'experts par les ingénieurs régionaux d'ARVALIS.

Considérant que le nombre de séquences différentes ainsi reconstituées est très élevé (ex. d'environ 7 000 à 15 000 séquences sur 8 ans par département), j'ai également coordonné le développement d'une algorithmie pour classer les séquences en type de séquences (y c. rotation). Cette algorithmie est basée sur des connaissances expertes, l'analyse de la littérature sur les séquences de culture en France et l'analyse des résultats des traitements décrits ci-dessus. Elle permet d'établir une description simplifiée des séquences et ainsi de très fortement réduire le nombre de séquences nécessaire pour décrire les premiers 50 ou 75% de surface d'un territoire donné.

L'ensemble de cette algorithmie est automatisé de manière à pouvoir être facilement relancée sur chaque nouvelle année du RPG. En 2017, les séquences de culture sont reconstituées sur 9 années de 2006 à 2014.

Cette **base de données est actuellement utilisée pour une large gamme de travaux de recherche et développement par des unités de recherche** (une quinzaine à ce jour), des instituts techniques (ARVALIS & CETIOM), le BRGM, des institutions publiques (Agence de l'eau, Syndicat Mixte de Gestion de l'Eau, Chambre Agriculture) et des bureaux d'étude (ex. CACG, Eaucea). Dans la foulée de son développement, elle a été utilisée dans le cadre de trois études réalisées pour le ministère de l'écologie que j'ai co-coordonné avec l'unité de Service INRA « Observatoire du Développement Rural » : sur : (i) la diversité des cultures au sein des exploitations (*Fuzeau et al. 2012; Allaire et al. 2013*), (ii) la dynamique des prairies permanentes (*Faïq et al. 2013*). Elle a également été utilisée dans les études INRA EFESÉ-Écosystèmes agricoles (CF. Section 4.1, *Therond et al. 2017b, Tibi and Therond 2017*), dans l'étude « Les prairies françaises : production exportation d'azote et risques de lessivage » (Graux et al. 2017) et est utilisée dans l'étude en cours sur l'analyse et l'identification du potentiel de stockage de carbone par écosystèmes agricoles et forestiers en France (étude INRA, 2017-2018, dite « 4p1000 ») dans laquelle je suis chargé du plan de simulation.

Le développement du système d'information sur la deuxième composante clef des systèmes de culture, les itinéraires techniques, donne actuellement lieu à des travaux en partenariat avec les instituts techniques et l'ODR. J'ai tout d'abord initié et coordonné une étude exploratoire conduite en partenariat avec l'ODR, ARVALIS et le CETIOM pour évaluer la faisabilité du développement d'une méthodologie d'extrapolation des informations disponibles sur les itinéraires techniques dans des bases de données telle que celle issue de l'enquête du MAAF « Pratiques culturelles ». Cette enquête fournit des informations détaillées sur les pratiques culturelles sur environ 14 500 parcelles en France. Cette étude exploratoire, conduite par un ingénieur d'étude, que j'ai encadré, a montré la grande difficulté à identifier des déterminants biophysiques (sol, climat), techniques (relations entre pratiques culturelles elles-mêmes ou entre les pratiques et la séquence de culture), de structure d'exploitation agricole (ex. assolement, taille de l'exploitation, âge du chef d'exploitant) ou de la zone de production (ex. zone réglementaire) des pratiques culturelles au sein d'un segment ARVALIS. Autrement dit, elle a montré l'extrêmement grande diversité des itinéraires techniques pour une culture dans une zone jugée homogène du point de vue des systèmes de culture pratiqués et du potentiel agronomique ! Elle a conduit les partenaires à affirmer la nécessité de mutualiser les moyens pour développer un système d'information sur les systèmes de culture en France.

Mes travaux sur les séquences de culture et les pratiques culturelles ont conduit à ce que les départements EA, SAD et SAE2 me demandent de coordonner une réflexion sur la stratégie et les moyens à mettre en œuvre pour développer un système d'information sur les systèmes de culture pour l'INRA au sein de l'Unité de Service ODR. Le résultat de cette analyse a progressivement conduit le département SAE2 à recruter fin 2015 un ingénieur de recherche dédié à ce travail à l'ODR. Par ailleurs les partenariats que j'ai initiés et coordonnés avec les instituts techniques (ARVALIS, CETIOM, UNIP, ITB) autour de ces questions ont conduit au développement d'un projet d'enquête sur les pratiques culturelles en France, complémentaires à celles du ministère de l'agriculture, mais mené par les instituts techniques et structurée de manière à alimenter un futur système d'information mutualisé entre l'INRA et des Instituts techniques.

3.2.5. Le modèle de comportement d'exploitation dans MAELIA

Dans la même logique que pour la spatialisation des systèmes de culture, j'ai coordonné et réalisé un important travail de développement d'un modèle de comportement d'exploitation agricole répondant aux besoins de MAELIA et ayant pour objectif de lever les limites de celui développé et utilisé dans des approches IAM type SEAMLESS. Ce développement a été réalisé dans le cadre de deux post-doc (12 et 18 mois) et un contrat d'ingénieur de recherche (18 mois) que j'ai encadré. Étant donné l'ampleur du travail que j'ai coordonné sur ce thème et, les avancées réalisées, je m'y attarde ci-après. Après avoir présenté les limites reconnues des modèles existants que nous avons essayé de lever pour répondre aux enjeux de la plateforme MAELIA, je présente la structure et les principales caractéristiques du modèle développé.

3.2.5.1. *Limites des modèles existants & enjeux pour MAELIA*

Dans leurs revues Janssen and Ittersum (2007), Dury et al. (2012), Martin et al. (2013) donnent un bon aperçu de la gamme de modèles de comportement d'exploitation existants. Ils relèvent une première grande distinction entre modèles normatifs et modèles positifs. Les premiers cherchent à identifier un optimal de fonctionnement considérant un (jeu d') objectif(s) et des contraintes de production, les second à représenter le comportement observé des agriculteurs. Ils différencient également les modèles d'optimisation des modèles de simulations. Enfin, ces auteurs distinguent les modèles appliqués à l'échelle de l'exploitation (ex. comme outil d'aide à la décision en exploitation) de ceux appliqués à l'échelle du territoire c.-à-d. qui représentent le comportement des exploitations au sein d'un territoire (ex. pour simuler l'effet d'un changement de contexte sur l'utilisation du sol et/ou sur l'environnement biophysique comme par exemple les ressources en eau). Ils notent que cette dernière distinction n'est pas déterminante du niveau de détail et des processus représentés dans les modèles. Ces auteurs identifient également les principales limites des modèles existants. Je présente ci-dessous celles que nous avons essayées de lever lors du développement du modèle d'exploitation de MAELIA :

(1) Alors que de nombreuses études montrent que le comportement des agriculteurs n'est pas seulement déterminé par la logique de maximisation du revenu, la plupart des modèles utilisent ce seul critère de choix d'assolement. Hayaschi (2000) présente une revue des méthodes multicritères utilisées dans les modèles de comportement d'exploitations agricoles simulant le choix stratégique d'assolement à l'échelle d'une exploitation ou à l'échelle d'une population d'exploitations au sein d'un territoire. La grande majorité des modèles utilise une méthode « Goal programming » (GP) ou « multiple goal programming » (maximisation ou minimisation d'une fonction objectif/d'utilité mono ou multi-objectifs sous contraintes) pour résoudre le problème de choix multicritère. Les trois critères de choix les plus répandus sont la maximisation du profit, la minimisation de la variabilité du revenu et la réduction du temps de travail ou la maximisation/minimisation des périodes de congés (pays développés vs. en développement). Ils sont rarement intégrés tous les trois comme objectif, le travail étant le plus souvent traité comme une contrainte en ressource disponible à respecter, souvent à l'échelle de l'année. Dans MAELIA, l'enjeu, relevé par un petit nombre de modèles actuellement, a été d'introduire une approche multicritère dans le choix d'assolement permettant de prendre en compte les principaux critères observés chez les agriculteurs.

(2) Dans la très grande majorité de ces modèles de choix d'assolement, l'agriculteur simulé est pourvu d'une rationalité complète (ou substantive ou omnisciente). Il est donc en mesure de connaître a priori son choix la variabilité climatique et les prix et les performances de ses choix et il a la capacité cognitive d'identifier la solution optimale dans l'espace des solutions qui s'offre à lui. Or, dans les années 1940, Simon (1947) a introduit le concept de rationalité limitée pour exprimer le fait que le processus de décision humaine est déterminé par (i) une disponibilité limitée, et au fil du temps, des informations et (ii) des capacités cognitives qui ne permettent pas d'appréhender l'ensemble des solutions et de comparer leur effet afin de choisir la solution optimale. De plus, Simon (1976), en introduisant le concept de rationalité procédurale, insiste sur le fait que ce qui détermine la décision humaine est la

rationalité de la procédure de prise de décision plutôt que la rationalité de la décision elle-même. Il est alors question de solution satisfaisante au moment de la prise de décision. Dans MAELIA, l'enjeu a été de représenter le processus de choix d'assolement comme un processus de décision prenant en compte l'incertitude des effets des choix sur l'environnement et de l'environnement sur les performances de ceux-ci.

(3) Alors que le processus de choix d'assolement est un processus dynamique qui peut être remis en cause par les conditions changeantes de l'environnement (ex. impossibilité de semer du fait de pluie) dans la majorité des modèles il est représenté comme un processus statique. Comme expliqué précédemment, ce choix est le plus souvent réalisé par un algorithme (statique) de résolution de problème qui cherche à identifier la solution d'allocation des ressources dans l'espace des possibles en fonction d'une fonction objectif (mono ou multicritère) et de contraintes données. Dans ces modèles, l'enjeu algorithmique est avant tout de développer une procédure d'exploration de l'espace des solutions. Dans MAELIA, l'enjeu a été de représenter le choix d'assolement comme un processus dynamique dépendant des interactions entre des choix stratégiques de moyen terme (le choix d'assolement) et les choix opérationnels qui déterminent la réalisation au jour le jour des actions des agriculteurs et qui peuvent remettre en cause les premiers (ex. l'impossibilité de semer une culture conduit à repenser l'assolement).

(4) Bien qu'il a été montré que l'organisation spatiale du parcellaire de l'exploitation agricole (ex. distance entre les parcelles, morcellement du parcellaire et des surfaces irrigables) a une influence sur les modes d'utilisation agricole du sol, la très grande majorité de ces modèles ne prend pas en compte, explicitement ou implicitement, cette dimension de l'exploitation. L'enjeu a donc été de développer un modèle en mesure de représenter l'effet de la structure spatiale du parcellaire de l'exploitation sur la distribution spatiotemporelle des utilisations du sol et in fine sur les effets de celles-ci sur les phénomènes biophysiques étudiés. Plus particulièrement dans MAELIA, l'enjeu était de représenter le décalage du cycle d'une culture entre parcelles du fait des délais de réalisation des chantiers de semis et ses possibles implications sur les opérations techniques suivantes comme l'irrigation (ex. date de démarrage) et les processus écologiques comme les flux d'eau dans le sol. Par ailleurs, dans beaucoup de modèle les blocs de parcelles conduites de manière homogène, base du concept de système de culture, ne sont pas représentés. Ces modèles affectent librement des cultures dans l'espace sans prendre en compte de contraintes ni spatiale ni de logique de gestion. Dans MAELIA, l'enjeu a alors été de représenter les principales unités de gestion d'une exploitation, les blocs de parcelle, et pour les exploitations irriguées, les blocs d'irrigation c.-à-d. les groupes de parcelles irriguées avec un matériel d'irrigation donné, dont la dynamique d'irrigation est déterminée par l'organisation du tour d'eau (la circulation du matériel sur celles-ci).

(5) Dans beaucoup de modèles, l'agent agriculteur intervient en même temps dans toutes les parcelles concernées par une opération technique (ex. semis, fertilisation, récolte d'une culture). Comme discuté ci-avant et montré pour les systèmes fourragers (*Martin et al. 2010*), ce type de modélisation peut conduire à (fortement) surestimer la capacité de l'agent à exploiter les ressources au moment optimal et ne permet pas de représenter l'effet de l'étalement temporel des chantiers sur l'exploitation des ressources. L'enjeu a donc été de représenter l'effet de la contrainte de disponibilité de la main d'œuvre sur la distribution temporelle et spatiale des opérations techniques.

Je rajoute à cette liste des limites importantes dans le cadre du développement de MAELIA mais qui ne sont pas explicitement mentionnées par Janssen and Ittersum (2007), Dury et al. (2012) et Martin et al. (2013) :

(6) Dans la très grande majorité des modèles d'exploitation agricole il n'est pas question de processus d'apprentissage des agriculteurs sur l'évolution des performances des systèmes de culture au fil du temps. Pourtant les changements de contexte de production sur une ou plusieurs dizaines d'années, conduisent à faire évoluer les performances des systèmes, par exemple, l'évolution du climat a un effet

sur le rendement, l'évolution des prix et des aides à un effet sur les performances économiques de ceux-ci. Dans MAELIA, l'enjeu a été de représenter l'évolution des connaissances des agriculteurs sur les performances de leurs choix et donc la possible révision de ceux-ci au fil des années (de simulation).

(7) Lorsque ces modèles sont appliqués à l'échelle du territoire pour simuler les interactions entre agriculture et environnement ils sont généralement instanciés sur des exploitations types (exploitation moyenne, archétype ou exploitation réelle ; voir Feuz and Skold 1991 ; Kobrich et al. 2003). Les résultats sont ensuite pondérés par le poids de chaque exploitation type (c.-à-d. le nombre d'exploitations représentées) et agrégés à l'échelle du territoire d'étude. Cette méthode de changement d'échelle, appliquée dans SEAMLESS (*Belhouchette et al. 2011*), a le gros avantage d'être peu consommatrice en temps de calcul et données d'entrées mais présente de grandes limites (CF. Section 2.2). Aussi, lorsque les phénomènes étudiés sont dépendant de l'hétérogénéité des situations d'action l'enjeu est de représenter au mieux les particularités de chacune des exploitations voire des situations d'action (parcelle ou bloc de parcelles) des territoires étudiés.

3.2.5.2. Description du modèle d'exploitation de MAELIA

Je décris ci-après les grandes fonctionnalités et le type de formalisme associé du modèle d'exploitation agricole développé par MAELIA. L'objectif ici n'est pas de rentrer dans le détail de toutes les fonctionnalités mais plutôt de donner à voir les grandes avancées réalisées au regard des limites identifiées dans la section précédente.

3.2.5.2.1. Structure générale du modèle

Pour structurer les processus de décisions stratégiques et opérationnels, nous avons dotés les agents agriculteur d'une architecture BDI (*Belief-Desire-Intention*), (Rao and Georgeff 1991 ; Adam et al. 2011) composée de 4 bases de données²⁴:

- Croyances (*Beliefs*) : les croyances de l'agent représentent les connaissances que l'agriculteur a sur le monde. Elles peuvent être partielles, voire erronées. Les croyances sont par exemple utilisées pour évaluer les performances attendues d'un choix d'assolement ou pour déclencher une opération technique. Les croyances de l'agent sont mises à jour par un processus d'apprentissage. La base de croyances tient à jour les variables comme le rendement des cultures par bloc de parcelles sur les 5 dernières années, prix des cultures et charges, ressource en eau disponible par bloc d'irrigation, plan d'assolement courant.
- Désirs (*Desires*) : les désirs représentent les critères qui vont guider le choix d'un assolement par l'agriculteur (voir méthode multicritère ci-dessous)
- Plans : ensemble des assolements que l'agent agriculteur peut potentiellement réaliser.
- Intention (*Intention*) : correspond à l'assolement choisi après exécution de la procédure de choix multicritère.

Quand un agent acquiert de nouvelles informations, par « observation » directe de l'environnement ou par des messages envoyés par d'autres agents, il met automatiquement à jour sa base de croyance. Ce processus d'apprentissage permet de lever la limite n°6 identifiée ci-dessus.

3.2.5.2.2. Méthode multicritère de choix d'assolement

Pour répondre aux limites 1 & 2 (approche multicritère et rationalité limitée), dans le cadre d'un post-doctorat que j'ai co-encadré, nous avons développé un modèle de choix d'assolement basé sur une méthode multicritère d'agrégation complète²⁵, qui mobilise la théorie des fonctions de croyance (Shafer, 1976). La principale originalité de cette méthode, dans le domaine des modèles d'exploitation

²⁴ Il existe une diversité d'architectures BDI composées de différentes bases de données.

²⁵ Ce type d'approche multicritère consiste à agréger tous les critères en un unique critère par le biais d'une fonction d'utilité.

agricole, est sa capacité à prendre en compte les imperfections des données utilisées par les agriculteurs pour leurs prises de décision. La notion d'imperfection fait référence à trois concepts : l'imprécision, l'incertitude et l'incomplétude (*Taillandier and Therond 2011*). Dans cette théorie, l'imprécision concerne la difficulté à exprimer précisément un état de la réalité par une proposition : « Il devrait y avoir moins d'eau disponible l'année prochaine ». L'incertitude concerne les doutes pouvant être émis sur une connaissance : « je pense pouvoir produire cette année 110 tonnes de maïs par hectare dans cette parcelle ». L'incomplétude concerne l'absence de connaissance ou une connaissance partielle.

Je ne rentre pas ici dans le détail algorithmique et mathématique de cette méthode qui est présenté dans *Taillandier and Therond (2011)* et *Taillandier et al. (2012)*, qui relève du domaine des sciences de l'intelligence artificielle et qui a été développé par le post-doctorant informaticien spécialiste de celui-ci. Elle est appliquée pour permettre à l'agent agriculteur de choisir un assolement de systèmes de culture considérant des « Désires » donnés : maximiser le profit, minimiser les risques de chute importante du revenu, maximiser le nombre de jour non travaillé et maximiser les similarités avec le dernier plan choisi. Ces quatre critères de choix, pris en compte simultanément, ont été sélectionnés sur la base des résultats de la thèse de Jérôme Dury (2011) qui a analysé la procédure de choix d'assolement dans une diversité d'exploitations irriguées en France. Le dernier critère, plus original que les trois premiers, traduit le fait qu'un changement d'assolement a un coût cognitif et, possiblement matériel, et qu'il n'est donc réalisé que dans la mesure où ce coût est contrebalancé par d'autres avantages.

Pour lever la limite 4, le choix d'assolement simulé correspond à une intention d'affectation de systèmes de cultures au grain de blocs de parcelles. Ces derniers sont définis dans chaque exploitation agricole sur la base des données du RPG en fonction de critères de types : nature des sols, caractère irrigable, zone climatique et distance entre parcelles. Comme dans FSSIM, le modèle d'exploitation développé dans SEAMLESS, l'affectation dans l'espace de systèmes de culture (vs. de culture) permet de prendre en compte les contraintes liées aux séquences de culture. Une fois l'affectation des systèmes de culture par bloc réalisée, l'affectation des cultures année après année dans chaque parcelle fait l'objet d'un traitement particulier qui prend en compte les assolements des années précédentes et les contraintes de précédent-suivant. En écho à la limite 3, le choix d'assolement n'est pas réalisé tous les ans pour toutes les parcelles. Il est réalisé annuellement pour chaque bloc de parcelles dont la séquence de culture arrive à terme (tous les ans pour une monoculture, tous les deux ans pour une rotation biennale...). Le choix d'assolement des blocs dont l'assolement est à réviser est réalisé en fonction de l'assolement en place dans les autres blocs l'année du choix. Par ailleurs, lorsque l'agent agriculteur ne peut réaliser le semis d'une culture dans un jeu de parcelles donné pour une année donnée, le plan d'assolement est revu. Pour les parcelles concernées, le plan d'assolement est alors adapté de manière à conserver une logique spatiale et la cohérence de la séquence initiale. Ainsi, si une culture n'a pas pu être semé, l'agent agriculteur va essayer de semer une culture de son assolement qui peut encore être semée (c.-à-d. dont la fenêtre temporelle de semis est encore ouverte), s'il ne peut pas, il va essayer de semer une culture de la séquence de culture initiale ou de l'assolement en saison suivante (ex. si impossibilité de semer une culture d'hiver alors semis d'une culture de printemps). L'objectif principal étant de ne pas perdre une année culturale. Dès que possible l'agent agriculteur essaye de recalculer la séquence de culture sur celle du bloc, au plus tard lors du nouveau choix d'assolement. En conclusion, le choix d'assolement n'est pas réalisé une bonne fois pour toute mais adapté en fonction des contraintes liées à son exécution.

3.2.5.2.3. *Modélisation de la conduite des cultures*

Dans le modèle d'exploitation de MAELIA la stratégie de conduite de cultures de chaque système de culture est représentée sous la forme classique d'un jeu de règle de décision du type :

SI [indicateur][opérateur][seuil] ALORS [opération technique] ELSE [...].

Ce formalisme historiquement utilisé dans l'équipe MAGE pour représenter les stratégies d'irrigation (*Bergez et al. 2012*) et utilisé dans SEAMLESS pour les différents types d'opération techniques (*Therond*

et al. 2009) permet de conditionner le déclenchement des opérations techniques à l'état de propriétés de l'environnement biophysique (ex. sol, plante, ressources en eau) ou socio-économique (ex. travail, restriction d'usage des ressources). Dans MAELIA une architecture générique de règles de décision pour les différentes opérations techniques des systèmes de culture du grand sud-ouest a été développée. Elle permet de représenter la stratégie de travail du sol, semis, fertilisation, protection phytosanitaire, binage, irrigation, récolte. Les stratégies correspondant à chacun des systèmes de culture simulés sont renseignées dans un tableau décrivant pour chaque combinaison de climat-sol-système de culture du territoire d'étude les valeurs des indicateurs d'état biophysiques ou socio-économiques des règles de décision des différentes opérations techniques²⁶. Ce tableau a été structuré de manière à ce qu'il soit le plus accessible possible pour des agronomes des systèmes de culture afin qu'ils puissent le renseigner relativement facilement.

Pour lever la limite 5, chaque opération culturale est associée à un temps d'exécution exprimée en ha/h de manière à prendre en compte, au pas de temps journalier, les contraintes de disponibilité du travail. L'agent agriculteur peut exécuter successivement plusieurs actions par jour jusqu'à atteindre un temps maximal de travail journalier (qui va dépendre du nombre d'UTH présent sur l'exploitation). De plus, une fois le travail sur une parcelle réalisé, l'agent agriculteur intervient sur la nouvelle parcelle la plus proche de la précédente (proximité calculée à partir de la géométrie géoréférencée des îlots).

3.2.5.2.4. Représentation de l'hétérogénéité des situations d'action

Pour lever la limite 6, l'intégration des bases de données sur l'emprise spatiale des îlots cultureux, les sols, le climat, les ressources en eau permet d'individualiser finement les caractéristiques biophysiques et de parcellaire de chaque exploitation représentée dans MAELIA. Par ailleurs, la simulation d'un agent agriculteur doté d'un capital de travail par exploitation permet de simuler des comportements relativement individualisés par exploitation. Ces deux caractéristiques permettent de minimiser les biais d'agrégation liés à l'utilisation d'exploitations types « moyennes » comme réalisé dans SEAMLESS (Cf. Section 2.2).

3.2.6. Représentation des autres activités humaines dans MAELIA

Dans MAELIA, les stratégies de gestion du sous-système de gouvernance de la gestion de l'eau sont également représentées. Il s'agit des stratégies de gestion des barrages et d'édition de régulation des usages de l'eau. Pour cela, le même type d'architecture de modélisation que celle utilisée pour modéliser la conduite des cultures a été développée : une architecture générique de règles de décision « SI-ALORS » emboîtées.

La gestion de chaque barrage est réalisée en fonction des caractéristiques propres de celui-ci (débit réservé, volume maximum, débit maximum des lâchers, cote touristique à respecter pendant une période donnée, courbe de vitesse de vidange maximale...) et des caractéristiques des tronçons de cours d'eau dont les débits doivent être soutenus par les lâchers de ce barrage (ex. temps de transfert, coefficient d'efficacité des lâchers) et priorités d'utilisation entre les différents barrages dont les lâchers peuvent soutenir le débit d'un même tronçon de rivière (*Therond et al. 2014*).

La gestion des zones de restriction des usages est réalisée par zone sécheresse en fonction des débits des cours d'eau de cette zone. Elle prend la forme de restrictions d'usage allant d'un à deux jours d'interdiction d'irriguer ou 3,5 jours par semaine voire à l'interdiction totale. Lorsque l'interdiction est partielle (quelques jours par semaine) elle prend la forme de « tour d'eau » : l'interdiction tourne d'un secteur sécheresse à l'autre au sein des zones sécheresse. Pour les cours d'eau réalimentés les restrictions ne sont mises en œuvre que si les lâchers ne peuvent soutenir le débit au niveau

²⁶ Les règles pré-codées peuvent être activées ou désactivées en fonction des besoins. L'architecture a été développée de manière à permettre l'introduction de nouvelles règles de décision pour les opérations existantes ou un nouveau jeu de règles de décision associée à une stratégie de réalisation de nouvelles opérations techniques (ex. faux semis).

réglementaire. La mise en œuvre des restrictions est progressive (d'un niveau de restriction au niveau supérieur) et prend en compte des règles de mutualisation des efforts entre l'amont et l'aval (*ibid.*).

3.2.7. Spécificités de la plateforme MAELIA

MAELIA est une des rares plateformes qui représentent la dynamique et les interactions entre les quatre sous-systèmes des systèmes socio-écologiques tels que conceptualisés par Ostrom (2009). Elle prend également en compte les effets des infrastructures mis en avant dans la conceptualisation de Anderies et al. (2004). Pour chaque sous système et chaque domaine elle représente le fonctionnement des différents « holons » aux différents niveaux d'organisation en jeu. De ce fait, elle permet de représenter les phénomènes de rétroaction (*feedback*) au pas de temps journalier entre les différents holons et par conséquent entre les différentes situations d'action telles que conceptualisées par McGinnis and Oström (2014). Plus précisément, MAELIA permet de représenter à des résolutions spatiale et temporelle fines les interactions entre les activités agricoles (choix d'assolement, conduite des systèmes de culture au sein de chaque système de production), prélèvements domestiques et industriels, l'hydrologie des différentes ressources en eau, et la gestion des ressources en eau (lâchers, arrêts de restriction d'usage) au sein de grand bassins versants (quelques centaines à milliers de km²). Les bases de données développées dans le cadre de MAELIA permettent de faciliter son instanciation au niveau local.

Ainsi, MAELIA propose une avancée majeure dans la modélisation intégrée des systèmes socio-écologiques et répond à une partie des grands enjeux d'intégration tels que mis en lumière dernièrement par Preston et al. (2015) dans leur revue sur la modélisation intégrée des acteurs humains dans les agroécosystèmes, par Verburg et al. (2016) dans leur revue des approches de modélisation intégrée de « l'Anthropocène » (*anthropocene*) et par Poggi et al. (2018) dans leur revue des enjeux de modélisation des paysages agricoles : **modéliser le comportement des systèmes socio-écologiques conceptualisés comme des systèmes complexes hiérarchisés multi-domaines et multi-niveaux à une résolution spatiotemporelle qui fait sens relativement aux processus étudiés, qui prend en compte le comportement des acteurs et les boucles de rétroactions en jeu et qui permette de représenter les phénomènes émergents d'intérêts, pour explorer des alternatives de structure ou de fonctionnement de ces systèmes et évaluer leurs performances sur une large gamme de critères de la durabilité.** L'approche de modélisation « integral » (section 3.2) mise en œuvre pour le développement de MAELIA a permis de répondre aux challenges pointés par Robinson et al. (2018) dans la modélisation des systèmes socio-écologiques de **représentation fine et adaptée aux objectifs de modélisation des comportements humains et des feedbacks** (« frequent, two-way communication and high coordination ») au sein et entre les systèmes social et écologique. Alors même que dans la plupart des plateformes IAM ces deux capacités sont souvent (très) réduites, elles permettent de **dépasser les classiques problèmes de « spatio-temporal mismatch »** entre représentation des processus de gestion et processus écologiques (*ibid.*).

Concernant les enjeux de modélisation des comportements humains, de manière originale, les capacités d'apprentissage et la simulation des interactions entre conduite des cultures et choix d'assolement fournissent à l'agent agriculteur de MAELIA de réelle capacité d'adaptation. Ces dernières permettent de **simuler en dynamique des évolutions de l'assolement et de la conduite des cultures liées à des évolutions du contexte biophysique et socio-économique**, forcés (ex. climat, prix) ou simulés (hydrologie, régulations des usages).

Enfin, « last but not least », MAELIA a fait l'objet depuis 2012 de différentes **demandes de transfert de la part des acteurs de la gestion de l'eau et de l'agriculture**. Dans le cadre des activités de l'unité Mixte Technologique « Outils et méthodes pour la gestion quantitative de l'eau, de l'exploitation agricole au territoire » (UMT Eau), dont j'ai co-animé avec ARVALIS l'action « modèle de territoire », ces demandes

m'ont conduit à coordonner et mettre en œuvre plusieurs projets de transfert de la technologie MAELIA :

- le recrutement pour trois ans de **deux ingénieurs transfert**, l'un recruté par ARVALIS et l'autre par la Compagnie d'Aménagement des Coteaux de Gascogne (CACG)²⁷, qui ont été chargés de transférer les composants de MAELIA utiles pour les différentes activités de leur entreprise respective,
- participer au montage et la conduite d'un **projet Casdar** (2015-2017) qui avait pour objectif la « **Conception et développement d'un modèle de territoire pour la gestion collective de la ressource en eau par les Organismes Uniques** » basé sur l'utilisation de la technologie MAELIA,
- coordonner et réaliser **trois études financées par l'ONEMA** qui ont démontré l'intérêt de MAELIA pour développer des outils opérationnels à destination des gestionnaires d'étiage en France (*Balestrat et Therond, 2014 ; Therond 2014 ; Vavasseur et al. 2015*) (encadrement d'un post-doc de 18 mois et d'une ingénieure de recherche 12 mois).

Par ailleurs, pour répondre aux demandes de transferts et assurer la diffusion de la plateforme, je coordonne depuis 2014 le développement de la documentation en ligne de MAELIA (<http://maelia-platform.inra.fr/>). Cette documentation fournit l'ensemble des informations sur les formalismes, les données d'entrées et les traitements des données brutes pour les générer.

Enfin, **MAELIA fournit à l'INRA et ses partenaires une architecture logicielle qui permet de traiter des questions concernant les interactions entre agriculture et environnement au sein des territoires**. En 2014, la technologie MAELIA a été déposée à l'APP sous ma responsabilité. Le département SAD de l'INRA a retenu la dynamique MAELIA comme fait marquant du département pour 2015 et depuis 2016 le Département EA l'identifie comme une des 6 plateformes clefs du département.

3.3. Développement d'une méthodologie participative de conception de modes de gestion intégrée des ressources en eau à l'échelle du territoire

En parallèle et en continuité directe des travaux relatifs au développement de MAELIA, j'ai co-encadré avec Delphine Leenhardt (DR) la thèse de Clément Murgue (2012-2014) dont l'objectif était de concevoir une **méthodologie participative de conception et évaluation d'organisations territoriales d'activités agricoles pour réduire l'occurrence des crises de gestion quantitative de l'eau**. Cette méthodologie a été appliquée/testée avec les acteurs du bassin aval de la rivière Aveyron. Elle était basée sur l'utilisation de la plateforme MAELIA pour l'évaluation des alternatives co-conçues par les acteurs de ce terrain d'étude.

L'enjeu méthodologique de la thèse était alors de développer une méthodologie participative de conception d'adaptations d'une situation de gestion de l'eau qui répondent aux enjeux des acteurs de celle-ci. Cette méthodologie devait, dans la mesure du possible, être transposable d'un bassin versant à un autre. Un objectif méthodologique particulier était de **tester l'intérêt, l'acceptabilité et l'opérationnalité de la plateforme MAELIA**, directement ou suite à des adaptations, pour évaluer les impacts potentiels des alternatives de fonctionnement du système socio-écologique conçues par les acteurs. Enfin, l'objectif était aussi que cette méthodologie permette de conduire un processus IAM participatif c.-à-d. une évaluation intégrée multi-niveaux et multi-domaines du système socio-écologique concernés dans son fonctionnement actuel ou envisagé (conçu) par les acteurs. Pour moi, un des grands enjeux de cette thèse était d'**évaluer dans quelle mesure l'utilisation de MAELIA en interaction avec les acteurs pouvait permettre de produire des connaissances utiles pour les acteurs** et donc répondant aux trois critères de Cash et al. (2003) : pertinence, crédibilité et légitimité.

Pour présenter le dispositif et les résultats de cette thèse je commence par positionner les démarches participatives dans le champ des approches d'évaluation intégrée puis je positionne cette thèse tout

²⁷ Le premier, Romain Lardy, était en post-doctorat dans MAELIA et le deuxième, Clément Murgue, en thèse au sein d'AGIR (Cf. section suivante).

d'abord dans le champ de la recherche-intervention puis le champ des sciences de la conception. Je présente ensuite les enjeux et objectifs des dispositifs participatifs de conception et d'évaluation basés sur l'utilisation de modèle. Enfin, je présente les principales étapes de la méthodologie de conception-évaluation et les principaux résultats de la thèse.

3.3.1. De « Integrated Assessment and Modelling » à « Participatory Modelling Assessment »

Deux grands types de démarches d'évaluation intégrée sont classiquement distingués. Le premier correspond à l'IAM, **Integrated Assessment and Modelling**, qui comme présenté précédemment est basé sur la modélisation quantitative et mobilise essentiellement des scientifiques (*Ewert et al. 2009* ; voir aussi Ittersum et al. 2008 ; Jakeman et al. 2006 ; Parker et al. 2002). Le deuxième qualifié de « **Participatory Integrated Assessment** » (PIA) est basé sur une forte implication des parties prenantes dans le processus d'évaluation et de prise de décisions (Caminiti 2004 ; Pahl-Wostl et al. 2000 ; Tol and Vellinga 1998). Dans ce type d'approche, il est souvent considéré que plus le degré de participation est élevé, plus la qualité, la pertinence, la transparence et l'appropriation par les acteurs des décisions issues du processus de PIA sont assurées (Reed 2008 ; Lynam et al. 2007 ; d'Aquino 2007). Les méthodes d'IAM et de PIA sont de plus en plus utilisées en combinaison au sein d'une démarche qui peut être qualifiée de « **Participatory Modelling Assessment** » (PMA, Pahl-Wostl et al. 2007). Les modèles, conceptuels et de simulation, sont alors considérés comme un objet intermédiaire, utile et efficace pour faciliter la communication entre scientifiques et acteurs, et une meilleure compréhension du fonctionnement du système socio-écologique étudié (Becu et al. 2008 ; Pahl-Wostl et al. 2000 ; Sterk et al. 2009 ; Voinov and Bousquet 2010).

Les études visant à mettre en oeuvre des approches PMA insistent sur l'importance et le rôle clef des acteurs dans les phases de formulation du problème (problem framing or specification) et de conception et d'évaluation des possibles solutions à celui-ci (*Therond et al 2009* voir aussi Alcamo 2008 ; Pahl-Wostl 2007 ; Pahl-Wostl et Hare 2004). De ce fait, les approches PMA sont souvent considérées comme « *an ongoing learning and negotiation process often called social learning* » (Pahl-Wostl and Hare 2004 ; Sterk et al 2009). Dans ce type de processus d'apprentissage collectif, les enjeux portent sur la communication entre participants, la compréhension mutuelle, le partage de point de vue voire le développement de « communautés de pratiques » (Pahl-Wostl and Hare 2004, Pahl-Wostl 2000). Il nécessite l'intégration des différents points de vue et une diversité de formes de connaissances : (i) implicite, explicite tacite, (ii) informelle et formelle, (iii) locale et généralisée (Raymond et al. 2010). Il vise à organiser et structure un dispositif d'identification voire de négociation de solutions acceptables et satisfaisantes pour les acteurs en interaction qui ne correspondent pas, le plus souvent, avec les solutions optimales qui peuvent être identifiées via l'utilisation des seules méthodes quantitatives, telle que l'optimisation numérique (Giampietro, 2002 ; Newig et al. 2008 ; Pahl-Wostl and Hare 2004 ; Sterk et al. 2009). De plus en plus d'auteurs préconisent d'asseoir ce type de dispositif participatif sur la combinaison de méthodes analytiques et quantitatives souvent appelée « hard methods » avec celles plus qualitative de l'ingénierie des connaissances permettant l'éllicitation des connaissances souvent appelées « soft methods ». Il s'agit alors de développer des « mixed methods » (Debolini et al. 2013 ; Yeager and Steiger 2013), « hard/soft system approaches » (Pahl-Wostl 2007), « disciplinary mix » (Meinke et al. 2009), « hybridation » (*Murque et al. 2015* ; Lardon et al. 2012). L'objectif est d'hybrider les connaissances des acteurs avec des données et connaissances génériques pour générer des « mixed information » ou « hybrid knowledge » c.-à-d. « *the new understandings which emerge through the integration of different types of information (such as local and scientific) and/or through multi-, inter-, or trans-disciplinary research* » (Raymond et al. 2010).

L'organisation des flux d'information entre les parties prenantes du processus participatif via la combinaison de ces deux types de méthodes est reconnue comme un défi clé des approches PMA (*Leenhardt et al. 2012* voir aussi Alcamo 2008 ; Olsson and Andersson 2007). L'approche de

modélisation d'accompagnement (Companion Modelling – ComMod 2005) en articulant un large éventail de méthodes et d'outils quantitatifs (ex. modèle multi-agent) et qualitatif (ex. jeu de rôle) est un très bon exemple du type d'approches hybrides à développer. C'est dans la lignée des approches PMA basée sur la combinaison de méthode hard et soft que j'ai structuré la thèse de Clément Murgue.

3.3.2. Des sciences réductionnistes à la recherche intervention

Comme mentionné précédemment les problèmes de gestion des ressources naturelles concernent de nombreux acteurs aux intérêts divergents et intervenant à différents niveaux d'action. Ces problèmes émergent de systèmes complexes : les systèmes socio-écologiques. L'identification de solutions acceptables pour une gestion durable des ressources naturelles nécessite la collaboration de décideurs, d'acteurs locaux et, souvent, de chercheurs (Newig et al. 2008 ; Barreteau et al. 2010 ; Bots and Daalen 2008 ; Reed, 2008 ; Lynam, 2007). Dans ces situations multi-acteurs "*facts are uncertain, values in dispute, stakes high and decision urgent*" (Funtowicz et Ravetz 1993). Certains auteurs (ex. Funtowicz et Ravetz 1993 ; Bommarco 2005 ; Giampietro, 2002) considèrent que les postures historiques des sciences académiques et réductionnistes, mise en oeuvre dans une logique de « *problem solving*²⁸ », visant à une réduction de l'incomplétude des connaissances, une objectivité et neutralité (posture positiviste), ne permettent pas de traiter les caractéristiques intrinsèques de ces systèmes et des problèmes associés comme le haut niveau d'incertitude ontologique associé au fonctionnement du système²⁹, le besoin de prendre en compte les multiples représentations et valeurs et les différents objectifs des acteurs du problème, les niveaux et domaines multiples, le contrôle distribué, les capacité d'auto-organisation, les phénomène de non-linéarité,... Pour ces auteurs, l'enjeu est alors de développer une « *post-normal science*³⁰ » (Funtowicz et Ravetz 1993) qui vise à traiter des problèmes de société (i) présentant un haut degré d'incertitude, (ii) sous tendus par des acteurs présentant des enjeux divergents et souvent conflictuels et (iii) dans lesquels la distinction entre faits et valeurs « *cannot be realistically separated* » (comme la gestion de l'eau en zone déficitaire). Ils pointent alors que le processus de recherche doit alors intégrer les parties prenantes au problème pour assurer sa légitimité et l'intégration des connaissances portées par les acteurs du problème. Il doit également reconnaître et accepter le haut degré d'incertitude lié au problème traité et proposer des dispositifs de production connaissance qui le prenne en compte. Dans la même logique, mais avec des objectifs d'opérationnalité, la proposition de Bammer (2005) de développer les « *Integration and Implementation Sciences* » vise à définir une posture scientifique permettant de répondre aux problèmes de société, telle que la gestion des ressources naturelles, en s'appuyant sur trois piliers théoriques et méthodologiques : « (1) *systems thinking and complexity science*, (2) *participatory methods*, and (3) *knowledge management, exchange and implementation*³¹ ». Cette dynamique scientifique me semble à rapprocher de celle qui cherche à définir et développer la recherche-intervention. Ainsi ce type de sciences vise à produire des connaissances utiles (« actionnables ») pour des collectifs d'acteurs hétérogènes dont, par exemple, l'organisation même fait débat, via l'intégration de connaissances disciplinaires (ex. sociologique, économique, agronomique) et de savoirs locaux. Cette approche vise à structurer les transformations mutuelles de connaissances et de savoirs entre disciplines et acteurs au fil du processus de recherche. Les enjeux

²⁸ Le problème (ou la question) est connu il s'agit de trouver une solution (ou une réponse).

²⁹ Aussi bien au niveau biophysique, comme par exemple le caractère chaotique de certains processus écologique, qu'au niveau social, comme le comportement des différents acteurs, ou encore au niveau des relations entre actions humaines et effet sur l'environnement biophysique.

³⁰ Ces auteurs parlent de « *science post normal* » pour indiquer que « *the puzzle-solving exercises of normal science (in the Kuhnian sense) which were so successfully extended from the laboratory to the conquest of Nature, are no longer appropriate for the resolution of policy issues of risks and the environment* ».

³¹ « *Knowledge management, exchange, and implementation: which a) involves appreciating that there are many forms of knowledge and ways of knowing (diverse epistemologies), b) provides enhanced methods for accessing knowledge, realizing that both volume and diversity are current barriers, and c) involves developing better understanding of how action occurs—in other words how policy is made, how business operates, how activism succeeds, and how action is and can be influenced by evidence* » (Bammer 2005).

majeurs sont alors de traduire des préoccupations multiples et locales en question situées et d'élaborer une stratégie de recherche-intervention permettant de traiter, de manière pertinente et légitime pour les acteurs, cette question (Stassart et al. 2008). Considérant les enjeux d'adaptations aux changements globaux, Meinke et al. (2009) mettent en lumière qu'il est nécessaire que la science développe des approches « holistiques » pour répondre aux besoins des gestionnaires agricoles et des ressources naturelles qui sont obligés d'appréhender le système dans sa globalité pour prendre des décisions de gestion.

La thèse de Clément Murgue s'inscrivait dans la logique de développer un dispositif de recherche participatif, holistique, basé sur les trois piliers des « *Integration and Implementation Sciences* » permettant de traiter une question située des options de solutions pertinentes pour les acteurs de la gestion de l'eau.

3.3.3. La conception comme dispositif de gestion de l'interface science-société

Cette « recherche intervention » relève du « Mode III³² » de recherche tel que défini par Hatchuel (2001 & 2002), dans lequel les scientifiques sont en charge de la création (i) d'objets intermédiaires, support pour l'intégration de connaissances hétérogènes ou simplement d'échanges de points de vue, et (ii) de processus d'action collective qui permettent aux parties prenantes de traiter leur problème en s'appuyant sur l'utilisation des objets intermédiaires. Les objets intermédiaires, "*a sort of arrangement that allows different groups to work together without consensus*" (Leigh Star 2010), peuvent être de formes et de natures multiples au sein d'un processus de recherche intervention ou entre ceux-ci : modèles conceptuels, carte, jeux de plateau ou de rôle, modèles de simulation, scénarios... (Murque et al. 2015 voir aussi par ex. Pahl-Wost and Hare, 2004, Bertet et al. 2015). Jakku and Thorburn (2010) rappellent que Star and Griesemer (1989) considèrent qu'ils devraient être « *plastic enough to adapt to local needs and constraints of the several parties employing them, yet robust enough to maintain a common identity across sites* ». Cette deuxième caractéristique de robustesse des objets intermédiaires renvoie à leur possible utilisation dans différents terrains d'étude, donc à leur caractère transposable ou leur adaptation à un « scaling out » (Martin et al. 2016 ; Hermans et al. 2013). Certains auteurs ne se donnent pas cet objectif puisqu'ils développent des objets intermédiaires (ex. un modèle) dédiés à leur terrain d'étude, comme par exemple, dans de nombreux processus ComMod (ComMod 2005, voir aussi l'exemple de ComMod dans Bertet et al. 2015). En revanche dans certains processus, l'objet intermédiaire est développé en interaction avec des utilisateurs potentiels d'origines géographiques différentes en vue de son application dans différents terrains (scaling out). C'est ainsi le cas de la plateforme MAELIA ou encore du Rami Fourrager (un « *serious game* » équipé d'un simulateur informatique pour la conception de systèmes d'élevage, Martin et al. 2011). L'adaptation au terrain de ces modèles, utilisé comme objet intermédiaire, se fait alors via un processus d'instanciation et de calibration conduit avec les acteurs du terrain concerné. Bien sûr, le processus de développement d'objet intermédiaire peut s'inscrire dans une approche articulant dans un premier temps le développement d'un outil adapté à un cas d'étude donné puis une adaptation pour permettre sa transposition ou encore une montée en généralité à partir de l'analyse d'outils développés pour différents terrains ayant des caractéristiques similaires (ex. un modèle de système d'élevage, Martin et al. 2011).

Du point de vue de la production de connaissances, l'enjeu général dans le domaine de la gestion des ressources naturelles est alors bien de concevoir des systèmes socio-écologiques adaptés aux enjeux portés par les acteurs et donc « ***to deal with how things might be, rather than how they are*** » (Simon 1969 in Martin et al 2013). Le processus doit alors concilier des attentes avec un espace des possibles définis par le jeu de contraintes des acteurs (Martin et al 2013).

³² Mode I : "laboratory research". Mode II : "field research".

Du point de vue méthodologique, l'enjeu est de développer et mettre en œuvre un « processus de conception de système ». Dans le cadre de la gestion des ressources naturelles, considérant la multiplicité des points de vue et des intérêts des acteurs et la complexité des systèmes socio-écologiques concernés, **ce processus de conception doit permettre de clarifier les objectifs partagés à atteindre et les critères de réussite associés**. Il est alors nécessaire de mettre en œuvre un processus de conception qui dépasse la conceptualisation historique de Simon (1969) dans laquelle « *design is seen as a rational (or rationalizable) process that can be tackled with a problem-solving approach* » et s'appuyer sur une conceptualisation plus récente qui permet de mettre au cœur du processus de conception la définition du problème (*problem-finding or setting*), les objectifs à atteindre, et les moyens (changements) à mettre en œuvre pour les atteindre (Martin et al. 2013, Hatchuel 2001). Dans leur revue des méthodes de conception des systèmes de production agricole basées sur l'utilisation de modèles informatiques Martin et al. (2013) relèvent que les méthodes basées sur l'utilisation d'un modèle d'optimisation relèvent plutôt d'une approche type « **problem-solving**³³ » dans lesquelles les acteurs sont peu ou pas impliqués dans la définition du problème et des objectifs (de l'optimisation). A contrario, ils relèvent que les méthodes structurées autour d'une logique de « **problem-finding** » sont plutôt basées sur la participation et la simulation. Dans ce dernier type d'approche l'enjeu est de combiner des méthodes « soft » d'analyse des représentations des acteurs, de formulation du problème et d'identification des possibles solutions et des méthodes « hard » (modélisation quantitative) pour l'évaluation de ces solutions (Murque et al. 2015 ; Pahl-Wostl and Hare 2004 ; Martin 2015). J'y reviens dans la section suivante sur les méthodes participatives. Ce type de processus de conception est tout particulièrement attendus dans la conception de système de production conçus pour répondre à de nouveaux d'objectifs ou pour s'adapter à de nouvelles contraintes (Tettonell 2014) mais aussi, de manière plus originale, pour concevoir de nouveaux paysages durables, conceptualisé comme des systèmes socio-écologiques (Nassauer et Opdam 2008). Ces derniers auteurs mettent en avant le potentiel des démarches de conception pour repenser la place de la science dans le processus de production de connaissances sur l'écologie du paysage. Ils considèrent que l'inscription de la science dans un processus de conception offre l'opportunité à ce que (i) les problèmes portés par les acteurs du terrain déterminent réellement la démarche scientifique et qu'ainsi les outils et les connaissances développés par les scientifiques soient utiles pour l'action, (ii) les questions des acteurs fassent émerger de nouvelles questions scientifiques, et (iii) que les acteurs du terrain bénéficie de l'état de l'art des connaissances scientifiques pour penser des adaptations dans les paysages. Pour ces auteurs, l'inscription des travaux scientifiques dans un dispositif de conception, c.-à-d. l'inscription dans l'action, doit fournir les conditions pour développer une interface adaptée « science-société ». La revue des méthodes de conception de systèmes de production de Martin et al. (2013) et l'analyse de cas de démarches de conception de Berthet et al. (2015) montrent que le fait de mettre en œuvre une démarche de conception ne déterminent pas la nature de la démarche elle-même ni les méthodes utilisées. La diversité de méthodes est liée soit à la communauté de recherche, disciplines et scientifiques qui les mettent en œuvre soit au caractère idiosyncratique de la démarche. Ils notent cependant que dans beaucoup de cas la démarche de conception est structurée.

A ma connaissance, en dehors du cadre conceptuel proposé par Nassauer et Opdam (2008) pour penser les interactions entre science et société dans le cadre d'une conception de paysage il y a peu ou pas de démarches scientifiques qui font référence aux sciences de la conception concernant les systèmes socio-écologiques³⁴. Pourtant, de nombreuses démarches scientifiques visent à accompagner les acteurs dans l'analyse voire l'identification de changements dans les systèmes socio-écologiques en vue de traiter un problème de gestion des ressources naturelles auquel sont confrontés ces acteurs ; les démarches de modélisation d'accompagnement (ComMod 2005) en sont un exemple emblématique. Elles sont explicitement basées sur des démarches participatives mobilisant ou non

³³ Le problème (ou la question) est connu il s'agit de trouver une solution (ou une réponse).

³⁴ Le même constat est réalisé par Martin et al. (2013) concernant les systèmes de production agricole (farming systems).

des modèles de simulation. Comme notée par Berthet et al. (2015), la littérature sur les méthodes participatives pour analyser et concevoir des systèmes de gestion (ex. systèmes socio-écologique) est peu connectée avec celle sur les théories de la conception visant à organiser le processus de conception.

La thèse de Clément Murgue, s'est inscrit dans ces travaux qui cherchent à connecter les « théories de la conception » et les cadres conceptuelles et méthodologiques des approches participatives, plus particulièrement dans le domaine des approches PMA, pour traiter des questions de gestion de ressources naturelles.

3.3.4. Les approches participatives dans les processus de PMA

De nombreuses raisons sont invoquées pour justifier de l'implication des acteurs dans les démarches scientifiques ayant pour objectif de traiter des questions de société. D'un point de vue général, elles sont mobilisées pour des **raisons normatives** (le droit à la participation), substantives (améliorer la qualité des connaissances) ou **instrumentales** (améliorer la confiance et l'acceptation des décisions) (Stirling 2006). En droite ligne avec des objectifs « normatifs » et ceux de la « post-normal science », Jakku & Thorburn (2010) considèrent que l'utilisation généralisée de ces méthodes doit faire partie du changement de paradigme nécessaire pour accompagner l'innovation en agriculture et pour passer des approches dites « top-down » à des approches dites « bottom-up ». De leur côté, Salter et al. (2010) considèrent que les méthodes participatives sont essentielles d'un point de vue substantif lorsque l'on étudie les systèmes socio-écologiques. Ils pointent, tout particulièrement, la **nécessité d'un processus participatif pour fournir des connaissances sur les aspects sociaux de ces systèmes** (ex. enjeux, représentation et stratégie des acteurs) domaine où la science et les modèles quantitatifs ne fournissent souvent que peu de connaissances opérationnelles. Dans une logique instrumentale, Reed (2008) et Barreteau et al. (2010), en résonance avec les critères de Cash et al. (2003), soulignent le potentiel des méthodes participatives à **produire des connaissances pertinentes, légitimes et crédibles** et donc à améliorer l'acceptabilité sociale des décisions basées sur celles-ci. De manière plus intégrative, van Asselt & Rijkens-Klomp (2002) proposent de positionner les différentes approches participatives mises en œuvre dans un dispositif PMA en fonction de leur objectif dans un repère à deux dimensions qui discriminent : (i) les aspirations/motivations suivant un gradient allant des approches purement substantives (la participation vue comme un « moyen ») aux approches purement normatives (la participation vue comme un « objectif ») ; et (ii) les objectifs de production suivant un gradient allant d'approche visant à la construction d'un consensus à celles visant à mettre en lumière la diversité des points de vue (Fig 3.3.4). Différents auteurs détaillent les objectifs et fonctions des méthodes participatives. Je ne rentre pas ici dans ce détail mais renvoie à un récent article de Seidl (2015) (voir aussi Voinov et al. 2016) qui réalise une très bonne revue de ces fonctions relativement à la dynamique des processus participatifs basés sur l'utilisation de modèles.

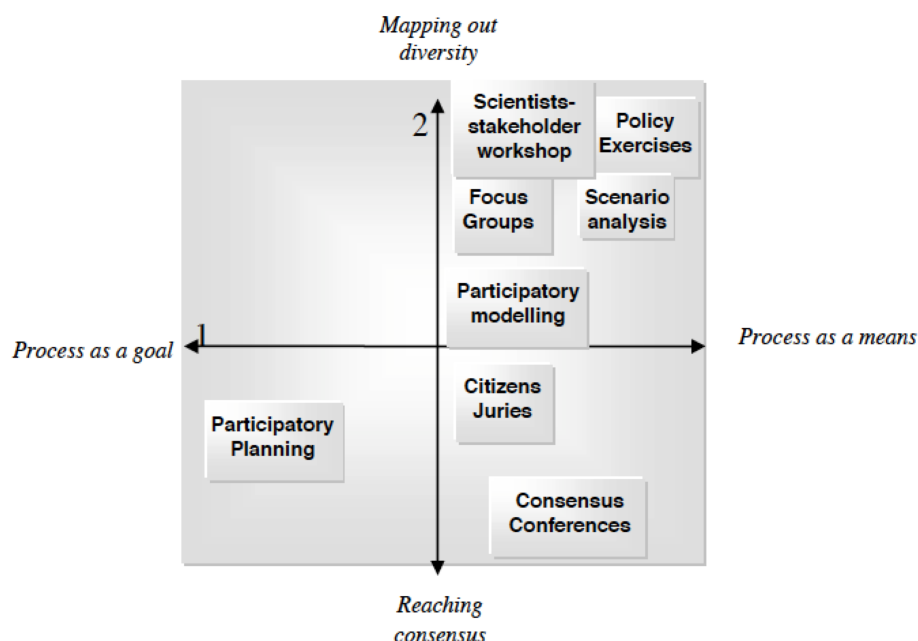


Figure 3.3.4 : Représentation schématique des grandes caractéristiques des méthodes participatives suivant les objectifs affectés au processus participatif (a goal vs. a means) et aux productions de celui-ci (mapping out diversity vs. reaching consensus)

D'un point de vue méthodologique, plusieurs auteurs proposent une classification des approches participatives suivant le niveau et la nature de l'implication des acteurs. Ainsi, Lynan et al. (2007) proposent de distinguer trois types d'approches : « **the informing methods, the co-learning methods and the co-management methods** ». Dans les deux premiers types d'approche, les acteurs n'ont pas participé à la production des informations et connaissances qui leur sont présentées alors que dans le troisième type les acteurs sont impliqués dans la production des connaissances qui sont à la base de la prise de décision. Cette classification renvoie à celle de Probst and Hagmann (2003) qui distinguent d'une part **les approches contractuelle et consultative**, dans lesquelles les acteurs sont peu impliqués si ce n'est pour fournir de l'information et d'autre part **les approches collaborative et collégiale** dans lesquelles les acteurs sont fortement impliqués dans le processus de décision et donc de production de connaissance pour celle-ci. Dans ces deux derniers types d'approche les acteurs soit **collaborent dans un processus caractérisé par l'échange de connaissances et de points de vue et différentes contributions** soit travaillent, comme collègues ou partenaires ayant le même statut, pour atteindre une décision collégiale de l'ordre du consensus.

Dans la lignée de ces travaux, Barreteau et al. (2010), focalisant sur les méthodes participatives mises en œuvre pour traiter un problème de gestion des ressources naturelles proposent d'affiner cette typologie. Ils pointent alors l'importance et le rôle des modèles³⁵ qui sont souvent utilisés dans ce type de dispositif participatif (voir aussi Bots and Daalen 2008). S'appuyant sur la théorie de l'acteur-réseau³⁶, ces auteurs considèrent les modèles comme une catégorie particulière d'acteur³⁷ (*actor*) du processus participatif. Ils proposent alors de considérer quatre types d'acteurs du processus participatif : les parties prenantes (Stakeholder, S), les décideurs (Policy maker ou, P), les chercheurs (Researcher, R), et le(s) modèle(s) (Model, M). Pour ces auteurs, dans un processus participatif, le

³⁵ Toute représentation d'un système suffisamment stabilisée pour servir de base à une discussion entre acteurs. Cette représentation peut être numérique ou conceptuelle, statique ou dynamique (carte, modèle de simulation).

³⁶ Dans la théorie de l'acteur-réseau (Actor-Network Theory - ANT), qui est une approche sociologique, le monde ne doit pas être pensé en termes de groupes sociaux, mais en réseau défini comme une « méta-organisation » rassemblant des humains et des « non-humains » lesquels agissent soit comme médiateurs ou intermédiaires les uns avec les autres.

³⁷ Actant dans la théorie de l'acteur réseau.

modèle reçoit de l'information, la transforme et la distribue aux autres acteurs. Le plus souvent, il influence la formulation des questions et oriente les méthodes mises en œuvre. Ils précisent que les modèles sont en premier lieu des objets intermédiaires pour les personnes qui les renseignent et les construisent, et peuvent devenir un fournisseur d'information lorsqu'ils sont utilisés comme par exemple outil de gestion. Considérant les interactions entre les quatre types d'acteur du processus participatif, ils distinguent alors 6 types de configurations du processus participatif basé sur l'utilisation de modèles. Dans les quatre premières, **(i) Information, (ii) consultation, (iii) dialogue entre S-P et chercheurs ou encore (iv) co-construction du modèle**, S et P n'ont aucun contrôle sur l'utilisation du modèle, alors que les deux dernières configurations, qui correspondent à une déclinaison des configurations (iii) et (iv), **S et P ont la main sur l'utilisation du modèle dans le cadre d'un (v) dialogue et (vi) de la co-construction du modèle**.

Voinov and Bousquet (2010) insistent sur le fait que le développement et l'utilisation de modèles dans des dispositifs participatifs permettent de favoriser l'apprentissage collectif (*social learning*) et les processus de négociation. De leur côté Sterk et al. (2009) considèrent que le développement et l'utilisation des modèles permettent de favoriser la transparence des informations et connaissances manipulées dans le processus participatif. Ces auteurs identifient **trois grands rôles potentiels des modèles** dans ces dispositifs : (i) **heuristique** (amélioration de la compréhension du fonctionnement du système), (ii) **symbolique** (mode d'intégration des connaissances) et (iii) **relationnel**, par la création d'une communauté d'utilisateur du modèle pour la conception ou l'évaluation des alternatives de gestion.

Mes travaux sur l'utilisation de modèles pour l'évaluation de scénarios co-construit et co-analysé avec des acteurs (*Therond et al. 2009, Leenhardt et al. 2012*), comme ceux d'Alcamo (2008) et de Seidl (2015), mettent en lumière deux grands enjeux méthodologiques propres à l'utilisation de modèles de simulation avec des acteurs : (i) la transformation de représentation mentale et discours d'acteur en entrées (numériques) de modèles (processus de « **defuzzification** » du discours) et (ii) la traduction des sorties de modèles en discours faisant sens pour les acteurs, autrement dit la traduction de données en informations voire connaissances utiles (« **fuzzification** » des sorties des modèles). Ces deux phases de transformations sont le lieu d'intense échange entre scientifiques (expert du modèle) et acteurs (expert du terrain et porteur de la question). C'est alors dans cette interaction que la question des acteurs devient une question partagée par les scientifiques (*Therond et al. 2009 ; Seidl, 2015*) ou autrement dit « *a shared research object that forms the starting point* » (Elzinga 2008 in Seidl 2015).

De leur côté, Bellochi et al. (2015) insistent sur l'enjeu d'impliquer les acteurs dans le processus d'évaluation du modèle utilisé avec eux et donc de coupler évaluation quantitative classique et évaluation qualitative développée avec les acteurs impliqués dans le processus participatif. Cette proposition fait directement écho aux travaux sur l'évaluation des plateformes IAM réalisés dans SEAMLESS (*Bergez et al. 2010*). Bellochi et al. (2015) insiste sur **l'importance de processus de co-évaluation du modèle** pour assurer sa légitimité et sa crédibilité auprès des acteurs du processus participatif. Ils mettent en lumière les enjeux pour le modèle de simulation : (i) la capacité du modèle à **prendre en compte les spécificités du système étudié** (*context sensitive*), (ii) la **transparence des hypothèses et des formalismes** qui le sous-tendent et (iii) la **présentation des incertitudes** sur les sorties du modèle.

D'un point de vue procédural, Barreteau et al. (2010) proposent de **concevoir la recherche participative comme un processus long** où se succèdent de manière itérative des séquences d'interaction entre S, P, R et M. Il est alors question de conduire un processus de recherche transdisciplinaire relatif à un problème de durabilité (*transdisciplinary sustainability research ; Brandt et al. 2013 ; Lang et al. 2012*). Il est possible d'identifier **trois grandes étapes de ce processus itératif** (Brandt et al. 2013 ; Lang et al. 2012) : (i) la **formulation ou la reformulation du problème à**

traiter et le choix du dispositif méthodologique (équipe et méthodes) pour y répondre (*problem identification and structuring or problem framing*), (ii) **l'identification de solutions potentielles, l'analyse des résultats de leur évaluation et la possible reformulation de nouvelles questions** (*problem analysis*) et (iii) **l'utilisation des résultats pour la prise de décision et dans les activités scientifiques** (*implementation and application*). Ces trois phases produisent respectivement trois grands types de connaissances : (i) sur le système étudié (*system knowledge*) ; (ii) sur les solutions possibles (*target knowledge on the scope of action and problem-solving measures*), et sur (iii) les implications pratiques des solutions choisies (*transformation knowledge on the practical implications*).

La méthodologie participative développée dans la thèse de Clément Murgue visait à produire un dispositif collaboratif, entre chercheurs et acteurs (incluant S et P), **permettant d'itérer le processus de formulation collective du problème, conception de solutions possibles et d'évaluation de celles-ci**. Autrement dit, elle visait à implémenter les deux premières étapes clefs d'un processus de recherche transdisciplinaire. La thèse ne visait pas à traiter du processus qui vise à traduire les résultats de la co-analyse du problème en décision d'action (phase d'implémentation et application) que nous avons considéré, dès le départ, relevant d'un champ méthodologique, l'aide à la prise de décision, sur lequel nous n'avions pas les connaissances et compétences requises.

Dans ce dispositif, **dès le départ, la plateforme MAELIA, a été conçue comme un objet intermédiaire et un outil d'intégration et production des connaissances** agissant comme un acteur de type M jouant les rôles heuristique, symbolique, voire relationnel, mentionnés ci-dessus. Dans ce dispositif, le processus d'instanciation de MAELIA (application au terrain d'étude) est considéré comme un processus de co-développement collaboratif d'un modèle du système socio-écologique étudié. Il devait être basé sur **l'hybridation des connaissances génériques et locales sur la structure et la dynamique du système étudié**. Ce modèle visait à être « *context sensitive* » et, le plus possible transparent.

Dans ce dispositif participatif, les acteurs du terrain d'étude en charge de la définition précise des options de changement du système socio-écologique à évaluer sont les principaux moteurs du mode d'utilisation du modèle (posture du type (v) à (vi) dans Barreteau et al. 2010). **Les processus de « fuzzification » et « defuzzification » ont été considérés, dès le départ, comme des étapes clefs du dispositif de recherche participative** considérant qu'il faut minimiser les erreurs de traduction et d'interprétation des (i) idées des acteurs en entrées de modèles et (ii) sorties de modèle en informations compréhensibles par les acteurs. Enfin, **l'évaluation de l'instance de MAELIA a été basée sur le couplage d'évaluation quantitative (données simulées vs. observées) et d'évaluations qualitatives** développées avec les acteurs impliqués sur la base de leurs connaissances du fonctionnement du système socio-écologique.

3.3.5. Le dispositif de thèse et ses principaux résultats

Considérant les choix et visées présentées ci-avant, la méthodologie de conception et évaluation développée dans la thèse de Clément Murgue a été structurée suivant trois grandes étapes classiques des approches de conception et PMA :

- (i) **co-représentation du système socio-écologique et des enjeux associés dans sa situation actuelle (*problem structuring*)**,
- (ii) **co-conception d'alternatives au fonctionnement du système socio-écologique (*problem analysis*)**,
- (iii) **évaluation et co-analyse du système conçu (*problem analysis*)**.

Cette méthodologie participative est par la suite dénommée R-C-E : pour Représentation-Conception-Évaluation.

L'originalité attendue de la thèse n'était donc pas sur la structuration de la démarche mais sur le développement de modalités génériques d'instanciation de celle-ci pour traiter d'une question de gestion quantitative de l'eau. L'objectif était donc d'instrumenter chacune de ces trois étapes avec des

méthodes adaptées aux spécificités de la gestion de l'eau, tout particulièrement le besoin :

- **d'appréhender le fonctionnement global du système socio-écologique** : les interactions entre les quatre grands sous-systèmes de celui-ci (systèmes écologique, système de ressources, usagers et gouvernance) et donc, comme proposé par Nassauer & Opdam (2008), d'accompagner les acteurs à aborder la complexité du système socio-écologique de manière progressive et itérative,
- **d'appréhender finement les situations d'action** et donc de spatialiser les systèmes de culture et représenter les interactions entre ceux-ci et les différents types de ressources en eau,
- d'amener des **acteurs ayant des points de vue et intérêts** divergents à réfléchir et formaliser des options de changement qu'ils jugent acceptables et qui permettent de répondre à leurs enjeux.

Dans cette thèse le terrain d'étude (bassin aval de l'Aveyron, Fig. 3.3.5) est vu comme un dispositif d'application de la méthodologie afin d'évaluer son efficacité (dans quelle mesure les objectifs sont atteints) et, dans la mesure du possible, sa généralité. De ce fait, vis à vis des acteurs du terrain d'étude, la thèse ne visait pas à accompagner les acteurs vers la prise de décision mais à leur **fournir l'opportunité de faire progresser leurs connaissances sur le fonctionnement du système socio-écologique** étudié et appréhender les différents points de vue de différents acteurs de celui-ci. Aussi, ici, la méthodologie participative avait donc avant tout un objectif substantif et de partage des différents points de vue.

Positionné comme un **dispositif de recherche-intervention et de conception**, la thèse était basée sur des aller-retours entre terrain et laboratoire. Ainsi, au sein de chacune des 3 étapes de la méthodologie, les chercheurs ont eu pour responsabilité de mettre en œuvre des méthodes d'élicitation des représentations et connaissances des acteurs (sur le terrain), puis d'en construire une représentation stable et quantifiée (en laboratoire) puis de la confronter aux représentations des acteurs (sur le terrain).

Dans la logique des méthodes PMA et de conception de systèmes agricoles, le dispositif de la thèse était basé sur l'**articulation d'une diversité de méthodes d'interaction avec les acteurs** relevant du champ des méthodes « soft » et « hard », mobilisées suivant les objectifs des différentes étapes. Les modalités d'interactions retenues et mises en œuvre sont présentées en détail dans la thèse (organisée en trois articles décrivant chacune des trois étapes). Les principales méthodes mobilisées sont l'entretien semi-directif individuel (méthode consultative), le zonage à dire d'acteurs, les méthodes dites de « card sorting³⁸ », les ateliers collectifs (méthodes collaboratives).

Comme pointé par Barnaud (2008), nous avons préalablement à la mise en œuvre de la méthodologie R-C-E réalisée une rapide analyse des enjeux des différents acteurs clefs et des jeux de pouvoirs et d'influence en place. Cette analyse a été réalisée dans le cadre de la thèse à partir des résultats des travaux que j'avais conduit historiquement dans le cadre de l'analyse de situations de gestion de l'eau contrastées (Cf. section 3.1). Dès les premiers entretiens réalisés dans le cadre de la présentation du projet de thèse, plusieurs acteurs nous ont fait part du haut niveau de tension entre, d'une part, les institutions en charge de la protection de l'environnement et les associations environnementales et, d'autre part, les acteurs du monde agricole : pour eux, en l'état de la situation, il était impossible de conduire un travail constructif lorsque ces deux types d'acteurs étaient réunis. Ils nous ont conseillé de **conduire le travail dans deux groupes d'acteurs distincts**. Suivant leur recommandation, nous avons constitué deux groupes d'acteurs portant des points de vue conciliables pour conduire l'étape de conception d'options de changement, étape la plus conflictuelle puisque traitant des changements

³⁸ Type méthode métaplan® ou méthode « post-it » qui sont des méthodes qui cherchent à faire exprimer sur papier des idées à un groupe d'acteurs et à conduire ceux-ci à les réorganiser pour construire une représentation partagée de la question traitée (ex. les enjeux du territoire).

à mettre en œuvre pour résoudre les problèmes de gestion de l'eau. Le détail des acteurs rencontrés et réunis durant le processus de thèse est fourni dans la thèse.

Comme fortement conseillé par Barreteau et al. (2010) pour assurer l'adhésion des acteurs et la convergence des attentes entre acteurs et chercheurs, nous avons détaillé les objectifs et la nature du dispositif participatif en début de chaque atelier de travail collectif. L'ensemble de ses « précautions » nous a permis de conduire le dispositif participatif sans grandes difficultés alors même que le sujet, la gestion quantitative de l'eau, était un sujet d'actualité brûlant et moteur de nombreux conflits ouverts et larvés (Debril et Therond, 2012).

Je présente ci-après rapidement les trois étapes de la méthodologie de conception et les résultats associés.

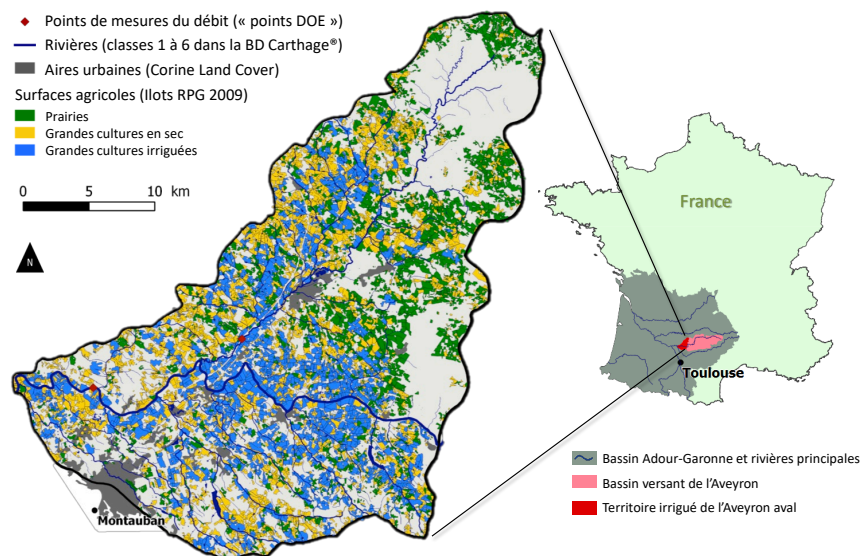


Figure 3.3.5 : Localisation et présentation du terrain d'étude : l'aval du bassin de l'Aveyron qui correspond à l'ensemble des sous bassins versant en aval du bassin de la rivière Aveyron a une surface d'environ 800 km². La surface agricole utilisable est d'environ 38 500 ha, partagée entre 1 150 exploitations dont 43% sont irriguées sur, en moyenne, 38 % de leur SAU³⁹. Il est composé des terrasses de l'Aveyron et des coteaux argilo-calcaires alentours. Il est surtout exploité par des systèmes de production de grande culture, cultivant des céréales (blé et un peu d'orge), des oléagineux (tournesol et très peu de soja), très peu de protéagineux (pois) et du maïs.

3.3.5.1. Étape 1- Co-représentation le système socio-écologique dans sa situation actuelle (Murque et al. 2016)

L'objectif de cette première étape de la méthodologie R-C-E était de développer (i) un modèle du système socio-écologique décrivant finement la situation de gestion de l'Aveyron aval basé sur l'hybridation de connaissances génériques et locales, (ii) de construire une représentation partagée et acceptée par les acteurs et les scientifiques du système étudié et (iii) une instance de MAELIA correspondant à un modèle concret du fonctionnement actuel du système socio-écologique. Les objectifs de généricité de la méthodologie R-C-E et de faciliter sa mise en œuvre nous ont conduit à tenter de valoriser au maximum les bases de données nationales et les connaissances génériques disponibles. Plus particulièrement, considérant le besoin de représenter finement les situations d'action au sein d'un territoire agricole, un des enjeux clefs était de développer une méthodologie qui permettait de construire un modèle précis du paysage agricole entendu comme la représentation des

³⁹ Données issues de traitements du Registre Parcellaire Graphique en 2009.

déterminants de la distribution spatiale des systèmes de culture et des systèmes eux-mêmes. Je ne reviens pas ici sur le travail d'élucidation du comportement des services de l'état concernant l'édiction des restrictions d'usage et de gestion des barrages ou la représentation des composantes hydrologiques du socio-écosystème puisque le travail réalisé dans la thèse était très similaire à celui réalisé dans la cadre de l'analyse de situations de gestion de l'eau (section 3.1). Je réalise ici une présentation générale du processus de développement d'un modèle de paysage agricole via le développement d'une instance de MAELIA (voir détail dans *Murque et al. 2016*).

Considérant les données fournies par le RPG et les données génériques sur les séquences de culture (Cf. section 3.2.4) l'objectif était de collecter des informations précises sur les stratégies de conduite des cultures pour les grands systèmes de culture du terrain. Pour cela, le travail a été réalisé en 5 grands temps :

- (i) Des **entretiens individuels d'experts du terrain et l'analyse des données du RPG**, de la carte des sols développée par la chambre d'agriculture du Tarn et Garonne et de données sur le climat nous ont permis d'appréhender les grandes caractéristiques du paysage agricole du terrain d'étude,
- (ii) Sur la base de ces connaissances, lors d'un **atelier collectif, basé sur des méthodes de « brainstorming »** (identification des systèmes de culture et déterminants spatiaux) et zonage à dire d'acteurs (spatialisation), nous avons conduit un groupe d'experts à spécifier les principaux systèmes de culture du terrain et les principaux déterminant de leur localisation. Cet atelier nous a permis d'identifier et spatialiser des zones considérées comme homogènes par les experts réunis en termes de systèmes de culture (essentiellement définies par la nature des sols et de la géomorphologie) et au sein de ces zones des grands types de systèmes de production présentant des systèmes de culture différents (essentiellement élevage vs. culture).
- (iii) Considérant ce zonage géographique et cette catégorisation des systèmes de production, nous avons réalisé **un échantillonnage d'exploitations agricoles** couvrant la gamme des situations distinguées par les experts puis des enquêtes dans ces exploitations ont permis d'élucider les stratégies de conduite des cultures pour leurs principaux systèmes de culture (Cf. Section 3.2).
- (iv) En laboratoire, nous avons alors formalisé les données recueillies dans un **Système d'Information Géographique (SIG)** qui décrit la structure du paysage agricole (quels systèmes de culture où) et paramétré les formalismes de MAELIA pour modéliser les stratégies de conduite des systèmes de culture (permettant de simuler la dynamique des opérations techniques). Le couplage entre bases de données génériques et données issues du terrain a nécessité (i) le développement d'algorithmes relativement génériques qui ont été intégrés dans MAELIA pour être réutilisable sur d'autres terrains et (ii) des interactions individuelles ou collectives avec différents acteurs du terrain pour préciser certaines données ou informations recueillies dans les phases précédentes mais considérées comme trop ambiguës pour être formalisées dans le SIG ou dans MAELIA.
- (v) Enfin, toujours en laboratoire, nous avons réalisé des **simulations du fonctionnement actuel du système socio-écologique avec MAELIA** puis conduit des évaluations quantitatives⁴⁰ et qualitatives des résultats de simulation. La validation avec les experts des sorties du modèle a permis de mettre en lumière des incohérences du modèle et donc les modifications à réaliser.

Ce dispositif de modélisation de la structure et de la dynamique du paysage agricole s'est donc appuyé sur de **nombreux aller-retours entre terrain et laboratoire**, des méthodes de nature différente et sur les acquis méthodologiques (ex. zonage à dire d'acteurs, formalisation des stratégies) et les outils développés dans mes travaux de recherche précédents (ex. MAELIA).

Ce dispositif a permis la formalisation d'un modèle de paysage agricole du terrain d'étude. Cette

⁴⁰ Exemple : comparaison de l'hydrologie simulée et observée.

instance de MAELIA est composée de **12 000 îlots agricoles spatialement explicites** (appartenant à 1 150 exploitations) et **18 000 parcelles** (non spatialement explicites). Pour chaque parcelle en fonction de sa séquence de culture (associées à 18 grands types de rotation), du type de sols (9 types), du type d'équipements d'irrigation (5) et du type d'exploitations (2) une des **140 stratégies de conduite de culture** formalisées a été affectée à chaque culture de la séquence de culture (issue du traitement du RPG). Par ailleurs, chaque parcelle irriguée a été rattachée à une ressource en eau donnée (tronçon de rivière, retenue, nappe) et à une série climatique (d'un point SAFRAN). Sur chaque parcelle, la dynamique des opérations techniques est déterminée par la stratégie de conduite des cultures mais aussi par les contraintes de fonctionnement de l'exploitation agricole (ex la disponibilité de la main d'œuvre, topologie des parcelles dans l'exploitation). Dans ce modèle, chaque parcelle irriguée, devient alors une situation d'action unique !

Considérant ce niveau de complication du modèle **un des risques majeurs était que les phases de calibration puis de validation soient extrêmement couteuses ou encore que malgré celles-ci les résultats de simulation de MAELIA ne soient pas réalistes et cohérents**. Cependant, aucun de ces deux problèmes n'est apparu. On peut supposer que le fait d'avoir paramétré et validé les différents modules pas à pas, en utilisant des données observées si disponibles, et en interaction répétée avec les acteurs, a permis de ne pas être confronté à ces problèmes. Ainsi, lors de la phase d'évaluation qualitatives par les acteurs locaux du comportement du modèle ces derniers ont considéré que les simulations des dynamiques de semis et d'irrigation par année et par grand type de systèmes de culture irrigués étaient cohérentes avec leurs connaissances du comportement des agriculteurs du terrain d'étude. Ce constat a été réalisé par des acteurs des services de l'état et de l'agriculture alors même que ces derniers considéraient initialement que la diversité des situations de production rendait très difficile voire impossible toute modélisation !

Il est remarquable de noter que ce niveau de précision du modèle, qui induit un niveau de complication élevé, a été pour certains acteurs, des agriculteurs et agents des services de l'état, un critère d'acceptabilité de l'approche proposée. Ils ont mentionné à plusieurs reprises que cette approche permettait de prendre en compte les particularités des situations de gestion des agriculteurs et des gestionnaires de l'eau. Certains agriculteurs ont utilisé cet argument pour essayer de motiver leurs collègues à participer au dispositif de thèse considérant que c'était **enfin « une étude qui n'applique pas des règles générales à des situations particulières »** !

Par ailleurs, de manière originale, le processus d'évaluations qualitatives des sorties de l'instance de MAELIA **a conduit certains experts à revoir leur compréhension du fonctionnement de certaines composantes du système**. Ainsi, la dynamique des prélèvements agricoles agrégés telle que simulée par MAELIA a initialement paru surprenante aux experts de l'hydrologie (service de l'Etat) et au conseiller agricole irrigation. Après analyse avec les chercheurs pendant plusieurs heures de l'origine des résultats ces experts ont conclu, que cette donnée, qui n'est pas mesurée actuellement, était finalement cohérente et que jusqu'ici ils l'avaient, dans une certaine mesure, mal appréciée.

Cette approche de modélisation du paysage agricole a permis de **dépasser le classique compromis entre étendue du terrain d'étude et finesse de représentation** qui a conduit la très grande majorité des travaux précédents à fortement simplifier la représentation des systèmes de culture lorsque l'étendue du terrain était importante (ici de l'ordre de 800 km²). Cette avancée a été réalisée grâce à **l'hybridation des données fines et relativement exhaustives du RPG et des séquences de cultures avec les connaissances des acteurs locaux** collectées à différents grains : territoire, zone du territoire, exploitation agricole, système de culture. Une autre avancée majeure est la production d'**un modèle de territoire dynamique** qui permet de simuler, grâce à l'architecture MAELIA, la dynamique des couverts végétaux intra et interannuelles, des flux d'eau dans les sols, et des opérations techniques associées dans chaque parcelle en fonction des données issues de cette hybridation des connaissances.

Enfin, last but not least, même si non détaillé dans ce document, ce processus nous a permis de développer une instance complète de MAELIA, c.-à-d. **un modèle complet du système socio-écologique** correspondant à la situation de gestion étudiée. D'un point de vue opérationnel, il est intéressant de noter que simuler le fonctionnement de ce système au pas de temps journalier avec MAELIA prend entre 1 heure et 4 heures de temps machine (8 processeurs) suivant le nombre de variables de sorties et le grain temporel d'enregistrement de celles-ci. Ces temps de simulation n'ont donc pas été une grosse contrainte dans le dispositif de thèse.

3.3.5.2. *Étape 2- Co-conception de systèmes socio-écologiques alternatifs (Murgue et al. 2015)*

L'objectif de cette deuxième étape de la méthodologie R-C-E était de conduire chacun des deux groupes d'acteurs à exprimer leurs visions des options de changement du système socio-écologique (ex. distribution spatiale des systèmes de culture, modes de gestion des ressources en eau) qu'ils jugeaient acceptables ou nécessaires pour réduire les problèmes de gestion de l'eau du bassin. Trois grandes hypothèses sous tendaient la méthodologie mise en œuvre : (i) les acteurs ont une vision des changements à mettre en œuvre, (ii) ils sont en capacité de les exprimer à l'échelle du système socio-écologique même si elle ne correspond pas à leur niveau ou échelle de décision et, (iii) le modèle développé dans la première étape de la méthodologie R-C-E peut être utilisé comme objet intermédiaire pour aider à exprimer ou affiner leurs visions.

Le dispositif de conception était organisé en quatre grandes sous-étapes chacune structurée en deux temps, un temps d'expression libres des idées individuelles visant à appréhender l'espace des possibles puis une séquence de sélection collective des propositions jugées les plus pertinentes relativement à l'objectif de la séquence de travail. Nous avons donc organisé un processus itératif d'expansion puis de sélection d'information telle que proposée par Giampietro (2002). Les quatre sous-étapes étaient initiées par une question et organisées comme suit (Fig. 3.3.5.2) :

- **Qu'attendez-vous du projet de recherche ?** Après une présentation rapide des objectifs du projet, il s'agissait ici de les mettre en débat afin de les positionner par rapport aux attentes des acteurs impliqués. Cette étape a permis d'expliquer pourquoi nous nous intéressions à des changements dans le système socio-écologiques autres que la création de barrage, question déjà traitée par de nombreux projets passés et en cours. Cette étape a permis une appropriation individuelle du projet et l'expression des points de vue de chacun sur ses objectifs. Alors que cette étape n'a pas posé de problème particulier avec les acteurs de la protection de l'environnement, elle a été très utile avec le groupe d'acteurs « agricoles » pour **désamorcer l'inéluctable débat sur les options de solutions opposant les défenseurs des barrages à ceux proposant des changements de pratiques agricoles.**

- **Quels changements pourraient réduire les risques de crises de gestion de l'eau ?** Avant d'être traitée la question a été mis en débat. Alors qu'acceptée directement par le groupe d'acteurs de la protection de l'environnement, elle a été discutée par le groupe des acteurs agricoles et finalement complétée pour intégrer l'enjeu de prise en compte de la viabilité des exploitations agricoles. Dans un deuxième temps chaque acteur était invité à identifier leurs idées sur des post-it (une idée par post-it) puis à les réorganiser par groupe thématique (méthode : card sorting). Enfin, les acteurs ont été invités à coller des gommettes (trois par acteur) sur les idées ou groupe d'idées qu'ils jugeaient les plus pertinentes et réalistes relativement à la question et au contexte socio-économique actuel.

- **Dans quelles situations de gestion ces changements peuvent-ils être mis en œuvre ?** Il s'agissait ici d'amener les acteurs, pour les idées sélectionnées (ayant le plus de gommettes) à spécifier le plus finement possible les conditions de mise en œuvre du changement, par exemple pour un changement de systèmes de culture dans quelles situations pédoclimatiques et quels types d'exploitation et si possible de spatialiser ces situations acceptables pour les changements sur une carte du territoire (méthode : zonage à dire d'acteurs).

- **Quel est le niveau ou degré de changement acceptable ?** Il s'agissait ici d'amener les acteurs à affiner leur description du changement dans les situations adaptées et à spécifier le niveau de changement

acceptable, par exemple la part des surfaces de l'exploitation concernées par celui-ci. Pour cela, nous avons utilisé un SIG en séance collective de manière à ce qu'au fur et à mesure des propositions des acteurs nous puissions leur fournir des informations sur les surfaces concernées, le nombre d'exploitations touchées (utilisation du SIG comme objet intermédiaire).

Comme mentionné ci-avant, un objectif général au fur et à mesure des séquences de travail a été d'amener les acteurs à spécifier le plus finement et quantitativement possibles leurs propositions. L'enjeu ici était de réduire au maximum l'ambiguïté sur leurs propositions afin de minimiser les interprétations des scientifiques lors de la traduction du discours d'acteurs en entrées de modèle (**processus de défuzzification**).

Une fois ces ateliers réalisés les propositions ont été formalisées, en laboratoire, dans le SIG et paramétrées dans MAELIA de manière à simuler les effets de ces alternatives de structure ou de fonctionnement du système socio-écologique (voir détail dans la thèse sur les méthodes de formalisation). La précision du modèle a permis de représenter finement leur proposition, par exemple d'identifier les parcelles, îlots et exploitations concernées et produire des cartes à la résolution de l'îlot

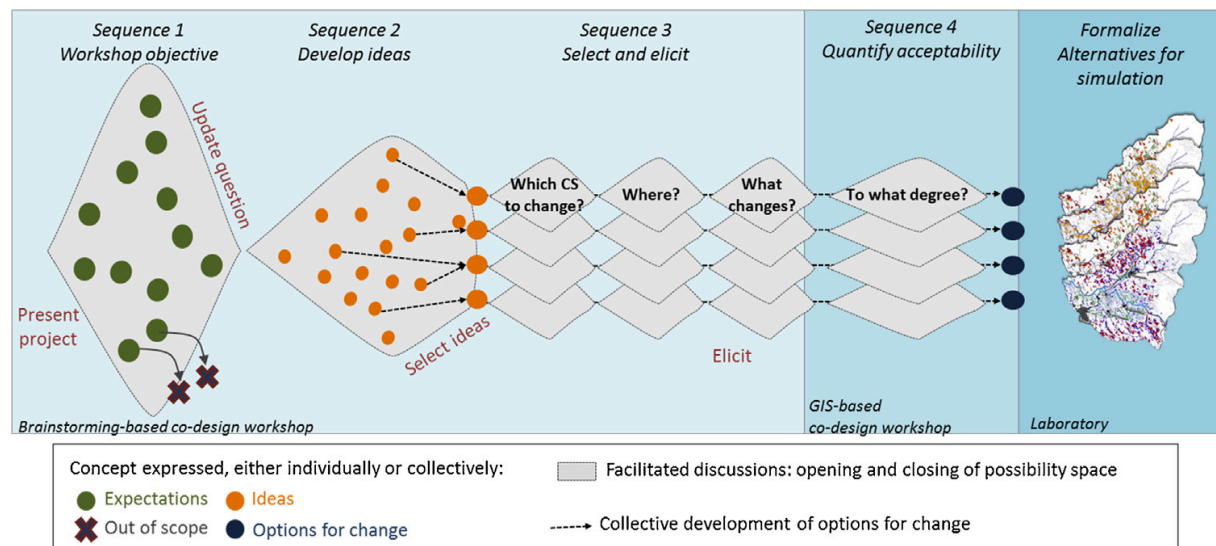


Figure 3.3.5.2 : Représentation schématique de la procédure de conception d'options de changement dans le système socio-écologique (ici une situation de gestion de l'eau) via le passage de phase d'expansion et de sélection des propositions (extrait de Murque et al. 2015).

En termes de résultats, les deux groupes ont été très productifs chacun abordant le système socio-écologique sous un point de vue propre mais chacun traitant des différents grands sous-systèmes de sur-lesquels il est possible d'agir celui-ci : système de ressource (nature et ordre de priorité des ressources utilisées), usagers agricoles (systèmes de culture), gouvernance (modes de gestion des ressources en eau). Comme attendu, les acteurs agricoles ont été très précis sur les changements de systèmes de culture et beaucoup plus général sur les aspects de gestion de l'eau alors que les acteurs de la protection de l'environnement ont eu la posture inverse. Les acteurs agricoles ont plutôt eu une approche bottom-up du point de vue des niveaux d'organisation et échelles appréhendées (des niveaux îlot et exploitation à ceux des zones pédoclimatiques et bassin versants) alors que l'autre groupe a plutôt eu une approche top-down (des bassins versant vers les niveaux exploitation voire îlot). Dans les deux cas, les groupes ont été en mesure d'exprimer des propositions à ces différents niveaux (hypothèse 1 & 2). Le modèle co-construit dans l'étape précédente a eu deux grands intérêts (i) il a fourni un support efficace pour aider les acteurs à affiner leur proposition de spatialisation des

changements (rôle d'objet intermédiaire, hypothèse 3) et (ii) comme décrits dans *Therond et al. (2009) et Leenhardt et al. (2012)*, a aussi permis aux chercheurs d'acquérir les connaissances nécessaires pour guider et stimuler les acteurs dans le processus de « défuzzification » via de régulières remises en perspective de leur proposition vis à vis des caractéristiques du système-écologique formalisées dans le modèle.

Du point de vue de la conception, cette démarche était originale par la nature de l'objet manipulé, un système socio-écologique, et par conséquent par la gamme des niveaux d'organisation et domaines instruits. Aussi, ce travail réalisé s'inscrit dans la droite ligne de la proposition de Nassauer and Opdam (2008) de développer un processus de « *landscape design* » à l'interface entre science et société en vue de produire des connaissances qui font sens pour les acteurs.

Un effet non attendu du dispositif de conception en deux groupes parallèles a été la curiosité de chaque groupe vis à vis des productions de l'autre. Chacun d'eux a alors demandé à organiser une réunion d'échange sur les propositions : **alors que les acteurs nous avaient conseillés de conduire le processus de manière séparé ils nous demandaient maintenant de les réunir !** C'est ce qui a été fait pour la troisième étape.

3.3.5.3. *Étape 3- Évaluation des alternatives et co-analyse des résultats* (Martin et al. 2016)

Cette troisième étape de la méthodologie avait comme objectif de conduire une évaluation intégrée des alternatives de systèmes socio-écologiques conçues par les acteurs et d'organiser une co-analyse des résultats de celle-ci.

La dynamique de la situation courante et des variations de celle-ci correspondant à ces alternatives ont été simulées pour une série climatique de 10 ans (2000-2010). L'objectif était de pouvoir évaluer les performances des alternatives relativement à la situation courante pour une gamme d'années climatiques contrastées.

Les deux alternatives évaluées correspondent à des modifications des systèmes de monoculture de maïs via (i) **l'avancement des dates de semis et l'utilisation des variétés plus précoces** sur 20 % de la sole maïs monoculture et, (ii) **l'introduction de rotations maïs-blé ou maïs-blé-blé** sur 20% de la sole en maïs monoculture ; dans les deux cas pour les situations spécifiées par les acteurs. Le premier type de changement vise à décaler le cycle du maïs de manière à essayer de positionner la période de fort besoin en eau du maïs (autour de la floraison) avant la période moyenne de démarrage de l'étiage (mi à fin juillet). On parle alors de **stratégie d'esquive**. Le deuxième type de changement vise à réduire la demande d'irrigation en remplaçant le maïs fortement irrigué pendant la période étiage (8 à 12 tours d'eau) par une culture qui n'est pas irriguée ou faiblement irriguée (1 à 3 tours d'eau) avant la période d'étiage. Ces deux types de changement sont classiquement identifiés, par les acteurs institutionnels de la gestion de l'eau, comme des options pour réduire la demande agricole en eau pendant la période d'étiage. Le changement de rotations est beaucoup plus ambitieux que celui des dates de semis et variétés. Ce deuxième type de changement est relativement **en rupture avec les pratiques sur le bassin**. Avant ce travail de thèse, Les effets potentiels sur l'hydrologie de ces deux alternatives sur le terrain d'étude, comme sur beaucoup d'autres bassins versant, n'avaient jamais été évalués faute de procédures et d'outils adaptés pour les dimensionner et les évaluer (*Balestrat et Therond 2014 ; Therond 2014*).

Les résultats des simulations, ont montré que (i) les **effets sur l'hydrologie sont négligeables** pour l'alternative concernant les dates de semis et variétés et sont faibles pour l'alternative rotation même dans le cas du maïs-blé-blé et (ii) qu'il faudrait remplacer l'ensemble des monocultures de maïs (vs. 20 %) par des rotations maïs-blé ou maïs-blé-blé pour avoir des effets significatifs. L'effet négligeable de l'alternative concernant les dates de semis et variétés s'explique par le faible décalage du cycle de végétation attendu : les agriculteurs sèment déjà le plus tôt possible et sèment les variétés précoces avec une densité plus élevée pour compenser le déficit de potentiel de rendement. Le faible effet de

l'alternative concernant la rotation s'explique par des phénomènes dépendant des caractéristiques des sous bassins versant (assolement et nature des ressources en eau), contre intuitifs et plus difficiles à analyser. Les analyses, toujours en cours, laissent entendre que (i) les pluies d'été génèrent des flux d'eau vers les hydrosystèmes par ruissellement et écoulement sub-surface plus faibles dans les sols plus secs sous blé que dans les sols plus humides sous maïs du fait de l'irrigation, et (ii) que des basculements de prélèvements d'irrigation, des cours d'eau vers les retenues collinaires, lorsque ces premiers font l'objet d'arrêtés de restriction d'usage viennent modifier significativement le fonctionnement hydrologique des bassins versant concernés, (iii) que les lâchers de barrage sur l'Aveyron viennent compenser les effets de changement de rotation. L'évaluation de ce deuxième type de changement a démontré l'intérêt et la **nécessité de la simulation du fonctionnement de l'ensemble du système socio-écologique : les effets des changements dépendent des interactions entre les quatre grands sous-systèmes de celui-ci !**

Ces résultats de simulation ont été présentés et discutés avec des représentants des deux groupes d'acteurs et de nouveaux acteurs intéressés : le président de la chambre d'agriculture du Tarn et Garonne et le directeur de la Direction Départementale du Territoire (DDT, services de l'État départementaux). Les discussions ont alors beaucoup cherché à clarifier l'origine de ces résultats. Elles ont mis en lumière le besoin de conduire un travail de recherche approfondi sur les modalités de présentation de résultats issus d'un modèle aussi compliqué et nécessitant d'analyser des résultats intermédiaires à différents niveaux d'organisation pour comprendre l'origine des phénomènes émergents (voir ci-dessous).

3.3.6. Enjeux, limites et continuités

Pour des raisons de décalage non prévu des temporalités de développement de MAELIA et de la thèse, l'évaluation des alternatives n'a pu être réalisée que sur la dimension biophysique (essentiellement hydrologique) et pas sur les dimensions économiques et sociales⁴¹ telles que prévues initialement. Aussi, lors de la présentation des résultats de l'évaluation aux acteurs, **le président de la Chambre d'Agriculture du Tarn et Garonne a rejeté en bloc la pertinence de cette évaluation arguant du non-sens de ne regarder le système que sous un seul point de vue, écologique et qu'à un seul niveau, le bassin versant ! Sans en utiliser le vocabulaire il a alors défendu l'idée de la nécessiter d'une évaluation intégrée multi-niveaux et multi-domaines.**

Bien que durant l'étape 2 (Co-conception) les acteurs aient exprimé des options de changement sur différents sous-systèmes du système socio-écologique (ex. changements des règles de gestion des barrages), les travaux de formalisation d'alternatives de système et d'évaluation ont été focalisés sur des variations de distributions spatiales de systèmes de culture dans le paysage. Ce choix a été fait au regard de la l'orientation disciplinaire du doctorant : l'agronomie du territoire. Il était également lié aux contraintes de temps et de moyens disponibles. Il ne remet pas en cause l'importance de traiter aussi la formalisation et l'évaluation des changements des autres sous-systèmes du système socio-écologique. Comme l'instance de MAELIA utilisée pour l'évaluation des alternatives simule le fonctionnement de l'ensemble du système socio-écologique ce travail est réalisé dans le cadre d'un projet de thèse complémentaire conduit au sein de l'UMR AGIR (voir ci-dessous).

Enfin, toujours pour des raisons de contrainte de temps et de moyens la thèse n'a permis de déployer **qu'une seule boucle de R-C-E**, c'est-à-dire une seule fois les 3 étapes Représentation-Conception-Évaluation (R-C-E), alors que la méthodologie a vocation à être itérative. En effet, les sorties de l'étape 3 ont vocation à initier un nouveau cycle de Conception-Évaluation voire à demander d'affiner ou compléter la Représentation du système socio-écologique considérant soit des imperfections ou

⁴¹ Lors de la réalisation des simulations les modules d'évaluation économique et sociale n'étaient pas encore stabilisés et paramétrés. Une première version opérationnelle est actuellement disponible et fait l'objet d'un travail d'amélioration dans le cadre du partenariat, autour de MAELIA, avec ARVALIS.

erreurs identifiées via l'étape d'évaluation soit des compléments à apporter pour pouvoir instruire un nouveau projet de conception (introduction de nouvelles entités non représentées jusqu'alors).

Considérant les limites du travail de thèse identifiées ci-dessus, la thèse de Sandrine Alain a été lancée mi 2015 par deux chercheurs de l'UMR AGIR (Delphine Leenhardt et Gaël Plumecocq) afin de poursuivre le travail engagé. Elle vise à développer une série de boucles de conception-évaluation intégrée basé sur l'utilisation de l'instance de MAELIA développée dans la thèse de Clément Murgue. L'enjeu méthodologique réside dans la mise en œuvre d'une évaluation intégrée d'une gamme d'alternatives issues de ces boucles itératives et de développer des modes de présentation des résultats de simulation permettant d'aider les acteurs à conduire une évaluation multicritères spatialisées, multi-niveaux et multi-domaines de ces alternatives, autrement dire de conduire un processus PMA abouti.

3.4. Voies de modernisation écologiques de l'agriculture et conception de transitions agroécologiques

En parallèle de mes travaux sur MAELIA et dans la thèse de Clément Murgue, considérant mes différents travaux sur les systèmes agricoles (SEAMLESS), les systèmes socio-écologiques (MAELIA) et le développement de scénarios de changements de systèmes agricoles, je me suis très fortement impliqué dans un travail de **développement de cadre conceptuels et méthodologiques pour l'analyse et l'accompagnement de la transition agroécologique** de l'échelle de l'exploitation (*Duru and Therond, 2014 ; Duru, Therond et al. 2015a*) à celle du territoire (*échelle locale, Duru, Therond and Fares, 2015b,c⁴²*).

Dans ces travaux basés sur une très importante revue de littérature, que j'ai co-coordonné avec Michel Duru (DR AGIR) durant les années 2012 à 2015, nous nous sommes attachés à clarifier (i) le statut et les spécificités des systèmes agricoles cherchant à réduire l'utilisation des intrants exogènes à l'écosystème via le développement des services écosystémiques et (ii) les méthodologies adaptées au développement de ces systèmes. Pour cela, nous avons commencé à caractériser finement les deux grandes voies de modernisation écologiques des systèmes d'agriculture industrielle (c.-à-d. conventionnels actuels) identifiées dans la littérature. Notre analyse de la littérature nous a conduit à identifier deux grandes formes de modernisation. **La première forme, en continuité de l'agriculture productiviste, correspond à une « faible modernisation écologique »** (« weak ecological modernisation ») de l'agriculture. Elle est fondée sur l'augmentation de l'efficacité des ressources (p. ex. l'eau), le recyclage des déchets ou sous-produit d'un sous-système par un autre (Kuisma et al. 2012) par la mise en œuvre de bonnes pratiques agricoles (Ingram, 2008) ou de technologies relevant de l'agriculture de précision et de la robotisation (Rains et al. 2011). Elle peut aussi correspondre à de nouvelles technologies faciles à transférer sous forme standardisées comme des intrants biologiques (ex. stimulateurs de défense des plantes, activateurs de sol, biopesticides, auxiliaires de culture introduits). Comme elle vise avant tout à réduire les principaux impacts environnementaux négatifs, elle est aussi qualifiée par certains auteurs « d'intensification écologique » (p. ex. Hochman et al. 2013). Notons que certaines de ces pratiques sont néanmoins susceptibles de générer des effets secondaires, par exemple le développement de phénomènes de résistance aux bioagresseurs des plantes. La seconde forme, en rupture avec le modèle productiviste, correspond à une « **profonde modernisation écologique** » (« strong ecological modernisation ») de l'agriculture. En complément des principes de recyclage des ressources, et de maîtrise des flux, il s'agit d'utiliser la biodiversité pour produire des **services écosystémiques (SE)** supports de la production agricole ou « services intrants » (Therond et al. 2017 ; Le Roux et al. 2008). Ces différents SE dépendent de pratiques mises en œuvre à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation agricole, mais aussi du paysage. La profonde modernisation écologique permettrait de concilier production agricole et gestion (conservation, amélioration) des ressources renouvelables. Cette forme de modernisation écologique de l'agriculture fondée sur des concepts de l'écologie est aussi qualifiée « d'écologiquement intensive » (Griffon 2007 ; Bonny 2011).

⁴² Ces trois papiers sont tous en co-premier auteur.

Alors que le modèle d'agriculture productiviste et sa faible modernisation écologique sont essentiellement fondés sur des technologies clef en main et/ou la mise en œuvre de bonnes pratiques, la profonde modernisation écologique est fondée sur des pratiques favorisant la diversité biologique à différentes échelles d'espace et de temps (Altieri 1999 ; Kremen et al. 2012). Elle requière un changement de paradigme puisque partant d'un système simplifié et standardisé, basé sur l'artificialisation du milieu, il faut développer un système diversifié permettant l'expression des processus écologiques à l'origine des SE (Kremen et al. 2012).

3.4.1. Conditions du développement de systèmes de production basés sur les services écosystémiques

A l'échelle de l'exploitation, nous nous sommes attachés à clarifier (i) le statut du concept de services écosystémiques en agriculture, (ii) les leviers d'action et stratégies pour le développement des SE rendus à l'agriculteur (SE intrants) et (iii) les outils existants et à développer pour accompagner le développement des systèmes diversifiés basés sur les SE (CF. Duru and Therond 2015 ; Duru, Therond et al. 2015a). Je présente rapidement les trois composantes de ce travail ci-dessous.

3.4.1.1. Les SE intrants

Dans ce travail, dans la continuité des travaux de Zhang et al. (2007), Swinton et al. (2007) et Le Roux et al. (2008), je me suis plus particulièrement impliqué dans le transfert des concepts de SE à l'agriculture. En m'appuyant sur la conceptualisation de Fisher et al. (2009), reprenant la conceptualisation de Daily (1997), j'ai proposé de considérer que les SE soient conceptualisés comme les éléments de la structure ou les processus de l'écosystème dont l'agriculteur ou la société dérivent des avantages (*benefits*). Cette conceptualisation, en rupture avec celle du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA 2005, voir section 4.1) a permis de bien clarifier le fait que la production de biens agricoles (*goods*) est issue des interactions entre les SE et les intrants exogènes. Elle permet aussi d'articuler de manière cohérente la conceptualisation des SE et celles, agronomique, des facteurs limitants et réducteurs de la production agricole proposés par Ittersum and Rabbinge (1997) : **les SE rendus aux agriculteurs et les intrants exogènes, correspondent à deux types différents de facteurs de production qui permettent de réduire les facteurs limitants abiotiques et les facteurs réducteurs biotiques** de la production agricole. L'objectif majeur des systèmes de production diversifiés est de développer les SE afin de réduire fortement les intrants industriels présentant la même fonction. La Figure 3.4.1.1., qui a fait l'objet d'un gros travail collectif, présente l'articulation de ces différents concepts. Ces SE intrants correspondent aux services de stockage et restitution d'eau, fourniture de nutriments, structuration du sol, contrôle des bioagresseurs (par conservation), pollinisation et régulation du microclimat de production. J'ai repris et précisée cette conceptualisation dans le cadre de mon travail dans l'étude INRA « EFESE-Écosystèmes agricoles » présentée dans la section 4.1. Il est maintenant reconnu que le niveau de ces SE dépend du niveau de biodiversité à l'échelle de la parcelle, de son environnement direct et du paysage élargi (ex. quelques centaines de mètres à quelques kilomètres). Trois types de biodiversités sous-tendent ces SE : **la biodiversité planifiée** (domestique intégrée par l'agriculture dans l'écosystème), **associée** (d'origine naturel et circulant dans la parcelle) et **l'hétérogénéité du paysage** en termes de composition et configuration. Suivant les SE et les organismes vivant à l'origine de ces SE, l'agriculteur doit développer des modalités de gestion adaptée de l'échelle de la parcelle à celle de l'exploitation voire via une organisation collective à celle du paysage.

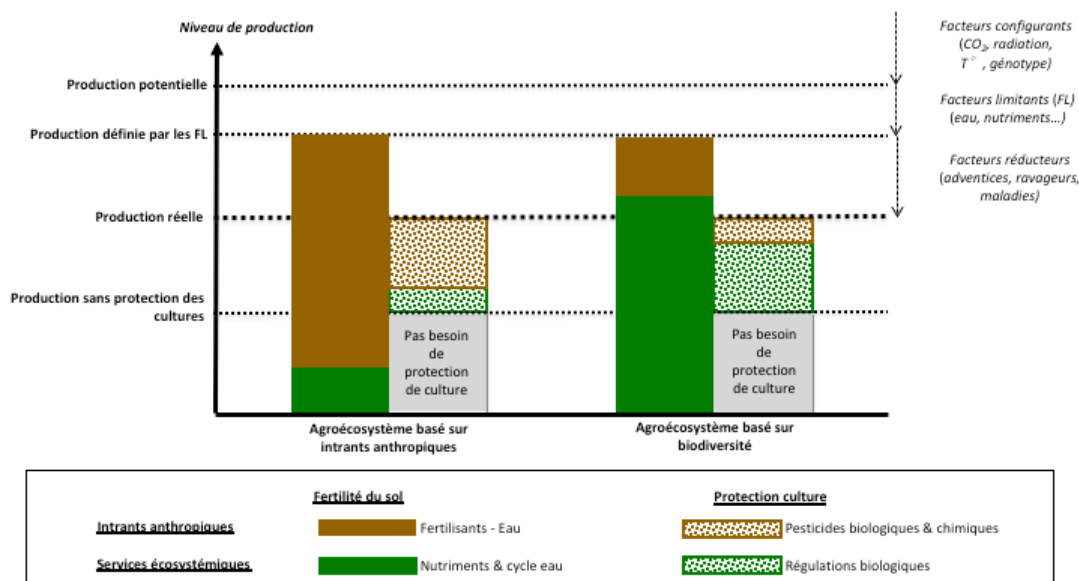


Figure 3.4.1.1 : Représentation du fonctionnement de deux formes archétypales d'agroécosystèmes présentant, pour des raisons illustratives, le même niveau de production. La première est basée sur une faible biodiversité planifiée et sur une forte utilisation d'intrants anthropiques et d'eau d'irrigation (type d'agroécosystème « basé sur les intrants anthropiques»). La deuxième a développé un agroécosystème basé sur une biodiversité planifiée et associée qui fournit un haut niveau de SE (régulations des nutriments et biologiques) ce qui lui permet de fortement réduire son utilisation d'intrants industriels et d'eau d'irrigation. Le niveau de « production sans (processus de) protection des cultures » est celui qui est atteint quand aucune protection naturelle (régulation biologique) et anthropique intervient. Afin de simplifier la représentation, le niveau de production sans (processus de) protection des cultures des deux types d'agroécosystème est le même. Dans l'agroécosystème basé sur les intrants anthropiques les facteurs limitants et réducteurs sont compensés par des apports d'intrants anthropiques. Dans l'agroécosystème basé sur la biodiversité ils sont principalement compensés par les services écosystémiques de régulation (adapté de [Duru et al. 2015](#), voir aussi [Bommarco et al. 2013](#)) (Extrait de [Therond et al. 2017b](#)).

3.4.1.2. La gestion des SE intrants

Une fois cette conceptualisation établie nous nous sommes attachés à **spécifier les leviers d'action pour développer les SE intrants**. Pour cela, nous nous sommes basés sur le très important travail réalisés par Biggs et al. (2012) de revue de littérature et des connaissances expertes sur les propriétés des écosystèmes qui permette le développement et la résilience des SE. Les résultats de cette analyse ont été très structurant pour nos travaux, aussi bien à l'échelle de l'exploitation qu'à celle du territoire. Ces auteurs identifient trois propriétés clefs des écosystèmes qui déterminent le niveau et la résilience des SE : (i) **la diversité et la redondance fonctionnelle**, (ii) **la connectivité** et (iii) **l'état des variables à dynamiques lentes** (ex. taux de matière organique des sols, état des réseaux trophiques, matrice paysagère). Ces derniers, moins classiquement identifiés dans la littérature agro-écologique, déterminent le régime des processus « rapides » dans l'écosystème tels que les flux de nutriments, la variabilité de la structure des sols, les régulations biologiques.

Nous avons alors identifié, trois grands types de leviers qui permettent d'agir sur ces propriétés :

- augmenter la diversité planifiée dans le temps et l'espace et la couverture des sols pour développer les SE relatifs à la fertilité des sols et les régulations biologiques,
- minimiser les perturbations mécaniques et chimiques des réseaux trophiques supports des SE,
- gérer la structure de la matrice paysagère pour développer les régulations biologiques (y c. pollinisation).

Les effets potentiels de ces leviers sont détaillés dans [Duru et al. \(2015\)](#).

Enfin, nous avons participé à clarifier que le fait de **gérer des écosystèmes diversifiés pour développer**

les SE nécessite de :

- (i) **mettre en œuvre des actions contextualisées/situées** (c.-à-d. que les relations entre pratiques et SE dépendent du contexte biotechnique de court et moyen/long terme),
- (ii) **gérer les incertitudes** liées au caractère chaotique des processus écologiques (c.-à-d. le niveau des SE peut dépendre d'une petite variation des variables d'état), sur les relations entre pratiques et SE et liée à la difficulté voire l'impossibilité de mesurer et suivre les effets des pratiques sur les réseaux trophiques à l'origine des SE,
- (iii) **gérer la variabilité** potentiellement importante, surtout dans une période de transition, des processus écologiques sous tendant les SE,
- (iv) **gérer les ambiguïtés** dans les variations observées des états et des processus qui peuvent présenter des tendances non désirées avant de présenter des tendances attendues ou inversement, et ce sur des périodes de l'ordre de plusieurs années (ex. 5 à 15 ans),
- (v) **prendre en compte des temps d'expression des effets** de certaines pratiques sur une période pluriannuelle,
- (vi) **structurer un processus de capitalisation des observations et d'apprentissage** sur les effets des pratiques au fil du temps.

Aussi, pour concevoir et mettre en œuvre des pratiques situées considérant les incertitudes à prendre en compte, les agriculteurs doivent mettre en œuvre une **gestion adaptative**. Cette dernière correspond à un processus structuré d'apprentissage progressif basé sur l'analyse des observations des effets des actions passées. Autrement dit elle correspond à **un processus d'essais-erreur structuré pour favoriser l'apprentissage dynamique** des relations pratiques entre propriétés de l'écosystème agricole et SE. Le challenge pour la recherche est alors de proposer des connaissances génériques actionnables en situation particulière et des procédures de conception-évaluation adaptatives de systèmes de culture.

En écho à mes travaux conduits sur l'IAM des systèmes socio-écologiques, nous avons clarifiés que l'enjeu du développement d'outils d'apprentissage utilisés par les agriculteurs pour la mise en œuvre d'une gestion adaptative est de développer des instruments (sensu lato) permettant de structurer (i) l'élitication et la structuration des connaissances des agriculteurs sur l'état voire le fonctionnement de l'écosystème, et (ii) l'intégration de cette connaissance avec les connaissances génériques issues de la recherche pour générer une stratégie d'action située (ex. choix d'une distribution spatiotemporelle d'espèces et de périodes et conditions de semis).

3.4.1.3. Outils existants et à développer pour accompagner le développement des systèmes basés sur les SE

Dans un troisième temps, nous avons cherché à identifier les connaissances actionnables par les agriculteurs disponibles et à développer pour soutenir le développement de systèmes de production agricole basés sur les SE intrants. Considérant l'importante incomplétude des connaissances sur les relations entre pratiques agricoles – propriétés et structure des écosystèmes – processus écologiques – SE, nous avons identifiés trois grands domaines de recherche clefs pour réduire cette incertitude.

D'un point de vue fondamental, l'écologie fonctionnelle et l'écologie du paysage sont deux domaines de recherche clefs pour analyser ces relations et produire des connaissances actionnables sur respectivement les relations entre (i) pratiques agricoles x contexte biophysique – biodiversité fonctionnelle – traits d'effet – SE et (ii) composition et configuration du paysage – biodiversité fonctionnelle (et donc, via l'entrée précédente, SE).

D'un point de vue plus opérationnel, nous avons identifié quatre grands types de connaissances formelles présentant un bon potentiel d'utilisation par les agriculteurs ou le conseil agricole pour accompagner la conception et la gestion de systèmes de production basé sur les SE :

- **bases de données** sur les conditions de milieux requises et les services potentiels rendus par les

espèces végétales individuellement ou en mélange développées par la recherche mais qui permettent d'intégrer les connaissances expérientielles des utilisateurs (ex. bases sur les espèces utilisables en couvert intermédiaire, Damour et al. 2014 ; Ozier-Lafontaine et al. 2011)

- **outils de conception de stratégie de gestion** basés sur l'intégration a priori des connaissances scientifiques et des connaissances expertes comme par exemple IPSIM l'outil de conception de stratégie de protection intégrée (Aubertot et al. 2013),

- **méthodologies de conception participative** basée sur l'utilisation de modèles qui permettraient d'instruire les relations entre pratiques – biodiversité – SE. Il faut cependant noter qu'une des grandes limites actuelles des modèles utilisables dans ce type de procédures est de ne pas ou peu prendre en compte les effets des pratiques sur la biodiversité associée (facteurs biotiques) et de celle-ci sur les SE.

- **méthodes (indicateurs de terrain) d'analyse de l'état de l'écosystème et du paysage** utilisable par les agriculteurs et permettant d'inférer des informations sur le fonctionnement de l'écosystème (ex. méthodes d'analyse de la fertilité physique, chimique et biologique des sols, indicateurs de biodiversité basés sur la composition et configuration du paysage).

Enfin, à nouveau comme pour l'IAM des systèmes socio-écologiques, nous avons pointé que, plus généralement le développement de connaissances scientifiques utilisables pour développer des systèmes de production agricole basés sur les SE intrants requière une posture de recherche du type « **integration and implementation sciences** » (Bammer 2005 ; section 3.3.2).

3.4.2. Accompagnement à la conception d'une transition agroécologique locale

Dans le cadre d'un autre travail de recherche co-coordonné avec Michel Duru nous avons développé un **cadre conceptuel interdisciplinaire et multi-niveaux pour penser et organiser au sein des territoires, une transition agroécologique porteuse d'une profonde modernisation écologique de l'agriculture (telle que définie dans la section précédente ; CF. *Duru, Therond and Fares 2015b,c*)**. A cette fin, à l'image du travail réalisé à l'échelle de l'exploitation, nous avons commencé par spécifier la nature et les conditions de mise en œuvre d'une transition, puis nous avons analysé les forces et faiblesses de trois cadres conceptuels existants qui permettent de penser cette profonde modernisation écologique de l'agriculture, respectivement, au sein des systèmes famille-exploitation, des systèmes socio-écologiques et des systèmes sociotechniques. Sur la base de cette analyse, j'ai développé un cadre conceptuel intégrateur, articulant et enrichissant les trois précédents, qui décrit la nature du système territorial concerné par cette transition agroécologique. Enfin, j'ai défini les principales étapes (et méthodes associées) d'une démarche d'accompagnement des acteurs locaux à la conception d'une transition agroécologique à l'échelle locale.

3.4.2.1. Conditions et caractéristiques de la transition agroécologique

Une analyse approfondie de la littérature nous a permis d'identifier les **conditions et caractéristiques clefs d'une profonde modernisation écologique de l'agriculture**. Ainsi nous avons identifié que le développement des biodiversités planifiées et associées et de l'hétérogénéité du paysage est limité par le fait que :

- le développement de nouveaux systèmes de culture basés sur une diversité de cultures (p. ex. cultures associées ou intermédiaires) et une réduction d'intrants peut **poser des problèmes au niveau des filières de production et de commercialisation** : difficultés technologiques lors des phases de récolte/collecte/transformation, difficultés organisationnelles (partage du risque, faibles incitations à investir ...) (Fares et al. 2011 ; Meynard et al. 2013),
- **les acteurs doivent se coordonner**, notamment pour l'aménagement de structures paysagères, pour la répartition spatiale des cultures ou pour des échanges de matières (Brewer et Goodel 2010), tout autant que pour anticiper et gérer les effets cascades potentiels de ces pratiques

collectives (Galloway et al. 2008 ; Walker et Meyers 2004),

- **l'incomplétude des connaissances** pour la mise en œuvre des pratiques agricoles existant à l'échelle de l'exploitation est amplifiée par celles liées à la nature et aux effets des pratiques des différents acteurs en charge de la gestion individuelles et collective de la matrice paysagères (Williams 2011),
- les innovations agronomiques incrémentales, qui contribuent surtout à l'augmentation de l'efficacité des facteurs de production, ne sont pas suffisantes pour le développement des SE intrants de l'échelle de la parcelle à celle du paysage ; **des innovations de rupture plus complexes à mettre en œuvre sont nécessaires** (Meynard et al. 2012),
- compte tenu de la grande diversité des situations de production (sol-climat-biologie) et des contextes socio-économiques le processus d'innovation devra être adapté, notamment en créant des réseaux locaux d'innovation permettant des apprentissages en situation (Klerkx and Leeuwis 2008).

Par ailleurs, nous avons pointé qu'au-delà des trois propriétés clefs, diversité, connectivité, état des variables lentes (Cf. Section précédente), Biggs et al. (2012) ont identifiés quatre grands principes de gouvernance du système social permettant de promouvoir le niveau et la résilience des SE dans les systèmes socio-écologiques :

- **Appréhender le système socio-écologique comme un « système complexe adaptatif »** caractérisé par des phénomènes émergents et non linéaires, une capacité élevée d'auto-organisation et d'adaptation, un contrôle distribué et des incertitudes ontologiques liées à une connaissance incomplète des gestionnaires. Une telle conception du système vise à aider les parties prenantes à considérer la gouvernance et la gestion adaptative comme étant structurellement nécessaires.
- **Encourager l'apprentissage et l'expérimentation** comme processus d'acquisition de nouvelles connaissances, comportements, compétences, valeurs ou préférences au niveau individuel et collectif.
- **Développer la participation aux processus de gouvernance et de gestion** afin de faciliter l'action collective, la pertinence, la transparence, la légitimité et, finalement, l'acceptabilité des organisations sociales, des décisions et des actions. Cela permet également aux acteurs de réagir plus rapidement aux changements internes ou externes et favorise la construction de représentations et de stratégies partagées.
- **Promouvoir des sous-systèmes polycentriques de gouvernance** qui structurent le débat et la prise de décision entre différents types d'acteurs, à différents niveaux d'organisation et sous différentes formes (par exemple bureaucratique, collectif, associatif, informel). Le principe fondamental de la gouvernance polycentrique est d'organiser des systèmes de gouvernance connectés à l'échelle spatiale à laquelle apparaissent les problèmes à gérer ou les décisions à prendre. Cela peut augmenter la capacité du système à produire les services écosystémiques attendus ainsi que sa souplesse et sa réactivité. Cette organisation favorise la diversité organisationnelle, la redondance et la connectivité des centres de décision et d'action.

Il apparaît donc clairement que pour conduire une profonde modernisation écologique de l'agriculture **les innovations ne peuvent pas seulement être technologique et technique. Elles doivent aussi être sociales, économiques et institutionnelles.** Elles ne peuvent pas, non plus, être pensées uniquement à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation. Les modes de production à mettre en œuvre pour développer et valoriser la diversité biologique peuvent générer des contraintes sur les filières et les conditions locales de gestion des ressources naturelles. **Elles doivent donc également être pensées au niveau des filières et des modalités de gestion des ressources naturelles** (ex. la matrice paysagère). En conséquence, **il est incontournable de penser et d'organiser cette transformation de l'agriculture via des changements cohérents et articulés aux niveaux des exploitations agricoles, des filières et des modalités de gestion des ressources naturelles afin de prendre en compte les réseaux d'acteurs**

et les organisations sociales impliquées localement (Klerkx and Leeuwis 2008 ; Knickel et al. 2009).

3.4.2.2. *Forces et faiblesses des cadres conceptuels existants*

Considérant ces spécificités, nous avons identifié trois grands types de cadres conceptuels et approches associés pour penser et organiser le développement de ce type d'agriculture à l'échelle locale : le système famille-exploitation et les systèmes d'innovation associés pour analyser l'organisation et la dynamique des systèmes de production (choix et stratégies de production) ; les systèmes socio-écologiques pour analyser la gestion des ressources naturelles au niveau d'un territoire ; les systèmes socio-techniques pour comprendre les dynamiques des activités, en particulier les transitions dans les façons de produire. Pour chacun des trois, après en avoir défini les principales caractéristiques nous avons spécifiés leurs principales limites pour structurer la conception d'une profonde modernisation écologique de l'agriculture à l'échelle locale. Je ne rentre pas dans le détail de cette analyse ici puisqu'elle est présentée dans *Duru, Therond and Fares (2015)*. Aussi, je me concentre ci-après sur les traits principaux de cette analyse en m'attardant un peu plus sur les systèmes socio-techniques dont je n'ai pas parlé jusqu'ici.

L'analyse des Systèmes Famille-Exploitations (SFE), permet d'identifier des (arché)types de système de production tels que des systèmes simplifiés et spécialisés basés sur une gestion très planifiée et des systèmes diversifiés dont les sous-systèmes (ex. ateliers) interagissent dynamiquement dans l'espace et le temps, permettant ainsi de bénéficier de multiples synergies rendues possibles par des interactions entre composantes. Cependant, nous avons identifié que ce type d'analyse du fonctionnement des exploitations agricoles présente trois limites principales (i) il ne prend pas vraiment en compte les risques de mise en œuvre de pratiques agroécologiques situées qui sont liés à l'incomplétude des connaissances ; (ii) le système social considéré, dans la phase d'analyse systémique, est très souvent réduit à ou aux agriculteurs de l'exploitation de telle sorte que les interactions sociales entre celui-ci et les autres acteurs du territoire et des filières ne sont généralement pas considérées ; (iii) l'impact des pratiques des agriculteurs à l'échelle du territoire sur l'état des ressources naturelles est peu ou pas pris en compte et évalué.

Comme présenté ci-avant, les **cadres conceptuels produits pour analyser ou modéliser les systèmes socio-écologiques (SSE)** (CF. section 3.1) permettent de disséquer la complexité des interactions sociales, écologiques et socio-écologiques présentes dans ces systèmes. Il est maintenant reconnu que dans de nombreuses situations les problèmes de gestion des ressources naturelles sont associés à une défaillance de la gouvernance. Cette défaillance est elle-même souvent liée à une sous-estimation du caractère évolutif et de la complexité des systèmes socio-écologiques concernés (Palh-Wostl 2009 ; Palh-Wostl et al. 2010 ; Folke et al. 2011). Dans la plupart de ces situations, le raisonnement à partir des cadres d'analyse des systèmes socio-écologiques permet de co-concevoir des solutions collectives pour atténuer ces problèmes. Néanmoins, nous avons identifiés qu'une faiblesse de cette approche est le plus souvent d'attaquer la question de la gestion de ressources naturelles et de l'impact des activités humaines agricoles : (i) sans s'attacher réellement aux cohérences agronomiques et organisationnelles au sein des systèmes de production ; (ii) sans imaginer les changements nécessaires dans les filières et les politiques agricoles, et (iii) sans conduire une analyse structurée du système d'acteurs en vue de comprendre leurs contraintes et leurs stratégies d'action et la nature des échanges.

La dynamique des innovations et des façons de produire des biens au sein des secteurs économiques ou des filières peut être analysée comme des **interactions entre trois niveaux d'organisation clefs du Système Socio-Technique (SST): les niches de production** (configuration instable de réseaux formels et informels d'acteurs d'où sont susceptibles d'émerger des innovations radicales), **les régimes socio-techniques** (configuration relativement stable associant des institutions, des techniques et des artefacts, ainsi que des réglementations, standards et normes de production, des pratiques et des

réseaux d'acteurs) et le **contexte global appelé « paysage »** (ensemble des facteurs externes aux régimes qui « cadrent » les interactions entre acteurs : valeurs culturelles, institutions politiques, problèmes environnementaux, ...) (Geels 2002). La dynamique du SST est abordée par l'analyse du processus d'adoption et de diffusion des innovations portées par des niches, et la transformation du ou des régimes socio-techniques dominants sous la pression du développement de ces niches et des incitations et changements réglementaires provenant du niveau supérieur, le « paysage » (Geels 2002 & 2005 ; Smith et Stirling 2010). Actuellement, le régime socio-technique dominant est le modèle productiviste souvent inscrit dans un processus de faible modernisation écologique basé sur l'augmentation de l'efficacité d'utilisation des ressources ou leur substitution (Horlings et Madsen 2011). Le modèle productiviste est dominant du fait de ses capacités à créer des situations de verrouillage technologique, organisationnelle et institutionnelle basés sur des systèmes de production cohérents associant normes, standards de production et configurations stabilisées de réseaux d'acteurs (Vanloqueren and Baret 2009). Les niches, quant à elles, correspondent à différentes alternatives de modèles de production plus ou moins structurées qui coexistent, de façon complémentaire ou concurrentielle. Ces niches existent souvent sous forme de réseaux (en France, réseaux BASE pour l'agriculture de conservation ; réseaux RAD-CIVAM pour l'agriculture durable). Aussi, le cadre conceptuel des systèmes socio-techniques est reconnu pour fournir un cadre d'analyse opérant pour déterminer la manière de renforcer les régimes lorsqu'ils sont menacés, ou d'identifier les verrous qui empêchent un changement de régime, alors que des contreperformances manifestes sont observées. Cependant, nous avons pointé que cette approche connaît cependant un certain nombre de limites pour penser la profonde modernisation écologique de l'agriculture : (i) l'angle d'attaque de la question de l'innovation par la dynamique des niches et des régimes socio-techniques amène à négliger la gestion collective des ressources naturelles et les conditions de mise en œuvre de cette gestion à l'échelle locale ; (ii) si la dynamique des niches est présentée, la question de leur gouvernance est absente dans cette analyse ; (iii) le niveau d'analyse de l'exploitation agricole et les cohérences biotechniques n'est généralement pas considéré.

3.4.2.3. *Un cadre conceptuel intégrateur pour penser une transition*

Le caractère sectoriel et les limites des trois approches présentées ci-dessus révèlent l'inadéquation de ceux-ci pour faire pleinement face à l'enjeu d'une profonde modernisation écologique de l'agriculture : penser et articuler de manière cohérente des changements technologiques, organisationnels et institutionnels aux niveaux des exploitations agricoles, des filières et des territoires de gestion des ressources naturelles. Aussi je me suis tout particulièrement investi dans le **développement d'un cadre conceptuel intégrateur permettant d'appréhender la nature du système concerné par la transition agroécologique de l'agriculture**. Il a vocation à aider à penser et organiser la transition agroécologique à l'échelle locale ; c'est-à-dire du niveau de la parcelle aux territoires d'action des filières et de la gestion des ressources naturelles. Cette proposition est complémentaire d'approches traitant des interactions s'établissant entre le local et le global plus à même d'instruire la question des politiques publiques environnementales, agricoles et économiques ; nationales et internationales (ex. Meynard et al. 2016). Je présente ci-après ce cadre conceptuel intégrateur en synthétisant *Duru, Therond et Fares* (2015).

Pour construire ce cadre d'analyse nous avons tiré parti des atouts et spécificités des approches présentées dans la section précédente et tenté de répondre aux faiblesses de chacune d'elle. La compatibilité théorique et l'intérêt d'hybrider les approches SSE et SST d'une part, et SFE et SSE d'autre part a déjà été analysée et démontrée (respectivement par Smith et Stirling 2010 et Darnhoffer et al. 2010). Nous l'avons amplifié, en hybridant ces trois approches. Dans chacune des trois approches analysées considérant que les systèmes sont décrits via la distinction de trois grands types d'entités, des acteurs, des ressources et des technologies mobilisées par les acteurs pour gérer les ressources ces concepts sont structurants de notre cadre d'analyse. Aussi je présente successivement notre conceptualisation de ces trois types d'entités du système et de leurs interactions.

Les acteurs de l'agriculture sont impliqués dans la gestion de l'exploitation agricole, des ressources naturelles et des filières agricoles. Chacun d'entre eux peut soit être impliqué dans un seul de ces processus de gestion, soit, comme beaucoup d'agriculteurs, dans deux ou trois de ces processus (fig. 1, sommet de la pyramide). Pour les SSE et SST, le système social (le système d'acteurs) est reconnu comme déterminant de leur fonctionnement. Dans l'analyse des SSE l'accent est mis sur les usagers des ressources naturelles et les organisations impliquées dans leur gestion. Dans l'analyse des SST appliquée au domaine agricole, il est plutôt question des organisations composant le système de production et de commercialisation au sein des filières. Dans le système famille-exploitation, l'agriculteur représente la dimension sociale (ten Napel et al. 2011), mais il y est rarement considéré comme un agent socialisé dont le comportement est déterminé par ses interactions sociales. Dans notre cadre d'analyse, nous postulons que l'agriculteur, comme tout autre acteur, intervient dans le jeu social et que son comportement dépend de celui-ci (Vanclay 2004 ; Klerkx et Leeuwis 2008). Dans ce système d'acteurs interviennent également les acteurs de la formation, du conseil et du développement agricole (non partie prenante des filières), comme, par exemple pour la France, les lycées agricoles, les chambres d'agriculture et les réseaux d'agriculture durable.

Deux grands types de ressources sont gérés par ces acteurs : des **ressources matérielles** dotées d'une dimension biophysique, et donc positionnables dans un repère espace-temps, et des **ressources cognitives**, immatérielles, correspondant à des connaissances, croyances, valeurs, procédures que les acteurs utilisent pour définir leurs objectifs, concevoir leurs stratégies propres ou alliances et conduire leurs actions. Dans notre approche, nous considérons les ressources matérielles comme un construit social et non pas comme une caractéristique intrinsèque aux objets biophysiques qui font ressource pour les acteurs. En effet, les dimensions et les propriétés de l'objet biophysique pertinentes pour le qualifier comme ressource dépendent directement du processus de gestion en jeu⁴³. Les processus de gestion des exploitations, des filières agricoles et des ressources naturelles à l'échelle locale ont pour objectif de conserver/restaurer/protéger ou produire/développer certaines de ces ressources matérielles, sachant que leur mise en œuvre peut avoir un impact, non désiré, sur l'état d'autres ressources. On peut distinguer trois grands types de systèmes de ressources matérielles (RM) associés à ces trois processus de gestion (fig. 1, base de la pyramide) : (i) le système de RM de l'exploitation (RM-E) mobilisé par l'agriculteur pour ses activités agricoles ; (ii) le système de RM mobilisé par les acteurs de chaque filière pour les activités de collecte, de transformation et de commercialisation (RM-F), et (iii) le système de RM mobilisé par les acteurs dans la gestion des ressources naturelles (N) déterminant la dynamique de l'agriculture locale et agissant à l'échelle des territoires (T) de gestion de ces ressources (RM-NT). Ces systèmes de RM comprennent des entités en relation, voire en interaction, telles que les parcelles, la biodiversité planifiée (les cultures, les animaux), la biodiversité associée, le matériel, les bâtiments, les ressources en eau, la main d'œuvre pour le système de RM-E, équipement de transport, de stockage et de transformation, voie de circulation pour le système de RM-F, ressources en eau, sol, la biodiversité (entre autre associée), les composants de la structure du paysage (haie, forêts, réseau hydrologique) pour le système de RM-NT. **Les trois systèmes de ressources matérielles sont très souvent interdépendants voire emboîtés** ; une même entité biophysique peut constituer une ressource pour différents sous-systèmes, domaines et niveaux. Cette interdépendance peut être directe ou indirecte⁴⁴.

Les normes formelles, considérées ici comme des ressources matérielles, définissent le cadre formel dans lequel les interactions entre les acteurs, et entre les acteurs et le milieu biophysique s'établissent. En accord avec l'économie institutionnelle (Oström 2009 ; Williamson 2002) et la sociologie de l'action

⁴³ Par exemple, pour l'agriculteur, la valeur économique et les propriétés technologiques de la ressource « grain de blé » ne sont pas obligatoirement les mêmes que celles considérées par les autres acteurs de la filière. Le même type d'exemple pourrait être développé en distinguant les ressources en eau, pour l'irrigation gérée au sein des exploitations, et les ressources en eau gérées par les gestionnaires intervenant à l'échelle d'un bassin versant.

⁴⁴ Par exemple, l'eau gérée à l'échelle du territoire est utilisée dans les exploitations pour l'irrigation ; les productions agricoles issues des exploitations sont collectées, transformées et distribuées par la filière.

organisée (Crozier et Friedberg 1977), nous considérons que ces normes formelles ne déterminent pas complètement le comportement des acteurs. Autrement dit, dotés d'une rationalité limitée, **les acteurs ont un certain degré de liberté et d'autonomie dans leurs choix et leurs actions**. Comme Crozier et Friedberg (1977) et Williamson (2002), nous insistons sur le fait que les frontières entre les organisations (p. ex. associations, entreprises, filières, collectifs de gestion de ressources) ne sont pas étanches. Au contraire, particulièrement en agriculture, les limites du système d'acteurs sont souvent difficiles à tracer. Pour cela, il est possible de s'appuyer sur les cadres conceptuels et méthodologiques de la sociologie de l'action organisée ou de l'économie institutionnelle qui cherchent à comprendre comment les actions individuelles fabriquent, par des mécanismes d'agrégation, un ordre social spécifique. Ce type d'analyse permet de **déterminer la nature des échanges entre les acteurs**, c'est-à-dire les normes et accords informels qui constituent des mécanismes d'exécution des accords tout aussi puissants que les normes formelles (Crozier et Friedberg 1977 ; Williamson 2002 ; Ostrom 2009). **Ces normes et accords informels sont considérés comme des ressources cognitives**. Ils peuvent prendre la forme de normes de comportement représentant l'adaptation située de normes formelles.

Chaque processus de gestion est basé sur, et déterminé par, des technologies, et qui sont utilisées pour intervenir sur le système de ressources concerné (fig.1, flèches reliant le système d'acteurs aux trois systèmes de RM). La nature des dimensions cognitive, matérielle et organisationnelle/institutionnelle des technologies sont déterminées par les ressources cognitives (connaissances sur le fonctionnement du système géré, connaissances procédurales, croyances, valeurs) et les modalités de coordination des acteurs qui les mettent en œuvre⁴⁵ (Cash *et al.* 2003 ; Geels 2005).

⁴⁵ On peut noter qu'au sein de ces technologies, les systèmes d'information déterminent les modalités de qualification des ressources. La connaissance qu'ont les acteurs de l'état des ressources matérielles au fil du temps, et par conséquent leurs interventions pour les gérer dans le temps et l'espace conditionnent leur capacité à atteindre leurs objectifs de performances.

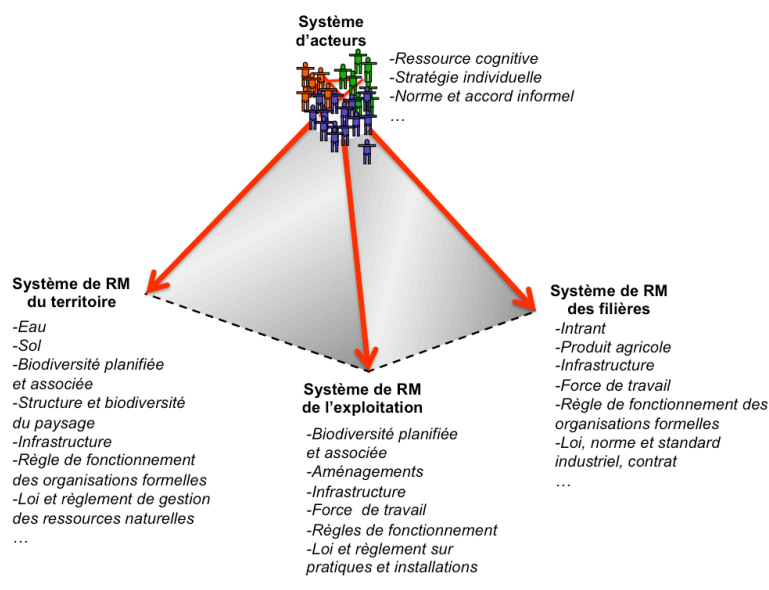


Figure 3.4.2.3 : Représentation de l'agriculture locale vue comme un système d'acteurs, composé d'agriculteurs et d'autres acteurs dotés de ressources cognitives (croyances, valeurs, connaissances, procédures) et de stratégies individuelles dont le comportement est déterminé par des normes et accords informels, en interaction avec trois systèmes de ressources matérielles (RM : de l'exploitation, du territoire et des filières), au travers de technologies utilisées par les acteurs (flèches sur les arêtes de la pyramide), souvent de manière dédiée, pour gérer les trois grands systèmes de RM types. Les pointillés reliant les trois systèmes de RM expriment le fait que ces 3 systèmes de RM ne sont pas indépendants les uns des autres. La pyramide traduit le fait que l'agriculture locale doit être pensée, organisée et gérée comme un tout.

Cette représentation intégrée de l'agriculture locale (fig. 3.4.2.3) permet de mettre en lumière : (i) **le rôle déterminant du système et du jeu d'acteurs dans le fonctionnement des systèmes agricoles du territoire** ; (ii) **les trois grands types de ressources matérielles gérées par les acteurs de ces systèmes**, et (iii) **le rôle des technologies à l'interface entre acteurs et ressources matérielles**.

Alors que l'analyse de l'état des RM-E et RM-NT et des processus écologiques à l'origine des modifications de l'état de ces ressources relève des sciences de la terre et de la nature, l'identification des RM-F, l'analyse du système d'acteurs et de la place de technologies dans celui-ci relèvent principalement des sciences humaines et sociales. En conséquence, pour conduire une analyse intégrée de l'agriculture locale, il est nécessaire d'articuler des connaissances issues de ces deux grands types de disciplines. L'agronomie, science intégrative par essence, qui s'intéresse aux interactions entre le socio-système et l'écosystème, a un rôle clef à jouer dans ce processus d'intégration des connaissances (Chevassus-au-Louis et al. 2008).

Le cadre conceptuel présenté ci-dessus vise à aider les scientifiques et les acteurs à appréhender le système concerné par la transition agroécologique de l'agriculture. Nous l'avons conçu pour aider à structurer une démarche de recherche participative, entre acteurs du territoire et chercheurs, dont l'objectif est de concevoir les modalités locales de cette transition. Aussi, dans la continuité du développement de ce cadre conceptuel, je me suis aussi tout particulièrement investi dans la définition d'une démarche de conception « territorialisée » d'une profonde modernisation écologique de l'agriculture adaptée aux spécificités biophysiques, économiques et sociales du territoire dans lequel elle doit s'opérer. Je présente ci-après rapidement, les principes qui ont sous-tendus le développement de la démarche puis les grandes étapes de celle-ci (le détail est présenté dans *Duru, Therond and Fares 2015*).

3.4.2.1. Un cadre méthodologique pour accompagner la conception d'une transition agroécologique

Comme le modèle d'agriculture industrielle est fortement soutenue par le régime socio-technique dominant (CF. ci-avant), l'agriculture basée sur les SE et donc la gestion de la biodiversité a très peu de chance de se développer fortement via une transition émergente, c'est-à-dire non planifiée et non gérée (Darnhofer 2015 ; Horling et Marsden 2012 ; Kremen et Miles 2012 ; Levidow et al. 2012 ; Vanloqueren et Baret 2009). En conséquence, si des acteurs cherchent à développer cette forme d'agriculture au niveau local, ils doivent **mettre en oeuvre une gestion explicite de la transition (*transition management*)**, c'est-à-dire un processus de gouvernance qui vise à orienter ou à moduler la dynamique des transitions (Darnhofer 2015 ; Foxon 2011 ; Foxon et al. 2009). Le défi consiste alors à gérer une « transition intentionnelle » (*purposive transition*), c'est-à-dire « *deliberately intended and pursued...to reflect an explicit set of societal expectations or interests* » (Geels and Schot 2007). Un des grands enjeux est alors de **développer une « arène de transition » (*transition arena*)** c.-à-d. un groupe relativement petit d'acteurs axés sur l'innovation qui ont atteint un consensus sur le besoin et l'opportunité de changements systémiques et s'engage dans un processus d'apprentissage social sur les possibilités et les opportunités futures (Foxon et al. 2009). Dans ces arènes de choix collectif (les acteurs du territoire cherchent à établir de nouvelles règles pour structurer leurs actions (Ostrom 2005 ; Pahl-Wostl 2007 ; Klerkx et al. 2012). Dans ce type d'arène, les grands enjeux sont la compréhension mutuelle, le développement collectif d'objectifs partagés, de visions de l'avenir attendu et des trajectoires (stratégies) potentielles pour y parvenir (Kemp and Rotmans 2005 ; Darnhofer 2015, Loorbach 2010). Objectifs qui font échos à ceux des procédures PMA, des méthodes participatives et des sciences de la conception (section 3.3). En ce qui concerne les transitions agroécologiques, **le défi consiste alors à concevoir des changements dans l'agriculture locale multi-domaines et multi-niveaux de court à moyen/long terme** (Darnhofer 2015).

Pour favoriser l'exécution de ce type de processus d'innovation à l'échelle du territoire, il est donc nécessaire que: (i) la démarche de conception des modalités de la transition agroécologique de l'agriculture **implique dès le départ et fortement les acteurs concernés et volontaires** et permette l'émergence et la mise en oeuvre d'une gestion adaptative et (ii) **des structures de gouvernance adaptées soient mises en place** dans les filières et dans les territoires pour mettre en oeuvre ces modalités de la transition. Aussi, la démarche de conception des modalités de transition de l'agriculture locale relève d'une approche transdisciplinaire et holistique qui s'attache à repenser les systèmes agricoles en s'intéressant tout particulièrement (i) aux interactions entre acteurs des exploitations agricoles, des filières et de la gestion des ressources naturelles ; (ii) aux infrastructures, politiques et organisations sociales favorables à l'innovation et (iii) aux spécificités locales (Klerkx et al. 2012).

Pour développer une démarche de conception participative répondant à ces objectifs, j'ai **hybridé plusieurs démarches existantes** et me suis basé sur mes travaux passés sur l'analyse, la conception et l'évaluation intégrées des systèmes agricoles et socio-écologiques et sur les démarches de construction scénario. D'une part, j'ai positionné cette démarche dans le **cadre général de l'analyse stratégique de la gestion environnementale** (Mermet et al 2005) qui, de manière convergente avec notre cadre conceptuel, « replace toute situation de gestion environnementale dans une lecture du système d'acteurs où elle s'inscrit et où sont noués ensemble, dans une organisation qu'il s'agit d'élucider, des éléments et des relations multiples qui ressortent aussi bien d'une qualification sociale (des acteurs, des règles, des enjeux) qu'écologique (des animaux, des plantes, des milieux, etc.) ». Je me suis aussi basée sur la méthodologie de conception développée par Bos et al. (2008) (voir aussi Elzen et al. 2012) dénommée « **Reflexive Interactive Design** » dédiée à la conception participative de systèmes de production agricoles qui articule la prise en compte des systèmes Famille-exploitation et socio-techniques. Enfin, je me suis également appuyé sur le travail de Kajikawa (2008) qui analyse les **cadres méthodologiques mis en oeuvre dans les sciences de la durabilité** (« *research framework of*

sustainability science »). L'étude de Kajikawa met en évidence les composantes fondamentales de ce type de travaux, comme la définition des enjeux (définition / structuration du problème) et des indicateurs (estimation de la distance à l'objectif), la prévision (construction de scénarios) pour faire face à l'incertitude dans les tendances exogènes et pour l'identification d'un objectif et le « backcasting » (définition des chemins allant du but à l'état actuel). Il est important de noter que ce sont également les principaux éléments du **cadre méthodologique de la « transition management »** (Rotmans et al. 2001 ; Palh-Wostl et al. 2010). Dans ce cadre méthodologique, comme dans les principes de Biggs et al. (2012), l'enjeu de la conception de structures de gouvernance et gestion adaptatives est explicitement mis en lumière. Plus généralement, comme dans ces différentes approches, notre méthodologie a été conçue pour faire face à la complexité du système étudié et à l'incertitude sur son devenir.

La figure 3.4.2.1 présente les **5 grandes étapes** de cette démarche qui permettent d'analyser collectivement l'organisation de l'agriculture actuelle (étape 1), les changements qui pourraient survenir dans son environnement (2), la vision d'un SAET futur considérant ces changements (3), la trajectoire de la transition entre la situation actuelle et le SAET visualisé (4) et les modes de gestion et de gouvernance adaptatifs à mettre en œuvre pour piloter cette transition agroécologique (5). Le cadre conceptuel présenté dans la section précédente vise à aider les participants à structurer l'analyse de la nature du système affecté par la transition agroécologique et à concevoir la nouvelle forme d'agriculture locale attendue. Le collectif d'acteurs impliqués dans ce dispositif (arène de transition) devrait être identifié en s'appuyant sur le modèle conceptuel présenté dans la section précédente et une analyse classique de l'influence et de la dépendance des parties prenantes relativement au fonctionnement de l'agriculture locale (*stakeholder analysis*, [Therond et al. 2008](#) ; Grimble et Wellard 1997). Cependant, le dispositif multi-acteurs a vocation à évoluer au fur et à mesure du processus de conception (Boss et al 2008). Tout l'enjeu est alors d'intégrer les nouveaux acteurs clefs identifiés au fil du processus, dès que possible dans celui-ci.

Je présente rapidement ci-après, les objectifs et les méthodes associés à ces cinq principales étapes (voir [Duru, Therond, Fares, 2015](#)).

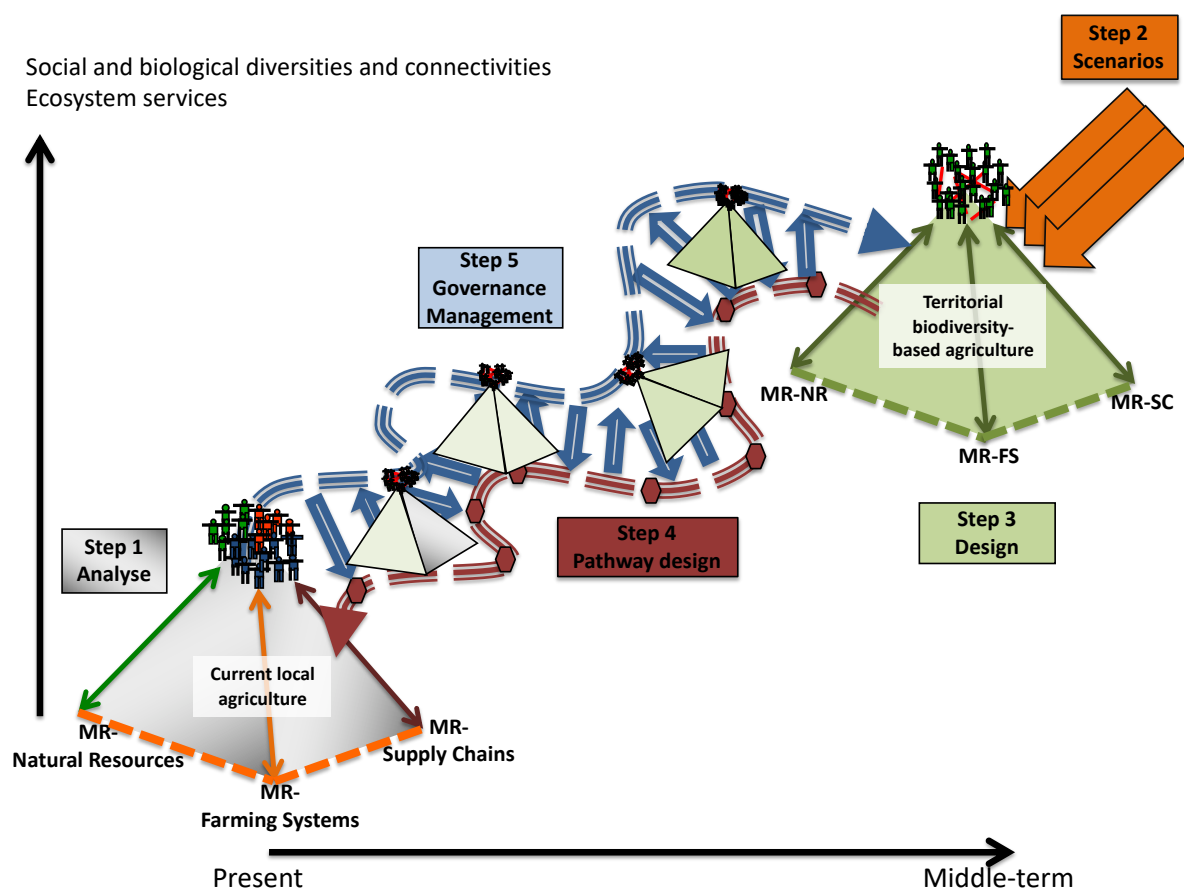


Figure 3.4.2.1 : Représentation schématique des 5 grandes étapes de la démarche participative de conception d'une nouvelle organisation locale de l'agriculture de type « Système agroécologique territorialisé » à l'échelle locale. Chaque étape doit être conduite en prenant en compte les caractéristiques et les interactions entre les trois domaines de gestion : l'exploitation agricole, les modalités de gestion des ressources naturelles et les filières.

L'étape 1 vise à conduire les acteurs à : (i) **définir les enjeux** en termes socio-économiques, institutionnels et environnementaux, aux niveaux des exploitations agricoles, des territoires de gestion des ressources naturelles et des filières, (ii) **identifier les actions anthropiques et processus écologiques qui ont une influence** déterminante sur le fonctionnement des exploitations agricoles, des territoires de gestion des ressources naturelles et des filières. Cette étape, reconnue clef dans la plupart des études d'analyse et de conception de systèmes socio-écologiques durables (Kajikawa 2008 ; Boss et al 2008 ; Mermet et al 2005), doit permettre aux parties prenantes du processus de conception de **définir collectivement le couple « situation/problème »** (Mermet et al 2005), i.e. les acteurs de la « gestion effective » (Mermet et al 2005) et les principales « chaînes de causalité » (Kajikawa 2008) dans le fonctionnement de l'agriculture locale. Du point de vue des acteurs, cette première étape doit leur permettre d'établir une vision partagée de l'organisation et du fonctionnement de l'agriculture locale, de prendre conscience des enjeux des différentes parties prenantes, et d'apprendre à travailler ensemble. Autrement dit, il doit répondre aux enjeux d'un apprentissage collectif et du développement d'une communauté de pratiques (CF. section 3.3.1). Pour construire cette représentation de la situation/problème il est possible de mettre en œuvre un dispositif participatif de co-construction de modèles (conceptuels voire informatiques) décrivant le fonctionnement des exploitations agricoles, des territoires et des filières et leurs interactions (ex. Etienne et al. (2008) pour la représentation du fonctionnement d'un territoire, *Sibertin et al. (2011)* pour la représentation du fonctionnement d'un système socio-écologique).

L'étape 2 consiste à mettre les acteurs en situation de **se projeter dans le futur afin d'identifier les**

forces exogènes auxquelles les exploitations agricoles, les territoires et les filières pourraient être soumis dans les décennies à venir (Therond et al. 2009 ; Kajikawa 2008 ; Boss et al 2008). L'objectif ici est de conduire les acteurs et scientifiques à identifier les facteurs de changement potentiels de l'agriculture locale sur lesquels ils n'ont pas ou peu d'influence (ex. changements climatiques, politiques et marchés nationaux ou internationaux). Pour construire ces images de contextes futurs il est possible d'utiliser l'approche morphologique proposée par Godet (2006) (Cf. ex. sur le futur de la filière grande culture dans la région Midi-Pyrénées dans Bergez et al. 2011). L'analyse de la situation/problème et plus particulièrement des chaînes de causalités, réalisée en étape 1, est utilisée, dans cette étape pour guider les parties prenantes dans l'identification des sources de changements potentiels.

L'étape 3 vise à permettre aux parties prenantes de l'arène de transition de **se construire une vision partagée de l'organisation de l'agriculture territoriale basée sur les SE** qui permettrait de répondre aux enjeux locaux (étape 1) et serait résilient aux changements externes futurs (étape 2). Cette étape de conception d'un « **système agroécologique territorialisé** » (SAET) peut être guidée par l'utilisation des 7 principes de Biggs et al. (2012 ; section 3.4.2). Pour que le développement de l'agriculture soit ancré dans les réalités biotechnique, socio-techniques et socio-écologiques locales, le travail des parties prenantes repose ici sur l'utilisation itérative et l'articulation du cadre conceptuel présenté dans la section précédente, des principes de Biggs et al. (2012) et des résultats des deux étapes précédentes. Ce travail peut être soit uniquement conduit sur la base des représentations conceptuelles (carte cognitive et images du futur), soit en combinaison avec l'utilisation de modèles (Voinov and Bousquet 2010) permettant d'évaluer les impacts potentiels de changements donnés (par exemple, en utilisant un modèle comme MAELIA pour les aspects gestion des ressources naturelles).

L'étape 4 vise à permettre aux acteurs de **définir la trajectoire (pathway) de la transition agroécologique entre la situation actuelle et la situation future désirée** (le SAET). Pour cela, il est nécessaire de mettre en œuvre une démarche de « backcasting » (Kajikawa 2008). Il s'agit ici, considérant l'objectif à atteindre (le SAET à construire), de définir les étapes de la transition, les actions associées à chaque étape et les critères de réussite de franchissement de ces étapes (Quist 2007). Tout l'enjeu est de définir une trajectoire de transition réaliste qui devra permettre de surmonter les résistances au changement des acteurs du système de gestion « effective », identifiées par l'analyse du système d'acteurs dans l'étape 1.

L'étape 5 vise à permettre aux acteurs de **définir les modalités de gestion et gouvernance adaptatives de la transition** formalisée en étape 4. D'une part, il est question ici de définir les réseaux d'acteurs et les dispositifs de suivi (système d'information) et d'apprentissage collectif (« *social learning* ») à la base de la gestion adaptative. Que ce soit dans les exploitations ou pour la gestion des ressources naturelles, il est possible d'appuyer ces dispositifs d'apprentissage sur des modèles (*sensu lato*), développés en partenariat avec les acteurs, pour représenter le fonctionnement du système objet de la gestion adaptative (comme par exemple MAELIA, ; voir aussi Jakku et Thorburn 2010). D'autre part, cette étape doit permettre de concevoir des structures de gouvernance à mettre en œuvre pour conduire la transition formalisée dans l'étape 3. L'évolution des structures de gouvernance est à concevoir en fonction des étapes de la transition identifiée dans l'étape 3. Les deux dimensions sont intimement liées et se questionnent mutuellement. D'une part les structures de gouvernance doivent (i) permettre que les sorties du processus de gestion adaptative déterminent les stratégies de gestion du SAET et donc son évolution ; (ii) fournir un cadre favorable au bon fonctionnement des réseaux d'apprentissage collectif. D'autre part, les réseaux d'apprentissage doivent être en capacité de faire évoluer les modalités d'action des structures de gouvernance voire les structures elle-même afin de faire face aux changements environnementaux ou socio-économiques identifiés par le processus de gestion adaptative (Cf. section 3.1 partie sur les SSE ; Palh-Wostl 2009 ; Pahl-Wostl et al. 2010). Mermet et al. (2005) insiste sur l'importance d'identifier clairement les acteurs qui seront en charge de provoquer et porter la transition, étape par étape. Il s'agit donc ici de déterminer collectivement les acteurs à même d'incarner les « agents du changement » dans chacune des trois sphères du SAET, i.e. au sein des exploitations agricoles, des dispositifs de gestion des ressources naturelles et des filières.

Les étapes décrites ci-dessus doivent toutes être conduites de manière à ce que les trois sphères du SAET -exploitation, filière et modes de gestion des ressources naturelles- et les interactions entre elles soient prises en compte. Chaque étape se formalise donc sous la forme de plusieurs ateliers participatifs, d'une part pour travailler dans une des trois sphères du SAET et d'autre part, sur les interactions et les cohérences à assurer entre celles-ci, conduits, si nécessaire, de manière itérative.

Comme dans mes travaux précédents, cette démarche est basée sur la **combinaison de "hard and soft knowledge and analysis methods"** (Pahl-Wostl 2007) et de **"formalised and non-formalised modelling and communication methods"** (Newig et al 2008). Cette combinaison de méthodes et d'outils différents permet de mettre en œuvre une approche système qui prend explicitement en compte la diversité des points de vue et des intérêts des parties prenantes aux processus de conception, la nature différente des connaissances qu'elle portent et les différents aspects du système complexe examiné (CF. section 3.3). Elle favorise la production et l'utilisation, au fil du processus de conception, de représentations non-équivalentes du SAET issues des productions disciplinaires et du travail collectif des acteurs. Cette combinaison de représentations non-équivalentes est reconnue comme clef pour réaliser une analyse intégrée et partagée de systèmes complexes (Giampietro 2002 ; Barreteau et al. 2003).

Notre démarche participative est, par essence, basées sur des **formes collaboratives** (les différents acteurs collaborant sont mis sur un pied d'égalité, l'accent est mis sur les liens au travers d'échanges de connaissances) et collégiale (les différents acteurs travaillent ensemble comme des collègues ou des partenaires, et les décisions sont prises par un accord ou un consensus entre tous les acteurs) de participation (Barreteau et al 2010, CF. section 3.3.4).

La mise en œuvre de cette démarche fait émerger **plusieurs grands enjeux pour la science**, comme par exemple :

- **Concevoir et animer un dispositif participatif multi-acteurs et multi-domaines** permettant de mettre en lumière les différents points de vue et valeurs des parties prenantes, et ce de manière équilibrée (Barreteau et al 2010 ; Pahl-Wostl et Hare 2004 ; Giampietro 2002 ; Grimble et Wellard 1997).
- **Adapter ou développer de nouveaux modèles et indicateurs** pour équiper les étapes du processus de conception (particulièrement 2 et 4). Un enjeu important pour la science est que ces nouveaux outils produits par la recherche (e.g. indicateurs, modèles) devront tenir compte de la complexité et de l'incertitude associées à la mise en œuvre de l'écologisation de l'agriculture (Ingram 2008).
- **Concevoir des modes de gestion et gouvernance adaptatifs** (Moore 2011 ; Klerx et al 2012) tant pour une gestion individuelle que collective.

Le projet ANR Tata-Box⁴⁶ (2014-2017) dont j'ai coordonné le montage scientifique, et que j'ai co-coordonne avec le DU de l'UMR AGIR, vise à instrumenter et tester cette méthodologie de conception sur le bassin versant de l'Aveyron. Au jour de rédaction de ces écrits, cette opérationnalisation et application sur le terrain, coordonné et réalisé par un ingénieur de recherche recruté pour les quatre années du projet, est bien avancée. Les différentes étapes ont été mises en œuvre sur **deux terrains d'étude : l'aval et l'amont du bassin de l'Aveyron**. D'un point de vue général, l'application de la démarche via son instrumentation a permis d'atteindre les objectifs des différentes étapes. Elle a permis aux acteurs de définir des modalités d'une transition agroécologique dans leur territoire. Par ailleurs, plusieurs productions réalisées durant les différents ateliers participatifs sont déjà mobilisées par les acteurs institutionnels du territoire (PETR Midi-Quercy et Centre-Ouest-Aveyron). L'analyse fine des forces et faiblesses de la méthodologie et des méthodes mises en œuvre dans le dispositif participatif de terrain est en cours et les valorisations scientifiques des conditions, forces et faiblesses de la méthodologie et de son opérationnalisation reste à réaliser. Aussi, je ne m'étends pas plus avant

⁴⁶ Tata-Box : une boîte à outils pour concevoir et mettre en œuvre une transition agroécologique des territoires agricoles avec les acteurs locaux.

sur cette analyse qui relève des travaux futurs.

3.5. Analyse, conception et évaluation intégrées de systèmes culture-élevage territorialisés

Dans la continuité et en parallèle des travaux réalisés dans la thèse de Clément Murgue et sur la transition agroécologique à l'échelle de l'exploitation et locale, mon implication dans le projet Européen CANTOGETHER (Crops and Animals TOGETHER, FP7, 2012-2015) m'a conduit à orienter mes travaux sur la problématique de l'**analyse, la conception et l'évaluation de systèmes culture-élevage intégrés** (*integrated crop-Livestock systems - ICLS*). Ces systèmes intégrés, sont classiquement considérés comme une option de développement de systèmes agroécologiques durables (*Ryschawy et al. 2016 ; Moraine, Duru and Therond 2016 ; Duru, Moraine et Therond, 2015*). Un des principaux objectifs du projet était de développer **une méthodologie de conception et évaluation intégrées** des ICLS.

Ce projet m'a donné l'occasion de co-encadrer, avec Michel Duru, la thèse de Marc Moraine (2013-2015) dont l'objectif était de développer cette méthodologie et de l'appliquer dans différents cas d'étude. Là encore, l'enjeu était de produire des connaissances utiles pour les acteurs concernés. Ce dispositif de recherche (thèse et programme européen) m'a donné l'opportunité d'appliquer, d'adapter et d'amplifier les cadres théoriques et méthodologiques développés dans mes travaux précédents à un nouvel objet : les systèmes culture-élevage à l'échelle du territoire (ou supra-exploitation). Le travail réalisé dans cette thèse a été pensé en complémentarité de celui réalisé, entres autres, dans celle de Clément Murgue. Ainsi, les concepts et les approches relatifs au processus de PMA, conception et recherche-action et aux méthodes participatives et d'hybridation des connaissances et des méthodes « hard » et « soft » sont également structurant du travail de Marc Moraine. Je ne reviendrai pas dans cette section sur ces cadres conceptuels et méthodologiques, ma présentation se concentrera sur **les spécificités des travaux conduits sur l'analyse, la conception et l'évaluation des systèmes culture-élevage**.

Considérant les importants travaux historiques et récents sur l'analyse, la conception et l'évaluation de systèmes polyculture élevage à l'échelle de l'exploitation (*Ryschawy et al. 2017*), le travail de thèse de Marc Moraine a été **focalisé sur la conception et l'évaluation d'ICLS à l'échelle supra-exploitation**. Ce choix a été déterminé par **quatre grands constats** :

- de très nombreux travaux ont analysé et montré **le potentiel du développement des interactions spatiotemporelles entre ateliers de culture et ateliers d'élevage** (vs. le découplage de ceux-ci) pour favoriser le bouclage des cycles des nutriments et de l'énergie, développer les services écosystémiques et augmenter la résilience des systèmes agricoles aux aléas climatiques et économiques (ex. *Moraine, Duru and Therond 2016 ; Martin et al. 2016 ; Ryschawy et al. 2017*),

- en règle générale il y a une **faible probabilité de retour des animaux**, particulièrement des ruminants, dans les exploitations dans lesquelles ils ont disparus. Les principaux freins à ce retour sont (i) une forte demande dans le secteur agricole, comme dans les autres secteurs d'activités, de réduction du volume, des contraintes (ex. astreintes) et de la pénibilité (ex. gestion des effluents) du travail, (ii) la perte des connaissances et compétences nécessaires à la conduite des ateliers d'élevage lorsqu'ils ont disparu, (iii) les investissements souvent importants à réaliser (ex. bâtiment, matériel et stockage des effluents) et (iv) les contraintes réglementaires et administratives liées à ce type d'activité (*Martin et al. 2016*).

- de nombreux auteurs, considérant ces deux premiers constats, ont identifié **l'organisation des échanges entre exploitations spécialisées en grande culture et en élevage comme une voie pour permettre de bénéficier des effets positifs des interactions** entre ces deux types de systèmes de production sans nécessité de réintroduction des animaux dans les exploitations spécialisées en grande culture. L'enjeu ici n'est pas dans la conception et l'organisation de plans d'épandage à l'échelle supra-

exploitation permettant de lever les contraintes liées à un manque de surfaces adaptées à ces épandages au sein d'exploitations. Il réside dans le développement d'échanges entre exploitations spécialisées afin d'offrir des opportunités de diversification des assolements d'exploitations de grande culture et, possiblement, de repenser les systèmes fourragers et alimentaires des animaux dans les systèmes d'élevage et, ainsi, permettre le développement de systèmes agricoles plus durables (*Martin et al. 2016 ; Ryschawy et al. 2017*).

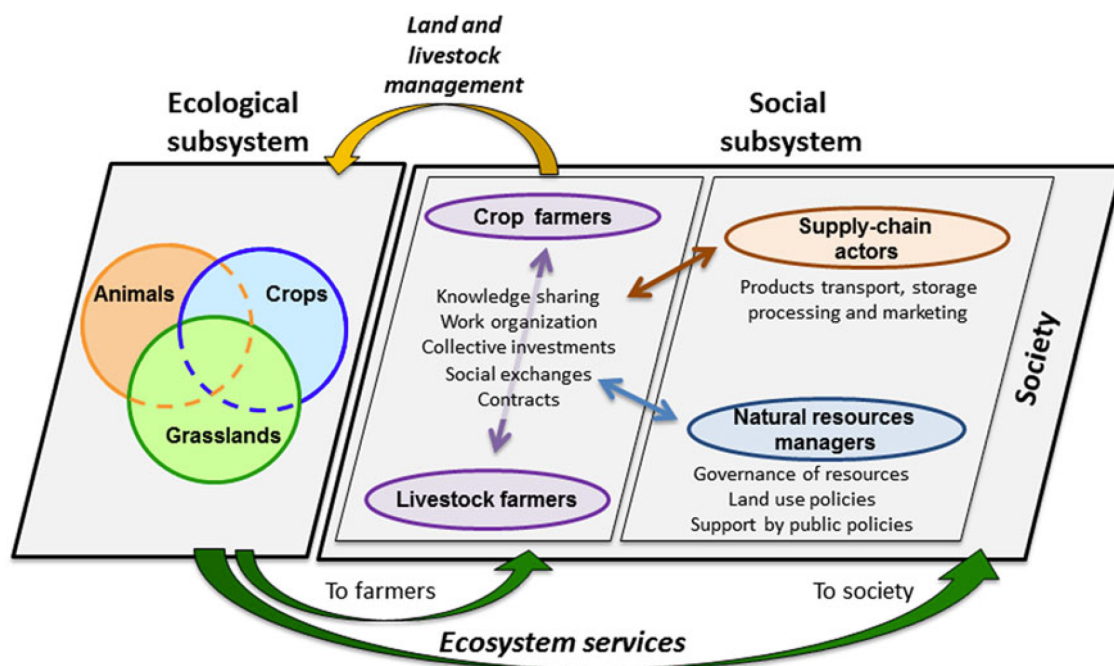
- enfin, **les opportunités de diversification des systèmes de culture offert par le développement des échanges entre exploitations spécialisées ouvrent un large panel de leviers agronomiques** : (i) **application de produit résiduels organiques** issus de l'élevage, (ii) **introduction de légumineuses** mais aussi de mélanges céréales-légumineuses, récoltés en grain ou immatures, qui s'ils sont distribués directement aux animaux, ne nécessitent pas un triage fin des deux composantes du mélange, (iii) **introduction avec valorisation des couverts intermédiaires** pluri ou multi-spécifiques par pâturage ou fauche permettant d'améliorer les performances économiques de ceux-ci et donc leur acceptabilité et (iv) **introduction de prairies pluriannuelle**, incluant possiblement des légumineuses fourragères. Ces différentes modifications possibles des séquences de culture permettent d'**atteindre des objectifs** en termes de (i) **fertilité des sols** (ex. fixation symbiotique de l'azote voire solubilisation du phosphore par les légumineuses, effet sur la structure du sol de certaines espèces, stimulation et modification de l'activité biologique par apport de fumiers ou composts et couverts diversifiés), (ii) **re-couplage des cycles du carbone et de l'azote et phosphore** via l'introduction de prairies, (iii) **contrôles biologiques** « naturelles » des insectes ravageurs et des adventices liées à la diversification des rotations et de la composition de l'assolement (iv) **pollinisation** liée à l'introduction d'espèces fournissant des ressources alimentaires pour les pollinisateurs comme les légumineuses. Pour les élevages, ces échanges locaux peuvent permettre (i) de **(re)basculer des surfaces** cultivées en céréale avec des sols à faible potentiel en prairie et donc d'améliorer l'autonomie fourragère à base d'herbe de l'élevage et limiter le chargement de prairies de manière à en assurer une exploitation durable voire d'augmenter la part de la production basée sur l'herbe, (ii) assurer le **traçage** de l'origine et des caractéristiques (ex. non OGM) des produits utilisés pour alimenter les animaux et (iii) **repenser les systèmes alimentaires des animaux** (ex. plus basés sur la luzerne et moins sur les tourteaux de soja) dans des objectifs multiples tels que la santé des animaux ou la qualité des produits animaux et (iv) plus généralement, **offrir de nouvelles ressources alimentaires** telles que les fourrages issus des couverts intermédiaires ou des grains de légumineuses (*Moraine, Duru and Therond 2016 ; Moraine et al. 2016,2017 ; Martin et al. 2015; Duru, Moraine and Therond 2015*).

3.5.1. Conceptualisation des systèmes culture-élevage territorialisés

Dans le projet CANTOGETHER, comme dans la thèse, est rapidement apparu le besoin de définir l'objet « crop-livestock system » qui pour les participants de la communauté n'était pas clairement défini à l'échelle exploitation et, encore moins, à l'échelle supra exploitation ou territoire. Aussi, considérant ce besoin collectif et le besoin d'opérationnaliser le concept pour le rendre « actionnable » dans un processus de conception participative nous avons réalisé dans le cadre de la thèse de Marc Moraine **un premier travail de conceptualisation de la nature et des enjeux associés aux systèmes culture-élevage de l'échelle de l'exploitation à celle du territoire**. Je me focalise ci-après sur la description rapide de ce cadre conceptuel et méthodologique considérant l'échelle supra-exploitation (pour les détails voir *Moraine, Duru and Therond 2016*). Dans ce travail, cette échelle supra-exploitation est de deux grands types : (i) un collectif d'agriculteurs distribués dans l'espace d'un territoire allant de quelques dizaines de km² à quelques centaines de km² et (ii) un territoire continu de quelques centaines à quelques milliers de km² composé d'exploitations spécialisées voire de sous régions spécialisées (exemple classique d'un bassin versant avec en aval des systèmes de grandes cultures et en amont des systèmes d'élevage). Le **développement d'un système culture-élevage à cette échelle nécessite le développement des échanges de matières voire d'animaux entre des exploitations plus ou moins spécialisées**. Il est important de noter, dès à présent, que le développement de ces échanges

n'est pas nécessairement une source de progrès, en termes de durabilité, puisqu'il peut permettre à des exploitations d'élevage n'ayant pas assez de surfaces pour augmenter leur cheptel du fait des contraintes d'épandage d'effluents de trouver de nouveaux espaces pour ces échanges. Ces échanges peuvent donc permettre de poursuivre une intensification des systèmes d'élevage. La situation après échange peut alors n'apporter que peu de gain en termes d'impact environnementaux, voire une dégradation, par rapport à la situation initiale (*Ryschawy et al. 2016*).

Développer des échanges entre exploitations pour établir un ICLS à l'échelle d'un collectif ou d'un territoire nécessite le développement de modalités de gestion des ressources naturelles (sols, eau) via des pratiques agricoles qui permettent d'atteindre des objectifs à la fois à l'échelle de chaque exploitation et du collectif/territoire (Fig. 3.5.1 ; *Martin et al. 2016*). Il est alors nécessaire d'**établir un système de gouvernance des échanges** qui, plus ou moins directement, va influencer sur ces pratiques agricoles et donc sur l'état des ressources naturelles (y compris la biodiversité et le paysage). Ce système est donc composé d'un écosystème composé d'un système de ressources (sol, eau) et d'utilisateurs de ces ressources (agriculteurs) dont le comportement est régulé par un système de gouvernance. Autrement dit, les quatre sous-systèmes clefs des **systèmes socio-écologiques** (Ostrom, 2009 ; CF. section 3.1). Aussi, de manière originale, nous avons **conceptualisé les ICLS à l'échelle du collectif/territoire comme des systèmes socio-écologiques** (*Moraine, Duru and Therond 2016*). Comme dans tout système socio-écologique, les situations d'action sont déterminées par les interactions localisées dans le temps et l'espace de ces quatre sous-systèmes.



*Figure 3.5.1 : Représentation du système socio-écologique correspondant à un territoire composé d'un système écologique et d'un système social dans lequel les acteurs des filières, de la gestion des ressources du territoire et les agriculteurs interagissent. Les activités des acteurs du système social de gestion de l'espace agricole et du paysage modifient les propriétés du système écologique. Ces propriétés déterminent l'existence et l'intensité des services écosystémiques rendus aux agriculteurs et à la société (extrait de *Moraine, Duru and Therond 2016*).*

3.5.1.1. Le système écologique des systèmes culture-élevage territorialisés

Dans notre cadre conceptuel et méthodologique, le système écologique est représenté du point de vue de l'utilisation de l'espace productif, au travers de la distinction de trois ensembles d'entités, que

nous appelons « sphères » : **les Animaux – les Prairies – les Cultures**. (Fig. 3.5.1.1a). Les sphères Cultures et Prairies représentent des espaces géographiques associés à une gamme de modes d'utilisation et de fonctions agricoles de l'espace. La sphère Animaux, a un statut différent puisqu'elle peut déterminer les modes d'utilisation des deux sphères précédentes. Les formations ligneuses ne sont pas exclues des deux sphères cultures et prairies. Leur présence peut être plus moins importante, allant des arbres isolés ou des haies à des systèmes d'agroforesterie et de sylvo-pastoralisme et pâturage de landes. **Les recouvrements entre ces trois sphères représentent les espaces sur lesquels elles interagissent et la nature des interactions simultanées** (ex. les prairies sur lesquelles les animaux pâturent) ou au fil du temps (ex. les prairies en rotations avec les cultures).

Une des grandes originalités de cette figure est de représenter et considérer explicitement la sphère prairie. Cette dernière correspond aux surfaces en herbe, temporaires ou permanentes, et comprend d'une part les prairies fauchées, pour produire du foin, de l'ensilage ou des fourrages frais, ou pâturées (recouvrement avec la sphère animaux), et d'autre part les prairies en rotation fauchées (recouvrement avec la sphère culture) ou pâturées (recouvrement avec les sphères cultures et animaux). La sphère cultures compte deux types de cultures en fonction de leur destination principale : les cultures de ventes et les cultures à destination des animaux. Cette distinction entre les types de culture n'est pas toujours étanche et strictement prédéterminée (ex. maïs grain vs. ensilage).

Cette représentation des interactions entre sphères peut être réalisée à l'échelle de l'exploitation, d'un collectif d'exploitations (en représentant les interactions entre chaque sphère au sein des exploitations et entre elles ou à l'échelle de l'assolement collectif ou d'un territoire (même chose que pour le collectif). Elle permet de représenter simplement les interactions spatiotemporelles entre les cultures, prairies et animaux. Elle permet aussi de **représenter la diversité des systèmes production et le niveau des interactions spatiales et temporelles** telles que proposées dans *Moraine, Duru and Therond (2016)* et, si on se focalise sur l'échelle du collectif d'agriculteurs, dans *Martin et al. (2016)*. Ainsi, cette représentation permet de développer des typologies de systèmes culture-élevage sous l'angle de l'utilisation de l'espace et des principaux flux de matières entre les sphères (Boite 3.5.1.1).

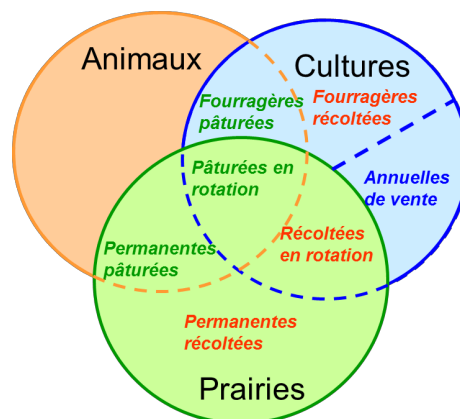
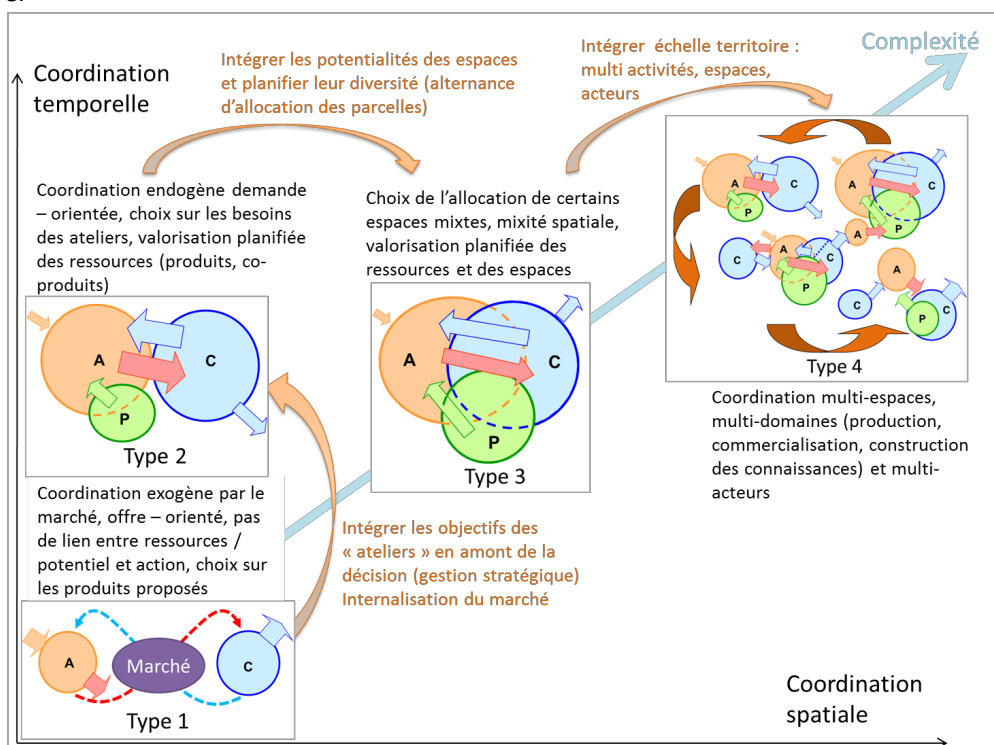


Figure 3.5.1.1a : Schématisation, du point de vue de l'utilisation de l'espace productif, de la structure d'un système agricole, au niveau de l'exploitation ou supra-exploitations, composée de trois ensembles d'entités ou sphères « Animaux », « Prairies » et « Cultures ». Les zones de recouvrement entre sphères représentent les relations spatiales et ou temporelles entre ces trois types d'entités. Cette figure représente un système archétypal dans lequel les trois sphères et les zones de recouvrement ont des dimensions similaires.

Boîte 3.5.1.1 : Exemple de typologie construite à partir du cadre conceptuel des systèmes culture-élevage (adapté de *Moraine, Duru and Therond 2016*) : 4 grands types d'intégration à l'échelle de l'exploitation ou du territoire.



Type 1 : interaction indirecte via le marché avec plus ou moins d'intermédiaires entre ateliers ou exploitations spécialisées, dans une logique d'approvisionnement en grains, fourrages, déjections comme engrais organiques. Ces interactions n'ont pas ou peu d'influence directe sur la gestion de l'espace.

Type 2 : La coordination temporelle est renforcée : les systèmes de culture intègrent les objectifs des systèmes d'élevage pour s'adapter en termes de choix stratégiques (assolement) et tactiques (pratiques annuelles de fertilisation, protection phytosanitaire, etc. impactant la qualité) avec prise en compte en amont de l'allocation de ressources 'effluents'.

Type 3 : La coordination est renforcée dans les dimensions temporelle et spatiale : intégration des activités (pâturage sur repousses, gestion tactique des débouchés des cultures – sacrifice grazing), allocation des ressources terres et effluents coordonnée en amont (prairies temporaires en rotation, cultures fourragères en dérobé).

Type 4 : L'intégration prend place à l'échelle territoire : des collectifs peuvent s'organiser pour optimiser l'allocation des ressources et réorganiser les chaînes d'approvisionnement et de commercialisation : regroupement de producteurs, mise en place d'une filière locale liée aux particularités du territoire, partage de travail et réseaux d'apprentissage et d'échange de pratiques.

Le niveau de coordination sociale à mettre en place pour rendre possibles les différents types d'intégration culture-élevage croît du 1 au 4, de même que la complexité des interactions qui croissent en nombre et en diversité. Cet accroissement de complexité nécessite des compromis et des arbitrages entre des options qui peuvent s'avérer contradictoires.

Dans notre cadre conceptuel et méthodologique, dans la continuité des travaux conduits avec Michel Duru sur les caractéristiques des systèmes et des transition agroécologiques (CF. section 3.4), nous proposons de réaliser **l'analyse des performances biophysiques de l'ICLS suivant deux points de vue complémentaires** : (i) **le métabolisme du système** analysé sous l'angle de son efficacité d'utilisation intrants et (ii) **les services écosystémiques rendus par l'écosystème aux agriculteurs**. Ces deux points

de vue correspondent à deux enjeux différents, (i) réduire les impacts négatifs des activités agricoles sur l'environnement et (ii) augmenter la capacité de l'écosystème à réduire sa dépendance aux intrants externes considérant des objectifs de production concernant les sphères animal et culture.

L'approche métabolique est basée sur les principes de l'écologie industrielle (Figuière et Metereau 2012). Dans une perspective de durabilité, l'enjeu est de concevoir des interactions entre les sphères cultures, prairies et élevage qui permettent de réduire les flux entrants et déchets/émissions de polluants. Le principal levier est le bouclage des cycles à l'échelle local via le recyclage des déchets/émissions d'un système ou sous-système par un autre (au sein ou entre les exploitations) de manière à assurer une utilisation optimale des ressources à l'échelle de l'exploitation et supra-exploitation. Les intrants en jeu ici sont (Fig. 3.5.1.1b) : les combustibles fossiles utilisés directement dans les exploitations, les intrants dont la production est très consommatrice de ces combustibles fossiles (production d'engrais azotés via la procédé Haber-Bosch), et les ressources naturelles comme la potasse, le phosphore, l'eau. Les actions visant à la gestion durable des produits résiduaux organiques, la méthanisation, l'utilisation d'une génétique animale plus efficaces, ou une meilleure utilisation des ressources disponibles sols ou végétales (couverts intermédiaires, pousse de l'herbe...) sont des voies majeures d'amélioration du métabolisme. L'approche métabolique vise donc à augmenter l'autonomie et l'efficacité d'utilisation des ressources des systèmes de production ou socio-écologique.

L'approche par les services écosystémiques, vise à penser des modalités de gestion qui à court et moyen-long terme permet de substituer les intrants exogènes à l'écosystème par les processus écologiques sous-tendant la production agricole : régulations du cycle des nutriments et l'eau, structuration du sol, régulations biologiques des bioagresseurs et pollinisation. Les principaux leviers ici sont la gestion de la biodiversité planifiée et associée et de l'hétérogénéité du paysage, la couverture permanente des sols et la minimisation des perturbations mécaniques et chimiques des réseaux trophiques sous-tendant les services (voir section 4.1). Aussi, les opportunités de diversification qu'offrent les systèmes culture-élevage de l'échelle de l'exploitation à celle du groupe d'exploitation ou du territoire sont potentiellement puissantes pour atteindre des objectifs en matière de gestion

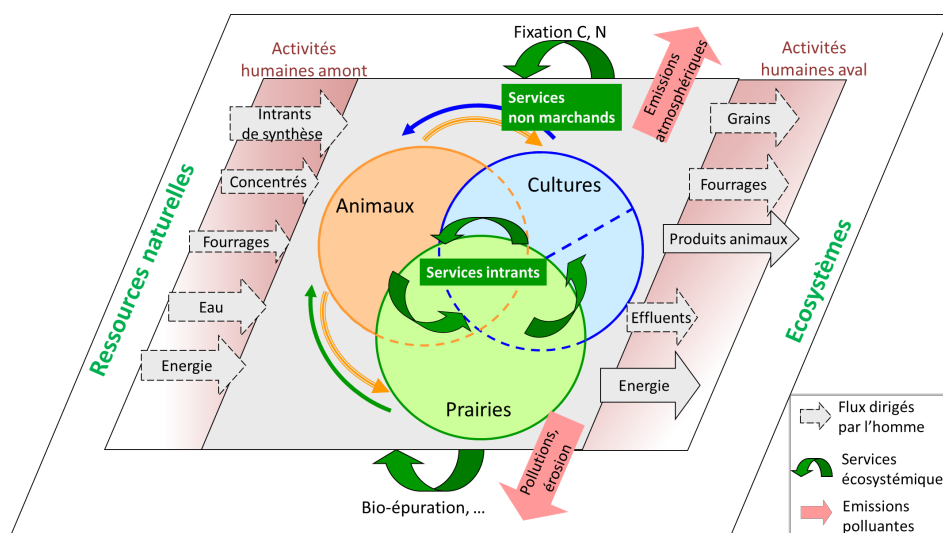


Figure 3.5.1.1b : Approches métabolique et écosystémique combinées pour l'intégration culture-élevage. Dans cette figure, les flèches droites symbolisent des flux entrant-sortant ; les flèches courbes décrivent les flux internes : fourrages (aliments) et déjections. Les flèches en rouge et en pointillés correspondent aux flux qui visent à être diminués dans le processus d'intégration (adapté de [Moraine, Duru and Therond 2016](#)).

Dans la continuité des travaux sur les formes de modernisation écologiques à l'échelle de l'exploitation

(section 3.4.1), le couplage de l'approche métabolique et écosystémique permet de clarifier le fait qu'il existe deux types de leviers « efficience/substitution » (approche métabolique) vs. « diversification » qui permettent d'atteindre deux grands types d'enjeux différents.

3.5.1.2. *Le système social des systèmes culture-élevage territorialisés*

Dans la continuité du travail sur la transition écologique à l'échelle locale (section 3.4.2), dans notre cadre conceptuel, **le système social** est conceptualisé comme le réseau d'acteurs qui détermine le cadre institutionnel, économique, logistique et social des systèmes de production agricoles et donc de leur fonctionnement. Il est composé des acteurs des filières (courte ou longue) incluant les structures de conseil et développement, de la gestion des ressources du territoire (e.g. eau, paysage, habitats semi-naturels, sol) et d'agriculteurs (*Duru, Therond and Fares 2015*).

Dans le cadre du développement d'un système culture-élevage territorialisé, l'objectif est de **concevoir des modalités de coordinations sociales et d'apprentissages individuels et collectifs** permettant d'organiser les échanges de produits agricoles voire de gérer la mosaïque paysagère de manière à atteindre des objectifs en termes d'amélioration du métabolisme du système socio-écologique ou des services écosystémiques en son sein.

L'analyse de la littérature nous a permis d'identifier que le développement de ces interactions et dynamiques sociales relève des **principaux enjeux socio-économiques** suivants (*Moraine, Duru and Therond, 2016, 2015 ; Martin et al. 2016*) :

- **Réduire le risque de variabilité, maintenir ou améliorer les performances économiques** via, par exemple, l'augmentation de la diversité des spéculations commerciales au sein des exploitations agricoles et du collectif ou le développement d'un marché diversifié et « internalisé » ou « tracé » ou « local » permettant de mieux valoriser les productions. Par exemple, les objectifs de fourniture d'aliments pour l'élevage constituent une demande alternative à la vente en circuit « conventionnel » pour les cultures, et permettent d'absorber une dépréciation de la qualité de la récolte suite à un événement aléatoire (ex. climatique ou biotique).
- **Réduire la pénibilité, les contraintes voire l'ampleur de travail, tout particulièrement dans l'élevage** via, par exemple, l'organisation de chantiers collectifs ou la répartition des activités de travail, ou l'organisation collective de banque de travail.
- **Augmenter la rentabilité des investissements et l'efficience d'utilisation des ressources** par une allocation dans l'espace des activités en fonction des avantages comparatifs des couples activité/situation de production d'une exploitation et au sein d'un territoire. Par exemple, produire des fourrages irrigués dans les zones à fort potentiel agronomique où l'eau est disponible et accessible à faible coût (pompage en rivière, forage peu profond) et les transférer aux exploitations d'élevage du territoire qui ne sont pas positionnées sur ces zones peut éviter la construction de retenues collinaires pour irriguer ces cultures.
- **Développer l'apprentissage individuel et collectif** afin d'augmenter les options mobilisables dans l'action et donc la capacité d'adaptation et l'autonomie décisionnels des acteurs, individuellement et collectivement (« aptitudes collectives » dans les groupes professionnels).
- **Renforcer l'acceptabilité sociale des activités agricoles** par la société des modes de production et donc augmenter l'intégration sociale des agriculteurs. Le changement de pratiques peut aussi amener à reconsidérer les valeurs qui sous-tendent ces pratiques et les inscrire dans une démarche personnelle et revendiquée.

3.5.2. **Évaluation intégrée des systèmes culture-élevage territorialisés**

En complément de et en s'appuyant sur cette conceptualisation nous avons développé un cadre d'évaluation intégrée des systèmes culture-élevage. Il vise à identifier les domaines et critères d'évaluation clefs à mobiliser pour conduire une évaluation intégrée de ces systèmes socio-

écologiques. Ainsi, **6 grands domaines** ont été identifiés :

- **pour le système écologique : le métabolisme et les services écosystémiques**

- **pour le système social : la gestion du travail** (quantité et qualité), **la gestion des connaissances** (y.c. la capacité d'adaptation), **les performances économiques** (valeur ajoutée et résilience), **l'acceptabilité sociale** à l'échelle locale et globale.

Pour chacun de ces domaines nous avons sélectionnés des critères clefs (Fig. 3.5.2). Ces grands critères (Cf. Moraine, Duru and Therond 2016) sont adaptables en fonction des cas d'étude. Ils représentent un cadre et un guide pour accompagner les acteurs dans le développement d'une approche multicritère qui fait sens relativement aux enjeux de durabilité génériques et locaux (voir exemples dans Moraine et al. 2016, 2017, section 3.5).

Table 1. Biophysical and social processes, associated criteria of crop–livestock integration and examples of indicators. The indicators were used to inform criteria in assessment of the Aveyron case study. Each indicator was rated from ‘very low’ (–2) to ‘very high’ (+2) and aggregated.

Subsystem	Domain	Process	Criterion	Indicator
Ecological system	System metabolism	Nutrient cycling	N inputs/outputs	Balance of N sinks (cereal crops, animal protein feed) and sources (legume crops, grasslands with legumes, animal waste)
			C inputs/outputs	Balance of C sinks (animal feed) and sources (cereal straws, grain, grasslands)
	Ecosystem services to agriculture	Soil fertility maintenance	Organic manure application	Grazing of grasslands
				Grazing of crop residues
			Symbiotic N fixation	Grazing of immature cereals
				Manure spreading on fields
		Biological regulation	Diversity of crops at the field level	Legume crops
				Grasslands with legumes
			Diversity of land use at the landscape level	Long and diversified crop rotations
				Crop mixtures in field
Social system	Technical management	Work management	Workload/work quality	Diversified grasslands
				Distribution of grasslands in a landscape
			Active participation of partners	Diversification of crop patterns
				Use of supply chain capacities for transport, storage or processing of exchanged products
	Knowledge management	Social learning and capacity building	Autonomy of farmers	Collective organization and banks of work
				Collective investments to hire workers or equipment
			Knowledge capitalization	Groups for debate and decision
				Analysis of farming-system resources and limits to find complementarities
	Economic performances	Economic viability	Adaptive capacity	Governance rules among groups
				Organization of farmers' groups into associations
			Resilience to biophysical and economic risks	Exchange of practices and trials
				Strategic planning and tactical adaptation to annual conditions
			Added value of products	Diversification of production, supply and commercial outlets
				Production systems independent of external inputs
	Social embeddedness	Embeddedness of agriculture in the territory	Social acceptability of agriculture	Long-run contracts between farmers with clear price conditions
				Development of labels for local-origin products
			Contribution to local economic dynamism	Direct sales and collective commercialization
				Get added value from co-products
		Integration in public policies	Contribution to local and global sustainability issues	Development of diversified landscapes including grazing animals
				Tourism activities linked to landscape quality

Figure 3.5.2 : Grille d'évaluation multicritère des systèmes culture-élevage territorialisés. Les indicateurs sont donnés à titre d'exemples (extrait de Moraine, Duru and Therond 2016).

Cette analyse intégrée doit également permettre d'aider à identifier et analyser les antagonismes entre domaines, critères et niveaux et les compromis à établir. Ainsi, chacun de ces critères devrait être évalué via des indicateurs appropriés à l'échelle individuelle et à l'échelle collective de manière à identifier les performances à ces deux niveaux et, dans certains cas, identifier les processus de

compensation/mutualisation à mettre en œuvre entre les gagnants et les perdants de l'organisation collective considérant les objectifs affichés à l'échelle du collectif (*Moraine, Duru and Therond 2016 ; Martin et al. 2016*).

3.5.3. Méthodologie de conception intégrées de systèmes culture – élevage

Au-delà, d'une conceptualisation pour les scientifiques, le développement de ce cadre conceptuel et méthodologique visait à fournir un outil opérationnel aux acteurs pour (i) établir un diagnostic des interactions culture-élevage, en vue (ii) de concevoir et évaluer des configurations spatiales et modes de gestion des espaces, et (iii) des coordinations entre acteurs, permettant le développement de systèmes et territoires agricoles plus durables.

Comme dans les travaux sur la transition agroécologique (section 3.4.2), ce cadre conceptuel et méthodologique a vocation à fournir un objet intermédiaire pour stimuler et structurer la réflexion des chercheurs et des experts dans une démarche de conception. Il peut ainsi être mobilisé dans un processus de conception structuré en trois étapes (similaire à celle de la thèse de Clément Murgue, section 3.3.5): (i) analyse de la situation actuelle et définition des enjeux (*problem framing*), (ii) identification d'options de changement (*problem analysis*) et (iii) co-évaluation multicritère (*problem analysis*). Plus précisément, il peut permettre de (i) formaliser voire évaluer la situation actuelle, (ii) aider à identifier et produire une première formalisation d'options de changement et (iii) concevoir et conduire une évaluation multicritère qui fait sens localement.

Dans le cadre du projet européen CANTOGETHER, il a été utilisé en ce sens dans un processus d'analyse-conception-évaluation dans 16 cas d'étude européens de nature variée aussi bien en termes de systèmes étudiés (exploitation ou territoire) que de collectifs d'acteurs impliqués. Les principales caractéristiques de ce processus de conception « allégé » (*light design*), que nous avons conçu pour être mis en œuvre en peu de temps par des scientifiques non experts en méthode participative sont présentées dans *Moraine et al. (2014)*. Dans ce processus de conception-évaluation, comme dans la thèse de Clément Murgue, l'originalité ne venait pas de la procédure de conception mais des outils intermédiaires mobilisés et de la nature des objets conçus : des systèmes socio-écologiques. Cependant, contrairement au dispositif de la thèse de Clément Murgue, les étapes d'analyse de la situation actuelle et d'évaluation des options de changements n'ont pas été basées sur une modélisation et simulation dynamiques mais sur l'utilisation d'une formalisation graphique du modèle conceptuel et d'une grille d'analyse renseignée qualitativement et collectivement par les acteurs du terrain. La majorité des responsables des cas d'étude ont validé l'intérêt pour les scientifiques en charge de l'animation et les acteurs de ce cadre conceptuel pour guider, stimuler et asseoir un processus reproductible et transposable d'analyse-conception-évaluation de systèmes culture-élevage de l'échelle de l'exploitation à celle du territoire.

Ce cadre conceptuel et méthodologique a également été utilisé pour structurer une démarche d'analyse-conception-évaluation plus élaborée (*strong design*) dans deux cas d'étude :

- La **conception d'une distribution spatiale de systèmes de culture dans la zone aval du bassin versant de l'Aveyron qui répond aux enjeux de gestion de l'eau et aux besoins des exploitations d'élevage situées en amont du bassin** (*Moraine et al. 2016*). Ce dispositif était basé sur (i) l'analyse à dire d'experts et de base de données des besoins des élevages de l'amont du bassin de l'Aveyron, (ii) l'adaptation de la méthode de conception de la thèse de Clément Murgue (*Murgue et al. 2015*, section 3.3.5) visant à conduire les acteurs à spécifier finement les changements dans les systèmes de culture du territoire répondant aux objectifs de l'étude, (iii) l'utilisation du Système d'Information Géographique sur les séquences de culture, les exploitations et les sols développés également dans la thèse de Clément Murgue (lors du développement de l'instance de MAELIA sur le bassin aval de l'Aveyron, *Murgue et al. 2016*, section 3.3.5) pour spatialiser finement ces changements et estimer les surfaces concernées et (iv) l'utilisation d'indicateurs simples, quantitatifs ou à dire d'acteurs, pour

conduire une évaluation multicritère de ces changements. La principale option spécifiée finement par les acteurs a été d'introduire de la luzerne dans les rotations culturales, en alternative à la monoculture du maïs en zone irriguée et dans les rotations de céréales (majoritairement tournesol - blé) conduites en sec pour un maximum de 10 ha luzerne par exploitation. L'évaluation de ce scénario, où la luzerne serait irriguée seulement les années où l'eau est disponible, a permis de montrer que cette option permettrait de sécuriser l'irrigation de la sole réduite de maïs en année sèche, des économies significatives d'intrants azote et pesticides et, potentiellement, de réguler les adventices et ravageurs des cultures annuelles.

- **la conception d'un système d'échanges entre exploitations en agriculture biologique en grande culture (n=10) et élevage herbager (5), polyculture-élevage (4) et petits élevages installés sur de petites surfaces (5)** réparties dans les différentes grandes situations pédoclimatiques du département du Tarn-et-Garonne (*Moraine et al. 2017*). Ce dispositif était basé sur (i) deux ateliers collectifs et des enquêtes dans chaque exploitation pour identifier les enjeux, les attentes, les besoins et l'offre potentielle en termes d'échanges entre exploitations et les contraintes de production collectives et individuelles, (ii) sur l'établissement en laboratoire d'un bilan actuel offre-demande et de grandes options (scénarios) biotechniques et organisationnelles d'échanges considérant les informations recueillies dans les collectifs et les exploitations, (iii) un atelier collectif de présentation de ces options, d'analyse qualitative de leurs forces et faiblesses et de sélection de la combinaison d'options techniques et organisationnelle jugée la plus prometteuse, (iv) en laboratoire, la traduction de ce scénario en utilisations du sol et systèmes d'alimentation des animaux pour chaque exploitation et estimation des échanges induits et, (v) l'utilisation d'indicateurs simples, quantitatifs ou à dire d'acteurs, pour conduire une évaluation multicritère de ce scénario.

Dans les deux cas d'étude, **la volonté de prendre en compte les objectifs des acteurs a amené à décliner ou adapter différemment les critères de la grille d'évaluation générique** développée dans *Moraine, Duru and Therond 2016* (section 3.5.2). Certains de ces critères sont convergents entre les deux dispositifs : les performances techniques (intrants, rendements), l'impact sur le travail et la rentabilité des systèmes, la durabilité agronomique des systèmes de production (érosion, fertilité). D'autres critères diffèrent selon les enjeux et le « projet sociotechnique » sous-jacent propre à chaque terrain.

Ainsi, dans le premier cas d'étude, les enjeux prioritaires étaient la gestion quantitative et qualitative de l'eau et le dynamisme des filières : le scénario devait garantir le niveau global de production de denrées agricoles et créer de nouvelles filières issues de la diversification des cultures. Les enjeux de filières sont donc d'emblée intégrés dans le scénario, elles sont perçues comme un levier organisationnel au changement de pratiques et une ressource économique pour le territoire.

Dans le deuxième cas d'étude, l'enjeu principal était le développement de filières courtes de commercialisation, qui soutiennent la viabilité des exploitations et au maintien de systèmes de production correspondant aux attentes de la société en termes de paysage, de bien-être animal, de qualité des produits. Les enjeux environnementaux, sociaux et économiques sous-tendent un projet qui s'adresse plus aux consommateurs et aux collectivités locales qu'aux filières.

La grille d'évaluation multicritère déclinée dans les différents dispositifs constitue donc un support d'articulation des points de vue et connaissances de chercheurs et d'acteurs locaux. Elle permet d'estimer la capacité des scénarios à répondre aux objectifs du groupe.

Dans notre étude, l'engagement auprès des acteurs s'arrêtait à la production d'un scénario d'ICET et des résultats d'évaluation. Il s'agissait de fournir un accompagnement méthodologique. **L'intérêt des acteurs partenaires dans les deux cas d'étude a été marqué jusqu'à la fin du dispositif, ce qui témoigne d'une certaine pertinence de la démarche.**

Ainsi dans le premier cas d'étude, les coopératives impliquées ont souhaité poursuivre les réflexions sur la filière luzerne qui pourrait être développée à l'interface entre l'aval et l'amont du bassin de l'Aveyron. Elles ont ainsi réalisé une étude de dimensionnement économique d'une unité de

déshydratation de luzerne. Cependant les coûts ont été jugés trop importants et à ma connaissance aucune suite n'a été donnée. Dans le second cas d'étude, à la demande des acteurs impliqués, les travaux conduits ont été poursuivis par une enseignante-chercheuse de l'UMR AGIR et ont conduit à la conception puis la mise en œuvre de premiers échanges entre exploitations (*Ryschawy et al. 2017*). Cependant, des problèmes d'animation du groupe et logistiques ont entraîné un fort déclin du projet d'échanges céréaliers-éleveurs, restreint actuellement à quelques échanges entre agriculteurs proches. L'analyse conduite par ces collègues dans Asai et al. (2018) montrent qu'au-delà des coûts de transaction liés aux phases de collecte d'information sur la situation actuelle et de décision collective sur les scénarios, réalisées dans le cadre de la thèse, les coûts de transaction liés à la phase d'opérationnalisation et la phase de suivi ont, dans les deux cas, conduit à un arrêt ou une très forte révision à la baisse des projets. Aussi, ces deux exemples montrent qu'en complément des outillages conceptuels et méthodologiques pour l'analyse et la conception de systèmes culture-élevage développés dans le cadre de cette thèse, **il serait nécessaire que les sciences humaines et sociales travaillent sur les conditions et outils (sensu lato) socio-économiques de la mise en œuvre et de la gestion de systèmes conçus.**

3.5.4. Des systèmes culture-élevage territorialisés aux services écosystémiques et aux formes d'agriculture

Dans mon processus de recherche, cet ensemble de travaux sur les systèmes culture-élevage à l'échelle du territoire m'a permis de poursuivre mes recherches sur les systèmes socio-écologiques appliqués au domaine de l'agriculture. Dans ce cadre, ils m'ont permis d'asseoir une spécification plus fine de la nature des interactions Homme-Environnement, avec entre autres, la distinction clefs entre les services écosystémiques fournis par les écosystèmes à l'agriculteur et à la société, ainsi que les impacts négatifs des activités humaines sur l'écosystème.

Ces travaux, comme ceux conduits sur la gestion de l'eau et l'agroécologie, m'ont également permis de bien clarifier le fait que dans les territoires agricoles **différentes formes d'agriculture coexistent et que cette diversité détermine le fonctionnement et les propriétés, dites émergentes, à l'échelle du territoire** (ou du groupe d'agriculteurs). Un enjeu majeur est alors de participer à la reconnaissance de cette diversité et au développement d'outil pour mieux l'appréhender et la caractériser.

Ces deux dimensions de recherche ont été au cœur des travaux que j'ai conduit dans la période 2015-2017 présentés dans la section suivante et ont sous-tendu le développement de mon projet de recherche présenté ci-après.

4. Analyse et évaluation des services écosystémiques et des formes d'agriculture (2015-2017)

La période de 2015 à 2017 a été très fortement structurée autour de deux grands champs d'activité scientifique : (i) l'analyse et l'évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles dans le cadre du pilotage scientifique de l'étude EFESE-Écosystèmes agricoles et (ii) la production d'un cadre d'analyse des formes d'agriculture.

4.1. Analyse et évaluation des services écosystémiques : EFESE-Écosystèmes agricoles

De fin 2014 et à décembre 2017, j'ai co-piloté l'étude commanditée par le MEDDE et le méta-programme ECOSERV (INRA) correspondant à **l'application aux écosystèmes agricoles du programme français « Évaluation Française des écosystèmes et des services écosystémiques » (EFESE-EA)**. Cette

étude de la DEPE⁴⁷ visait à produire une évaluation à résolution spatiale fine sur l'ensemble du territoire français de l'état des écosystèmes agricoles et des services écosystémiques (SE) associés. Elle s'inscrit dans le programme européen « **Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services** ». Dans cette étude, je me suis fortement investi dans le **développement d'un cadre conceptuel et méthodologique pour l'évaluation des SE** et dans la **conception d'un dispositif d'évaluation à résolution spatiale fine des SE liés aux cycles de l'eau, de l'azote, et du carbone dans les systèmes de culture et de prairies**. Cela m'a permis d'identifier les faiblesses de la littérature scientifique actuelle et l'important travail à réaliser pour développer un cadre conceptuel et méthodologique opérationnel pour l'évaluation des SE en général (Seppelt et al. 2011 ; Heink et al. 2016) et, plus encore, pour ceux rendus par les écosystèmes anthropisés comme les écosystèmes agricoles (*Duru et al 2015* ; Albert et al. 2015 ; Barot et al. 2017). La finalisation et la valorisation scientifique du cadre conceptuel et méthodologique, du dispositif de simulation et de l'analyse fine des résultats seront réalisées en 2018-19 (CF. Ci-dessous). Aussi, je ne présente ici que les principales caractéristiques de mes travaux réalisés dans le cadre de cette étude.

Ainsi, je m'attache dans cette section à décrire les principaux enjeux conceptuels et méthodologiques que j'ai identifiés via l'analyse de la littérature durant l'étude et les choix que j'ai réalisés dans le cadre du pilotage scientifique de l'étude INRA EFESE-EA. Pour cela, je structure mon propos autour de grandes questions clefs sur la nature des SE et des concepts associés. Une représentation synoptique de la conceptualisation EFESE-EA est proposée dans la figure 4.1a. Elle est également présentée dans la synthèse du rapport d'étude (*Tibi et Therond 2017*) et détaillée dans ce dernier (*Therond et al. 2017b*).

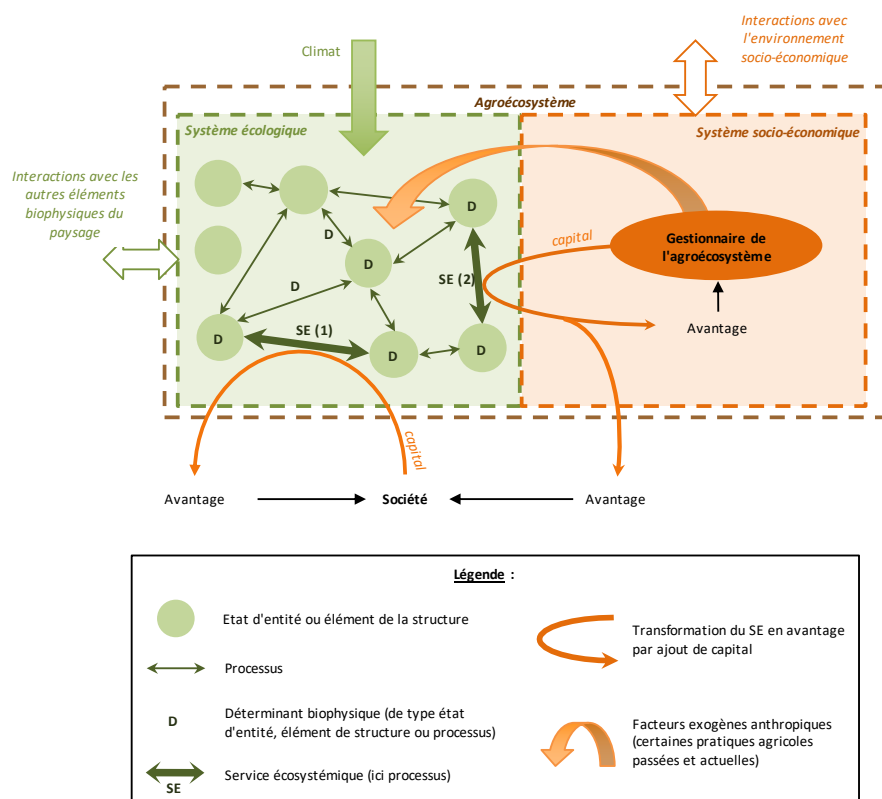


Figure 4.1a : Représentation schématique des concepts clefs manipulés dans l'étude (extrait de *Tibi and Therond 2017*). Le schéma présente la fourniture de deux SE : (1) SE rendu directement à la société et (2) SE rendu directement au gestionnaire de l'agroécosystème et dont la société dérive un avantage indirect

⁴⁷ Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Études de l'INRA.

Le concept de SE varie suivant un continuum d'orientations disciplinaires allant de l'écologie à l'économie. Une différence majeure dans les définitions de SE réside dans le choix de considérer ceux-ci comme (Villamagna *et al.* 2013) :

- I. des propriétés ou processus écologiques⁴⁸ de l'écosystème,
- II. un avantage (*benefit*) correspondant le plus souvent à une combinaison de ces éléments avec des ressources anthropiques (par ex. des intrants),
- III. un surplus effectif de bien être humain imputable à tel ou tel composant ou processus de l'écosystème.

Dans leur revue des définitions, Nahlik *et al.* (2012) mettent en lumière **deux grands types de définition** : celles dans lesquelles les SE sont des composantes biophysiques de l'écosystème dont sont dérivés des avantages (définition Daily 1997) ; et celles dans lesquelles les SE sont directement les avantages (définition de Costanza (1997). **Cette différence est historique puisqu'elle correspond à la différence des définitions séminales de Daily (1997) et Costanza et al. (1997)**⁴⁹ respectivement. La définition du MEA correspond au deuxième type de définition : « the benefits people obtain from ecosystems » (MEA, 2005). Il existe des définitions hybrides qui compliquent l'analyse et la comparabilité des conceptualisations (Danley and Windmark 2016). De nombreux auteurs (ex. Fisher *et al.* 2009; Heink *et al.* 2015; Villamagna *et al.* 2013; Wallace 2007, Nahlik *et al.* 2012; Danley et Widmark 2016) insistent sur le fait que **cette multiplicité de conceptualisation des SE limite fortement l'opérationnalisation du concept pour l'aide à la décision et l'action publique.**

Face à cette diversité de cadres conceptuels, Wallace (2007), Fisher *et al.* (2009) et Mace *et al.* (2012) proposent de **conceptualiser les SE comme les « composants⁵⁰ » biophysiques des écosystèmes utilisés par l'Homme, activement ou passivement**, pour son bien-être. C'est une conceptualisation très proche de celle de Daily *et al.* (1998). C'est également **le choix fait dans la Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)** (CICES, 2013), et, dans sa continuité, dans le SEEA-EEA (SEEA-EA, 2013) et le programme européen **Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services** (MAES) (Maes *et al.* 2013). Ces « composants » correspondent à des éléments de la **structure de l'écosystème** ou à des **processus écologiques** (Fisher *et al.* 2009 ; Wallace 2007). Cette conceptualisation est la plus cohérente et intéressante pour traiter des SE rendus par les écosystèmes très anthropisés comme les écosystèmes agricoles. En effet, **cette conceptualisation permet de clairement distinguer les effets de l'écosystème par rapport à ceux des apports anthropiques tels que les intrants.** Au contraire, dans la définition de Costanza où les SE correspondent aux avantages une augmentation de service peut être liée soit à une augmentation des apports de capitaux anthropiques (ex. intrants en agriculture) soit à une évolution des conditions écologiques.

Considérant son intérêt pour traiter des écosystèmes agricoles et les choix internationaux de CICES et MAES, j'ai choisi de retenir la définition de Daily (1997) dans EFESE-EA (vs. celle de Costanza ou du MEA 2005). Elle est en droite ligne avec la représentation des SE que j'ai participer à développer dans les travaux sur la transition agroécologique à l'échelle de l'exploitation (*Duru et al. 2015*, Section 3.4.1). Considérant cette définition, il est très important de bien prendre en compte que **pour qu'un processus écologique ou la structure de l'écosystème soit considéré comme un SE, il faut qu'un bénéficiaire (humain) dérive un avantage de celui-ci.** Autrement dit, la spécification des SE ne peut se faire que dans le cadre d'une spécification précise de la chaîne SE-avantage(s)-bénéficiaires. **La qualification des SE relève donc d'un processus de classification des processus de l'écosystème sous l'angle des avantages qui en sont dérivés.** Un avantage peut être dérivé soit passivement (sans action intentionnelle) soit activement par un bénéficiaire (Fisher *et al.* 2009). Lorsque l'avantage est dérivé activement le bénéficiaire peut mobiliser des ressources cognitives (ex. connaissances procédurales

⁴⁸ ou processus biophysique selon les auteurs.

⁴⁹ - Costanza *et al.* (1997) : « the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions »

- Daily (1997) : « the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life ».

⁵⁰ i.e. "aspect" pour Fisher *et al.* (2009), "components of nature" pour Boyd & Banzhaf (2007).

pour l'exploitation de l'écosystème, valeurs ou représentations pour traduire une image « rétinienne » d'un paysage en bien être) ou des ressources matérielles (ex. matériels utilisés pour l'exploitation de l'écosystème). Enfin, il est important de noter que les SE sont connectés fonctionnellement à l'écosystème alors que les avantages sont déconnectés de celui-ci et sont des éléments du système socio-économique de l'agroécosystème ou d'un système socio-écologique (CICES 2013 ; SEEA-EEA 2013 ; Albert et al. 2015).

En conséquence des différentes conceptualisations des SE, il existe une forte imprécision concernant **le système fournissant les services écosystémiques**, qui suivant les auteurs et les définitions associées, peut être un écosystème (ex. *Duru et al. 2015* ; Albert 2015), un agroécosystème (entendu comme un écosystème et un système socioéconomique en interaction ; ex. Power 2010 ; Zhang et al. 2007) voire l'agriculture (Zhang et al. 2007). Actuellement, dans la continuité des réflexions récentes (*Duru et al. 2015* ; CICES 2013 ; SEEA-EEA 2013 ; Albert et al. 2015) pour assurer la cohérence avec la définition proposée ci-dessus (SE=processus ou structure), il est très important de bien considérer que les SE sont rendus par les écosystèmes. **Cette conceptualisation, amène l'agronome à porter son regard sur le fonctionnement de l'écosystème et à considérer les pratiques agricoles et le sous-système social de l'agroécosystème comme des éléments de l'environnement du système étudié.** C'est une posture qui peut être inhabituelle pour l'agronome moderne pour qui l'enjeu est d'étudier le fonctionnement de l'agroécosystème conceptualisé comme un système composé d'un sous-système socio-économique et un sous-système écologique en interaction voire imbriqués.

Les bénéficiaires de SE peuvent être de différents types. Concernant les écosystèmes agricoles, il est important de distinguer **les agriculteurs**, plus généralement le gestionnaire de l'écosystème agricole, de **la société**⁵¹. Cette distinction permet de bien mettre en exergue que les services rendus aux agriculteurs dans le cadre de leur activité professionnelle sont différents de ceux rendus à la société. Conduire une évaluation ou un processus de conception de systèmes agricoles permettant de développer les SE, nécessite de bien spécifier la nature des bénéficiaires visés et donc de **bien distinguer les différents types de bénéficiaires concernés.**

Considérant le fonctionnement de l'écosystème agricole, du fait de la nature des SE (structure ou processus de l'écosystème), leur niveau de fourniture est déterminé par **trois grand types de déterminants biophysiques** : (i) l'état d'entité écologique (ex. état organique d'un sol), (ii) la structure du système écologique (ex. structure du paysage) -qui déterminent le régime d'exécution des SE-processus- et (iii) des processus écologiques -qui ont un impact sur l'état des entités ou la structure-. Le concept de déterminant biophysique est proche de celui de « service de soutien » (ou support) proposés par le MEA (2005) ou, plus récemment, du concept de « service intermédiaire »⁵² (ex. Fisher et al. 2009, Mace et al. 2012). Pour analyser les effets de l'état et du fonctionnement de l'écosystème sur les SE, **il est alors nécessaire d'appréhender les interactions entre ces déterminants biophysiques et les SE** c.-à-d. de modéliser le fonctionnement de l'écosystème.

Dans ses écrits séminaux Daily (1997) distinguait les concepts de **services rendus par l'écosystème et de biens produits par l'écosystème**. Plus récemment, Nelson and Daily (2010) expliquent que « *Ecosystem services include processes that support the production of consumable goods* ». Cependant, sous l'impulsion du MEA (2005), le concept de SE englobe le plus souvent ces deux concepts de services et de biens. Ce glissement conceptuel a eu de lourdes conséquences pour les SE rendus par les écosystèmes agricoles : il a conduit à considérer la production agricole comme un service d'approvisionnement. Actuellement, **le statut de la production agricole**, et plus généralement de la production de biens dans les écosystèmes anthropisés, donnent lieu à d'intenses discussions dans la communauté scientifique travaillant sur les SE (Ex. Albert et al. 2015 ; SEEA-EEA 2013 ; Bengtsson 2015). Il est de plus en plus reconnu que **la production des écosystèmes anthropisés étant déterminée**

⁵¹ Un même individu (agriculteur) peut être un représentant de différents types de bénéficiaires suivant le SE considéré. Les agriculteurs comme individu humain (vs. gestionnaire de l'agroécosystème) font parti de la société.

⁵² Ces deux dénominations sont considérées dans EFEE-EEA comme contre-intuitives puisqu'elles conduisent à qualifier de service des éléments ou processus de l'écosystème qui ne fournissent pas directement de services.

à la fois par les intrants anthropiques et des SE de régulation il est nécessaire de bien distinguer ces deux effets (ex. *Duru et al. 2015* ; Barot et al. 2017 ; Albert et al. 2015 ; Bengtsson 2015). Le statut de la production est alors questionné : est-ce un SE ou un bien issus des effets combinés des intrants et SE de régulation ? Dans *Duru et al. (2015)*, comme expliqué dans la section (3.4.1), je me suis fortement impliqué dans une première tentative de clarification du statut et du rôle des intrants agricoles et des services de régulation relativement à la production agricole. Aussi, dans la continuité des travaux internationaux récents et en cours (Barot et al. 2016 ; Albert et al. 2015 ; MAES et al. 2014 ; SEEA-EEA 2013), dans EFES-EA nous considérons la production comme un bien agricole (vs. un service écosystémique d'approvisionnement) et nous avons pointé l'importance de **discriminer la part de la production agricole permise par les SE de régulation⁵³ de celle permise par les apports d'intrants industriels et d'eau d'irrigation**. C'est ce que nous avons tenté de faire via l'utilisation de la simulation dans EFES-EA en comparant le niveau de production simulé pour des séquences de cultures conduite sans intrant à celui simulé avec des intrants toute chose égale par ailleurs. La consolidation de la méthode et des résultats étant toujours en cours au jour de la rédaction de ce document ils ne sont pas présentés ici.

Dans la continuité des questions relatives au statut de la production agricole, il y a également un important besoin de clarification du **statut et des effets des intrants agricoles relativement aux SE** (*Duru et al. 2015* ; Albert et al. 2015 ; Heink et al. 2015 ; van Reeth 2014 ; Kandziora et al. 2013). Pour répondre à cette question je propose, à ce jour, de **distinguer deux grands types de SE de régulation** (i) ceux qui permettent de réguler les impacts négatifs des pratiques humaines, et plus particulièrement les pratiques agricoles (ex. SE d'atténuation des contaminants chimiques -ou xénobiotiques-, régulation de la qualité de l'eau), et (ii) les SE de régulation à l'origine de flux de matière ou d'énergie dont l'homme peut tirer bénéfices. L'évaluation des SE du premier type amène à considérer la capacité de l'écosystème à réguler les nuisances (ou impacts négatifs) des intrants (énergie ou matière). L'évaluation des SE du deuxième type amène à considérer la capacité autonome de l'écosystème agricole, considérant un état initial donné⁵⁴ et une période donnée, à fournir des nutriments, restituer de l'eau, assurer un contrôle biologique ou maintenir/régénérer une structuration des sols. Dans ce deuxième cas, considérant les SE rendus aux agriculteurs, il est alors question des SE intrants substituables aux intrants industrielle voire à l'eau d'irrigation. Cette distinction de nature de SE est nécessaire pour clairement différencier les systèmes de production et pratiques agricoles qui permettent d'augmenter les SE « intrants », et donc le potentiel de « production autonome » des écosystèmes agricoles de celles qui visent des SE de manière à réduire les nuisances des pratiques agricoles (ex. implantation de bandes enherbées).

Considérer le potentiel de « production autonome » de l'écosystème agricole fourni par les SE « intrants » conduit à questionner le **statut de la semence et des animaux d'élevage, autrement dit des pratiques de configuration spatiotemporelle de la biodiversité planifiée**. La semence (ou le plant) correspondent-ils à des intrants exogènes de l'écosystème ? Si oui, quel est l'intérêt opérationnel d'estimer les SE rendus par un sol nu ? Faut-il alors donner un statut particulier aux semences et plants (et à l'énergie associée à leur apport) ? Pour répondre à cette question, il est intéressant de noter ici que pour « l'Agriculture Naturelle »⁵⁵, basée sur la minimisation des interventions humaines, seule l'introduction de la graine ou du plant est acceptée ! Dans EFES-EA, **j'ai proposé de considérer que les pratiques qui déterminent la distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée soient considérées comme des pratiques qui déterminent la nature de l'écosystème** et par voie de

⁵³ Sous l'impulsion de l'Expertise Collective « Agriculture et biodiversité » (Le Roux, 2008), ces services de régulation sont qualifiés « d'intrants » dans la communauté française.

⁵⁴ L'état de l'écosystème (ex. état organique des sols) détermine le niveau de services écosystémiques qu'il délivre (ex. fourniture en azote). Cet état à un instant donné est dépendant de l'historique des interactions au sein de l'écosystème et entre celui-ci et son environnement biophysique et anthropique. L'état des écosystèmes agricoles dépend tout particulièrement des pratiques agricoles passées (Robinson et al. 2012).

⁵⁵ Forme d'agriculture développée dans les années 1970 par le microbiologiste japonais Masanobu Fukuoka basée sur les principes suivants : pas de labourage, pas de fertilisants, pas de sarclage, pas de pesticides, pas de taille (<http://itan.fr/>).

conséquence la nature et le potentiel de production (defining factors dans Ittersum and Rabbinge, 1997) et le niveau potentiel de SE sans intervention humaine additionnelle. Les autres pratiques, qui visent à réduire ou lever les facteurs limitant (abiotiques) et réducteur (biotiques) de la production peuvent moduler ce niveau au fil de la période d'analyse. Ces autres pratiques sont à l'origine d'apports exogènes de matières (fertilisants, amendements, eau, phytosanitaires) ou d'énergie (travail du sol y c. binage) dans l'écosystème. **Modifier la configuration spatiotemporelle de la biodiversité planifiée revient à changer de nature d'écosystème agricole** : l'évaluation du niveau de services rendus par les écosystèmes agricoles nécessite alors de prendre en compte la configuration spatiotemporelle de ces derniers comme facteur de distinction ceux-ci. Modifier les pratiques de travail du sol, fertilisation, irrigation ou phytosanitaires conduit à réguler positivement ou négativement le potentiel de production et fourniture de SE fourni par un écosystème donné (une configuration spatiotemporelle). Le statut et les effets de l'animal domestique posent le même type de question que celui de la graine ou du plant. Les relations entre les animaux et l'écosystème agricole sont de deux grands types : (i) pénétration et prélèvement de biomasse et (ii) apport d'effluents d'élevage directement par l'animal (pâturage) ou via des pratiques d'épandage (Sabatier et al. 2015). L'intensité et la fréquence de ces interactions directes et indirectes dépendent des pratiques de pâturage et d'épandage des effluents. Considérant que l'écosystème agricole correspond au système sol-plante(s)-animaux, par analogie avec la conceptualisation sur les couverts végétaux, les pratiques qui déterminent la distribution spatiotemporelle des animaux au pâturage représente des pratiques de configuration de l'écosystème sol-prairie-animal. Les pratiques d'épandage peuvent être considérées comme des pratiques visant à réguler les facteurs limitants abiotiques de la production. Le statut de l'animal, qui peut circuler entre l'écosystème et les bâtiments d'élevage, pose cependant des questions propres que je prévois de traiter dans la continuité d'EFSE-EA : peut-on parler des services écosystémiques rendus par l'animal (et son microbiote) lorsqu'il est en bâtiment ? Si oui de quels SE parle-t-on ?

Le flou conceptuel sur le statut des SE, de la production agricole et du statut des intrants agricoles, très présent dans la littérature sur les SE, conduit classiquement à l'identification d'un **antagonisme (trade-off) entre production agricole**, considérée comme un service d'approvisionnement, **et la biodiversité à l'origine des SE** (ex. Rapidel et al. 2015 ; Kandziora et al. 2013 ; Braat and De Groot 2012). Considérant la production comme un bien (vs. un SE) dont le niveau de production est déterminé par les intrants exogènes et les SE, il est en fait le plus souvent question ici de l'antagonisme **entre l'utilisation d'intrants et la biodiversité** et, par voie de conséquence les SE. Autrement dit, il s'agit du « trade-off », bien documenté maintenant, entre production agricole basée sur l'utilisation d'intrants anthropiques dans des systèmes de production spécialisés (et paysages « simplifiés ») et les SE de régulation et culturels (Foley et al. 2005). Cet antagonisme, alors que souvent présenté comme général et générique est lié au type d'agriculture mis en œuvre (*Therond et al. 2017 ; Duru et al. 2015 ; Duru et Therond 2015 ; Kremen 2015 ; Kremen and Miles 2012*). La forme de modernisation écologique de l'agriculture qui vise à développer les SE « intrants » via la gestion de la biodiversité planifiée et associée à différents niveaux d'organisation et échelles spatio-temporelles, telle que j'ai participé à la définir, devrait théoriquement permettre de concilier production agricole et autres SE rendus à la société (*Duru et al. 2015 ; Duru, Fares and Therond 2015 ; Duru, Moraine and Therond 2015 ; Duru and Therond 2015 ; Kremen 2015 ; Kremen and Miles, 2012*). Les conditions d'existence et d'intensité de cet antagonisme et les leviers pour le réduire voire le lever restent cependant à analyser finement.

Dans la continuité de mes travaux sur les systèmes agroécologiques (section 3.4) et les systèmes culture élevage (3.5), la conceptualisation des pratiques agricoles proposée ci-dessus permet également de participer à la clarification de la **différence fondamentale entre évaluation des impacts négatifs (ou nuisances) des pratiques agricoles et évaluation des SE** (Fig. 4.1b). Comme introduit de manière préliminaire par Kandziora et al. (2013), il est essentiel de distinguer, d'une part, le « travail » (*work*) réalisé par l'écosystème correspondant à un SE (ex. la fixation ou la fourniture d'azote) et, d'autre part, les impacts négatifs liés aux pratiques agricoles (ex. les fuites d'azote dans l'hydrosystème et l'atmosphère liées aux apports d'azote). Alors que l'évaluation des nuisances des pratiques agricoles

relève de l'évaluation des impacts de l'agroécosystème sur son environnement biophysique et socio-économique, l'évaluation des SE relève de l'évaluation du fonctionnement de l'écosystème agricole vu sous l'angle des avantages que l'homme peut en dériver. Du point de vue de l'évaluation, la première considère l'écosystème comme une boîte noire et analyse les entrées et sorties, la deuxième considère le fonctionnement interne de l'écosystème. Ces deux approches sont complémentaires. Elles ne fournissent pas le même type d'information sur les interactions homme-écosystème (ou homme-nature).

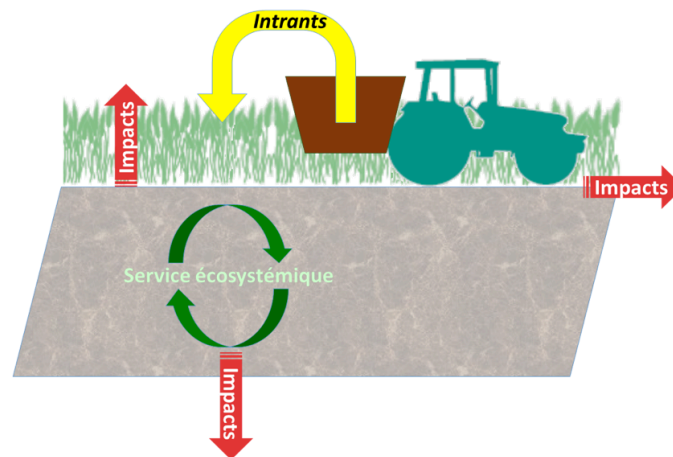


Figure 4.1b : Représentation schématique de la nature des impacts négatifs des activités humaines (émissions de polluants dans les compartiments de l'environnement, en vert) et des services écosystémiques (en vert) (extrait de Therond et al. 2017b).

Enfin, dans la continuité du point précédent, il me semble aussi très important de clarifier le concept de **dis-service -DSE-** (*disservice*) (Heink et al. 2015). Ce dernier recouvre actuellement des notions aussi différentes que (i) un bas niveau de SE (ex. Zhang et al. 2007), (ii) l'impact négatif des pratiques agricoles (ex. Power 2010) et (iii) l'effet négatif (du fonctionnement) des écosystèmes sur le bien être humain (ex. dégâts de la faune sauvage, émission de gaz à effet de serre par les zones humides, émission de pollens allergènes) (ex. Dunn 2010). D'intense débats scientifiques existent sur l'intérêt et la plus-value de ce concept relativement à celui de SE (ex. Villa et al. 2014). Ils sont beaucoup sous-tendus par l'objectif de ne pas avoir de double prise en compte (ou double compte) du même processus (ex. une fois via l'évaluation des SE et une autre fois via celle des DSE). Considérant les points conceptuels précédents, pour éviter les ambiguïtés, les problèmes de double compte, et apporter une plus-value par l'utilisation du concept de dis-service, je fais l'hypothèse actuellement qui est nécessaire de limiter l'utilisation du concept de DSE à la description des effets négatifs de processus de l'écosystème (point (iii) ci-dessus) qui ne sont pas conceptualisés comme des SE⁵⁶. Ainsi, dans cette logique Heink et al. (2015) considèrent que les DSE correspondent à des « *functions of ecosystems that are perceived as negative for human well-being [...that] are rarely included explicitly in concepts and assessments of ES* ».

L'ensemble des enjeux conceptuels pointés ci-avant démontre le besoin de **développer un cadre conceptuel et méthodologique pour l'évaluation des SE fournis par les écosystèmes agricoles et de le positionner relativement aux approches existantes d'évaluation multicritère des agroécosystèmes**

⁵⁶ Il est important de noter que le statut du processus de bioagression des cultures reste à clarifier. En effet, considérant que les SE de régulation biologique correspondent à des processus de régulation des bioagresseurs (ex. prédation, parasitisme) et que le niveau de bioagression peut être plus ou moins élevé pour un même niveau de SE de régulation (en fonction des dynamiques de population des bioagresseurs et auxiliaires) alors le processus de bioagression pourrait être considéré comme un dis-service (vs. un bas niveau de SE).

(évaluation d'impacts). Aussi, pour porter à l'internationale les avancées conceptuelles et méthodologiques réalisées dans EFES-EA, je prévois de coordonner l'édition d'un numéro spécial d'Ecosystem Services présentant les principaux enseignements de l'EFES-EA. Ce numéro spécial sera l'occasion de présenter le cadre conceptuel et méthodologique pour l'évaluation des SE rendus par les écosystèmes agricoles développés dans l'étude. Il permettra également de présenter le dispositif de simulation et les principaux résultats de l'étude. Ces productions scientifiques s'inscrivent donc dans mes perspectives de publications pour les deux années à venir.

4.2. Cadre d'analyse de la diversité des formes d'agriculture

Dans la continuité directe de mes travaux sur les systèmes et la transition agroécologiques à l'échelle de l'exploitation et à l'échelle locale (section 3.4), j'ai développé avec trois collègues du département Environnement et Agronomie un cadre d'analyse des formes d'agriculture présenté dans [Therond et al. \(2017\)](#). L'objectif ici était de progresser sur les critères de spécification de différentes formes d'agriculture afin d'identifier les formes clefs et les questions de recherche en agronomie associées. Avec Michel Duru, dans nos travaux précédents ([Duru et al. 2015](#) ; [Duru, Therond and Fares 2015](#)), nous distinguons deux grands types de formes de modernisation écologique de l'agriculture ; celle basée sur une meilleure gestion des intrants via l'augmentation de l'efficacité et la substitution d'intrants chimiques (*efficiency/substitution-based agriculture*) et celle basée sur une forte diversification spatiotemporelle des systèmes de production (*biodiversity-based agriculture*) pour le développement des services intrants et une importante réduction des intrants. Cette dichotomie présente deux grandes limites : (i) la voie basée sur l'efficacité ou la substitution recouvre une diversité importante de situations biotechniques et performances associées, et (ii) elle ne prend pas en compte la nature des interactions que les systèmes de production entretiennent avec leur environnement socio-économique alors même qu'elle détermine la nature des technologies et des activités agricoles dans les systèmes de production.

Par ailleurs, nous avons fait le constat que les classifications existantes⁵⁷ recouvrent souvent une grande diversité de pratiques ou de systèmes de production présentant des performances environnementales et socio-économiques différentes. Comme dans nos travaux, la très grande majorité d'entre-elles ne prennent pas en compte le contexte socio-économique des systèmes de production. En outre, il est maintenant reconnu que les concepts du type intensification écologique ou agroécologie recouvrent des notions multiples, ambiguës et redondantes et sont donc peu adaptés pour structurer un discours ou une analyse sur la nature et les performances des agricultures existantes et futures (Wezel et al. 2015).

Considérant les limites des classifications existantes, en s'appuyant sur nos travaux antérieurs et ceux réalisés en parallèle dans EFES-EA, via sur une importante revue de littérature et l'expertise de membres du groupe de travail, nous avons développé un nouveau cadre des formes d'agriculture. Il repose sur deux grandes dimensions qui contribuent à la durabilité de l'activité de production agricole : (1) la nature et l'origine des intrants mobilisés dans les systèmes de production, (2) la nature des relations socio-économiques qu'ils entretiennent avec le territoire et les filières. Je présente ci-après succinctement ces deux grandes dimensions, puis le cadre d'analyse lui-même, les formes d'agriculture identifiées et perspectives de travail identifiées. Le lecteur pourra se référer à [Therond et al. \(2017\)](#) pour le détail des questions de recherche agronomique associées à chacune des formes ou transversales à celles-ci.

4.2.1. Fonctionnement biotechnique des systèmes de production

Dans la plupart des systèmes de production, les deux types de facteurs de production, intrants

⁵⁷ Exemples : écoagriculture, permaculture, agriculture conventionnelle, biologique, naturelle, de précision, intégrée, de conservation ou climato-intelligente.

exogènes et services écosystémiques, sont mobilisés dans des proportions variables. Comme nous l'avons explicité dans Duru et al. (2015) pour un même niveau de production, plus on s'appuie sur les services rendus par la biodiversité plus on diminue la dépendance aux intrants exogènes. Dans notre cadre d'analyse, comme précédemment dans Duru et al. (2015), nous proposons donc de caractériser le fonctionnement biotechnique des systèmes de production en fonction de l'importance relative des intrants exogènes et des services écosystémiques utilisés pour la production agricole. En complément, des travaux précédents, nous distinguons les deux grands types d'intrants exogènes, chimiques (ou de synthèse) et biologiques (ex. produits résiduels organiques, stimulants de la santé des plantes ou de l'activité des sols, auxiliaires de culture, mycorhizes ou azotobactères amplifiés ou introduits, biopesticides). Le deuxième type d'intrants visant à développer les services écosystémiques sans modification profonde (diversification) du système de production. Cette distinction nous a permis de distinguer **trois grands archétypes de fonctionnement biotechnique des systèmes de production** :

- **les systèmes de production basés sur l'utilisation d'intrants chimiques** (ou de synthèse) qui vise à répondre aux enjeux de durabilité via l'optimisation spatiotemporelle des apports et la réduction associés des fuites de polluants dans l'environnement. Cette stratégie est basée sur l'utilisation des technologies dites de l'agriculture de précision permettant d'apporter la bonne dose, au bon endroit au bon moment.

- **les systèmes de production basés sur l'utilisation d'intrants biologiques** qui vise à répondre aux enjeux de durabilité, y c. de santé de l'homme et l'écosystème, via l'utilisation d'intrants présentant une moindre écotoxicité. Alors que le marché de ces intrants biologique est en plein développement, l'enjeu de recherche ici est à la fois d'estimer les effets intentionnels et non intentionnels, l'efficacité et l'efficience des nouveaux intrants et de déterminer les modalités d'utilisation permettant de maximiser ces effets.

- **les systèmes de production fortement basés sur la diversification et les SE associés.** Les innovations, souvent de rupture, visent ici à permettre une gestion adaptée de la biodiversité et de ses effets sur le fonctionnement, la résilience et la productivité des agrosystèmes.

Dans cette approche, nous insistons sur le fait que **les trois types de systèmes mobilisent les SE** mais à des niveaux différents, les leviers de l'efficience et de la substitution peuvent être mobilisés par les deux derniers types de systèmes.

4.2.2. Contexte socioéconomique des systèmes de production

Les contextes socioéconomiques dans lesquels sont insérés les systèmes de production agricole déterminent la nature et le prix de leurs intrants et produits agricoles et donc leur fonctionnement biotechnique. Les systèmes de production agricole sont **insérés dans des systèmes alimentaires** (*food-systems*) qui déterminent les modes de production, de transformation, de commercialisation, de consommation des produits agricoles et de gestion des déchets. Les systèmes de production sont également intégrés dans des dynamiques locales ou régionales pouvant leur offrir des opportunités en termes d'intrants, de marchés ou encore orienter les modes de gestion de l'espace. Nous avons ainsi identifié **quatre grands types de contextes socio-économiques** (Figure 4.2.2) :

- **Les systèmes alimentaires industrialisés et mondialisés** structuré autour de marchés très concurrentiels de produits agricoles, de composés substituables (par exemple huiles, sucres, protéines) et de produits ultra-transformés. Leur industrialisation a fortement favorisé la dynamique de spécialisation et de standardisation des systèmes de production. La prise de conscience progressive des effets des systèmes alimentaires mondialisés sur l'homogénéisation des régimes alimentaires mondiaux, sur la santé humaine (par exemple obésité, maladie cardiovasculaire) et sur l'environnement (liés par exemple à la concentration des élevages ou à la déforestation) a conduit à l'émergence et au développement des trois grands types de dynamiques présentées ci-après.

- **Les économies circulaires à l'échelle locale ou régionale** (*circular economies*), basés sur les

principes de l'écologie industrielle, visent à réduire les pollutions et l'utilisation des ressources naturelles via le bouclage des cycles biogéochimiques. Ces projets peuvent offrir des opportunités de substitution des intrants chimiques par des intrants organiques et de diversification des systèmes de production (par exemple production de biomasse « énergétique »).

- Les **systèmes alimentaires alternatifs** (*alternative food-systems*) visent à répondre aux enjeux de santé humaine, de qualité des produits, d'équité sociale et de (re)localisation. Ils peuvent offrir des opportunités de diversification et de meilleure répartition de la valeur ajoutée.

- Les **approches intégrées de développement territorial** (*integrated landscape approaches*) impliquant l'agriculture, mobilisant les leviers de l'économie circulaire et des systèmes alimentaires alternatifs, en complément de ceux de la gestion intégrée des paysages pour le développement des services écosystémiques, représentent un troisième type de contexte socio-économique dans lequel les systèmes de production peuvent être plus ou moins insérés. Le développement de ces approches/projets nécessite la mise en œuvre d'une gouvernance collective des paysages et des ressources naturelles associées.

Il est important de noter que de nombreux systèmes de production agricole s'inscrivent dans différents contextes socioéconomiques, par exemple, en commercialisant une part de leur production sur les marchés mondiaux et une autre plus localement. Dans les systèmes alimentaires mondialisés les relations entre les agents économiques sont essentiellement basées sur les prix des marchés mondiaux des produits agricoles. Dans les dynamiques nait en opposition aux développements de ces systèmes alimentaires, **d'autres critères déterminent les relations entre les acteurs : sociaux** (équités, transparence, répartition de la valeur ajoutée), de **protection de l'environnement** (pratiques plus durables) ou/et de **relocalisation ou ancrage géographique** de tout ou partie du système alimentaire. Le niveau d'intégration des systèmes de production dans ces différents contextes socio-économiques détermine donc le poids relatif des relations basées sur le prix des intrants et produits agricoles des marchés globalisés face à ceux d'un ancrage territorial au sens géographique, environnemental et social du terme territoire et traduit par le concept anglais de « *territorial embeddedness* » (Penker 2006 ; Sonnino and Marsden 2006).

Fig. 3 Main features of key non-exclusive socio-economic contexts that determine the biotechnical functioning of farming systems. Territorial embeddedness, i.e. social, spatial and ecological issues which mitigate purely economic relationships and behaviours centred on global market prices, is assumed to increase from top to bottom. Because each socio-economic context can take many forms with different types of territorial embeddedness, the relative position of each is illustrative and does not follow a strict order (see Fig. 4). The local level is the level at which individual or groups of municipalities or administrative districts implement rural development projects. The regional level lies between local and global levels and usually corresponds to areas within countries or across neighbouring countries

Relationships based on global market prices		Main objectives and characteristics	Scales
Territorial embeddedness	Globalised commodity-based food system	-Increase productivity and efficiency via industrial processes and standardised techniques -Generic and standardised commodities without specific quality, leading to competition centred on globalised market prices -Concentration of power in large companies while farmers have an ever-decreasing share of the total added value and decisional autonomy -Negative impacts on the environment and human health	-Regional or global levels -Exchanges occur at the regional level when regional products are competitive in the global market
	Circular economy	-Developed in opposition to linear and open globalised commodity-based food systems, to limit resource scarcity, waste and pollution and possibly improve economic performances -Based on the "3R" principles (reduce, reuse, recycle) and "symbiosis networks" of a variety of complementary agents to develop eco-efficient and closed loops of material and energy -Farming systems use organic matter (for soil fertility) or produce biomass (for bioenergy) -Provides farming systems with (i) alternative locally produced inputs (e.g. organic matter) and (ii) opportunities for diversification (e.g. biomass for energy production)	-Local or regional levels
	Alternative food system	-Developed in opposition to globalised food systems to address issues of human health, environment conservation, animal welfare, taste and freshness, local producers and development -Specialised agricultural products produced with specific know-how or in a specific "place" or targeted to specific consumers -Local product or local production to "re-spatialise food" -“Value-based supply chains” based on trust, collaboration, transparency and equitable relationships between all participants to "re-socialise food" -Food has multiple forms of value (beyond the price) -Provides farmers and local economies with opportunities to retain a larger portion of added value and supports diversified farming systems and landscape conservation	-Local, regional or global levels
	Integrated landscape approach	-Rural/territorial development projects that support and are supported by development of multifunctional landscapes to meet social expectations about ecosystem and socio-economic services -Integrated management of the nexus of Food/Non-food/Natural Resources to develop local/regional sustainable agriculture -Collective governance of multiple land managers to design the spatial distribution of land use (crop-grassland pattern) and semi-natural habitats to increase the targeted ecosystem services provided to farmers, inhabitants and the global population -Provides farmers and local economies with opportunities to retain a larger portion of added value and supports diversified farming systems and landscape conservation	-Local or regional levels (e.g. rural park level)

Figure 4.2.2 : principales caractéristiques des quatre contextes socioéconomiques identifiés (extrait de Therond et al. 2017a).

4.2.3. Un cadre d'analyse des formes d'agriculture

Nous avons développé notre cadre d'analyse de la diversité des formes d'agriculture sur la base de la typologie de fonctionnement biotechniques des systèmes de production et de celle des grands types de contexte socioéconomique dans lesquels ils sont insérés (Fig. 4.2.3). Aussi, dans ce cadre d'analyse, une forme d'agriculture correspond à un type de fonctionnement biotechnique de système de production associé à un ou à une combinaison de contextes socio-économiques. Deux dimensions caractérisent donc chaque forme d'agriculture : (1) la part relative entre les intrants exogènes et les services écosystémiques dans le fonctionnement biotechnique des systèmes de production (axe vertical, Fig. 1), (2) le poids relatif des relations basées sur les prix des marchés mondialisés des produits et composés agricoles et de celles basées sur des objectifs sociaux, environnementaux et de (re)localisation (axe horizontal, Fig. 1). Les axes composites de la figure représentent explicitement les deux composantes qui sous-tendent les dimensions correspondantes.

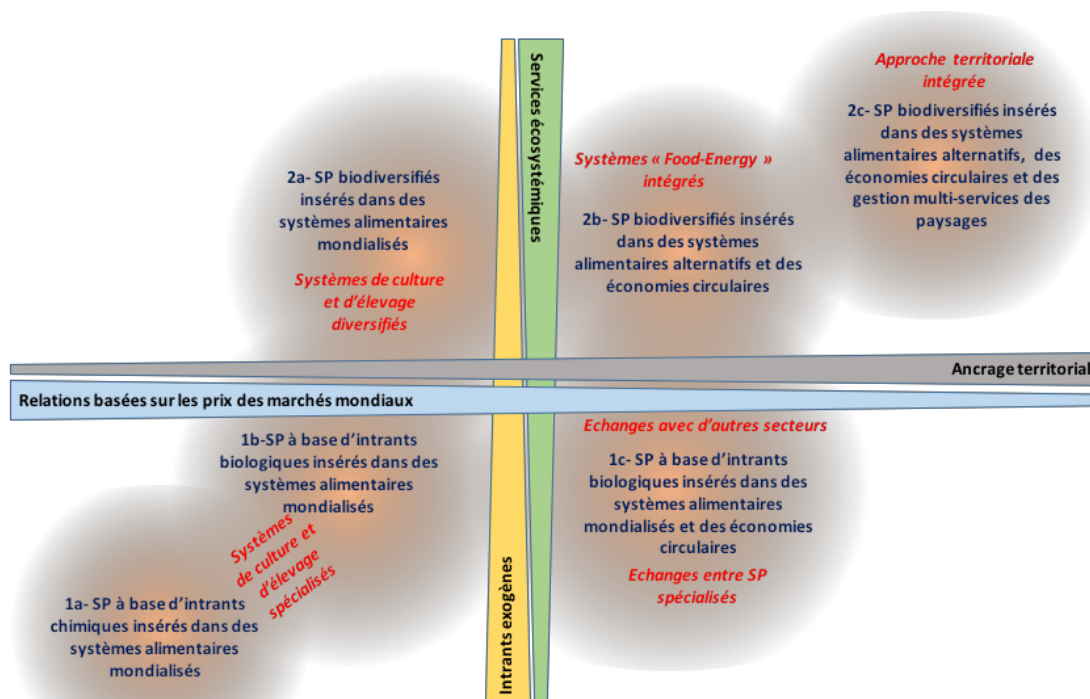


Figure 4.2.3 : Représentation schématique de six formes d'agriculture à la recherche de plus de durabilité (de 1a à 2c) pour lesquels les systèmes de production (SP) sont représentés en fonction (i) de la part relative de services écosystémiques ou intrants exogènes mobilisés pour la production agricole (axe Y) et (ii) du type de relations qu'ils entretiennent avec leur contexte socio-économique, basé sur les prix des marchés mondialisés de produits et composés agricoles ou l'intégration dans des dynamiques territoriales (axe X). Les formes d'agriculture ont été numérotées 1 et 2 pour tenir compte du changement de paradigme lié à la nature des intrants ; les lettres a, b et c traduisent un degré d'insertion dans les dynamiques territoriales de plus en plus élevé ; en rouge, sont donnés des exemples des formes d'agriculture (1a....2c) (adapté de Therond et al. 2017a).

Sur la base de l'analyse des relations potentielles et cohérentes entre les grands types de fonctionnement biotechnique et les contextes socio-économiques (section précédente), nous avons identifié six formes clefs d'agriculture. Elles représentent les principales formes existantes ou encouragées par les politiques publiques pour faire face aux enjeux de durabilité. Cette liste n'est ni exhaustive ni figée et pourra/devrait être complétée par des études futures. Il est important de noter, dès à présent, que dans la plupart des territoires, différentes formes d'agriculture coexistent. Ces six formes d'agriculture sont rapidement décrites ci-après.

4.2.4. Formes d'agriculture insérées dans des économies mondialisées

La première forme d'agriculture (1a sur la figure) représente **des systèmes de production spécialisés basé sur l'utilisation d'intrants chimique/synthèse et fortement inscrit dans les systèmes alimentaires industrialisés et mondialisés**. La dynamique de ces systèmes étant déterminée par celle des marchés mondialisés, ils sont souvent peu connectés aux stratégies et enjeux locaux de gestion des ressources naturelles, générant des conflits, par exemple, en cas de pénuries d'eau pour l'irrigation, de pollution de l'eau et d'érosion des sols. **Cette forme d'agriculture est dominante dans les pays de l'OCDE.**

La deuxième forme d'agriculture (1b sur la figure) correspond à **des systèmes de production basées sur les intrants biologiques**. Tout comme dans la première forme d'agriculture, ces systèmes de production, spécialisés, sont **insérés dans les systèmes alimentaires mondialisés** qui commercialisent, entres autres, ces intrants biologiques. Il y a actuellement un fort développement des produits et des

pratiques de biocontrôle par introduction, stimulation ou régulation de l'activité d'organismes vivants. Il est soutenu par les politiques publiques européennes et les grands groupes de l'agrofourniture.

La troisième forme d'agriculture (2a sur la figure) correspond à des **systèmes de production basés sur la biodiversité qui se développent dans des « niches » et commercialisent la majeure partie de leur production dans des systèmes alimentaires mondialisés**. Seuls les produits qui ne sont pas commercialisables à un prix attractif, comme les cultures de diversification, sont commercialisés via des circuits alternatifs qu'ils peuvent gérer directement et localement (par exemple vente directe, échanges entre exploitations). Les systèmes de production de grandes cultures et d'élevage diversifiés, autonomes, ou en polyculture élevage (*Moraine, Duru and Therond 2016*; section 3.5), agriculture de conservation basée sur trois piliers, ou les systèmes agroforestiers intégrant l'arbre sous forme de plantations à faible densité ou sous forme de haies, représentent des exemples types de cette forme d'agriculture.

4.2.5. Formes d'agriculture à plus fort ancrage territorial

L'analyse des possibilités d'insertion des systèmes de production dans les dynamiques territoriales présentées ci-dessus nous a permis d'identifier trois autres formes d'agriculture (partie droite de la figure 1). Une première forme dérivée des formes 1a ou 1b correspond à **des systèmes de production spécialisés intégrés dans une économie circulaire locale** (1c sur la figure). Leur objectif est de réduire l'utilisation des ressources naturelles par une meilleure fermeture des cycles de matières et d'énergie (production de biogaz, recyclage, etc.), en échangeant des produits entre agents économiques. C'est le cas des échanges entre exploitations spécialisées de culture et d'élevage (Cf. section 3.5), mais aussi d'organisations collectives pour récupérer divers déchets, agricoles ou non, en vue de produire du biogaz dont les sous-produits sont utilisés comme fertilisants. Cette forme d'agriculture est fortement encouragée par les politiques publiques dans les pays de l'OCDE. De nombreux projets de développement d'économies circulaires agricoles et intégrant des acteurs agricoles sont actuellement lancés pour l'approvisionnement, la consommation, le recyclage.

Une deuxième forme correspond à **des systèmes de production fondés sur la biodiversité insérés dans des systèmes alimentaires alternatifs** (2b sur la figure). Dans cette forme d'agriculture, les systèmes de production peuvent également être intégrés dans une économie circulaire afin d'accéder à des matières organiques dont l'apport au sol permet d'augmenter les services intrants associés (ex. fourniture en nutriments et structuration du sol).

Enfin, une dernière forme d'agriculture correspond à **des systèmes de production diversifiés fortement insérés dans des approches intégrées de développement territorial** (2c sur la figure). Les systèmes de production sont alors intégrés dans des systèmes alimentaires locaux, des économies circulaires et dans un dispositif multi-acteurs de gestion intégrée de paysage générant de multiples services écosystémiques aux agriculteurs et à la société. Cette forme correspond à un paradigme d'éco-économie qui repositionne l'agriculture et les politiques associées au cœur d'un développement local intégrant enjeux environnementaux, sociaux et économiques. Le développement des approches intégrées de développement territorial est également fortement soutenu par les politiques européennes.

Plus généralement, il est important de noter que dans ces trois formes d'agriculture, **les marchés locaux et mondiaux peuvent être complémentaires et coexister**. Ils peuvent offrir des alternatives de marchés pour écouler des produits de nature différente.

4.2.6. Une vision renouvelée des agricultures et de la bioéconomie

Une des grandes forces de notre cadre d'analyse c'est de **mettre en lumière la grande diversité des formes d'agriculture actuellement cachée derrière des catégories telles que « agriculture conventionnelle », « agroécologie » et « agriculture biologique »**. Ces catégories englobent

généralement plusieurs des six formes d'agriculture décrits ci-dessus. Ainsi, l'agriculture biologique se développe dans les cinq formes d'agriculture non basées sur des intrants chimiques, selon qu'il s'agit d'une simple substitution de nature d'intrants ou de systèmes diversifiés valorisant au maximum les services écosystémiques.

Dans les pays européens, il y a profusion de labels (bio, label rouge ; AOC, IGP...). **Ces produits labellisés sont produits dans des systèmes alternatifs et localisés, mais aussi dans des systèmes de production basés sur des intrants chimiques et commercialisés dans des systèmes alimentaires globaux** avec une faible prise en compte des enjeux sociaux, écologiques et de localisation, et peu ou pas de valeur ajoutée supplémentaire pour les agriculteurs ou l'économie locale ou régionale (Fig. 4.2.3). Notre typologie des formes d'agriculture contribue donc à clarifier leurs principales caractéristiques, en termes absolus et relatifs. Elle peut également aider à clarifier la structure du secteur agroalimentaire du « local » au « global », aux limites souvent floues.

De même, **toutes les formes d'agriculture identifiées peuvent participer au développement d'une bioéconomie**, souvent considérée comme une composante clé de la solution aux multiples grands défis des sociétés modernes (Bugge *et al.* 2016). Les formes d'agriculture basées sur les intrants sont plus orientées vers le **développement d'une bioéconomie axée sur le traitement et la transformation des matières premières biologiques**, ainsi que sur l'établissement de nouvelles filières à grande échelle. Dans les formes d'agriculture les plus intégrées dans les dynamiques territoriales, une attention particulière est accordée au **développement d'une bioéconomie au niveau local ou régional** (par exemple par des économies circulaires) via une gestion durable du lien entre la production alimentaire et non-alimentaire et la gestion des ressources naturelles. Ici, la vision « bioécologique » de la durabilité prévaut : il s'agit de promouvoir la biodiversité et d'éviter la dégradation des sols afin d'optimiser la production et l'efficacité énergétique.

Enfin, **toutes les formes d'agriculture identifiées recourent à des espèces sélectionnées, des technologies agricoles et des Technologies de l'Information et des Communication** adaptées à leurs objectifs. Alors que les technologies d'agriculture de précision sont développées pour répondre aux besoins des systèmes de production basés sur les intrants, l'équipement et les TIC requis pour les autres formes d'agriculture restent à définir voire à développer.

4.2.7. Enjeux de recherche transversaux aux différentes formes d'agriculture

Cette analyse originale des formes d'agriculture et des enjeux associées nous a conduit à identifier les grands enjeux de recherche transversaux.

Pour éclairer les politiques agricoles sur la durabilité des différentes formes d'agriculture, la recherche doit **développer des approches multicritères qui permettent d'évaluer (1) leurs performances économiques, sociales et environnementales, (2) leur capacité à assurer la durabilité sur le long terme de ces performances, c'est-à-dire leur « résilience » aux aléas socioéconomiques et climatiques**. Ces méthodes devront aussi aider à **identifier les antagonismes et synergies entre services écosystémiques aux agriculteurs et à la société, nuisances des activités agricoles, performances socio-économiques**. Elles devront permettre de conduire une évaluation **aux différents niveaux d'organisation d'intérêt pour les acteurs** : systèmes de culture, système de production, collectif d'agriculteurs, territoire, région, planète. Aux niveaux d'organisation supra-exploitation, les questions des **conditions, des effets et des performances de la coexistence de différentes formes d'agriculture** devront être analysées.

Plus généralement, ces approches d'évaluation multicritères et multi-niveaux devront permettre **d'évaluer les capacités des différentes formes d'agriculture à répondre aux grands défis agricoles** en considérant leur interdépendance : impacts des et adaptation aux changements globaux, dont climatiques, ainsi qu'à la pénurie de ressources non renouvelables (y compris le phosphore), crise énergétique et de santé, sécurité alimentaire et souverainetés alimentaire, énergétique et décisionnelle. **L'enjeu est alors d'instruire des formes d'agriculture et d'organisations de celles-ci à**

l'échelle du territoire sous l'angle du nexus production alimentaire – non alimentaire (y c. énergétique) – ressources naturelles (y c. SE et biodiversité patrimoniale). Nous verrons dans mon projet de recherche que la modélisation, l'évaluation et la conception intégrées d'organisations territoriales durables de formes d'agriculture est l'enjeu méthodologique auquel je propose de participer via mon projet de recherche.

5. Analyse de mon parcours de recherche : intégration, oui mais de quoi ?

5.1. Integrated Assessment and Modelling: integration of what?

Au fil des années mes activités de recherche se sont fortement positionnées dans le champ de l'*Integrated Assessment and Modeling* (IAM) entendu comme l'utilisation des approches de modélisation intégrée (Integrated Modelling) pour répondre aux enjeux de l'évaluation intégrée (Integrated Assessment) de problèmes complexes émergeant au sein de systèmes socio-écologiques (Hamilton et al. 2015 ; Kelly et al. 2013). Ces travaux s'inscrivent dans le champ de ce qui est maintenant qualifié comme « *the scientific meta-discipline that integrates knowledge about a problem domain and makes it available for societal learning and decision making processes* » (Integrated Assessment Society⁵⁸). Plus précisément, mes activités visent à développer les connaissances (cadres conceptuels et méthodologiques et procédures) et méthodes de modélisation (sensu lato) favorisant l'intégration des différentes dimensions nécessaires au traitement de ces problèmes complexes. La montée en puissance de la posture scientifique de l'IA puis de l'IAM (y c. de ses déclinaisons PAM, Cf. section 3.3.1) courant des années 2000 et de la revendication de celle-ci comme une (méta-)discipline a poussé cette communauté de scientifiques à **préciser les dimensions de l'intégration en jeu**. Parker et al. (2002) et Jakeman and Letcher (2003), dans leurs écrits séminaux, mobilisés dans SEAMLESS, identifient 5 grandes dimensions de l'intégration à traiter conjointement : « *issues, stakeholders, disciplines, processes and models, scales* ». Janssen (2009), dans le cadre du projet SEAMLESS, identifie 5 grands types d'intégration en jeu : « *methodological, social, semantic, technical and institutional* ». Considérant les deux grands sous-systèmes en interaction dans les systèmes socio-écologiques la dimension « *semantic* » de Janssen (2009) ou « *discipline* » de Parker et al. (2002) et Jakeman and Letcher (2003) est souvent dissociée en deux sous-catégories du type « *natural system* » and « *human system* ». Dans leur remarquable revue des principales caractéristiques des approches IAM, Hamilton et al. (2015) proposent une synthèse et une extension des différentes dimensions de l'intégration identifiées jusque-là (Fig. 5.1). Ils définissent alors 10 grandes « *interrelated dimensions of integration* » et enjeux associés :

- « **Issues of concern** » dont l'enjeu est de considérer les différents domaines de la durabilité afin de ne pas mettre en œuvre des actions (« solutions ») qui résoudraient un problème dans un (sous-)domaine mais en générerait un autre ou des autres dans un ou d'autres (sous-)domaines,

- « **Stakeholders** » dont l'enjeu est (i) d'associer une large gamme de porteurs d'enjeux, qu'ils soient à l'origine du problème, affecté directement par ou sensible à celui-ci (ex. utilisateur d'une ressource dont l'état quantitatif ou qualitatif est dégradé, association de protection de la nature), chargé de le résoudre (ex. décideur politique ou gestionnaire de ressources), porteur de connaissances clés sur le système socio-écologique étudié et (ii) de prendre en compte leurs point de vue et valeurs au fil du processus IAM.

- « **Governance setting** » dont l'enjeu est de prendre en compte et représenter les différentes caractéristiques et stratégie d'action des systèmes de gouvernance collective, privée ou publique, des ressources partagées ou à enjeu collectif du système socio-écologique. L'enjeu final ici est d'assurer la pertinence des informations délivrées (ex. options/scénarios de changement) relativement au contexte de gouvernance et d'action existant.

⁵⁸ <http://www.tias-web.info/integrated-assessment/>

- « **Natural setting** » et « **Human setting** » dont l'enjeu est de représenter les différentes caractéristiques, en termes de structure et de dynamiques, des deux sous-systèmes analysés et leurs interactions, plus particulièrement, les boucles de rétroaction au sein et entre eux.

- « **Spatial scale** » and « **Time scale** » dont l'enjeu est de considérer les différents niveaux d'organisation ou échelle spatiale et temporelle en jeu que ce soit du point de vue de la représentation des processus écologiques ou socio-économiques ou de la production d'information aux échelles qui font sens pour les différents porteurs d'enjeux.

- « **Disciplines** » dont l'enjeu est de permettre à des scientifiques de postures, d'axiomatics, linguistique, sémantique et méthodes différentes de participer à l'ensemble du processus d'IAM via des outils du type, ontologie partagée.

- « **Methods, models, other tools and data** », dont l'enjeu est d'articuler les différentes informations et méthodes nécessaires pour traiter des autres dimensions de l'intégration. Deux grandes sous-dimensions sont ici à considérer : l'intégration des connaissances génériques (académiques) et locales (des acteurs) et l'intégration, via un processus de modélisation, de celles-ci dans un ou des « modèles ». Ici « modèle(s) » est à entendre au sens large, c.-à-d. comme une représentation structurée des connaissances, accessible aux participants du processus IAM et basée sur un langage plus ou moins formel. Ce « modèle » n'est pas obligatoirement informatisé et unique même si dans la communauté de l'IAM c'est le plus souvent le cas.

- « **Uncertainty** », dont l'enjeu est de prendre en compte et de communiquer les différentes sources d'incertitudes liées aux différentes dimensions de l'intégration (y c. calibration et validation des modèles). Cette catégorie est un ajout de Hamilton et al. (2015) considérant les enjeux mis en lumière et développement théoriques depuis la fin des années 2000 sur cette question dans la communauté de l'IAM. Du fait de son caractère très couteux et technique (identification et quantification/qualification des incertitudes, analyse de sensibilité et exploration de modèles...), cette dimension reste le parent pauvre des approches d'IAM et un des grands fronts de recherche des spécialistes, des mathématiques et informatiques surtout, de cette question dans la communauté IAM.

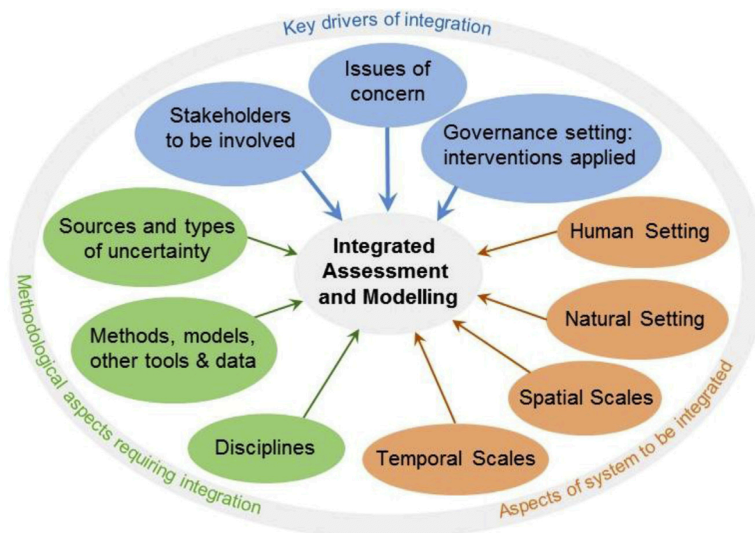


Figure 5.1 : Les dix grandes dimensions de l'Integrated Assessment and Modelling selon Hamilton et al. 2015 (figure extrait de cette référence)

5.2. Positionnement des travaux dans le champ de l'IAM

L'identification de ces dix dimensions de l'intégration offre une grille de lecture de mes travaux positionnés dans le champ de l'IAM entre 2005 et 2017. Aussi, Je mobilise ci-après cette grille pour caractériser en absolu et en relatif mes travaux passés présentés dans les sections précédentes afin d'en dresser un panorama général et un bilan transversal (Tableau 5.2).

Le tableau 5.2 fournit une analyse transversale des dimensions de l'IAM traitées dans chacun de mes grands travaux. Il est alors possible de constater :

- une montée en puissance de l'implication des acteurs dans le processus IAM. Très faible dans SEAMLESS et beaucoup plus importante dans mes approches territoriales. Elle n'a pas de raison d'être dans les travaux sur les formes d'agriculture (développement d'un cadre conceptuel) et dans EFESE-EA (du fait de la nature des études DEPE),
- la réalisation de travaux conduits par des scientifiques uniquement (EFESE-EA) et focalisés sur les aspects méthodologiques (SEAMLESS) et des travaux en interactions fortes avec les acteurs et basés sur l'intégration de connaissances génériques et locales,
- le passage de travaux basés sur des méthodes quantitatives et connaissances génériques uniquement (SEAMLESS) à des travaux intégrant les connaissances locales et couplant méthodes quantitatives et qualitatives (« hard and soft ») et basés sur l'intégration des deux types de connaissances (Gestion de l'eau, Système territoriaux culture-élevage),
- le passage de travaux dont l'objectif est d'évaluer les impacts environnementaux et les performances socio-économiques (SEAMLESS, Gestion de l'eau) à des travaux couvrant d'autres critères (évaluation des SE dans EFESE-EA) ou sur une plus large gamme d'enjeux (critères) sur les trois piliers de la durabilité (Système agriculture-élevage territorialisés ; Formes d'agriculture),
- des travaux centrés uniquement sur le développement de cadres conceptuels (Formes d'agriculture) ou couplé avec le développement de cadres méthodologiques et leurs applications (SEAMLESS, Transition agroécologique, Système territoriaux agriculture-élevage, EFESE-EA) ou encore des travaux mobilisant des cadres conceptuels existants (Gestion de l'eau).
- du point de vue de la modélisation intégrée informatique, je suis passé de l'approche de SEAMLESS basée sur l'assemblage de modèles existants et le développement d'un « integronster » (Voinov and Shugart 2013) dont j'ai analysé les limites en section 2.2 à une approche de développement de « integral model » avec MAELIA, dont malgré le niveau de complication, nous avons démontré l'intérêt pour traiter des questions portées par les acteurs sur la gestion de l'eau. Même si prévu initialement, le temps nécessaire au développement et à la stabilisation de MAELIA pour traiter la question de l'eau n'a pas permis d'appliquer ce type d'approche de modélisation à d'autres domaines. Cependant, comme cette plateforme offre un fort potentiel pour modéliser les paysages agricoles (Cf. section 3.2.7) mon projet de recherche présenté dans la deuxième partie de ce document est basé sur son utilisation pour développer des approches IAM.

Tableau 5.2 : Représentation des caractéristiques de mes travaux de recherche via l'analyse des dimensions d'intégration (en colonne, CF. Section 5.1) traitées.

Travaux	Issues	Stakeholders	Governance setting	Natural setting	Human setting	Spatial & temporal scales	Disciplines	Methods and data / Knowledge	Uncertainty
SEAMLESS (méthodes quantitatives)	*** Impacts envi., sociaux et éco à différents niveaux	* Rares interactions avec décideurs politiques	* Forçage de scénarios de politique agro-environnementale (ex. primes)	* Système sol-plante	* Règles de décision d'opérations techniques, contraintes à l'échelle de l'exploitation	** -Parcelle, exploitation, région par agrégation -Moyenne annuelle -Modèle non spatialement explicite	** Agronomie, économie	** Modèle de culture et d'exploitation (optimisation) IM based on an « assemblage approach » ----- * Interdisciplinarité. Intégration de connaissances génériques seulement	** Analyse des sources d'incertitude
Gestion quantitative de l'eau (principalement quantitatives)	** Etat quantitatif des ressources en eau et viabilité des exploitations	*** Large gamme d'acteurs	*** Représentation explicite des stratégies des gestionnaires de l'eau	*** Système sol-plante, hydro. des ressources en eau	**** Stratégie des agriculteurs et des gestionnaires de l'eau, représentation des feedbacks avec le système écologique	**** -Parcelle, bloc de parcelles, bloc d'irrigation, exploitation, bassin versant élémentaire, territoire de gestion des RN -Jour, année, variabilité interannuelle -Modèle spatialement explicite	** Agronomie, hydrologie, (économie)	**** Modèle de culture et d'agent agriculteur (simulation), et hydrologique IAM based on an « Integral model » ----- **** Interdisciplinarité et intégration de connaissances générique et locales	** Évaluée avec les acteurs et les experts locaux
Systèmes culture-élevage territorialisés (quantitatives et qualitatives)	**** Impacts envi., services écosystémiques, vivabilité, viabilité et intégration territoriale	**** Très large gamme d'acteurs	**** Scénario qualitatif de gouvernance des ressources collectives agricoles et des filières	*** systèmes sol-plante et RN	*** Approche qualitative des stratégies de gestion actuelles/futures des agriculteurs et gestionnaires de ressources collective	*** - Parcelle, exploitation, territoire /collectif - Moyenne annuelle	** Agronomie, écologie, zootechnie, économie	** SIG et calcul d'indicateurs assez simples ----- **** Interdisciplinarité et intégration de connaissances générique et locales	* Mise en lumière des incertitudes sur les services écosystémiques

Transition agroécologique (essentielle ^t qualitatives)	**** Approche qualitative des enjeux actuels et futures de l'agriculture locale	**** Très large gamme d'acteurs	**** Prise en compte des enjeux des gestionnaires des RN et des filières	** Approche qualitative des systèmes sol-plante et des RN	**** Approche qualitative des stratégies de gestion actuelles/futures des agriculteurs et gestionnaires de RN et filières et des feedback H-N	** - Zonage à dire d'acteurs des enjeux (ZADA) - Horizon de scénarios = 2025	**** Agronomie, écologie, zootechnie sociologie, économie,	** Cadre conceptuel et méthodologique Modèles non informatisés (ex. carte cognitive, ZADA, représentation figurative des chemins de transition) ----- ** Interdisciplinarité et intégration de connaissances locales surtout	* Estimation des freins aux projets
Évaluation des services écosystémiques EFESE-EA (quantitatives)	** Services écosystémiques, production de biens agricoles (et impacts envi., conservation de la biodiversité)	** Quelques interactions avec Comité consultatif d'acteurs agricoles assez large	Non considéré (NC)	** Systèmes sol-plante, composition et configuration du paysage	** Représentation quantitative des pratiques agricoles	** - Parcelle, paysage (km) - Jour, moyenne annuelle	**** Agronomie, écologie, zootechnie, économie,	*** Modèles de culture et indicateurs de composition configuration du paysage ----- * Seulement connaissances génériques	*** Estimation quanti ou qualitative des incertitudes d'évaluation
Analyse des formes d'agriculture (qualitatives)	**** Impacts envi, services écosystémiques, vivabilité, viabilité et intégration terri.	* Pas de contact direct	**** Systèmes alimentaires et dynamiques territoriales	** Écosystème agricole	**** Stratégie de gestion des écosystèmes agricoles, des territoires et systèmes alimentaires	NC	** Agronomie, écologie, économie	* Cadre conceptuel ----- NC	NC

5.3. Positionnement des travaux en termes d'objets de recherche

L'utilisation de la grille d'analyse proposée par Hamilton et al. (2015) permet de mettre en lumière les dimensions de l'intégration à la base de mes travaux de recherche. Une autre, manière d'analyser ces travaux et de caractériser la nature des systèmes et critères associés étudiés. Partant dans SEAMLESS, de travaux sur les **impacts environnementaux et performances socio-économiques de l'exploitation agricole** et par agrégation des exploitations d'une région j'ai, **petit à petit, amplifié, à la fois le champ des critères analysés et celui de la nature des systèmes considérés**. Ainsi, avec les travaux sur la gestion de l'eau j'ai orienté mes travaux sur l'analyse des **systèmes socio-écologiques** puis en conservant cette approche systémique j'ai élargi les critères considérés aux services écosystémiques et critères d'intégration territoriales. Mes travaux sur les **transitions agroécologiques et les formes d'agriculture** m'ont amené à considérer également les **systèmes alimentaires et des dynamiques territoriales élargies** (ex. projet d'économie circulaire, de développement territorial intégré). Certains travaux, comme EFSE-EA, du fait du contexte de l'étude, m'ont amené à resserrer mon analyse sur des sous-systèmes comme les **écosystèmes agricoles**. Cependant, c'est grâce à mes travaux sur les systèmes socio-écologiques, systèmes alimentaires et dynamiques territoriales que dans ces travaux resserrés j'ai pu poser clairement les limites du système étudié et donc stabilisé le domaine d'analyse. Autrement dit, **c'est grâce à une vision holistique que j'ai pu proposer un cadre clair et argumenté pour des travaux plus focalisés**. C'est aussi grâce à ces travaux resserrés que j'ai pu **affiner les concepts et méthodes d'évaluation intégrée de systèmes plus englobant**, comme par exemple une conceptualisation des services écosystémiques adaptée aux écosystèmes anthropisés ; remobilisable dans les approches élargies comme celle sur l'analyse des formes d'agriculture. Aussi, je conçois ces deux types de travaux comme complémentaires et s'enrichissant mutuellement : **les approches plus holistique permettant de bien définir les systèmes, sous-systèmes, enjeux et critères à prendre en compte, les approches plus focalisées sur un sous-système ou un type de critères permettant de structurer les analyses et méthodes d'évaluation pour ce(s) couple(s) sous-système(s)/critère(s) considérant leurs « relations » avec les autres sous-systèmes et enjeux et critères d'évaluation**.

L'**élargissement des systèmes pris en compte et des enjeux considérés** est aussi liés au positionnement de mes travaux dans le champ des travaux sur la spécification, l'analyse et l'IAM des formes de modernisation écologiques de l'agriculture et, plus généralement, la transition agroécologique. Ce positionnement de mes travaux dans ce contexte politique, sociétal et scientifique, très actif, m'a conduit à prendre en compte les dimensions de l'agriculture (sensu lato) qui déterminent la dynamique et la coexistence des formes d'agriculture : les systèmes alimentaires, les systèmes socio-écologiques, les dynamiques territoriales. Dans mon parcours de recherche, **le territoire s'est petit à petit imposé comme l'échelle adaptée pour analyser les relations entre agriculture et environnement et entre agriculture et société**. Je l'ai appréhendé comme une étendue géographique d'agrégation d'effets à une échelle locale ou régionale dans SEAMLESS, puis comme un système socio-écologique pour la gestion de l'eau et le développement de systèmes culture-élevage territorialisés, et enfin, comme un système d'acteurs dotés de ressources cognitives interagissant avec les ressources matérielles des systèmes de production, des filières et dans la gestion des ressources naturelles dans mes travaux sur la transition agroécologique.

Aussi, entre les lignes, dans mes travaux, **j'associe le concept de territoire à celui de système socio-écologique**, considérant que c'est le concept reconnu internationalement le plus proche de celui manipulé par la communauté française qui analyse, modélise et évalue les effets des interactions homme-environnement aux échelles auxquelles s'expriment les enjeux de gestion des ressources naturelles et collectives (multi-acteurs). Le lecteur intéressé par l'analyse des proximités conceptuelles, mais aussi des distinctions entre les écoles françaises analysant les territoires et les écoles anglo-saxonnes analysant les systèmes socio-écologiques peut se référer à l'analyse très complète et récente de Barreteau et al. (2016).

Du point de vue de l'agronomie, **je positionne mes travaux dans le courant de l'agronomie du**

territoire, intitulé « Landscape agronomy » analysant les interactions entre les systèmes de production (farming systems), les modalités de gestion des ressources naturelles (*natural resources management*) et la structure du paysage (*landscape matrix*) à l'échelle locale ou régionale (Benoît et al. 2012).

Plus généralement, en parallèle de mon positionnement dans le domaine et la (méta-)discipline de l'IAM, **mes travaux participent au développement de ce que Bammer (2005) propose d'appeler « *integration and implementation science* »** qui, comme mentionné précédemment, vise à définir une posture et une démarche scientifique permettant de répondre aux problèmes de société, telle que la gestion des ressources naturelles, en s'appuyant sur trois piliers théoriques et méthodologiques : « *(1) systems thinking and complexity science, (2) participatory methods, and (3) knowledge management, exchange and implementation*⁵⁹ ».

6. Conclusion du bilan : intégration art ou science ?

Pour conclure ce bilan, je dirais que **l'enjeu dans le domaine agricole n'est plus de répondre à la question « intégration art ou science ?⁶⁰ », il est, selon moi, de renforcer le rôle de la communauté française participant au développement des théories, cadres conceptuels, méthodologies, méthodes, plateformes de modélisation et travaux applicatifs relevant de l'« Integrated Assessment and Modelling », voire de l'« *Integration and Implementation Science* », pour la conception des systèmes et territoires agricoles plus durables.** Mon projet de recherche présenté ci-après vise à présenter ma stratégie personnelle pour répondre à cet enjeu concernant les territoires agricoles.

⁵⁹ « *Knowledge management, exchange, and implementation: which a) involves appreciating that there are many forms of knowledge and ways of knowing (diverse epistemologies), b) provides enhanced methods for accessing knowledge, realizing that both volume and diversity are current barriers, and c) involves developing better understanding of how action occurs—in other words how policy is made, how business operates, how activism succeeds, and how action is and can be influenced by evidence* » (Bammer, 2005).

⁶⁰ Cf. introduction

Projet de recherche

1. Introduction : modélisation, conception et évaluation intégrées de territoires agricoles

Pensé dans la continuité de mes travaux passés, **mon projet de recherche s'inscrit dans la visée de dépasser les approches focalisées** sur un type de ressource (ex. eau), un type de systèmes de production (grande culture) ou un type d'interaction entre système de production (culture-élevage) **via le développement d'une approche intégrative des enjeux, structures et dynamiques des territoires agricoles** telle que conceptualisée dans mes travaux récents sur les formes agricoles et la transition agroécologique. D'un point de vue méthodologique, il continue à s'inscrire dans le champ de l'IAM des systèmes socio-écologiques mais est plus particulièrement basé sur le développement des capacités de la plateforme MAELIA et son utilisation pour réaliser des **évaluations intégrées de territoires agricoles**.

1.1. Posture de recherche, organisation et inflexions du projet de recherche

Mon projet de recherche a pour objectif de développer des cadres conceptuels et des outils de modélisation permettant de structurer et instrumenter la conception et l'évaluation intégrée de territoires agricoles. Ces outils auront pour objectif de permettre d'évaluer les effets de la distribution spatiale de différentes formes d'agriculture existantes et en développement et de la structure des habitats semi-naturels (landscape matrix). De ce fait, concernant plus particulièrement les sciences de l'agriculture, il renforce mon positionnement en « *Landscape Agronomy* » (Benoît et al. 2012).

Développé au sein de l'UMR LAE, ma nouvelle affectation depuis début 2016, il s'appuiera sur et viendra en complémentarité des compétences des scientifiques de cette unité sur l'évaluation multicritère des agroécosystèmes, le fonctionnement du sol, les régulations biologiques et l'écologie du paysage.

Du point de vue académique, en complément du positionnement méthodologique dans le champ de l'IAM, il se positionne d'un point de vue thématique dans le courant de recherche naissant de la « *Landscape Sustainability Science* » (Wu 2013) lui-même inscrit dans le courant des sciences de la durabilité (Kates 2011⁶¹). Par ailleurs, Brandt et al. (2013) rappellent que "*Sustainability science is an emerging interdisciplinary alliance, which is better defined by the problems it addresses rather than by the disciplines it employs*". Pour Wu (2013) « *Landscape sustainability science (LSS) is a place-based, use-inspired science of understanding and improving the dynamic relationship between ecosystem services and human well-being with spatially explicit methods* ». Du point de vue appliqué, mon projet de recherche se positionne maintenant plus clairement dans le cadre des **sciences de la conception/planification de paysages** (*Landscape design* ; Murque et al. 2016 ; Nassauer and Opdam 2008 ; *Landscape planning and management*, Cumming et al. 2013⁶² ; Parrott and Meyer 2012) **dans le**

⁶¹ Kates (2011) identifie une liste de questions fondamentales pour les sciences de la durabilité concernant les interactions homme-environnement : (i) What shapes the long-term trends and transitions that provide the major directions for this century? (ii) What determines the adaptability, vulnerability, and resilience of human-environment systems? (iii) How can theory and models be formulated that better account for the variation in human-environment interactions? (iv) What are the principal tradeoffs between human well-being and the natural environment? (v) Can scientifically meaningful "limits" be defined that would provide effective warning for human-environment systems? (vi) How can society most effectively guide or manage human-environment systems toward a sustainability transition? (vii) How can the "sustainability" of alternative pathways of environment and development be evaluated?

Dans leur review Fang et al. (2018) montrent que « *use-inspired, cross-disciplinary, scale-based and scale multiplicity are the four key elements describing Sustainability Science features* ».

⁶² « *Landscape planning and management: The process of attempting to regulate and control different patterns and processes*

cadre d'une transition agroécologique des territoires (*Duru, Therond and Fares 2015*). L'enjeu ici est de produire des connaissances sur le fonctionnement des territoires qui fassent sens et orientent les décisions des gestionnaires d'espace pour une profonde écologisation de l'agriculture.

Dans ces courants de recherche, **le paysage est conceptualisé comme « a complex social-ecological system comprising a dynamic mosaic of land uses »** (Parrott and Meyer 2012). Comme dans les travaux précédents (Liu et al. 2007), ces systèmes socio-écologiques sont ici considérés comme des systèmes complexes adaptatifs⁶³ et hiérarchisés. Aussi, **l'enjeu est alors d'analyser et représenter les différents niveaux d'organisation clefs au sein des différents domaines du paysage et les propriétés émergentes issues des interactions au sein et entre ces niveaux d'organisation et domaines** (Wu 2013 ; Cumming et al. 2015 ; Schouten et al. 2012 ; Cabell and Oelofse 2012 ; Parrott and Meyer 2012).

Dans la continuité de mes choix passés⁶⁴, **j'associe le terme de « Landscape » conceptualisé comme un système socio-écologique à celui de Territoire** utilisé dans la communauté française. Aussi, j'utiliserai ci-après le terme français « territoire » pour parler du concept de Landscape présenté ci-avant. J'utiliserai le terme de paysage préférentiellement comme synonyme de mosaïque d'écosystèmes au sein du territoire. Autrement dit, j'utiliserai le terme « paysage » dans le sens qui en est classiquement fait dans la communauté de l'écologie du paysage (*landscape ecology*). Une hypothèse forte de la nouvelle communauté de la « *Landscape Sustainability Science* » est de considérer que **l'échelle du territoire local ou régional est l'échelle est la plus adaptée pour penser et planifier avec les acteurs le devenir des interactions hommes-environnement** (Turner and Gardner 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Wu 2013). Ainsi, Wu (2013) considère que « *Landscape is a pivotal scale domain for the research and application of sustainability [...] the scale at which people and nature mesh and interact most acutely, and thus the composition and configuration of a landscape both profoundly affect, and are affected by, human activities [...] at which] we are more likely to link local and global sustainability realistically and effectively* ». **Mon projet de recherche qui se positionne à l'échelle du territoire est basé sur cette hypothèse.**

Mon projet de recherche vise à développer des cadres conceptuels et des outils de modélisation qui permettent de mettre en œuvre une **approche intégrée des enjeux et modalités de gestion des différentes ressources d'un territoire agricole**. De ce fait, il s'inscrit dans le grand mouvement visant à traiter du « **nexus** » d'enjeux émergeant à une échelle donnée. Cette approche « **nexus** » s'est développée depuis une dizaine d'années, plus particulièrement autour des nexus « *water-energy* », « *food-energy* » et « *food-energy-water* » (Liu et al. 2018). Plus récemment des nexus du type « *ecosystem-water-food-land-energy* » (EWFLE) ou « *water-land-energy-food-climate* » ont été introduits (ex. Karabulut et al. 2017). Ce type d'approches vise à permettre de **dépasser les approches par ressource** (ex. eau, sol, énergie) qui peuvent conduire à des effets négatifs non-intensionnels (*side effects*) sur les ressources en interactions directes (ex. biophysiques) ou indirectes (ex. via des modalités de gestion) avec celle instruite de manière privilégiée (Brouwer et al. 2018 ; Pahl-Wostl 2017). D'un point de vue plus opérationnel, il vise à **identifier et analyser les antagonismes et synergies au sein et entre domaines du nexus et ainsi concevoir des solutions intégrées répondant aux enjeux locaux et globaux de durabilité**. Il s'inscrit dans le courant des « *Sustainability science* » (Liu et al. 2018). Dans mes travaux passés sur les formes d'agriculture, j'insiste sur le besoin de développer une approche intégrée des formes d'agriculture dans un territoire en considérant le nexus

within a landscape, often within the context of attaining a stated goal that relates to system function (e.g. ecosystem service provision or ecological sustainability) » (Cumming et al. 2013).

⁶³ Complex systems are defined (self-referentially) as systems that exhibit complex behaviours or dynamics. Complex system behaviours include, but are not limited to, non-linear relationships between cause and effect; the presence of feedback loops which can regulate or amplify trends; the potential for alternate system states that are maintained by different regimes; and the ability to process information and respond to it. Complex adaptive systems, such as people and ant colonies, are capable of modifying their structure or behaviour in response to external changes in the environment (Cumming et al. 2013).

⁶⁴ Voir conclusion de la partie précédente.

« **Food – Non-Food – Natural Ressources** » considérant les enjeux de souverainetés alimentaire, énergétique, et technologique (ou décisionnelle) et les changements climatiques (*Therond et al. 2017* ; Bilan section 4.2.7). Comme recommandé par Liu et al. (2018), cette proposition de nexus correspond à **une montée en généralité sur les approches nexus** les plus développées comme celle du type « *food-energy-water* ». L'enjeu appliqué est ici de concevoir des organisations territoriales d'activités agricoles (*land use*) qui répondent au mieux aux **enjeux de sécurité alimentaire** en quantité, qualité et accessibilité, de **production de biomasse pour l'industrie et la production d'énergie**, et de **conservation ou restauration des ressources naturelles** (y c. les services écosystémiques et la biodiversité « patrimoniale »), dans les trois cas de l'échelle locale à l'échelle globale, **considérant les changements sociétaux et environnementaux** en œuvre. Comme pointé par Liu et al. (2018) et Brouwer et al. (2018), l'enjeu méthodologique est de développer des outils de simulation permettant d'instruire quantitativement la dynamique des interactions au sein et entre les domaines du nexus pour différents scénarios de fonctionnement d'un territoire conceptualisé comme des systèmes socio-écologiques. Plus précisément, les enjeux méthodologiques que j'identifie alors sont de **développer (i) une plateforme de modélisation et évaluation intégrées permettant de traiter des composantes et des interactions au sein et entre les domaines du nexus, (ii) des méthodes de représentation des antagonismes existants au sein et entre ces trois domaines et (iii) des méthodes d'identification des stratégies de gestion permettant de réduire ces antagonismes voire de les lever et de favoriser les synergies.**

Du point de vue sociétal, dans la continuité de mes travaux passés, mon projet de recherche a vocation à **produire des outils et des connaissances pour accompagner les acteurs dans la conception d'une transition agroécologique à l'échelle du territoire** (*Duru, Therond and Fares, 2015*). Il se positionne donc sur la modélisation, la conception et l'évaluation intégrée des territoires dans lesquels l'agriculture joue un rôle clef et prédominant.

Du point de vue méthodologique, il sera basé sur l'amplification des fonctionnalités de la plateforme de modélisation des systèmes socio-écologiques MAELIA (*Therond et al. 2014*). Concernant MAELIA, il a vocation à structurer le **développement d'une plateforme de modélisation et d'évaluation intégrées (IAM) des territoires et paysages agricoles** utilisée par la recherche comme laboratoire numérique d'analyse mais aussi, dans le cadre d'une recherche-intervention (transdisciplinaire), comme outil d'aide à l'analyse, la conception et l'évaluation intégrées de territoires agricoles ; à l'image de mes travaux sur la gestion de l'eau (*Murque et al. 2015, 2016*) et comme préconisé par Wu, (2013), Cumming et al. (2013), Parrot and Meyer (2012) et Parrott (2011).

Dans ce projet, **je prévois d'organiser mes activités de recherche suivant quatre grands domaines d'activités :**

- **Développement d'un cadre conceptuel et méthodologique de l'évaluation intégrée des territoires agricoles**
- **Développement d'une plateforme de modélisation intégrée des territoires agricoles pour l'évaluation statique et dynamique d'impacts environnementaux, SE, performances socio-économiques et enjeux locaux et globaux**
- **Évaluation intégrée de territoires agricoles contrastés et analyse des interactions entre critères d'évaluation et entre leviers d'action et critères d'évaluation**
- **Développement et application de méthodologies d'accompagnement des acteurs d'un territoire pour la conception d'une transition agroécologique à l'échelle du territoire**

Sur le moyen à long terme, **ces quatre domaines d'activités**, présentés ci-après, **ont été pensés pour s'alimenter et se questionner les uns les autres**. Ainsi par exemple, le travail sur le cadre conceptuel sera questionné par sa confrontation au terrain lors de l'application de méthodologies transdisciplinaires de conception de territoires agricoles.

Les **quatre grandes inflexions** de ce projet relativement à mes activités passées sont : (i) mieux

focaliser mes travaux de conception et d'évaluation intégrée sur l'objet territoire agricole (conceptualisé comme un système socio-écologique) **dans le cadre des réflexions sur la transition agroécologique et la coexistence des formes d'agriculture**, (ii) **intégrer plus solidement et formellement l'évaluation des SE** de l'échelle de la parcelle à celle du paysage dans mes approches de modélisation intégrée et d'évaluation multicritère, (iii) **développer une batterie d'indicateurs** dans la plateforme MAELIA permettant de conduire une évaluation intégrée des territoires agricoles, et (iv) travailler sur **la conception, *in silico* et avec les acteurs, de territoires agricoles plus durables.**

1.2. Un projet pour structurer et cadrer mes activités à court et moyen terme

Le projet présenté ci-après a vocation à être développé sur le court (5 ans) et moyen terme (10-15 ans). **La réalisation et le séquençage des activités au sein et entre les domaines dépendra des projets de recherche et des partenariats engagés et de ceux qui seront développés au sein de l'UMR LAE. Aussi, je conçois le projet présenté ci-après comme un cadre établi *a priori* pour organiser et hiérarchiser mon engagement dans les projets et partenariats.** Comme pour mes travaux passés, la très grande majorité de ces activités sera réalisée en collaboration avec d'autres chercheurs, unités de recherche et partenaires. **Il n'y pas de science de l'intégration sans collaborations scientifiques... de même qu'il n'y a pas « *implementation* » (au sens de Bammer 2005) sans les acteurs !**

1.3. Un projet de recherche individuel à la croisée de projets collectifs

Aussi, pour développer ces partenariats et obtenir les moyens nécessaires au développement de mon projet de recherche, ma stratégie est de m'inscrire dans différents projets collectifs (ADEME, ANR, H2020, co-encadrement de thèse...) ciblés sur une question ou un type de « système ». Mon engagement dans chacun d'eux vise à développer les briques élémentaires nécessaires à la construction de mon approche IAM des territoires agricoles. Autrement dit, **mon projet individuel de recherche émergera de « l'intégration » de productions réalisées dans différents projets collectifs.** Les projets collectifs (sensu lato) de recherche dans lesquels je suis actuellement engagé sont rapidement décrits dans la Boîte n° 1.3.

Boîte 1.3 : Projets de recherche et doctorants co-encadrés actuellement

Projets de recherches :

- Le projet **BAG'AGES** (Agence de l'Eau Adour-Garonne ; 2016-2021 ; 22 partenaires), coordonné par l'UMR AGIR, vise à **évaluer les performances environnementales et socio-économiques et les verrous techniques des pratiques agroécologiques** : couvert intermédiaire, rotation longue, agriculture de conservation⁶⁵ et agroforesterie, dans le bassin Adour-Garonne, de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. Dans ce projet, dont j'ai coordonné le montage scientifique avec Eric Justes, je suis responsable du Workpackage en charge des travaux d'évaluation à l'échelle du bassin-versant via la modélisation agro-hydrologique et la télédétection. Je co-encadre actuellement une post-doctorante (3 ans) dont l'objectif est d'**adapter, calibrer et évaluer MAELIA pour conduire une évaluation intégrée de scénarios de déploiement de systèmes agroécologiques** (rotation longue et couverture du sol) à l'échelle du bassin versant de l'Aveyron.

- Le projet **PROTERR** (ADEME ; 2017-2020 ; 13 partenaires), coordonné par Sabine Houot (UMR ECOSYS), vise à **formaliser les connaissances sur les effets biophysiques et socio-économiques des produits résiduels organiques (PRO)** et à les intégrer dans un outil d'aide à la décision des gestionnaires de ces produits à l'échelle du territoire. Dans ce projet, je suis responsable du workpackage visant à **adapter MAELIA via l'intégration de modules sur le cycle de l'azote et du carbone et la qualité des sols** et à appliquer cette version de la plateforme sur trois terrains d'étude (Plaine de Versailles et plateau de Saclay, Territoire du Coglais, Plaine du Pays Rhin-Vignoble-Grand

⁶⁵ Système basé sur trois piliers indissociables : couverture du sol, rotation longue et non travail du sol.

Ballon) pour évaluer des scénarios de gestion des produits résiduels organiques à l'échelle du territoire.

- Le projet **Pot-AGE** (ADEME ; 2018-2021 ; 4 partenaires) coordonné par Nicolas Marron (UMR SYLVA) vise à **évaluer les potentialités de l'agroforesterie dans le Grand-Est** (Alsace Champagne-Ardenne Lorraine) sur la base d'indicateurs biophysiques et socioéconomiques de façon à mieux accompagner l'essor de ces pratiques. Dans ce projet, je suis responsable du workpackage visant à **adapter MAELIA via l'intégration d'un module de croissance d'arbre et d'interactions arbres-culture/prairie** et appliquer cette version de la plateforme sur un ou deux terrains d'étude de la région Grand-Est pour évaluer des scénarios de déploiement de systèmes agroforestiers.

- Le projet **DiversIMPACTS** (H2020 ; 2017-2020 ; 34 partenaires européens), coordonné par Antoine Messéan (UAR ECO-INNOV) répond à l'enjeu actuel de parvenir à **exploiter pleinement le potentiel de diversification des systèmes de culture pour en améliorer la production de services écosystémiques**, la productivité, l'efficacité dans l'utilisation des ressources, et la contribution à la durabilité des filières et des territoires. Dans ce projet, je suis responsable de la Tâche visant à **conduire l'IAM des effets de la diversification des cultures à l'échelle des territoires et des filières via l'utilisation de MAELIA** sur deux à trois terrains d'étude en Europe (post-doc de 18 mois).

Doctorats :

- La thèse de **Nirina Ratsimba** (Bourse ECOSERV et Région ; 2017-2019) que je co-encadre avec Aude Vialatte et Claude Monteil (UMR DYNAFOR, Toulouse) vise à développer dans MAELIA, **via une revue de la littérature, un module permettant d'estimer le niveau potentiel de régulations biologiques en grandes cultures puis de conduire une évaluation intégrée de scénarios de gestion collective de paysages visant à développer ces services écosystémiques**. Cette thèse s'inscrit dans ma stratégie d'amplification des fonctionnalités de MAELIA afin de lui permettre d'évaluer une large gamme de services écosystémiques.

- La thèse de **Gregory Obiang-Ndong** (Bourse ECOSERV et Région ; 2018-2021) que je co-encadre avec Isabelle Cousin (UR SOL, Orléans) vise à analyser **la nature et les déterminants des interactions entre les services écosystémiques liés au fonctionnement du sol et identifier des systèmes de culture permettant de réduire les antagonismes entre ces services**. Cette thèse s'inscrit dans la continuité de l'étude EFES-EA. Elle sera basée sur l'analyse des sorties de simulation de cette étude pour identifier les antagonismes entre les services écosystémiques liés au fonctionnement des sols, puis dans un deuxième temps, adaptera le dispositif de simulation mis en œuvre dans cette étude pour simuler des scénarios de systèmes de cultures qui permettraient de réduire, voire lever, ces antagonismes, dans les différentes situations pédoclimatiques françaises.

- La thèse de **Manon Dardonville** (Bourse CIFRE AgroSolutions ; 2018-2021) que je co-encadre avec Christian Bockstaller (UMA LAE, Colmar), vise à développer des **méthodes (indicateurs) pour caractériser les formes d'agriculture en France et évaluer leur vulnérabilité (exposition, sensibilité et capacité d'adaptation) aux aléas climatiques et économiques**. Cette thèse s'inscrit dans la continuité de mon travail sur le développement d'un cadre conceptuel des formes d'agriculture (*Therond et al. 2017*).

Le projet présenté ci-après est à la fois pensé pour valoriser au mieux mes travaux passés et pour une bonne intégration au sein des activités de l'équipe **AGISEM -Agriculture, Biodiversité, Services Écosystémiques et Évaluation Multicritère- (anciennement Agriculture Durable) de l'UMR LAE**. Le projet de cette équipe est basé sur deux axes. Le premier vise à produire des connaissances fondamentales sur les relations entre pratiques agricoles, milieux abiotiques, biodiversités et services écosystémiques. Le second vise à développer des méthodes d'évaluation multicritère hybridant méthodes d'évaluation sur les trois piliers de la durabilité (travaux historiques de l'équipe) et évaluation de services écosystémiques de l'échelle de la parcelle à celle du paysage. Mon projet de

recherche s'inscrit plus particulièrement dans le volet évaluation multicritère (y c. multi-services) et multi-niveaux. **Il participera à l'intégration des connaissances fondamentales sur le fonctionnement biologique des sols et l'écologie des paysages** produites dans le premier axe **dans des outils d'évaluation multicritères développés par le deuxième axe**. L'intégration dans MAELIA des méthodes d'évaluation d'indicateurs développées par l'équipe AGISEM permettra à la fois d'amplifier les capacités de MAELIA et de valoriser le potentiel de ces méthodes pour conduire des évaluations à l'échelle du territoire et en dynamique (via des simulations).

2. Activités de recherche au sein de l'UMR LAE

Les quatre domaines d'activités mentionnés dans la section précédente sont détaillés ci-après. Pour chacun d'eux je présente l'état de l'art du domaine concerné au travers d'une courte revue de littérature puis présente ma stratégie de recherche associée.

2.1. Développement d'un cadre conceptuel et méthodologique de l'évaluation intégrée des territoires agricoles

Ce premier domaine d'activité a pour objectif de développer un cadre conceptuel et méthodologique de l'évaluation des territoires agricoles. Ce cadre d'évaluation vise à hybrider les approches d'évaluation des performances des systèmes agricoles sur les trois piliers du développement durable (environnement, économie, social) avec celles de l'évaluation des SE et avec celles de la dynamique des systèmes (ex. résilience) et de la multifonctionnalité des paysages.

2.1.1. Durabilité et services écosystémiques

Comme mis en lumière dans la thèse de Marc Moraine (*Moraine, Duru et Therond, 2016*), dans l'étude EFES-EA (*Therond et al. 2017b*), mais aussi par German et al. (2016), Hodbod et al. (2016) ; Häyhä and Paolo (2014), Karjalainen et al. (2013), les cadres conceptuels et méthodologiques de l'évaluation multicritère sur les trois piliers de la durabilité et ceux de l'évaluation des SE sont complémentaires pour conduire une évaluation intégrée. Concernant l'environnement, les premiers visent à évaluer les performances du « métabolisme » de l'agroécosystème ; le plus souvent en analysant les bilans entrée-sorties (ex. d'azote) ou les émissions de polluant d'un système vers un ou les autres considérant les entrées (ex. azote lixivié). Dans certains cas, seules les pressions en intrants sont évaluées et associées à un risque d'émissions de polluants (ex. IFT). Comme je l'ai clarifié dans l'étude EFES-EA, l'évaluation des SE correspond à une posture complémentaire à ce type d'évaluation en proposant d'évaluer le fonctionnement interne de l'écosystème (*Therond et al., 2017b ; Tibi et Therond 2017*). Actuellement, les méthodes d'évaluation des « impacts environnementaux » via des indicateurs « agro-environnementaux » (Bockstaller et al. 2008) et celles de l'évaluation des SE sont mises en œuvre par des communautés scientifiques différentes et en parallèle.

2.1.2. Durabilité statique et dynamique

Comme analysé dans le projet SEAMLESS (Bilan section 2.1), dans la perspective d'une évaluation, la durabilité est classiquement conceptualisée soit comme un état à atteindre (*Goal Oriented Assessment* ; ex. un niveau de revenu, un seuil d'impact environnemental) soit comme une ou des propriétés du système lui permettant de maintenir sa structure, ses fonctions ou son identité (*System Properties Oriented Assessment*; ex. un niveau de résilience). Il est ici question des deux grandes conceptualisations de la durabilité qui sont sous-tendues soit par une vision statique soit par une vision dynamique (ou processuelle) de celle-ci (*Duru et Therond 2015*; Tendall et al. 2015 ; Wu 2013 ; Milman and Short, 2008 ; Alkan Olsson et al. 2006 ; Giampietro 2002).

La très grande majorité des méthodes opérationnelles d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles est basée sur une conceptualisation de la durabilité comme un état à atteindre (*Duru et*

Therond 2015 ; Oliver et al. 2015 ; Milman and Short, 2008). Les méthodes d'évaluation basées sur l'analyse des propriétés des systèmes sont plus rares et sont généralement plus difficiles à opérationnaliser (voir exemples ci-dessous). Ces deux approches sont pourtant complémentaires puisqu'elles permettent d'évaluer l'état du système et sa capacité à conserver cet état. Ainsi, un système peut perdurer (ex. être résilient) alors que son état n'est pas jugé durable⁶⁶ ; ou encore un système peut avoir un état jugé durable mais ne pas avoir les propriétés lui permettant de perdurer face à des changements de contexte (Duru et Therond 2015). Dans ce dernier cas, « *adaptability, not constancy, is central to success* » (Forman, 1995 in Wu, 2013).

Dans les approches s'intéressant à la « durabilité dynamique », suivant les auteurs et la nature des systèmes étudiés les propriétés des systèmes analysées diffèrent. Dans le champ de l'analyse des systèmes socio-écologiques, conceptualisés comme des systèmes complexes adaptatifs, il est beaucoup question de résilience, vulnérabilité et capacité d'adaptation (ex. Mumby et al. 2014 ; Turner, 2010 ; Miller et al. 2010 ; Galopin, 2006, Walker et al. 2004). De très nombreuses définitions de ces concepts existent (Urruty et al. 2016). Les concepts de résilience et de vulnérabilité ont le plus souvent été développés dans des communautés scientifiques différentes. La mise en cohérence de ces cadres conceptuels reste à réaliser (Mumby et al. 2013 ; Wu, 2013 ; Miller et al. 2010 ; Turner 2010 ; Galopin 2006). Le concept de vulnérabilité, défini comme le degré selon lequel un système est susceptible de faire face aux effets néfastes des aléas, a été largement opérationnalisé et travaillé dans le cadre des travaux sur le changement climatique (Dong et al. 2014 ; Nazari et al. 2015 ; Fussel, 2007). Dans ces travaux, la vulnérabilité d'un système est le plus souvent définie comme fonction de l'exposition du système aux aléas, de sa sensibilité à ces aléas et de sa capacité à s'y adapter (Adger, 2006 ; Nazari et al. 2015). Le concept de résilience, issu de la physique, psychologie puis de l'écologie, a été particulièrement appliqué et travaillé dans le champ de l'analyse de la dynamique des systèmes socio-écologiques (Galopin 2006). Constan et al. (2014) considèrent que la « *Resilience is the capacity that ensures adverse stressors and shocks do not have long-lasting adverse development consequences* ». De leur côté, Oliver et al. (2015), considérant l'écosystème, insiste sur la dimension sociale et normative de la résilience en spécifiant qu'elle correspond au « *degree to which an ecosystem function can resist or recover rapidly from environmental perturbations, thereby maintaining function above a socially acceptable level* ». Hodgson et al. (2015) suggèrent de distinguer deux phénomènes complémentaires : (i) la capacité de l'écosystème à maintenir sa structure et/ou son fonctionnement face aux perturbations (« *resistance* » ou résilience au sens de Walker et al. 2006) et (ii) la capacité (vitesse) de l'écosystème à recouvrer sa structure et/ou sa fonction après une perturbation (« *recovery* »). On peut s'interroger alors sur la similarité entre les concepts, (i) de résistance (composante de la résilience) et de sensibilité (composante de la vulnérabilité) et (ii) de « *recovery* » (résilience) et « *capacité d'adaptation* » (vulnérabilité). Beaucoup de travaux récents visent à analyser les relations entre biodiversité et résilience des fonctions ou de la structure des écosystèmes (ex. Cardinale et al. 2012, 2011 ; Isbell et al. 2015 ; Urruty et al. 2016). Plusieurs études récentes montrent la grande diversité des définitions du concept de résilience (voir par exemple Müller et al. 2015 ; Quinlan et al. 2015 ; Speranza et al. 2014). L'objet ici n'étant pas de clarifier le positionnement relatif de ces deux cadres conceptuels, par la suite, comme d'autres auteurs, j'utilise les termes de résilience et vulnérabilité indifféremment.

Partant de ces conceptualisations séminales de la caractérisation de la dynamique des systèmes socio-écologiques des travaux se sont focalisés sur l'analyse de la dynamique des agroécosystèmes (voir la revue de Urruty et al., 2016). A l'échelle de l'exploitation, il est question de productivité, stabilité, résilience, fiabilité, adaptabilité et autonomie (Lopez-Ridaura et al. 2005 ; Astier et al. 2011). D'autres travaux se sont attachés à distinguer capacité d'adaptation du matériel biologique, résilience biophysique de l'écosystème et flexibilité du système de production (Ingrand et al. 2009 ; Dedieu et al. 2008). A l'échelle du territoire agricole, conceptualisé comme un système socio-écologique, il est

⁶⁶ « *resilience is not always a good thing* » (Walker et al. 2004, in Galopin, 2006). Standish et al. (2014) distinguent « *helpfull* » and « *unhelpfull resilience* » selon qu'elle « *helps to maintain a pre-disturbance ecosystem state so that it does not cross a threshold* » or « *it helps to maintain an ecosystem in a degraded state following a disturbance* ».

question, par exemple, de capacité d'auto-organisation sociale, d'autorégulation écologique, résilience, connectivité, diversité, capacité d'apprentissage, interdépendance locale, autonomie... (Cabell and Oelofse, 2012). Dans les travaux s'intéressant à la résilience des SE au sein des systèmes socio-écologiques trois propriétés clefs du système social et du système écologique ont été identifiées : diversité fonctionnelle, connectivité et état des variables à temps de réponse long ou variables « lentes » (*slow variables* ; ex. état organique des sols) (Biggs et al. 2012). Considérant la résilience d'un paysage, ou d'un système socio-écologique, de nombreux auteurs introduisent le concept de résilience spatialisée (*spatial resilience*) c.-à-d. la résilience liée à la composition et configuration du paysage. Il peut être considéré comme l'intégration du concept de résilience dans le cadre des travaux sur l'écologie du paysage (*landscape ecology*). Allen et al. (2016) identifient trois propriétés clefs de la cette « *spatial resilience* » : l'hétérogénéité (une forme de diversité), les réseaux (qui traduisent les connectivités) et les flux d'information (sensu lato) entre les composantes du système étudiés et avec leur environnement. Pour opérationnaliser le concept de « résilience spatiale » ces auteurs proposent de traduire les trois propriétés clefs en démarche d'analyse (pour les détails voir Allen et al. 2016). D'autres auteurs cherchent à évaluer l'intégrité de l'écosystème (*ecosystem integrity*, Müller 2005 ; Müller et al. 2000) ou capacité d'autorégulation de l'écosystème (Cabell and Oelofsl, 2012) c.-à-d. sa capacité à s'auto-adapter à des changements externes variés⁶⁷ et ainsi conserver les mêmes fonctions (ex. niveau de fourniture de SE). Ainsi, Müller et al. (2015) rappellent que la résilience peut être considérée comme « *the trend of an ecosystem to maintain ecosystem integrity when subject to a disturbance or to the degree to which the system is capable of self-organization* ». De manière originale, Müller (2005) propose un premier jeu d'indicateurs pour estimer l'intégrité de l'écosystème basé sur la caractérisation de la structure de l'écosystème (biodiversité, hétérogénéité abiotique) et de processus écologiques (e.g. *energy balance -exergy capture, entropy production, metabolic efficiency-, water balance -water flows- and matter balance -storage capacity, mean residence times, nutrient loss-*). Ce concept **d'intégrité de l'écosystème** est très proche de celui de santé de l'écosystème dont Döring et al. (2015) propose une revue. Ces auteurs montrent la nécessité de développer une approche de la santé de l'écosystème qui dépasse les limites disciplinaires et les approches par objet : santé des plantes, santé des animaux, santé des hommes, santé des sols, santé des écosystèmes. Il est alors question de développer une approche « one health » élargie à la santé des (agro)écosystèmes (Duru et Therond 2018). Ils établissent un lien explicite entre santé et résilience des écosystèmes. Ils identifient une large liste d'indicateurs de santé des systèmes vivants tels qu'utilisés par les différentes disciplines sur les différents objets (voir aussi Vieweger and Döring, 2015).

L'application de ce type d'approche pour conduire une évaluation de la dynamique des systèmes socio-écologiques reste un enjeu méthodologique majeur. Il reste difficile d'opérationnaliser des concepts, tel que la résilience, développé comme métaphore pour permettre d'appréhender la dynamique des socio-écosystèmes (Müller et al. 2015 ; Carpenter et al. 2001). A partir d'une analyse de la littérature et de la dynamique de 13 sites d'étude inscrits dans le « International Long-Term Ecological Research Program », Müller et al. (2015) montrent l'importance de bien spécifier les différentes composantes thématiques et méthodologiques d'une analyse de la dynamique des systèmes (socio-)écologiques. Ainsi, partant des préconisations de Carpenter et al. (2001), Allen et al. (2016), insistent sur la nécessité de bien définir « *the resilience of what, to what, given the spatial characteristics and variability of each, over a given time period* ». Dans cette logique, Müller et al. (2015) identifient les informations à spécifier lorsque l'on cherche à caractériser la dynamique d'un (socio-)écosystème au travers de 17 questions clefs relatives à la définition (i) du système étudié, (ii) des perturbations considérées, (iii) de la nature des réactions étudiées et (iv) de l'objectif de l'étude de la dynamique des systèmes (Figure 8.1.2). Au travers de l'analyse de la dynamique de ces 13 sites d'étude, ils démontrent les relations entre échelles de temps et nature des dynamiques considérées et observées. Ils mettent aussi en lumière la difficulté à définir un état de référence du système par rapport auquel la résilience est analysée. Ils présentent une large gamme d'indicateurs de structure et de fonctionnement et montrent

⁶⁷ « *preservation against non-specific ecological risks* » (Müller 2005).

leur intérêt pour évaluer les effets de perturbation de court terme (choques) ou de long terme (changements de contexte tendanciels). Ils montrent comment ces dernières peuvent déstabiliser/fragiliser le système et comment les premières peuvent alors conduire à un « collapse » de celui-ci. Autrement dit, comment la modification de l'état des variables « lentes » conduit à remettre en cause l'intégrité écologique du système et à ce que les variables « rapides » en déterminent une dynamique, possiblement, destructive. Pour clarifier la nature des études sur l'analyse des dynamiques des systèmes, ils proposent de distinguer la résilience du système à des perturbations de court terme et la capacité d'adaptation (*adaptability*) du système à des perturbations de long terme. Cette proposition fait écho à celle Scoones et al. (2007) qui proposent de distinguer la résilience du système à des chocs (*resilience to shocks*) et la robustesse du système à des pressions tendanciels (*robustness to enduring pressures*).

Information class	Information demand	Examples
System definition	Which is the investigated degree of organization? Which are the structural attributes of the system definition? Which are the functional attributes of the system definition? Which is the spatial scale applied? Which is the temporal scale applied?	Social–ecological system, ecosystem, food web, etc. Species composition, soil constituents, demography, etc. Water budgets, energy or matter flows, etc. Watershed, landscape, ecosystem, etc. 100 years, 10 years, 1 year, etc.
Disturbance definition	Which is the focal disturbance? How is the disturbance quantified? Which are the threshold values of the disturbance used?	Climate, land use, pollution, invasions, etc. Change in temperature, input, output, etc. 2 degrees limits, critical loads, toxic concentrations, etc.
Reaction definition	Which indicators are used to characterize the system's behaviour? Which is the investigated stability feature? How is the “identity” of the system defined? How is the domain of attraction characterized? Which is the typical dynamics of the reference system? How is the system behaviour quantified?	Ecosystem integrity, ecosystem services, etc. Resilience, resistance, buffer capacity, etc. Similarity with a historical reference state, etc. Variability of indicators within thresholds, etc. Annual dynamics, tides, 10 year cycles, etc. Dynamics of indicator values, etc.
Study targets and purpose	Which uncertainties have to be considered? Which is the normative loading of the analysis? Which is the inherent target of the management measure?	System definition, indicator measurements, etc. Study for ecosystem restoration, flood protection, etc. Optimize resilience, optimize adaptability, etc.

Figure 8.1.2 : Informations requises pour caractériser les études d'analyse de la dynamique de systèmes socio-écologiques (extrait de Müller et al. 2015).

La mobilisation de ce type de cadres d'analyse et de la modélisation multi-agent de la structure et de la dynamique des systèmes socio-écologiques au sein de dispositifs de recherche participatives est une voie prometteuse pour opérationnaliser l'évaluation de la durabilité « dynamique » (Parrott and Mayer, 2012 ; Miller et al. 2010). Dans ce type de méthodes d'évaluation de la durabilité dynamique basée sur la simulation, au-delà de l'évaluation de changements endogènes au système socio-écologique étudié, un des enjeux majeurs est d'évaluer *ex ante* les effets des changements environnementaux et sociétaux futurs (Oliver et al. 2015 ; Wu 2013).

2.1.3. Durabilité et multifonctionnalité

Dans le champ des études de la durabilité au sens large, le concept de multifonctionnalité de l'agriculture est actuellement mobilisé par deux grandes communautés scientifiques très faiblement en interaction (Huang et al. 2015). La première⁶⁸, à l'origine du développement du concept, cherche à spécifier et évaluer les fonctions de l'exploitation agricole (agroécosystème) au-delà de la production agricole comme, par exemple, « *preserving the rural environment and landscape* » ou « *contributing to the viability of rural areas and a balanced territorial development* » (Caron et al. 2008). Elle analyse, ce que certains appellent les « services environnementaux » c.-à-d. les services rendus par l'agriculteur à la société via ses modalités de gestion de l'écosystème. Caron et al. (2008) mentionnent que la multifonctionnalité « *primarily is an activity/outcome-oriented notion that describes characteristics of farm production processes or outcomes from lands that are relevant for meeting societal goals* ». La seconde, a repris le terme de multifonctionnalités pour décrire « *the joint supply of multiple ecosystem*

⁶⁸ Voir Caron et al. (2008) pour un historique du concept et une présentation des multiples conceptualisations positives (descriptives) ou normatives (prescriptives) de la multifonctionnalité de l'agriculture.

services » (Mastrangelo et al. 2014). La multifonctionnalité est alors vue comme une propriété émergente à l'échelle locale ou du paysage du fait des interactions et complémentarités entre processus écologiques et sociaux (*ibid.*). Les différences conceptuelles, les implications méthodologiques et donc d'interprétation des résultats d'évaluation de ces deux approches sont encore à clarifier (voir un premier pas en ce sens dans Huang et al. 2015). Kremen et al. (2012), après Stoate et al. (2009), insistent sur le fait que tous les systèmes de production remplissant des fonctions répondant aux attentes de la société (premier sens de la multifonctionnalité) ne sont pas obligatoirement des systèmes agricoles qui mettent en œuvre les pratiques agroécologiques permettant la restauration des services écosystémiques (deuxième sens). Ces auteurs insistent aussi sur le fait que l'entrée par les services écosystémiques conduit à focaliser l'analyse sur le fonctionnement écologique des écosystèmes agricoles et donc moins prendre en compte les dimensions sociales et économiques.

Le fort développement du concept de multifonctionnalité dans le cadre des travaux sur les SE conduit à une prolifération de définitions et de méthodologies d'évaluation associées (ex. évaluation de bouquets, d'interactions, identification de « *hotspots and coldspots* »). Ainsi, Manning et al. (2018) proposent de bien distinguer les travaux relatifs à l'analyse des fonctions des écosystèmes sans référence à des attentes sociétales (*ecosystem function multifunctionality*) de ceux conduits à l'échelle de l'écosystème à celle du paysage réalisés en référence aux attentes des parties prenantes (*ecosystem service multifunctionality*). Ils proposent une méthode d'estimation d'un indice agrégé de multifonctionnalité pour chacune de ces deux approches. De son côté, Mastrangelo et al. (2014) considèrent qu'il est actuellement nécessaire de clarifier le positionnement relatif de ces différents travaux en spécifiant, « (i) *the multifunctionality of what is assessed [landscape composition/configuration, functions, ES or benefits]*, (ii) *the type of multifunctionality [spatial, functional or social]*, (iii) *the procedure of multifunctionality assessments [number of ES, evaluation method, stakeholder participation]*, and (iv) *the purpose of multifunctionality assessments [targets, information provided]* ». Il est important de noter que la grande majorité des travaux actuels sur les SE analysant la multifonctionnalité des paysages sont basés sur l'analyse de cooccurrence spatiale de SE (*pattern-based*) sans analyse des interactions à l'origine de ces phénomènes (*process-based*) et qu'elle mobilise pas ou peu les acteurs concernés par ces phénomènes. L'enjeu actuel, pour assurer l'utilité sociale, la pertinence et la légitimité de ces travaux est alors de développer des approches participatives et « *process-based* » (*socially-relevant process-based* ; Mastrangelo et al. 2014, 2015).

2.1.4. Stratégie de recherche

Considérant la multiplicité des approches d'évaluation présentées ci-dessus, je propose de **développer un cadre conceptuel et méthodologique d'évaluation intégrée des territoires agricoles combinant et articulant les concepts (i) de l'évaluation environnementale, sociale et économique et de l'évaluation des SE, (ii) de durabilité statique et dynamique et (iii) des différentes dimensions de la multifonctionnalité**. Comme demandé par Liu et al. (2018), ce cadre conceptuel et méthodologique visera à formaliser ce que devrait être une approche intégrée du nexus « **Food – Non Food – Natural Resources** » dans les territoires agricoles. Son développement sera basé sur la conceptualisation des paysages agricoles comme des systèmes complexes hiérarchisés multi-domaines dans lesquels les interactions au sein et entre niveau d'organisation, au sein et entre domaine (écologique et socio-économique) déterminent le fonctionnement et donc la durabilité du système (*Ewert et al. 2011* ; Cumming et al. 2013 ; Scholes et al. 2013 ; Wu, 2013, Schouten et al. 2012 ; Wu and David, 2002). Ce cadre aura pour objectif de structurer et améliorer la complétude, la cohérence, pertinence et la comparabilité des démarches d'évaluation intégrée des territoires agricoles. Dans la continuité des travaux conduits dans le projet Européen SEAMLESS sur le développement de cadre d'évaluation intégrée des systèmes agricoles (*Alkan-Olsson et al. 2009 ; Ewert et al. 2011*), il traitera explicitement des **méthodes de changement d'échelle à mettre en œuvre pour évaluer des indicateurs à différents niveaux d'organisation du territoire agricole**. Pour cela, je m'appuierai sur les travaux initiés dans SEAMLESS avec Christian Bockstaller sur la caractérisation des méthodes de changement d'échelle comme descripteur des indicateurs (*Therond et al. 2009 ; Ewert et al. 2011*). Il s'agira ici de spécifier et

caractériser les relations entre échelles de représentation des processus biophysiques, échelle de gestion et échelle d'évaluation d'indicateurs et les implications en termes de formalisme des indicateurs (ex. *Therond et al. 2009*). Il s'agira également de caractériser les propriétés émergentes au niveau d'organisation d'évaluation des indicateurs (*Ewert et al. 2011* ; Scholes et al. 2013 ; Bockstaller, 2013 ; Parrott and Meyer, 2012).

Enfin, sur la base des travaux initiés dans EFES-EA, ce cadre conceptuel et méthodologique s'attachera également à clarifier les concepts relatifs à la nature des interactions entre production agricole, SE, impacts, pratiques agricoles et facteurs de changement (*drivers*) exogènes aux agroécosystèmes (Cf. Bilan section 4.1). A terme, ce travail devrait permettre de décliner voire retravailler les typologies d'interactions entre SE proposées actuellement par différents auteurs (Birkhofer et al. 2015 ; Huang et al. 2015 ; Mouchet et al. 2014 ; TEEB 2010 ; Benet and Gary, 2009 ; Rodríguez et al. 2006) de manière à prendre en compte les spécificités des agroécosystèmes.

Je prévois de réaliser les développements décrits ci-dessus dans le cadre de la valorisation scientifique de l'étude EFES-EA (courant 2018) et des travaux du deuxième axe de l'équipe AGISEM (UMR LAE) visant à développer des outils d'évaluation multicritère multi niveaux. Ces développements seront également réalisés dans le cadre la thèse de Manon Dardonville (INRA- AgroSolutions – 2018-2021) visant à évaluer la vulnérabilité des différentes formes d'agriculture aux aléas climatiques et économiques (CF. Boite 1.3).

Au-delà, de l'intérêt scientifique de ce cadrage conceptuel et méthodologique, son intérêt pour les gestionnaires de territoire agricole sera testé dans le cadre des partenariats que j'ai développé avec le réseau des réserves de Biosphère ou, par exemple, dans le cadre du partenariat avec les Parc Naturels Régionaux développés par le LAE. Cette confrontation aux attendus des gestionnaires d'espace ruraux permettra de tester la pertinence pour l'action des concepts et démarches développées et d'adapter les propositions scientifiques aux contraintes et besoins du terrain.

2.2. Développement d'une plateforme de modélisation intégrée des territoires agricoles pour l'évaluation statique et dynamique de la durabilité des territoires agricoles

Ce deuxième domaine d'activité vise à développer une plateforme de modélisation et d'évaluation intégrées (IAM) des territoires agricoles par amplification des fonctionnalités de MAELIA. **L'objectif est de permettre à cette plateforme d'évaluer les impacts environnementaux, les SE et les performances économiques et sociales d'alternatives de distributions spatiales de formes d'agricultures et d'habitats semi-naturels sur une large gamme de niveaux d'organisation dans le cadre de l'analyse de modes de gestion du nexus Food – Non Food – Natural Resources. Autrement dit, comme pointé par Liu et al. (2018), l'objectif est de répondre au challenge de développer un outillage numérique pour équiper l'analyse de ce nexus.** Elle devra également permettre d'évaluer la durabilité dynamique (résilience/vulnérabilité) des territoires agricoles sous l'effet de changements endogènes ou exogènes à ces systèmes. Considérant l'importante production scientifique sur les indicateurs d'évaluation d'impacts environnementaux des pratiques agricoles et les fonctionnalités existantes de MAELIA pour l'évaluation des performances économiques et sociales, l'enjeu principal réside dans le couplage de ce type d'évaluation avec celle des SE et sur l'identification ou le développement d'indicateurs opérationnels de résilience/vulnérabilité. Je concentre donc mon analyse de l'état de l'art sur les modalités d'évaluation des SE et les plateformes de modélisation pour l'évaluation de ceux-ci. Je présente ensuite ma stratégie pour développer les fonctionnalités de MAELIA dans le champ de l'évaluation d'impacts, de SE et de la dynamique des territoires agricoles.

2.2.1. Résolutions spatiale et sémantique de l'évaluation des SE

Un grand nombre de travaux sur l'évaluation des SE sont basés sur une approche « matricielle » c.-à-d. sur l'association d'un vecteur de niveaux de fourniture de SE à celui de types d'occupation du sol

(« *look-up table* »). Ces relations entre type d'occupation du sol et niveaux de SE sont établies soit à dire d'experts soit via des mesures sur quelques sites et utilisées pour cartographier les SE à plus grande échelle (« *benefits transfert approach* ») (Lavorel et al. 2017 ; Geijzendorffer et al. 2015 ; Martínez-Harms and Balvanera, 2012 ; Seppelt et al. 2011 ; Eigenbrod et al. 2010). Ces approches ne prennent pas en compte les effets des contextes biophysique locaux et des pratiques locales d'utilisation du sol (Nelson and Daily, 2010). De ce fait, elles peuvent générer d'importantes erreurs d'évaluation du niveau de fourniture des SE et, plus encore, des bouquets de SE (Lavorel et al. 2017 ; Mastrangelo et al. 2014 ; Eigenbrod et al. 2010). D'autres approches mobilisent des indicateurs de SE basés sur l'utilisation de couches de données sur les communautés ou population d'organismes (abondance, diversités taxonomique ou fonctionnelle, traits fonctionnels) combinés ou non avec des données sur les facteurs abiotiques (Lavorel et al. 2017 ; Martínez-Harms and Balvanera, 2012) et, dans certains, cas prenant en compte les caractéristiques configurationnelles ou compositionnelles du paysage (Lavorel et al. 2017). Enfin, d'autres approches sont basées sur l'utilisation de modèles qualifiés de « *process-based* » (Lavorel et al. 2017). Cependant, alors que la majorité de ces études sont conduites à une résolution spatiale fine, souvent l'hectare (Malinga et al. 2015), beaucoup d'entre elles sont basées sur des données à faible résolution spatiale ou ne distinguant que des grands types d'occupation ou d'utilisation du sol (ex. études basées sur Corine Land Cover comme dans Mastrangelo et al. 2014). Pourtant, l'étude EFSE-EA et de nombreux travaux sur les SE, ont démontré l'importance d'une représentation spatialement et temporellement détaillées des pratiques agricoles et des couverts végétaux : travail du sol, agencement spatial des couverts végétaux, apports d'intrants (ex. Therond et al. 2017b ; Jonsson et al. 2014 ; Gaba et al. 2014b,c, Veres et al. 2013 ; Kremen and Miles, 2012 ; Rusch et al. 2010 & 2012 ; Kremen et al. 2007). Les importantes limites des approches à faible résolution spatiale ou « *sémantique* » mises en œuvre pour l'évaluation des SE commencent maintenant à être assez bien documentées : sous-estimation de l'hétérogénéité, des espaces d'intérêt à faible couverture spatiale, mauvaise estimation des interactions spatiotemporelles au sein du paysage, non prise en compte de l'échelle d'exécution des processus... (Mastrangelo et al. 2014 ; Grêt-Regamey et al. 2014 ; Kandziora et al. 2013 ; Eigenbrod et al. 2010 ; Veres et al. 2013 ; Latera et al. 2012 ; Nelson and Daily, 2010).

2.2.2. Évaluation statique et dynamique des SE

La très grande majorité des évaluations de SE sont basées sur des approches statiques qui fournissent une estimation du niveau de SE à un instant *t* (*snapshot evaluation*) sur un pas de temps donné (ex. annuel). La **dynamique spatio-temporelle des SE** est donc actuellement très peu abordée (Renard et al. 2015 ; Oliver et al. 2015 ; Wood et al. 2015, Birkhofer et al. 2015 ; Villa et al. 2014). Plus particulièrement, les effets clefs de l'organisation spatiotemporelle des couverts végétaux agricoles sur la variabilité de niveaux de SE (ex. Gaba et al. 2014b,c ; Veres et al. 2013) ne sont, pour ainsi dire, pas considérés. Les rares approches qui traitent de la dynamique sont le plus souvent basées sur une approche diachronique (évaluation statique à deux ou différents instants différents) soit via une approche matricielle à différentes dates (Jacobs et al. 2015 ; Burkhard et al. 2012) soit via une approche basée sur l'utilisation de diagramme état-transition (Lavorel et al. 2015) possiblement couplée avec une approche basée sur les traits fonctionnels (Lavorel & Grigulis 2012). Pourtant, les interactions intra et interannuelles entre le climat (présent ou futur), les couverts végétaux, les processus écologiques et les pratiques humaines peuvent fortement déterminer la dynamique de fourniture des SE comme la régulation des flux solides, fourniture de l'azote, restitution de l'eau, régulation de la qualité de l'eau, régulation du climat... (Therond et al. 2017b ; Duru et al. 2015, Birkhofer et al. 2015 ; Wood et al. 2015, Gaba et al. 2014a,b,c ; Schipanski et al. 2014 ; Puech et al. 2014, 2015 ; Burel et al. 2013 ; Veres et al. 2013 ; Alignier et al. 2013 ; Mediene et al. 2011). L'enjeu est alors de prendre en compte ces hétérogénéités « *cachées* » (*hidden heterogeneities* in Vasseur et al. 2013). Ces phénomènes étant déterminés par les interactions entre différents niveaux d'organisation (ex. parcelle, environnement de parcelle, système de culture, exploitation, matrice paysagère, bassin versant) un des grands enjeux est de **développer des plateformes de modélisation permettant de représenter les principales contraintes de fonctionnement propres à chaque niveau d'organisation du paysage étudié et les**

interactions entre ces niveaux d'organisation ; tout particulièrement les boucles de rétroaction (feedbacks) entre processus écologiques et processus sociaux (Grêt-Regamey et al. 2014, 2015 ; Bennet et al. 2015 ; Wood et al. 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Wu 2013 ; Parrott and Meyer, 2012). Il s'agit d'être en capacité de représenter (i) la dynamique spatiotemporelle des flux de matière (y.c. organismes) ou d'énergie à l'origine des SE au sein de l'écosystème et (ii) les interactions entre ceux-ci et les activités des bénéficiaires de ces SE (système social ; Villa et al. 2014). Il s'agit également de représenter les relations entre les espaces de production ou de fourniture du service (*production or providing area*) et les espaces géographiques sur lesquels se situent les bénéficiaires de ce service (*benefit(ing) area*) (Fisher et al. 2009) considérant la connectivité entre ces espaces au regard de ces SE (Serna-Chavez et al. 2014) et les caractéristiques de mobilité des éléments supports de ce service (*service-providing unit*, Luck et al. 2003). Ce type de représentation peut alors permettre d'identifier et analyser des problèmes de disjonction spatiotemporelle (*mismatch*) entre processus de gestion et processus écologiques, autrement dit d'inadéquation entre échelles de gestion/demande des SE et échelles d'expression de ceux-ci (Birkhofer et al. 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Scholes et al. 13 ; Pelosi et al. 2010).

2.2.3. Plateformes informatiques d'évaluation des SE

Différentes plateformes de modélisation ont été développées pour tenter de faire face à ces enjeux d'évaluation des SE⁶⁹. Bagstad et al. (2013a) analysent les caractéristiques des principales plateformes de modélisation actuellement disponibles ou en cours de développement. Deux plateformes font tout particulièrement l'objet des travaux scientifiques : INVEST (Nelson et al. 2009 ; <http://www.naturalcapitalproject.org/invest/>) et ARIES (Villa et al. 2013 ; <http://www.ariesonline.org/>) (voir une analyse comparative dans Nelson and Daily, 2010 et une comparaison d'applications dans Bagstad et al. 2013b). La plateforme ARIES basée sur une approche de type « benefits tranfert » propose une architecture de modélisation et de simulation originale pour représenter les flux de SE (*ES flows*) entre les espaces de fourniture du service et les espaces géographiques sur lesquels se situent les bénéficiaires de ce service considérant les caractéristiques de connectivité entre ces espaces. La plateforme InVEST est basée sur une approche de modélisation plus fonctionnelle (*ecological production functions*). Elle permet de simuler le niveau de fourniture de différents SE via des modules (ARCGIS) plus ou moins connectés entre eux. Dans les deux cas, les plateformes proposent une gamme d'outils d'analyse des résultats d'évaluation, par exemple des incertitudes (ARIES) ou des bouquets de services (InVEST). Malgré l'intérêt de ces plateformes, elles sont peu adaptées à la représentation du fonctionnement des écosystèmes, paysages et territoires agricoles. En effet, dans les deux cas, la représentation des modes d'utilisation du sol agricole, que ce soit en termes de configuration spatiale et temporelle des couverts végétaux ou des pratiques agricoles, est assez voire très frustrante. Elles ne permettent donc pas de représenter la dynamique spatiotemporelle des processus écologiques sous-tendant les SE et donc celles des SE eux-mêmes. De ce fait, elles ne permettent pas non plus de simuler les effets cumulatifs ou de seuil liés à ces dynamiques. Ces plateformes ne représentent pas non plus les boucles de rétroaction entre l'écosystème agricole et le système social, ce dernier étant très souvent représenté de manière très frustrante, comme par exemple via un nombre d'habitants (Rieb et al. 2017 ; Seppelt et al. 2011) ; comme par exemple les interactions entre pratiques agricoles, flux de matière et d'énergie et SE et entres SE eux-mêmes et, in fine, pratiques⁷⁰. De ce fait, la fiabilité de l'évaluation des SE dont le niveau de fourniture est fortement déterminé par ces dynamiques, interactions et boucles de rétroaction est potentiellement de faible qualité, voire intérêt pour les gestionnaires d'espace ou la décision publique. En outre ces plateformes sont peu adaptées pour se projeter dans le futur via l'évaluation des effets

⁶⁹ Il y a de très nombreux modèles qui permettent d'évaluer finement un ou deux SE. En comparaison peu de plateforme de modélisation permettent d'évaluer une large gamme de SE (Nelson and Daily, 2010, Seppelt et al. 2011).

⁷⁰ Ces plateformes multiservices sont souvent composées de modules relativement indépendants permettant d'estimer différents SE sur la base de méthodes et données indépendantes, et, possiblement, suivant des référentiels non comparables. InVEST est un exemple typique de ce type de plateforme (Rieb et al. 2017).

des dynamiques de changement internes ou externes au système étudié (Rieb et al. 2017). Enfin, ces plateformes ne permettent pas d'évaluer les impacts environnementaux et les performances socio-économiques des territoires agricoles (ce n'est d'ailleurs pas leur objectif). Comme Rieb et al. (2017) je pense « *that key elements of complexity can be added to current decision-support tools to better represent reality without sacrificing too much of the generality that makes them practical* ». Ainsi, comme l'ont montré mes travaux avec MAELIA sur la gestion de l'eau (3.3.5), ces auteurs mentionnent que « *there is increasing consensus that to adequately represent social-ecological systems, we must embrace, not ignore, complexity [...], and different approaches to modeling may be warranted. Over the last decade, computational modeling of agent-based complex systems has matured [...], and such approaches have typically succeeded through replicating existing models rather than starting from scratch* ».

2.2.4. Stratégie de recherche

La plateforme d'évaluation intégrée des territoires agricoles dont je propose de coordonner le développement vise à contribuer au dépassement des principales limites méthodologiques des approches et plateformes existantes présentées ci-avant. **L'enjeu est de développer une plateforme de modélisation et simulation des systèmes, paysages et territoires agricoles permettant de conduire une évaluation intégrée sur une large gamme d'indicateurs socio-économiques, d'impacts environnementaux et SE à différents niveaux d'organisation et d'analyser les dynamiques en œuvre au sein du nexus Food – Non Food – Natural Resources. Ma stratégie est basée sur la valorisation des fonctionnalités clefs de MAELIA⁷¹ et l'intégration progressive d'algorithmes** (modules plus ou moins élaborés) **d'estimation d'indicateurs de SE et d'impacts valides pour une large gamme de situations pédoclimatiques et de pratiques agricoles.** Ces algorithmes suivant l'état des connaissances et la nature des processus évalués pourront produire des estimations soit quantitatives soit qualitatives. Ma stratégie générale, similaire à celle développée par l'UMR LAE sur les indicateurs agro-environnementaux, est d'identifier des formalismes fiables et robustes, relativement simples, visant à représenter les phénomènes (vs. les mécanismes) ou relations observés (ex. entre matrice paysagère et régulation biologique) basés sur l'état de l'art des connaissances scientifiques et dont la qualité prédictive a été évaluée. Cette plateforme devra permettre de **conduire une évaluation intégrée de scénarios d'organisations territoriales des activités agricoles** considérant les changements d'activités agricoles, de gestion locale de ressources naturelles (ex. gestion de l'eau, gestion des habitats semi-naturels) et changements exogènes économiques (prix des produits et intrants agricoles) et environnementaux (changements climatiques). Elle devra permettre de prendre en compte le caractère non-monotone et non linéaire des dynamiques étudiées (Seppelt et al. 2011, Fisher et al. 2008) et d'analyser la distribution spatiale des interactions entre processus à l'origine de la multifonctionnalité des paysages (c.-à-d. de mettre en œuvre une approche de type « spatio-fonctionnel » pour Mastrangelo et al. 2014).

Plus précisément, considérant la gamme d'indicateurs actuellement estimés dans MAELIA⁷² l'objectif est d'implémenter des indicateurs permettant de représenter :

a- Le cycle de l'azote et le cycle du carbone de l'échelle de la parcelle à celle du territoire via le partenariat engagé avec l'UMR ECOSYS dans le cadre du projet PROTERR (2017-2020) et les travaux avec l'UMR AGIR dans le projet BAG'AGES. Dans ce projet, il est prévu d'intégrer dans MAELIA une représentation des processus de la minéralisation de la MO des sols et des résidus de culture sur la base des équations décrites dans Clivot et al. (2017) et Justes et al. (2009). Pour modéliser le cycle du carbone, en complément de ces équations, il est prévu d'intégrer

⁷¹ Représentation (i) de la distribution spatiale des séquences de culture, (ii) de l'interaction pratiques agricoles et états des couverts (développement, phénologique, voire à terme sanitaire) au sein des parcelles d'un paysage, (iii) des impacts sur les flux d'eau de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant et (iv) des performances socio-économiques induites de l'échelle de la parcelle et du système de culture à celle de l'exploitation et des types d'exploitations.

⁷² Principalement eau verte, eau bleue, rendement, indicateurs hydrologiques, pressions en intrant, résultats économiques et nature et intensité du travail, estimés sur une large gamme de niveaux d'organisation.

dans MAELIA les formalismes du modèle AMG (Andriulo et al. 1999 ; Bouthier et al. 2014) permettant de discrétiser les différents types de matière organique d'un couvert végétal (racines, « chaumes », tiges et feuilles, graines) via des relations allométriques et de leur associer un C/N. La minéralisation de ces pools de MO étant alors représentée via l'utilisation des équations de Justes et al. (2009).

b- Les effets à moyen et long terme de l'état organique des sols sur sa capacité de rétention en eau et sur son état et sa stabilité structurale en s'appuyant sur des fonctions de pédotransfert (ex. Martin et al. 2009, Chenu et al. 2011) et les approches de modélisation existantes (Aitkenhead et al. 2011 ; Dominati et al. 2014 ; Banwart et al. 2012). Ce travail sera réalisé en collaboration avec l'UR SOL engagée lors du projet EFESE-EA.

c- Le risque de pollution par les produits phytosanitaires voire de transfert dans le bassin versant par intégration dans MAELIA des avancées du LAE sur IPHY (indicateur de risque de diffusion de phytosanitaire d'INDIGO®) et la modélisation du devenir des phytosanitaires dans un bassin versant (Wohlfahrt et al. 2010).

d- L'érosion sur la base de la comparaison de formalismes existants (ex. modèles STREAM, MESALES et SWAT) et leur adaptation pour prendre en compte les informations sur les séquences de culture et le taux de matière organique des sols issus des données d'INFO-SOL. Ce travail initié dans EFESE-EA (évaluation des conditions d'adaptation de MESALES) serait poursuivi en partenariat avec la CRAGE⁷³ spécialiste du développement d'indicateurs d'érosion et partenaire historique de l'UMR LAE.

e- La consommation d'énergie directe et indirecte via l'intégration des formalismes développés par l'UMR LAE dans le cadre d'INDIGO®.

f- Les émissions de GES sur la base de coefficients d'émission (CO₂, N₂O) ou de fonctions d'émission (ex. CH₄ entérique en fonction des régimes alimentaires des ruminants) telles qu'utilisées par Martin and Willaume (2016).

h- Les effets du système de cultures et de la configuration et composition de l'environnement local et du paysage environnant de chaque parcelle sur une gamme de régulations biologiques (y c. pollinisation). Pour cela, je développe actuellement **deux stratégies de modélisation** : une basée sur le développement d'une modélisation statistique intégrative et l'autre sur l'intégration de l'approche de modélisation mécanistes des chaînes tritrophiques (culture, ravageur phytophage, auxiliaire de culture). Dans la première stratégie, le parti pris est de tenter de s'abstraire de la représentation fine des nombreuses chaînes trophiques, et donc dynamique de populations, en jeu. Elle permettra d'estimer un potentiel de régulation biologique toutes espèces impliquées confondues sans mobiliser de connaissances fines sur les dynamiques de populations et interactions entre les espèces. La deuxième stratégie vise à offrir une architecture de modélisation générique pour représenter finement les chaînes tritrophiques pour lesquelles les connaissances sont disponibles. Ces deux approches sont complémentaires. **La première mise sur la parcimonie et une estimation (approximation) d'un potentiel de régulation biologique** qui peut fournir les bases pour une réflexion collective pour penser des stratégies de gestion du paysage. **La deuxième peut être mise en œuvre pour traiter d'un enjeu particulier de gestion d'une chaîne tritrophique dans un territoire**, comme la gestion de ravageurs du colza (ex. mélégièthe, altise) dans certaines régions de France (ex. Bourgogne). Cette dernière nécessite alors de disposer des connaissances fondamentales sur le cycle de vie et les interactions entre les organismes impliqués.

La **première stratégie**, est en cours de développement dans le cadre de la thèse de Nirina

⁷³ Chambre d'Agriculture de la Région Grand-Est (personnel anciennement de l'Association pour la Relance Agronomique en Alsace).

Ratsimba (2017-2020) que je co-encadre avec Aude Vialatte et Claude Monteil de l'UMR DYNAFOR (Boite 1.3). Cette thèse vise à développer et implémenter dans MAELIA, un modèle des relations entre, d'une part les caractéristiques du système de culture, de l'environnement direct de la parcelle et du paysage et, d'autre part, un niveau potentiel de régulation biologique des insectes ravageurs au sein de la parcelle. Pour cela, Nirina réalise actuellement une revue de la littérature scientifique produisant des connaissances quantitatives sur ces relations et les intègre via un protocole original : au fur et à mesure de la lecture des papiers elle développe une ontologie du domaine des régulations biologiques, elle mobilise alors les concepts de cette ontologie pour traduire de manière unifiée et formelle les connaissances quantitatives de chacun des papiers analysés, puis intègre ses connaissances au sein d'une « fuzzy cognitive map »⁷⁴ (FCM ; Hobbs et al. 2002). Cette dernière, offre la possibilité de produire une représentation intégrative, formelle et simulable de ces relations. Cette formalisation fournira la base de développement du module qui sera intégré dans MAELIA via le couplage d'une FCM des relations biotiques sous tendant les régulations biologiques et du module agent de MAELIA représentant le comportement des agriculteurs (voir exemples dans Giabbanelli et al. 2017). Dans le dernier temps de la thèse (fin 2018-2019), l'objectif sera de concevoir, simuler et évaluer des scénarios de gestion collective de paysage visant à améliorer le potentiel de régulation biologique dans les paysages.

La **deuxième stratégie** vient d'être initiée dans le cadre d'un partenariat, financé par le GIS GC HPEE, qui réunit les UMR AGRONOMIE, LISAH, LAE, SYSTEM, MIAT et ARVALIS et Terres Inovia. Elle sera basée sur l'implémentation dans MAELIA d'une architecture de modélisation générique des chaînes tritrophiques⁷⁵ considérant l'ontologie de modélisation des régulations biologiques développée par l'UMR AGRONOMIE dans le cadre du travail de Marie Gosme. Cette ontologie offre une structure générique pour développer des modèles permettant de simuler la dynamique d'un nombre arbitraire de populations d'organismes en interaction les uns avec les autres et avec leur milieu, se dispersant sur un paysage de parcelles agricoles et d'espaces interstitiels, en prenant en compte les pratiques agricoles. Cette ontologie est basée sur les éléments suivants :

- une représentation de l'abondance de populations « d'espèce-stades⁷⁶ » par unité de surface : les niveaux de discrétisation du vivant (quelles espèce-stades) et de l'espace associée sont déterminés par le modélisateur en fonction de la nature de la ou des chaînes tritrophiques modélisées,
- une représentation de la dynamique de chaque espèce-stade via la spécification de grands processus (mortalité, dispersion, prédation...) qui peuvent eux-mêmes être constitués d'un ou plusieurs sous-processus,
- un fichier de fonctions (algorithmes) permettant de modéliser chaque sous-processus. Au fur et à mesure du développement de modèles ce fichier constitue une librairie d'algorithmes pouvant être mobilisée pour représenter les sous-processus de nouveaux modèles,
- pour chaque fonction, un ensemble de paramètres dont la valeur est spécifique de l'espèce et du domaine de validité sur lequel le modèle a été calibré (par exemple la distance de dispersion moyenne dans le cas d'une exponentielle négative).

Au fur et à mesure de son développement cette architecture de modélisation sera testée via l'implémentation d'un premier modèle de chaîne tritrophique : le modèle Mosaic-Pest (Vinatier et al., 2012, 2013) permettant de simuler les interactions entre colza, méligèthe et

⁷⁴ Une FCM est un réseau dont les nœuds sont des entités et les liens entre ces nœuds des relations qui quantifient l'influence relative que ces entités ont les unes sur les autres. Les relations entre les entités sont orientées, et ont un signe et un poids. Il est ainsi possible de représenter et simuler les effets de la modification d'une entité sur le système dans son intégralité, par le jeu des relations qui existent entre les entités.

⁷⁵ Trois niveaux trophiques en interaction : la culture, le bioagresseur de la culture et l'auxiliaire de culture, prédateur ou parasitoïde de ce dernier.

⁷⁶ Le stade d'une espèce de bioagresseur ou d'auxiliaire des cultures.

un parasitoïde de ce bioagresseur. Ce modèle est intéressant pour tester le potentiel de l'architecture de modélisation puisqu'il prend en compte les effets de la configuration et composition du paysage (cultures et habitat semi naturels), des rotations (nature du précédent) et du labour sur la dynamique de ce réseau tritrophique.

En complément de ces deux stratégies, j'en envisage également **une troisième** basée sur l'intégration dans MAELIA de formalismes bayésiens permettant de représenter les conditions biotiques et abiotiques (de la parcelle au paysage) de développement des bioagresseurs ou auxiliaires, leurs interactions de l'échelle de la parcelle à celle du paysage et de l'effet des bioagresseurs sur les cultures (dégâts)⁷⁷. Pour cela, il serait possible d'intégrer dans MAELIA le formalisme des réseaux bayésiens déterministes⁷⁸ tels que développés dans IPSIM® (ex. pour le blé, Robin et al. 2013), DEXiPM (Pelzer et al. 2012, co-développé par l'UMR LAE⁷⁹) ou PERSYST® (Guichard et al. 2013). Ces trois outils se distinguent en termes de nature de connaissances intégrées (scientifique et expertise pour IPSIM® et DEXiPM et expertise pour PERSYST®), de gamme plus ou moins large et de représentation plus ou moins explicite des bioagresseurs ou auxiliaires considérés, de prise en compte de l'effet paysage (ex. PERSYST® est centré sur le niveau parcelle) et enfin d'estimation de dégâts sur les cultures (représentés dans IPSIM® et dans PERSYST®). Le gros avantage de ce type d'approches d'intégration des connaissances est de permettre une estimation des dommages (effet quantitatif voire qualitatif sur la production); ce que les deux premières stratégies permettent plus difficilement. Plus généralement, considérant les travaux existants (ex. Landuyt et al. 2013, Chen and Pollino, 2012; Thèse de Nicolas Salliou⁸⁰), le potentiel des réseaux bayésiens (déterministe ou stochastique) pour représenter les régulations biologiques sur la base des connaissances scientifiques et des d'experts sera à analyser.

g- Le comportement des systèmes agroforestiers via mon implication dans le projet Pot-AGE (Boite 1.3), coordonné par l'UMR SILVA. Dans ce projet, un module de croissance des arbres et un module de leurs interactions avec les couverts de grandes cultures ou prairies seront développés et intégrés dans MAELIA en 2019. La modélisation de la dynamique de la matière organique dans le sol du fait de la présence des formations ligneuses sera également prise en compte (CF boite 2.2.4). La modélisation des interactions entre arbres et culture ou prairie se concentrera dans un premier temps sur les la compétition pour la lumière et l'eau. La possibilité de représenter la compétition pour les ressources en azote sera étudiée et si possible implémentée.

⁷⁷ La temporalité de la mise en œuvre de cette troisième stratégie dépendra fortement des partenariats que je développerai et des disponibilités des participants.

⁷⁸ Algorithme d'agrégation d'informations basé sur des règles SI-ALORS. Formalisme utilisé dans DEXi.

⁷⁹ L'UMR LAE participe également au développement de ce type de modélisation pour prédire des potentiels d'abondance d'auxiliaires (carabes, araignées, staphylins, coccinelles, parasitoïdes...) en fonction des caractéristiques de la parcelle (pratiques agricoles) et du paysage.

⁸⁰ Thèse au sein de l'UMR DYNAFOR, dont je suis membre du comité de pilotage et dont j'ai orienté les travaux sur l'utilisation de réseaux bayésiens pour représenter les interactions entre pratiques, processus écologiques et SE de régulations biologiques.

Boite 2.2.4 : Modélisation de la croissance de l'arbre et de ses interactions abiotiques avec les cultures ou prairies

La modélisation du développement des arbres et des interactions avec les cultures et prairies sera basée sur une posture « pattern-modeling » (vs. process modelling) et sur l'intégration de modèles développés dans l'unité Silva comme le modèle BILJOU pour le bilan en eau des arbres (Granier *et al.*, 1999), le modèle FORMIND pour la croissance d'arbres (Rödig *et al.*, 2017a, b) et le modèle CanSPART pour l'effet de l'ombrage (Haverd *et al.*, 2012). L'assimilation de carbone suivra une courbe de réponse à la lumière (Smith 1938) limitée par la disponibilité en eau du sol (BILJOU, Granier *et al.*, 2007) et la température (Sitch *et al.*, 2003). Le carbone fixé sera distribué dans l'arbre et transféré au sol selon les concepts de Ryan (1991a, 1991b). A l'image de la modélisation des cultures et prairies dans MAELIA, la phénologie s'appuiera sur le concept de jours de croissance ou d'unité de chaleur accumulée (Phillips, 1950). La croissance des arbres suivra des relations allométriques selon le modèle de forêt FORMIND (Rödig *et al.*, 2017a, b). Ces développements permettront à la plateforme MAELIA de représenter la croissance des arbres sous contrainte hydrique et les flux de carbone associés dans la biomasse aérienne et le sol. L'effet de l'ombrage sur la croissance des cultures/prairies sera modélisé via la représentation de son impact sur le rayonnement et par conséquent sur l'évapotranspiration potentielle et la biomasse. La compétition pour l'eau du sol sera représentée via les prélèvements des différentes espèces dans les réservoirs sol représentés dans MAELIA.

i- **La structure et le fonctionnement des filières** via mon implication dans le projet PROTERR (Boite 1.3) coordonné par l'UMR ECOSYS. En collaboration avec le CIRAD, l'objectif ici est de développer au sein de MAELIA **une architecture générique de représentation de la structure et de la dynamique des flux de matières** dans un territoire. Pour cela, sur la base du modèle UPUTUC développé par le CIRAD sur l'île de la Réunion pour représenter la filière PRO, nous développons un modèle générique de la structure et des interactions entre des **unités de production de matière** (ex. parcelle, exploitation, station d'épuration, méthaniseur), **unités de transformation** de matière (ex. méthaniseur, station de compostage, silos) **et unités de consommation** de ces matières (ex. parcelle, exploitation). L'enjeu de modélisation est de **représenter finement les contraintes logistiques** liées aux équipements de stockages, aux transports et processus de transformation qui déterminent les flux de matière au sein du territoire et au-delà (ex. importation et exportation). Cette architecture permettra également à **représenter le cycle des éléments (ex. azote, carbone) et les flux de GES induits par ces flux de matière**.

j- Enfin, en parallèle de ces travaux sur les processus et indicateurs associés, je prévois d'intégrer dans MAELIA un ensemble d'**indicateurs pour caractériser finement les formes d'agriculture dans un territoire et évaluer leur sensibilité aux principaux aléas climatiques et économiques**. Ce travail, en continuité directe de celui sur la caractérisation conceptuelle des formes d'agriculture (Therond *et al.* 2017a ; section 4.2.3) sera réalisé dans le cadre de la thèse de Manon Dardonville (INRA-AgroSolutions, 2018-2021, Boite 1.3). D'un point de vue méthodologique, cette thèse vise à développer des « métriques » quantitatives opérationnelles permettant de positionner tout système de production en fonction (i) de la nature et du poids relatifs des services écosystémiques relativement à celui des intrants dans le processus de production agricole et (ii) du degré et du type de dépendance vis-à-vis des prix mondiaux vs. d'ancrage territorial (*territorial embeddedness*). Au démarrage de la thèse, il est envisagé que les **indicateurs de poids relatif des services écosystémiques** soient basés sur ceux initiés récemment dans l'étude INRA EFESÉ-Écosystèmes agricoles sur l'estimation de la part de la production agricole permise par les services écosystémiques via la modélisation

dynamique des systèmes de culture (*Therond et al. 2017b*), ou encore, sur ceux basés sur l'utilisation du cadre d'analyse de l'émergie (*emergy*) appliqué aux systèmes agricoles visant à estimer la part de l'énergie nécessaire à la production agricole liée à l'écosystème (ex. Cheng et al. 2017 ; Vigne et al. 2013). Concernant le ou les indicateurs de niveau d'ancrage territorial, il sera possible de s'appuyer sur les travaux récents de Schmitt et al. (2017) qui ont analysé les caractéristiques de différents types de systèmes alimentaires européens locaux/régionaux. Il s'agira également de développer **une méthode d'évaluation de la sensibilité des formes d'agriculture aux aléas économiques** (variabilité des prix des marchés) **et environnementaux** (changements climatiques). Pour cela, Manon s'est engagée dans une review exhaustive de la littérature scientifique réalisant une évaluation de vulnérabilité ou résilience des systèmes agricoles de l'échelle de la parcelle à celle du territoire et du système alimentaire. L'objectif ici est double : (i) produire un état de l'art des connaissances sur les facteurs de vulnérabilité /résilience dans les systèmes agricoles et, (ii) identifier des méthodes opérationnelles pour évaluer la vulnérabilité /résilience des formes d'agriculture telles que conceptualisées dans mes travaux. Ainsi, les travaux très récents de Martin et al. (2017) sur l'évaluation quantitative de la vulnérabilité des systèmes de production d'élevage proposent des pistes méthodologiques et des métriques opérationnelles. Les travaux réalisés en collaboration entre InVivo et l'INRA, dans le cadre de la thèse de Nicolas Urruty (2017) sur la robustesse du rendement du blé tendre face aux perturbations abiotiques et biotiques fournissent également de bonnes bases théoriques et méthodologiques. Pour réaliser ce travail d'analyse exhaustive des travaux scientifiques Manon développe actuellement une grille d'analyse générique basée sur la caractérisation du système étudié, de l'attribut analysé, des aléas des échelles de temps et d'espace considérés et des indicateurs et méthodes de calcul associés mobilisés. Autrement dit, il s'agit de construire une grille d'analyse qui permet de **spécifier le système, le ou les attributs, la ou les perturbations et les échelles de temps et d'espace étudiées et le ou les indicateurs et la ou les méthodes d'évaluation utilisés** (section 2.1). Enfin, dans le cadre de cette thèse, il sera intéressant de confronter les conceptualisations et méthodes d'évaluation mises en œuvre pour l'évaluation de la dynamique des agroécosystèmes et des systèmes socio-écologiques à celles mises en œuvre dans d'autres domaines d'application (ex. Hosseini et al. 2016 ; Lundberg and Johansson, 2015 ; Quinlan et al. 2015).

Le développement de nouvelles capacités de MAELIA en termes d'évaluation d'impacts environnementaux, de SE et de représentation des filières sera réalisé progressivement dans le cadre des différents projets planifiés et qui seront développés. Du point de vue technologique, ces développements basés sur des formalismes différents (traitements spatiaux, arbre bayésien, équations...) sont rendus possibles par la très large gamme de formalismes gérés par la plateforme GAMA®. Ainsi, par exemple, les principaux formalismes utilisés pour modéliser les interactions écologiques et socio-écologiques au sein des agroécosystèmes présentés par Tixier et al. (2013) sont gérés par la plateforme. Du point de vue de la posture de modélisation, le grand nombre de processus et d'interaction à prendre en compte pour représenter les impacts, SE et performances socio-économiques des activités agricoles au sein du paysage imposera, plus encore que dans mes travaux précédents, demandera une grande parcimonie et une posture de « pattern-oriented modelling » (Grimm and Railsback 2012) dans les choix de modélisation pour chaque module (Bilan section 3.2.2). Du point de vue des ressources humaines, le développement de ces formalismes pourra s'appuyer sur les compétences méthodologiques développées dans le LAE ces dernières années sur les méthodes du type arbre de régression, métamodélisation, analyse de sensibilité, ... Plus particulièrement, pour les indicateurs n'ayant pas fait l'objet d'un processus de validation de leur fiabilité et robustesse, je prévois de m'appuyer sur l'expérience de l'UMR LAE pour développer des procédures d'évaluation adaptées (Bockstaller et al. 2008). Pour cela, dans la mesure du possible (suivant conditions d'utilisation), les bases de données sur les sols (INFO-SOL et GENOSOL), du MNHN et autres bases nationales ou locales (ex. SEBIOPAG) seront mobilisées.

Les différents développements réalisés dans MAELIA dans le cadre de mes activités de recherche et par les autres utilisateurs de MAELIA devront être coordonnés. Pour cela, j'ai créé en juin 2016 **un club des contributeurs au développement de MAELIA** réunissant les unités de recherche et les partenaires socio-économiques⁸¹ impliqués dans le développement et l'utilisation de la plateforme dans le cadre de différents projets de R&D. Je coordonne et anime ce club en collaboration avec ARVALIS et la CACG en vue de spécifier collectivement les conditions d'accès et d'utilisation de la plateforme, favoriser la complémentarité des travaux réalisés dans différents projets, assurer la cohérence des développements informatiques relativement à la structure de la plateforme, organiser leur intégration dans la version diffusable de celle-ci et leur documentation en ligne sur le site <http://maelia-platform.inra.fr/> et organiser des formations à l'utilisation de MAELIA. Par ailleurs, les travaux sur la modélisation dans MAELIA continueront à s'inscrire dans la dynamique du réseau PAYOTTE qui vise à favoriser les échanges et à structurer les actions portant sur la modélisation de paysages agricoles.

2.3. Évaluation intégrée de territoires agricoles contrastés et analyse des interactions entre critères d'évaluation et leviers d'action

Dans ce troisième domaine d'activité, mes travaux d'évaluation des systèmes et territoires agricoles seront basés sur **l'utilisation de la plateforme MAELIA amplifiée de tout ou partie des modules d'estimation d'indicateurs décrits dans la section précédente**. Je prévois d'utiliser la plateforme MAELIA comme laboratoire numérique pour l'évaluation intégrée des interactions entre les pratiques agricoles, impacts, SE et performances socio-économiques **sur des territoires correspondant à des enjeux contrastés en termes de gestion du nexus Food – Non Food – Natural Resources**. Pour cela, il est prévu que je coordonne l'instanciation de la plateforme sur différents territoires au nord de la Loire et, si possible en Europe, en complément des territoires du sud-ouest déjà instanciés⁸², dans lesquels il est prévu de traiter tout ou partie des enjeux de ce nexus. Je décris ci-après les travaux planifiés et envisagés dans différents projets de recherche sur différents terrains.

2.3.1. Projets et terrains d'études

Dans le cadre du projet BAG'AGES (Boite 1.3), il est prévu d'analyser l'effet de scénarios de distribution spatiale de systèmes de culture basés sur des rotations longues avec et sans couvert intermédiaire sur les SE de fourniture en eau (flux d'eaux verte et bleue), sur le stockage de carbone à l'échelle de la parcelle (dynamique de la matière organique), sur l'érosion, les émissions de GES et les performances socio-économiques de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. Ce travail est réalisé dans le cadre d'un post-doc de 36 mois en cours que je co-encadre. L'enjeu des travaux que je coordonnerai dans le cadre de BAG'AGES est d'évaluer dans quelle mesure le déploiement de ce type de systèmes de culture réputés favorables au stockage du carbone et à la maîtrise de l'érosion peut amplifier significativement les déficits en eau locaux et modifier le fonctionnement biophysique et socio-économique de l'agriculture locale. Les travaux se focalisent donc ici sur le nexus Food-Water (quantity and quality). Le terrain d'étude de BAG'AGES sera la plaine irriguée du bassin de l'Aveyron (840 km²), fortement déficitaire en eau, sur lequel MAELIA a été instanciée et finement calibrée pendant la thèse de Clément Murgue (2012-2014).

Dans le cadre du projet PROTERR (Boite 1.3), via un post-doctorat de 18 mois, il est prévu d'instancier MAELIA sur trois terrains d'étude : la Plaine de Versailles (APPVPA, orientée grandes cultures), le territoire de la Communauté de communes du Coglais (Bretagne, élevage) et, en partenariat avec la CRAGE, celui du Pays Rhin-Vignoble-Grand Ballon (Alsace, Grandes cultures). L'objectif ici sera de

⁸¹ Les participants au club MAELIA début 2018 sont les UMR AGIR, BAGAPES, DYNAFOR, ECOSYS, EEF, GET, IRIT, LAE, MIAT, SILVA et le CIRAD, ARVALIS, la CACG, l'ARAA et AgroTransfert Ressources et Territoires. Les partenaires impliqués dans les nouveaux projets en développement (ex. UMR AGRONOMIE, LISAH, SAS, SYSTEM et Terres Inovia) pourraient à terme rejoindre le « club ».

⁸² La plateforme MAELIA est déjà instanciée sur quatre bassins versant du Sud-Ouest : Aveyron, Tarn, Garonne Amont et Adour Amont.

conduire une évaluation intégrée de scénarios de gestion territoriale des PRO. Les travaux se focaliseront donc ici sur le nexus Food - Energy (biomasse énergétique) - Natural Resources (eau et SE).

Dans le cadre du projet européen DiversIMPACTS (Boîte 1.3), MAELIA devrait être instancié sur un territoire des Pays de la Loire dans lequel il y a d'importants projets d'échange entre exploitations de grandes cultures et d'élevage afin de permettre la diversification des premiers et la production d'aliments locaux pour les animaux des seconds. Ces travaux s'inscriraient donc dans la continuité de ceux que j'ai conduit dans le cadre de la thèse de Marc Moraine (2013-2015) sur la conception et l'évaluation intégrées de systèmes polyculture-élevage à l'échelle du territoire. Dans ce projet, via l'encadrement de deux post-doc de 18 et 24 mois, il est prévu également d'instancier MAELIA sur un ou deux terrains étrangers, possiblement en Roumanie et en Allemagne (discussion en cours). Les objectifs seront de concevoir une distribution des formes d'agriculture permettant de favoriser la durabilité des différentes productions, la production locale d'aliments de qualité, la production d'énergie et la conservation des ressources naturelles, autrement dit de traiter du nexus Food-Energy-Natural Resources.

Un à deux terrains d'étude dans la région Grand-Est feront également l'objet d'une instanciation de la plateforme MAELIA dans le cadre du projet Pot-AGE via l'encadrement d'un post-doctorat de 18 mois (Boîte 1.3, en cours de sélection). Via l'évaluation intégrée de scénarios de déploiement de systèmes agroforestiers il sera question ici de traiter du nexus Food - Non Food (énergie et matériaux) - Natural Resources (SE).

Enfin, dans le cadre de mes collaborations avec l'UMR ASTER (Mirecourt) et des travaux du LAE, l'instanciation de MAELIA sur le territoire du Pays Rhin-Vignoble-Grand Ballon, réalisé dans le cadre du projet PROTERR, serait utilisée pour conduire une démarche de co-conception et évaluation intégrées de scénarios de développement d'un système alimentaire local et de nouvelles filières de valorisation de la biomasse considérant les objectifs de conservation des ressources naturelles. Il serait alors question d'embrasser toute la complexité du nexus Food – Non Food – Natural Resources.

Le séquençage de ces différentes instanciations est difficile à prévoir. Il dépendra beaucoup des temps et moyens nécessaires à chacune, des projets et partenariats en œuvre et de l'implication des participants (chercheurs et non chercheurs).

2.3.2. Évaluation intégrée in silico des territoires agricoles

Ces différentes instanciations de la plateforme, réalisées progressivement, permettront à terme de **conduire des travaux d'analyse numérique sur des terrains variés** en termes de systèmes de production (depuis grande culture jusqu'à élevage herbager), formes d'agriculture, conditions pédoclimatiques et de matrice paysagère. Ce **dispositif in silico** me permettra de programmer et réaliser des travaux de simulation pour participer à traiter de questions du type :

- Quels impacts environnementaux, sur la production (Food – Non Food), le travail et les performances économiques de la **gestion de l'hétérogénéité du paysage** (diversité, redondance, connectivité) **nécessaire à l'expression d'une gamme de SE donnée** (Natural Resources) ? **Quelles distributions de systèmes de cultures/prairies pour quels bouquets de SE** considérant les caractéristiques des exploitations (ex. parcellaire), les pratiques agricoles, le contexte pédoclimatique, la matrice paysagère et les objectifs en termes de production alimentaire et non alimentaire ? Il s'agira ici d'instruire la nature et le niveau d'hétérogénéité nécessaires à l'expression d'une gamme de SE donnée considérant un jeu de systèmes de culture et de production possibles ou une gamme de distributions spatiales d'habitats semi-naturels (Wood et al. 2015 ; Gaba et al. 2014a ; Rusch et al. 2010) dans le cadre d'objectif fixé à l'échelle du nexus Food-Non Food-Natural Resources. Ce type de questions pourra être instruit dans les différents projets de recherche planifiés.

- **Quels gains attendre d'échanges entre exploitations** (Moraine et al. 2014 ; Moraine, Duru and Therond 2016 ; Wood et al. 2015) **ou d'une gestion collective de ressources** naturelles ou agricoles (Schippers et al. 2015 ; Birkhofer et al. 2015 ; Cong et al. 2014 ; Sutherland et al. 2012 ; Stallman, 2011) en termes de fonctionnement du nexus Food – Non Food – Natural Resources. Ce type de question

pourra plus particulièrement être instruit dans le cadre du projet DiversIMPACTS, du projet PROTERR (gestion collective des PRO) et du projet réalisé en collaboration avec l'UMR ASTER sur le territoire du Pays Rhin-Vignoble-Grand Ballon (gestion intégrée des biomasses).

- **Quel niveau de dépendance à l'hétérogénéité du paysage des SE de régulation biologique au sein des différentes exploitations qui le compose ?** Ici, il s'agira d'analyser les conditions de coexistence de différents types de systèmes de production dans le paysage (plus ou moins diversifiés) considérant des objectifs de niveau de fourniture de SE régulation. Autrement dit, il s'agira ici d'analyser les effets de voisinage des exploitations sur ces SE (voir par ex. Gabriel et al. 2010 ; Rusch et al. 2010). Il s'agira également ici de déterminer les rôles de la mosaïque de culture et de la mosaïque d'habitats naturels dans la production des SE (Wood et al. 2015 ; Chaplin-Kramer and Kremen, 2012 ; Farig et al. 2011 ; Rusch et al. 2010). Plus généralement, il s'agira de participer à l'explicitation du rôle de la composition et configuration du paysage dans la production de SE régulation quand les « espaces de fourniture » de SE et « espaces des bénéficiaires » de ces services sont différents (Maguire et al. 2015 ; Wood et al. 2015 ; Serna-Chavez et al. 2014 ; Villa et al. 2014 ; Luck et al. 2003 ; Latera et al. 2012 ; Fisher et al. 2009). Ce type de questions et le précédent pourraient être instruits dans le cadre des travaux de la thèse de Nirina Ratsimba.

Enfin, deux grands types de questions transversales aux questions énoncées ci-dessus seront également traités :

- **Quelles interactions (antagonismes, synergies) entre productions agricoles, SE, impacts environnementaux et performances socio-économiques** en fonction des systèmes de culture, des formes d'agriculture et contextes pédoclimatiques (*Duru et al. 2015 ; Moraine, Duru and Therond, 2015 ; Therond et al. 2017a* ; Birkhofer et al. 2015, Bennet et al. 2009 ; Kremen and Miles, 2012) ? Il s'agira ici de participer à la spécification des réseaux causaux (Felipe Lucia et al. 2015 ; Birkhofer et al. 2015) entre critères d'évaluation c.-à-d. d'identifier les déterminants, biophysiques et socio-économiques, endogènes ou exogènes, aux systèmes étudiés à l'origine de ces interactions. Un des grands enjeux scientifiques ici est d'**identifier ou développer des méthodes d'analyse des interactions** entre ces critères aux différents niveaux d'organisation auxquels ils s'expriment. La thèse de Grégory Obiang-Ndong (Boite 1.3) permettra d'avancer sur cet enjeu. La première étape, initiée, consiste en une « **review** » des méthodes mobilisées dans la littérature scientifique pour identifier et analyser les interactions (ex. antagonisme ou synergie) entre SE, de les caractériser en termes de forces et faiblesses et de synthétiser les connaissances sur les interactions étudiées (quelle nature d'interaction entre quels SE). Plus généralement, ce travail permettra d'identifier des méthodes opérationnelles pour identifier et analyser les antagonismes et synergies entre critères d'analyse. La deuxième étape de la thèse visera à analyser les interactions entre SE des régulations liées au fonctionnement du sol, SE de régulation biologique et production agricole via l'analyse des données issues des travaux d'EFESE-EA.

- **Quelles vulnérabilités/résilience des systèmes de production et territoires agricoles aux changements de contextes climatiques et économiques suivant leur niveau de fourniture de SE et performances socio-économiques ?** Autrement dit, quelles relations entre durabilité de l'état et dynamique de celui-ci dans les systèmes et territoires agricoles (*Duru and Therond, 2014 ; Duru, Moraine and Therond, 2015* ; Schippers et al. 2015) ? Plus particulièrement, il s'agirait d'étudier quels sont les rôles de la diversité, connectivité et état des variables à temps de réponse long (ex. taux de matière organique) au sein des sous-systèmes écologique et social dans la résilience des SE (Biggs et al. 2012) et des territoires agricoles (*Duru and Therond, 2014 ; Duru, Moraine and Therond, 2015* ; Müller et al. 2015 ; Schippers et al. 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Schouten et al. 2012) ? Il sera également possible d'analyser les relations entre indicateurs d'intégrité écologique tels que définis par Müller (2005) et de résilience/vulnérabilité des SE (Section 2.1). En complément de futurs travaux de simulations conduits avec MAELIA, la thèse de Manon Dardonville (Boite 1.3) permettra d'avancer sur ces questions puisque, comme indiqué ci-avant, la première étape de celle-ci vise à réaliser une

« review » de la littérature scientifique sur **les facteurs biotechniques et socio-économiques de vulnérabilité/résilience des systèmes agricoles** (systèmes de cultures/prairies, systèmes de production, territoires agricoles, systèmes alimentaires) via le développement et l'application d'une grille d'analyse générique des travaux traitant de ces questions.

2.4. Développement et application de méthodologies d'accompagnement des acteurs pour la conception d'une transition agroécologique à l'échelle du territoire

Dans ce quatrième domaine d'activité l'objectif est de **développer des méthodologies participatives⁸³ permettant aux acteurs d'un territoire d'analyser, concevoir et évaluer des options de changement dans l'organisation territoriale des formes d'agriculture et la gestion des habitats semi-naturels qui leur permettraient d'atteindre leurs objectifs en termes de gestion du nexus Food – Non Food – Natural Resources**. Les méthodologies participatives que je développerai seront basées sur l'utilisation des résultats des trois premiers domaines d'activités présentés ci-avant. Le développement et la mise en œuvre de ces méthodologies seront donc probablement réalisés à plus long terme.

2.4.1. Méthodologies de conception de territoires agroécologiques

Le développement de ces méthodologies sera réalisé dans la continuité de mes travaux sur les méthodologies participatives de conception et évaluation de (i) territoires agricoles permettant de réduire les crises de gestion quantitative de l'eau (Murgue et al. 2015, 2016), (ii) de système culture-élevage à l'échelle d'un territoire ou d'un collectif d'agriculteurs (Moraine, et al. 2014, 2016, 2017 ; Moraine, Duru and Therond 2016 ; Martin et al., 2016) et (iii) de transitions agroécologiques à l'échelle du territoire (Duru, Therond and Fares 2015). Ces méthodologies transdisciplinaires sont structurées en trois grandes phases :

- (i) une phase de **diagnostic et de co-modélisation** de la situation actuelle via la plateforme MAELIA,
- (ii) une phase de **conception d'options de changement voire d'alternatives** de systèmes agricoles (ex. systèmes de culture ou d'élevage), d'interactions entre ces systèmes agricoles (ex. échanges entre exploitations spécialisées en grande culture et élevage) ou de modalités de gestion des ressources naturelles (ex. gestion du paysage), voire des modalités d'une transition agroécologique à l'échelle locale (Duru, Therond and Fares 2015),
- (iii) une phase d'**évaluation et co-analyse intégrées** des effets des différentes options ou alternatives de changement (le plus souvent en relatif des résultats de l'évaluation de la situation courante) via l'utilisation de la plateforme MAELIA.

Ces méthodologies sont par essence itératives. Si les objectifs fixés ne sont pas atteints en phase (iii) de nouveaux cycles de conception-évaluation peuvent être relancés (Murgue et al. 2015, Moraine, Duru and Therond 2015 ; Duru, Therond and Fares 2015 ; Cumming et al. 2013).

Alors même que les travaux sur l'analyse de la multifonctionnalité des paysages et la cartographie des SE revendiquent souvent un objectif d'aide à la décision, Mastrangelo et al. (2014, 2015) et Nahuelhual et al. (2015) montrent que très peu d'entre eux prennent en compte les attentes et propositions de changement des acteurs concernés. Mastrangelo et al. (2014, 2015) insistent sur la nécessité de **développer des approches transdisciplinaires ou « socially-relevant process-based »** (Cf. section 2.1.3). Comme expliqué précédemment, ce type de processus doit s'attacher à prendre en compte les spécificités des contextes écologique et socio-économique, les différents niveaux d'organisation et domaines en jeu et les échelles auxquelles les informations doivent être produites pour être

⁸³ Ici « méthodologie participative » correspond à un ensemble de méthodes et procédures d'interactions entre individus articulées de manière à structurer une démarche dans laquelle les chercheurs collaborent avec les acteurs afin d'identifier des solutions possibles à la résolution du ou des problèmes auxquels sont confrontés les acteurs.

opérationnelles pour les gestionnaires (Therond et al. 2014, 2017a ; Mastrangelo et al. 2014 ; Nahuelhual et al. 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Scholes et al. 2013 ; Wu 2013 ; Sayers 2013 ; Seppelt et al. 2011). Comme montré dans mes travaux (voir aussi Reed 2008), **la forte implication des acteurs dans le processus de conception assure la prise en compte des connaissances locales sur les spécificités du système étudié, des contraintes propres à chaque activité et situation d'action, de la faisabilité et l'acceptabilité technico-économiques, sociales et institutionnelles des changements envisagés** (Duru, Therond and Fares 2015 ; Cumming et al. 2013 ; Seppelt et al. 2011). Elle favorise la **production de connaissances pertinentes, crédibles et légitimes** (Duru, Therond and Fares, 2015 ; Murgue et al. 2015 ; Moraine, Duru and Therond, 2015 ; Nassauer and Opdam 2008). Nous avons montré, et il est maintenant reconnu, que les différents types d'acteurs impliqués dans le processus de conception sont en capacité de concevoir une gamme d'options de changement dans différents domaines et à différents niveaux d'organisation qui prennent en compte ces connaissances, contraintes et objectifs et les conditions institutionnelles et modes de gouvernance qui conditionnent leur développement (Murgue et al. 2015, Moraine et al. 2016, 2017 ; Schippers et al. 2015). Dans cette logique, Cumming et al. (2013) insistent sur le fait que travailler avec les acteurs permet « *to identify and test a diversity of contextually relevant social, ecological, and social-ecological solutions* ».

2.4.2. Des méthodologies de co-conception basées sur les productions des autres domaines d'activité

Le cadre conceptuel et méthodologique développé dans le premier domaine d'activité permettra de structurer les phases de diagnostic et de conception en termes d'enjeux et de critères d'évaluation (impacts environnementaux, SE, performances socio-économiques). Comme nous l'avons montré dans les travaux sur les systèmes culture-élevage territorialisés (section 3.5), dans ce type de méthodologies transdisciplinaires, l'utilisation de cadres conceptuels pour guider et structurer le processus de spécification du problème (*problem specification/framing*) est souvent nécessaire. En effet, **le plus souvent au démarrage du processus « le problème » à traiter reste à définir**. Il est question de « *wicked or ill-defined problem* ». Autrement dit, **la définition du système concerné, des enjeux, des objectifs fixés et des critères de réussite est en soit un enjeu et relève d'un processus « chemin faisant »**. C'est tout particulièrement le cas lorsque l'on s'intéresse à une question de type transition agroécologique à l'échelle du territoire (ex. Duru, Therond and Fares 2015 ; Moraine, Duru and Therond 2016 ; Sayer et al. 2013).

Les adaptations de la plateforme MAELIA réalisées dans le deuxième domaine d'activité seront utilisées pour conduire l'évaluation de la situation actuelle et des situations conçues par les acteurs. Concernant la conception de territoires (agricoles), Wu (2013), Cumming et al. (2013), Parrott and Meyer (2012) et Parrott (2011) insistent sur l'importance des **outils de modélisation intégrée pour formaliser et évaluer les options de changement conçues avec les acteurs et ainsi permettre de tester les hypothèses qu'ils ont formulées**. Ils notent qu'un des grands enjeux pour ces modèles est d'être en capacité de simuler les phénomènes ou propriétés émergents à différents niveaux d'organisation des multiples interactions (y.c. rétroactions) au sein et entre les différents niveaux d'organisation. Comme Parrott (2011) et Grimm et al. (2005), mes travaux (Duru, Therond and Fares 2015) relèvent que les modèles multi-agent sont très adaptés pour simuler ces phénomènes émergents. Grimm et al. (2005) les qualifient ainsi de « *bottom-up models* ».

Les travaux de modélisation et évaluation intégrées de paysages agricoles conduits en laboratoire (troisième domaine d'activité) fourniront des connaissances aux chercheurs utiles à **l'accompagnement des acteurs dans la conception d'options ou d'alternatives de changement dans le fonctionnement du nexus Food – Non Food – Natural Resources**. Ainsi, considérant les difficultés pour les acteurs à concevoir des changements d'ampleur (Cumming et al. 2013), je propose d'**utiliser les sorties de modèles sur des solutions de rupture**, générées en laboratoire, pour alimenter et stimuler les propositions des acteurs. L'objectif ici est d'**ouvrir l'espace des possibles envisagés** et favoriser l'émergence d'options de changement plus ambitieuses tout en restant réalistes du point de vue des acteurs (Voinov and Bousquet 2010).

2.4.3. Des méthodologies pour analyser les interactions entre critères d'évaluation

Les méthodologies participatives de diagnostic-conception-évaluation de territoires agricoles que je développerai pourront s'appuyer sur les propositions récentes de nombreux auteurs en termes de méthodologie de conception de systèmes agricoles et paysages permettant de développer les SE (Mitchell et al. 2016 ; Mastrangelo et al. 2014 ; Rapidel et al. 2015 ; Shippers et al. 2015 ; Wood et al. 2015 ; Gaba et al. 2014c ; Jackson et al. 2012). Beaucoup d'entre eux mettent le focus sur (i) la sélection à priori d'un jeu d'objectifs prioritaires (ex. SE) et critères associés à différents niveaux d'organisation, (ii) l'analyse des interactions entre ces critères et l'identification des antagonismes et synergies, (iii) la construction de compromis sociaux (choix de SE prioritaires) considérant ces antagonismes, (iv) la conception de systèmes dont il est fait l'hypothèse qu'ils permettront d'atteindre les objectifs fixés puis (v) leur évaluation. Dans ces approches, l'identification des leviers d'actions, antagonismes et synergies, boucles de rétroaction qui les déterminent sont des informations clefs pour des gestionnaires d'espaces (Birkhofer et al. 2015, Brunner et al. 2015 ; Mastrangelo et al. 2014 ; Bennett et al. 2009, 2015 ; Sayer et al. 2013, Cumming et al. 2013). Là encore, les sorties des simulations conduites dans le cadre du troisième domaine d'activités sur ces interactions fourniront des connaissances utilisables par les chercheurs pour alimenter les réflexions et travaux de conception des acteurs.

2.4.4. Stratégie de recherche

Une des grandes particularités des méthodologies que je propose de développer à terme est de se donner comme objectif d'**analyser, représenter et communiquer sur les antagonismes ou synergies entre impacts environnementaux, SE et performances socio-économiques à différents niveaux d'organisation ; au fil du processus de modélisation/diagnostic-conception-évaluation**. Plus précisément, l'enjeu sera d'accompagner les acteurs à **concevoir des options de composition et configuration de leur territoire agricole qui permettent d'atteindre les objectifs fixés au nexus Food – Non Food – Natural Resources** aux niveaux des systèmes de culture et de production agricole, du paysage, du territoire (ex. objectifs socio-économiques, impacts, SE, résilience) et à l'échelle globale (ex. régulation du climat, importations et exportations) et qui respectent leurs contraintes d'actions individuelles et collectives (*Duru, Therond and Fares, 2015*). Notons que dans ce type de processus participatif, Wu (2013) insiste sur le fait que « *we need to consider designed landscapes as experiments, and treat "design" as part of the process of doing landscape sustainability science - creating, testing, and evaluating hypotheses* ».

Pour ce qui concerne les **méthodes d'analyse multicritère**, c.-à-d. de prise en compte, manipulation et représentation de différents critères, nécessaires pour communiquer aux acteurs et échanger sur les résultats d'évaluation intégrée produits par MAELIA, je m'appuierai plus particulièrement sur les compétences de Christian Bockstaller d'AGISEM qui est spécialiste des méthodes d'agrégation de critères avec ou sans compensation entre ces critères (ex. Bockstaller et al. 2017).

Du point de vue théorique, ce quatrième domaine du projet, vise à intégrer les productions des travaux de recherche interdisciplinaire des trois premiers domaines⁸⁴ et les connaissances, valeurs et attentes des acteurs. Positionné dans le cadre de la « *landscape sustainability science* » (section 1.1), il vise à permettre de produire des connaissances actionnables, c.-à-d. pertinentes, crédible et légitime (Cash et al. 2003 ; Bilan section 2.3.3), qui permettent « **the co-production, communication and application of knowledge to spur sustainable development solutions** » (Irwin et al. 2018). La combinaison de l'interdisciplinarité et la participation avec la modélisation et simulation intégrées des systèmes complexes permettront de mettre en œuvre une « *integration and implementation sciences* » (Bammer 2005 ; Bilan tesection 3.3.2).

⁸⁴ Conceptualisation (section 2.1), modélisation (2.2) et simulations (2.3) intégrées des territoires agricoles.

D'un point de vue opérationnel, les résultats opérationnels de ce domaine viseront à soutenir un « *stewardship* » des systèmes socio-écologiques à l'échelle locale i.e. « *an active shaping of trajectories of change in coupled social-ecological systems* » ; « *an action-oriented initiative that uses the principles of sustainability science to shape societal and environmental pathways* » (Stuart Chapin III et al. 2011). Un des grands challenges sera alors de participer à la **conception de changements à visée proactive**⁸⁵ **réellement implémentés sur le terrain, et de rupture** lorsque c'est nécessaire pour atteindre des objectifs de durabilité de l'échelle locale à l'échelle globale (ibid.).

Du point de vue des moyens, les collaborations avec les Réserves de Biosphère, la CRAGE et les partenaires techniques dans le cadre de projets de R&D (ex. partenaires du projet Pot-AGE, PROTERR, DiversIMPACTS, ARVALIS, Terres Inovia) devraient me fournir les opportunités et terrains d'étude pour tester et appliquer ces méthodologies transdisciplinaires de conception.

3. Conclusions

Le projet présenté ci-avant vise à valoriser les acquis et résultats de mes travaux passés pour **développer des outillages conceptuels et numériques pour la modélisation, conception et évaluation intégrées des territoires agricoles dans un contexte de transition agroécologique et de changements climatiques**. Il vise à hybrider les approches d'évaluation de la durabilité (i) en termes d'impacts environnementaux et de services écosystémiques et (ii) statique (état durable) et dynamique (résilience/vulnérabilité). Il me permettra d'affirmer mon positionnement sur la **conception et l'évaluation de territoires agricoles durables et multiservices permettant de répondre aux enjeux du nexus « Food - Non Food - Natural Resources »**. Il est basé sur l'articulation de mes connaissances et compétences avec celles des membres de l'équipe AGISEM de l'UMR LAE sur les approches d'évaluation multicritère, le fonctionnement des sols, les régulations biologiques et l'écologie du paysage et sur les collaborations existantes et futures développées dans le cadre des projets visant à développer les capacités de MAELIA. Le projet est organisé en quatre domaines d'activité complémentaires. Plutôt qu'un programme de travail, **ce projet représente un cadre de travail qui a vocation à me permettre d'organiser et structurer mon inscription à court et moyen terme dans les projets de recherche et partenariats engagés et à venir**.

Le projet tel qu'il est décrit ici sera amené à évoluer afin de clarifier son positionnement vis à vis des grands enjeux scientifiques et de société. Ainsi, le développement de nouveaux partenariats de recherche dans le Grand-Est avec les UMR ASTER, puis très récemment avec les UMR BETA et SILVA, m'ont conduit à commencer à expliciter le fait que **mon projet participera au développement de cadres conceptuels et d'outils de modélisation intégrée pour analyser et concevoir des systèmes bioéconomiques territorialisés...** En inscrivant mon projet dans le champ de la bioéconomie, je clarifierai le fait que mes travaux permettront de réaliser une **modélisation et évaluation intégrées des modalités de production, transformation et recyclage des biomasses agricoles et forestières et des PRO dans un territoire dans le cadre du développement d'une bioéconomie** qui vise à « penser global, agir local⁸⁶ » pour répondre aux enjeux de souverainetés alimentaire, énergétique et technologique et des changements climatiques. Par ailleurs, mes travaux très récents avec Michel Duru sur **l'utilisation du concept de « santé » pour qualifier l'état et le fonctionnement des composantes des systèmes alimentaires ou bioéconomiques et identifier les leviers d'action pour en augmenter la durabilité** est également une nouvelle voie de positionnement et d'adaptation de mon programme de recherche. Ainsi, la santé pourrait à terme devenir soit un domaine, un sous domaine ou une

⁸⁵ « *creating or controlling a situation by causing something to happen rather than responding to it after it has happened* » (Stuart Chapin III et al. 2011).

⁸⁶ Formule employée par René DUBOS lors du premier sommet sur l'environnement en 1972 et qui proposerait un « résumé » de l'esprit du développement durable.

gamme de critères d'évaluation clefs dans mes approches du nexus « Food - Non Food - Natural Resources ». Mais ces deux nouvelles orientations correspondent à de nouvelles trajectoires scientifiques dont seule la préface est en cours de maturation et rédaction...

Références

- Adam M, Van Bussel L.G.J, Leffelaar P.A, Van Keulen H, Ewert F (2011) Effects of modelling detail on simulated potential crop yields under a wide range of climatic conditions. *Ecol Modell* 222:131-143. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2010.09.001
- Adger, W.N. 2006. Vulnerability. *Global Environmental Change* 16 (3), p 268–281.
- Aitkenhead, M.J. Albanito, F. Jones, M.B. Black, H.I.J. 2011. Development and testing of a process-based model (MOSES) for simulating soil processes, functions and ecosystem services. *Ecol. Model.* 222, 3795-3810.
- Albert, C. Bonn, A. Burkhard, B. Daube, S. Dietrich, K. Engels, B. ... Wüstemann, H. (2015). Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2015.08.050
- Alcamo, J., 2008. The SAS approach: combining qualitative and quantitative knowledge in environmental scenarios. First: 123-150.
- Alignier, A. Ricci, B. Biju-Duval, L. & Petit, S. (2013). Identifying the relevant spatial and temporal scales in plant species occurrence models: The case of arable weeds in landscape mosaic of crops. *Ecological Complexity*, 15, 17–25. doi:10.1016/j.ecocom.2013.01.007
- Alkan Olsson. J., Bockstaller. C., Turpin, N., Therond. O., Bezlepina. I., Knapen, R. (2009). Indicator framework, indicators, and up-scaling methods implemented in the final version of SEAMLESS-IF, SEAMLESS Report no. 42, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 97 pp., ISBN no. 978-90-8585-585-9.
- Allaire, G. Fuzeau, V. Therond, O. (2013). La diversité des cultures et l'écologisation de la Politique agricole commune. INRA Sciences Sociales - Etudes - Recherches en économie et sociologie rurale, 1-2/2013 - AOUT 2013. 7 pp.
- Allen, C. R. Angeler, D. G. Cumming, G. S. Folke, C. Twidwell, D. & Uden, D. R. (2016). REVIEW: Quantifying spatial resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 625–635. doi:10.1111/1365-2664.12634
- Altieri M (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agr Ecosyst Environ* 74:19–31 doi: 10.1016/S0167-8809(99)00028-6
- An L (2012) Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol Modell* 229:25–36. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010
- Anderies JM, Janssen MA, Ostrom E (2004) A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol Soc* 9(1): 18 <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/>
- Andrieu, E. Vialatte, A. & Sirami, C. (2015). Misconceptions of Fragmentation's Effects on Ecosystem Services: A Response to Mitchell et al. *Trends in Ecology & Evolution*, xx, 2–3. doi:10.1016/j.tree.2015.09.003
- Andriulo, A., Mary, B., Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19, 365-377.
- Ansquer, P., Al Haj Khaled, R., Cruz, P., Theau, J. P., Therond, O., Duru, M. (2009). Characterizing and predicting plant phenology in species-rich grasslands. *Grass and Forage Science*, 64 (1), 57-70. DOI: 10.1111/j.1365-2494.2008.00670.x
- Arnaud de Sartre, X. Hubert, B. & Bousquet, F. (2015). Dossier : « À propos des relations natures/sociétés » – Introduction. À la recherche des concepts heuristiques sur les relations natures/sociétés. *Natures Sciences Sociétés*, 23(2), 154–156. doi:10.1051/nss/2015028
- Asai, M., Moraine, M., Ryschawy, J., de Witd, J., Hoshide, A.K., Martin, G. (2018). Critical factors for crop-livestock integration beyond the farm level: A cross analysis of worldwide case studies. *Land Use Policy* 73, 184-194.
- Astier, M. E. N. Speelman, S. López-Ridaura, O. R. Masera, and C. E. González-Esquivel. 2011. Sustainability indicators, alternative strategies and trade-offs in peasant agroecosystems: analysing 15 case studies from Latin America. *International Journal of Agricultural Sustainability* 9(3):409-422. doi.org/10.1080/14735903.2011.583481
- 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(9), e73202. doi:10.1371/journal.pone.0073202
- Aubry C, Papy F, Capillon A (1998) Modelling decision-making processes for annual crop management. *Agric Syst* 56:45–65. doi: 16/S0308-521X(97)00034-6
- Bagstad, K. J. Semmens, D. J. & Winthrop, R. (2013b). Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. *Ecosystem Services*, 5, 40–50.

doi:10.1016/j.ecoser.2013.07.007

- Bagstad, K. J. Semmens, D. J. Waage, S. & Winthrop, R. (2013a). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, 27–39. doi:10.1016/j.ecoser.2013.07.004
- Balestrat, M. et Therond, O., 2014. Enjeux de la gestion quantitative de l'eau en France. Quels données et outils de modélisation pour les institutions publiques en charge de la gestion des étiages ? Rapport d'étude ONEMA-INRA, 75 pp.
- Banwart, S. Menon, M. Bernasconi, S.M. Bloem, J. Blum, W.E.H. Souza, D.M. Davidsdotir, B. Duffy, C. Lair, G.J. Kram, P. Lamacova, A. Lundin, L. Nikolaidis, N.P. Novak, M. Panagos, P. Ragnarsdottir, K.V. Reynolds, B. Robinson, D. Rousseva, S. de Ruiter, P. van Gaans, P. Weng, L.P. White, T. Zhang, B. 2012. Soil processes and functions across an international network of Critical Zone Observatories: Introduction to experimental methods and initial results. *C. R. Geosci.* 344, 758-772.
- Barnaud, C. (2008). Équité, jeux de pouvoir et légitimité : les dilemmes d'une gestion concertée des ressources renouvelables.
- Barot S, Yé L, Abbadie L, et al (2017) Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecol Eng* 99:486–495. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.071
- Barreteau O, Giband D, Schoon M, et al (2016) Bringing together social-ecological system and territoire concepts to explore nature-society dynamics. *Ecol Soc* 21:. doi: 10.5751/ES-08834-210442
- Barreteau, O., Bots, P. W. G., & Daniell, K. A. (2010). A Framework for Clarifying "Participation" in Participatory Research to Prevent its Rejection for the Wrong Reasons. *Ecology And Society*, 15(2).
- Barreteau, O., Le Page, C. et D'Aquino, P. (2003). Role-Playing Games, Models and Negotiation Processes. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6(2).
- Bechini L, Castoldi N, Stein A (2011) Sensitivity to information upscaling of agro-ecological assessments : Application to soil organic carbon management. *Agric Syst* 104:480–490. doi: 10.1016/j.agry.2011.03.005
- Becu, N., A. Neef, P. Schreinemachers and C. Sangkapitus (2008). "Participatory computer simulation to support collective decision-making: potential and limits of stakeholder involvement." *Land Use Policy* 25: 498-509.
- Becu, N., Bousquet, F., Barreteau, O., Perez, P., Walker, A. (2003). A methodology for eliciting and modelling stakeholders' representations with Agent Based Modelling. In: *Lecture notes in computer science*. Springer, pp. 131–148.
- Beketov MA, Kefford BJ, Schäfer RB, Liess M (2013) Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates, *PNAS* 2, 0–1. doi:10.1073/pnas.1305618110
- Belhouchette, H., Louhichi, K., Therond, O., Mouratiadou, I., Wery, J., Van Ittersum, M., Flichman, G. (2011). Assessing the impact of the Nitrate Directive on farming systems using a bio-economic modelling chain. *Agricultural Systems*, 104 (2), 135-145. DOI : 10.1016/j.agry.2010.09.003
- Bellocchi G., Rivington M., Donatelli M., Matthews K., 2010. Validation of biophysical models: issues and methodologies. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30:109-130.
- Beman JM, Arrigo K, Matson PM (2005) Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434:211-214.
- Bengtsson J (2015) Biological control as an ecosystem service: Partitioning contributions of nature and human inputs to yield. *Ecol Entomol* 40:45–55. doi: 10.1111/een.12247
- Bennett AJ, Bending GD, Chandler D, Hilton S, Mills P (2012) Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biol Rev* 87:52–71. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x
- Bennett, D. J. Choimes, A. Collen, B. Day, J. Palma, A. De, Di, S. ... Mace, G. M. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. doi:10.1038/nature14324
- Bennett, E. M. & Garry, D. (2009). REVIEW AND Understanding relationships among multiple ecosystem services, 1394–1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Bennett, E. M. Cramer, W. Begossi, A. Cundill, G. Díaz, S. Egoh, B. N. ... Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 76–85. doi:10.1016/j.cosust.2015.03.007
- Benoît, M. Rizzo, D. Marraccini, E. Moonen, A. C. Galli, M. Lardon, S. ... Bonari, E. (2012). Landscape agronomy: a new field for addressing agricultural landscape dynamics. *Landscape Ecology*, 27(10), 1385–1394. doi:10.1007/s10980-012-9802-8
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18:182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Bergez J.E. Debaeke P. Deumier J.M. Lacroix B. Leenhardt D. Leroy P. Wallach D. (2001). MODERATO: an

- object-oriented decision tool for designing maize irrigation schedules. *Ecological Modelling* 137, 43-60
- Bergez JE, Carpy-Goulard F, Paradis S, Ridier A (2011) Participatory foresight analysis of the cash crop sector at regional level: case study for a southwestern region in France. *Reg Environ Chang* 11: 951-961 doi 10.1007/s10113-011-0232-y
 - Bergez, J.-E., Kuiper, M., Therond, O., Taverne, M., Belhouchette, H., Wery, J. (2010). Evaluating integrated assessment tools for policy support. In: *Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment*. Eds F. M. Brouwer, M. K. van Ittersum. Biomedical and Life Sciences. Berlin, DEU : Springer Science - Business Media Deutschland GmbH. pp. 237-256. DOI : 10.1007/978-90-481-3619-3_10
 - Bergez, J.-E., Leenhardt, D., Colomb, B., Dury, J., Carpani, M., Casagrande, M., Charron, M.-H., Guillaume, S., Therond, O., Willaume, M. (2012). Computer-model tools for a better agricultural water management: Tackling managers' issues at different scales – A contribution from systemic agronomists. *Computers and Electronics in Agriculture*, 86, 89-99. DOI: 10.1016/j.compag.2012.04.005
 - Berthet E., Barnaud C., Girard N., Labatut J., Martin G., 2015. How to foster agroecological innovations? A comparison of participatory design methods. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1-22. 10.1080/09640568.2015.1009627
 - Bianchi FJJA, Booij CJH, Tscharntke T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc R Soc B Biol Sci* 273:1715–1727. doi:10.1098/rspb.2006.3530
 - Bierkens M.F.P., Finke P.A., de Willigen P. (2000) Upscaling and downscaling methods for
 - Biggs et al (2012) Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annu Rev Env Resour* 37:421–448.
 - Binder, C. R. Hinkel, J. Bots, P. W. G. & Pahl-wostl, C. (2013). Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems, 18(4).
 - Birkhofer, K. Diehl, E. Andersson, J. Ekroos, J. ... Smith, H. G. 2015. Ecosystem services - current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2. doi:10.3389/fevo.2014.00087
 - Bockstaller C, Beauchet S, Manneville V, et al (2017) A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environ Model Softw* 97:130–144. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
 - Bockstaller, C. (2013). Évaluation agri-environnementale des systèmes de production végétale à l'aide d'indicateurs. Rapport d'Habilitation à Diriger la Recherche.
 - Bockstaller, C. Guichard, L. Makowski, D. Aveline, A. Girardin, P. Plantureux, S. (2008) . Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28 (2008) 139–149. DOI: 10.1051/agro:2007052
 - Bodirsky BL, Popp A, Weindl I, Dietrich JP, Rolinski S, Scheffele L, Schmitz C, Lotze-Campen H (2012) N2O emissions from the global agricultural nitrogen cycle—current state and future scenarios. *Biogeosciences* 9:69–97.
 - Bommarco R, Kleijn D, Potts SG (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28:230-238. doi:10.1016/j.tree.2012.10.012
 - Bonny S, 2011. L'agriculture écologiquement intensive : nature et défis. *Cahiers Agricultures* 20: 451-462.
 - Bos B, Koerkmamp PG, Gosselink J, Bokma S (2008) Reflexive Interactive Design and its application in a project on sustainable dairy husbandry systems. *Outlook on Agricult* 38: 137-145 <http://dx.doi.org/10.5367/000000009788632386>
 - Bots, P. W. G., & Daalen, C. E. (2008). Participatory Model Construction and Model Use in Natural Resource Management: a Framework for Reflection. *Systemic Practice and Action Research* , 21 (6), 389–407. doi:10.1007/s11213-008-9108-6
 - Bouchon-Meunier B. (1995). *La logique floue et ses applications*. Paris, Addison-Wesley France.
 - Bousquet F., Page C. L. (2004). Multi-agent simulations and ecosystem management: a review. *Ecological Modelling*, Vol. 176, pp. 313 - 332.
 - Bouthier A., Duparque A., Mary B., Sagot S., Trochard R., Levert M., Houot S., Damay N., Denoroy P., Dinh J.-L., Blin B., Ganteil F. (2014) Adaptation et mise en oeuvre du modèle de calcul de bilan humique à long terme AMG dans une large gamme de systèmes de grandes cultures et de polyculture-élevage. *Innovations Agronomiques* 34, 125-139
 - 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(1), 4–15. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.01
 - Brandt P, Ernst A, Gralla F, et al (2013) A review of transdisciplinary research in sustainability science. *Ecol Econ* 92:1–15. doi: 10.1016/j.ecolecon.2013.04.008

- Brewer MJ and Goodell PB (2010). Approaches and Incentives to Implement Integrated Pest Management that Addresses Regional and Environmental Issues. *Annual Review of Entomology* 57 : 41-59.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussi re, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudill re, J.P., H nault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.* 309–332. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- Brouwer F, Giampietro M, Anzaldi G, et al (2017) The Nexus : efficient approaches. *Pan Eur Networks Sci Technol* 1–4
- Brunner SH, Huber R, Gr t-Regamey A (2016) A backcasting approach for matching regional ecosystem services supply and demand. *Environ Model Softw* 75:439–458. doi: 10.1016/j.envsoft.2015.10.018
- Burel, F. Aviron, S. Baudry, J. Le F on, V. Vasseur, C. (2013). The Structure and Dynamics of Agricultural Landscapes as Drivers of Biodiversity. In B. Fu and K. B. Jones (eds.), *Landscape Ecology for Sustainable Environment and Culture*, pp 285-308. DOI: 10.1007/978-94-007-6530-6_14,
- Burkhard, B. et al. (2012). "Mapping ecosystem service supply, demand and budgets." *Ecological Indicators* 21: 17-29.
- Cabell, J.F. Oelofse, M. 2012. An Indicator Framework for Assessing Agroecosystem Resilience. *Ecology and Society* 17, art18. doi:10.5751/ES-04666-170118
- Camarguo JA, Alonso A (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ Int* 32:831-849.
- Caminiti, J. E., 2004. Catchment modelling--a resource manager's perspective. *Environmental Modelling & Software*, 19: 991-997.
- Cardinale, B. J. J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Cardinale, B. J. K. L. Matulich, D. U. Hooper, J. E. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M. I. O'Connor, and A. Gonzalez. (2011). The Functional Role of Producer Diversity in Ecosystems. *Am. J. Bot.* 98:572–592.
- Carpenter, S. Walker, B. Anderies, J.M. Abel, N. 2001. From metaphor to measure-ment: resilience of what to what? *Ecosystems* 4, 765–781, 2001.
- Cash D., Clark W., Alcock F., Dickson N., Eckley N., Guston D. et al. (2003). Knowledge systems for sustainable development. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, Vol. 100, No. 14, pp. 8086– 8091.
- Chaplin-Kramer, R. & Kremen, C. (2012). Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecological Applications*, 22(7), 1936–1948. doi:10.1890/11-1844.1
- Chen, S.H. Pollino, C.A. 2012. Good practice in Bayesian network modelling. *Environ. Model. Softw.* 37, 134–145.
- Chenu, C. Abiven, S. Annabi, M. Barray, S. Bertrand, M. Bureau, F. Cosentino, D. Darboux, F. Duval, O. Fourrié, L. Francou, C. Houot, S. Jolivet, C. Laval, K. Le Bissonnais, Y. Lem e, L. Menasseri, S. P traud, J.P. Verbeque, B. 2011. Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet ed la gestion organique des sols. *Etude et Gestion des Sols* 18, 161-174.
- Chevassus-Au-Louis, B. G nard, M. Glaszmann, J.-C. Habib, R. Houllier, F. Lancelot, R. Malézieux, E. Muchnik, J. (2009). L'intégration, art ou science ? In: Colloque international Inra-Cirad. Partenariats, Innovation, Agriculture (p. 132-157). Presented at Colloque international Inra-Cirad. Partenariats, Innovation, Agriculture, Paris, FRA (2008-06-03).
- Cheynier, L. La Gestion Quantitative de L'eau Sur le Bassin Adour -Garonne: Construction de Modèles Conceptuels Multi Niveaux   Partir de L'élicitation des Représentations des Acteurs. Master's Thesis. Université du Maine, Le Mans, France, 2010.
- CICES - Agence européenne de l'environnement, 2013. Towards a Common International Classification of Ecosystem services (CICES), Version 4.3 [WWW Document]. URL <http://cices.eu/>
- Clivot H., Mary B., Val  M., Cohan JP, 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 & Biochemistry* 111 (2017) 44e59
- Collectif ComMod, 2005. La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures - Sciences - Sociétés*, 13: 165-168.
- Collectif ComMod, 2006. Modélisation d'accompagnement. In: Modélisation et simulation multi-agents pour les sciences de l'homme et la société: une introduction. F. Amblard and D. Phan (eds). Londres, Hermes-Sciences & Lavoisier: 217-228.
- Colomb B, Glandi res A, 2014.  valuation multicritère de la durabilité de systèmes de grande culture

- spécialisés en agriculture biologique dans le Sud-Ouest de la France (région Midi-Pyrénées). *Cah Agric* 23 : 108-19. doi : 10.1684/agr.2014.0693
- Cong, R.G., Smith, H.G., Olsson, O., Brady, M. (2014). Managing ecosystem services for agriculture: will landscape-scale management pay? *Ecol. Econ.* 99, 53–62. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.01.007
 - Constantin, J., Willaume, M., Murgue, C., Lacroix, B., [§]Therond, O. (2015). The soil-crop models STICS and AqYield predict yield and soil water content for irrigated crops equally well with limited data. *Agricultural and Forest Meteorology*, 206, 55-68.
 - Constanas, M. T., Frankenberger, and J. Hoddinott. (2014). Resilience Measurement Principles: Toward an Agenda for Measurement Design. Resilience Measurement Technical Working Group Technical Series 1. Rome: Food Security Information Network.
 - Cordell D, Drangert JO, White S (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environ Chang* 19:292–305. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
 - Cossette, P. (2003). Cartes cognitives et organisations. Editions de l'ADREG.
 - Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(2), 350–352. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020
 - Crozier M, Friedberg E, 1977. L'acteur et le système. Seuil. Paris.
 - Cumming, G. S., Olsson, P., Chapin, F. S. & Holling, C. S. 2013. Resilience, experimentation, and scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 1139–1150. doi:10.1007/s10980-012-9725-4
 - d'Aquino, P., 2007. Empowerment and Participation: How Could the Wide Range of Social Effects of Participatory Approaches be Better Elicited and Compared? *The Icfai Journal of Knowledge Management*, 5, 6, 76-87.
 - Daily, G.C. 1997. Introduction: What are ecosystem services? in *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, Washington, DC, Island Press, 1-10.
 - Damour G, Dorel M, Quoc HT, Meynard C, Risède JM (2014) A trait-based characterization of cover plants to assess their potential to provide a set of ecological services in banana cropping systems. *Eur J Agron* 52:218–228. doi:10.1016/j.eja.2013.09.004
 - Danley B, Widmark C (2016) Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecol Econ* 126:132–138. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.003
 - Darnhofer I (2015) Socio-technical transitions in farming: key concepts. Ed Sutherland AN, Darnhofer I, Wilson GA, Zagata L, Cabi, In *Transition pathways towards sustainability in agriculture: case studies from Europe*, 17-31 ISBN 978-1-78064-219-2
 - Darnhofer I, Bellon S, Dedieu B, Milestad R (2010). Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 545-555.
 - Debolini, M., Marraccini, E., Rizzo, D., Galli, M., & Bonari, E. (2013). Mapping local spatial knowledge in the assessment of agricultural systems: A case study on the provision of agricultural services. *Applied Geography*, 42, 23–33. doi:10.1016/j.apgeog.2013.04.006
 - Debril, T. & Therond, O. (2012). Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en œuvre de la réforme des volumes prélevables : le cas du bassin Adour-Garonne. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (10), 127-138.
 - Dedieu, B., Chia, E., Leclerc, B., Moulin, C-H., Tichit, M. 2008, L'élevage en mouvement. Flexibilité et adaptation des exploitations d'herbivores. Ed. QUAE, 294 p.
 - Dominati, E., Mackay, A., Green, S., Patterson, M. 2014. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecol. Econ.* 100, 119-129.
 - Donatelli, M., Russel, G., Rizzoli, A. E., Acutis, M., Adam, M., Athanasiadis, I., Balderacchi, M., Bechini, L., Belhouchette, H., Bellochi, G., Bergez, J.-E., Botta, M., Braudeau, E., Bregaglio, S., Carlini, L., Casellas, E., Celette, F., Ceotto, E., Moirez-Charron, M.-H., Confalonieri, R., Corbeels, M., Criscuolo, L., Cruz, P., di Guardo, A., Ditto, D., Dupraz, C., Duru, M., Fiorani, D., Gentile, A., Ewert, F., Gary, C., Habyarimana, E., Jouany, C., Kansou, K., Knapen, R., Lanza Filippi, G., Leffelaar, P. A., Manici, L., Martin, G., Martin, P., Meuter, E., Muguet, N., Mulia, R., van Noordwijk, M., Oomen, R., Rosenmund, A., Rossi, V., Salinari, F., Serrano, A., Sorce, A., Vincent, G., Theau, J. P., Therond, O., Trevisan, M., Trevisiol, P., van Evert, F. K., Wallach, D., Wery, J., Zerourou, A. (2010). A component-based framework for simulating agricultural production and externalities. *Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment*. In: *Environmental and agricultural modelling: integrated approaches for policy impact assessment*. Eds F. M. Brouwer, M. K. van Ittersum. Biomedical and Life Sciences. Berlin, DEU : Springer Science - Business Media Deutschland GmbH. pp. 63-108.

- Dong Z. Pan Z. An P. Wang L. Zhang J. He D. Han H. Pan X. 2014. A novel method for quantitatively evaluating agricultural vulnerability to climate change. *Ecological indicators* 48, p 49-54.
- Döring, T. F. Vieweger, A. Pautasso, M. Vaarst, M. Finckh, M. R. & Wolfe, M. S. (2015). Resilience as a universal criterion of health. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(3), 455–465. doi:10.1002/jsfa.6539
- Dunn, R.R. 2010. Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us. *Biotropica* 42, 555–557. doi:10.1111/j.1744-7429.2010.00698.x
- Duru M., Therond O. (2018). La « santé unique » pour reconnecter agriculture, environnement et alimentation. Regards et débats sur la biodiversité, SFE, in press.
- Duru, M, Moraine, M., Therond, O. (2015). An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Animal Frontiers*, 5, 6-13. doi:10.2527/af.2015-0041
- Duru, M. and Therond, O. (2014). Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9
- Duru, M.* and Therond, O.* (2015). Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, Volume 15, pp 1651-1665. DOI 10.1007/s10113-014-0722-9. * are the two first authors
- Duru, M.*, Therond, O.*, Fares, M. (2015). Designing agroecological transitions; A review. *Agronomy for Sustainable Development*, DOI 10.1007/s13593-015-0318-x. * are the two first authors
- 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. (2015). How to implement biodiversity-based agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*, DOI 10.1007/s13593-015-0306-1. * are the two first authors
- Dury J (2011) The cropping-plan decision-making: a farm level modelling and simulation approach. Thèse de doctorat, INPT. <http://www.theses.fr/2011INPT0126>
- Dury J., Schaller N., Garcia F., Reynaud A., Bergez J. E. (2012). Models to support cropping plan and crop rotation decisions. a review. *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 32, pp. 567-580.
- Dury, D., Garcia, F., Reynaud, A., Therond, O., Bergez, J.E., (2010). Modelling the Complexity of the Cropping Plan Decision-making. David A. Swayne, Wanhong Yang, A.A. Voinov, A. Rizzoli, T. Filatova (Eds.): *International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs)*. 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. Modelling for Environment's Sake, Fifth Biennial meeting, Ottawa, Canada, (2010-07-05 - 2011-07-08), 8pp. ISBN: 978-88-9035-741-1
- Eigenbrod, F. Armsworth, P. R. Anderson, B. J. Heinemeyer, A. Gillings, S. Roy, D. B. ... Gaston, K. J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services, 377–385. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x
- Elzen B, Barbier M, Cerf M, Grin J (2012) Stimulating transitions towards sustainable farming systems. In: Darnhofer I, Gibbon D, Dedieu B. *Farming Systems Research into the 21st century: The new dynamic*. Dordrecht: Springer, 433-454
- Epstein, G. J. M. Vogt, S. K. Mincey, M. Cox, and B.C. Fischer. 2013. Missing ecology: integrating ecological perspectives with the social-ecological system framework. *International Journal of the Commons* 7(2):432-453.
- Etienne M, Du Toit D, Pollard S (2008) ARDI: a co-construction method for participatory modelling in natural resources management, in proceedings of IEMSS Congress, Barcelona (Espagne), 2, 866-873
- Ewert F, Van Keulen H, Van Ittersum M, et al (2006) Multi-scale analysis and modelling of natural resource management options. 6
- Ewert, F. K. Van Ittersum, M. Heckelee, T. Therond, O. Bezlepina, I. Andersen, E. (2011). Scale changes and model linking methods for integrated assessment of agri-environmental systems. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 142 (1-2), 6-17. DOI : 10.1016/j.agee.2011.05.016
- Ewert, F. Van Ittersum, M. K. Bezlepina, I. Therond, O. Andersen, E. Belhouchette, H. Bockstaller, C. Brouwer, F. Heckelee, T. Janssen, S. Knapen, R. Kuiper, M. Louhichi, K. Alkan Olsson, J. Turpin, N. Wery, J. Wien, J. E. Wolf, J. (2009). A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science and Policy*, 12 (5), 546-561. DOI : doi:10.1016/j.envsci.2009.02.005
- Fahrig, L. Baudry, J. Brotons, L. Burel, F. G. Crist, T. O. Fuller, R. J. ... Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x
- Faïq, C., Fuzeau, V., Cahuzac, E., Allaire, G., Bortzmeyer, M., Therond, O., 2013. Les prairies permanentes : évolution des surfaces en France. Analyse à travers le Registre Parcellaire Graphique. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable

- (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 18 pp.
- Fang X, Zhou B, Tu X, et al (2018) "What kind of a science is sustainability science?" An evidence-based reexamination. *Sustain* 10:. doi: 10.3390/su10051478
 - Fares M, Magrini MB, Triboulet P (2011) Transition agroécologique, innovation et effets de verrouillage: le rôle de la structure organisationnelle des filières. Le cas de la filière blé dur française. *Cahiers Agricult* 21: 34-45 doi: 10.1684/agr.2014.0691
 - Felipe-lucia, M. R. Comín, F. A. & Bennett, E. M. (2014). Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem, 19(1).
 - Felipe-Lucia, M. R. Martín-López, B. Lavorel, S. Berraquero-Díaz, L. Escalera-Reyes, J. & Comín, F. a. (2015). Ecosystem Services Flows: Why Stakeholders' Power Relationships Matter. *Plos One*, 10(7), e0132232. doi:10.1371/journal.pone.0132232
 - Figuière C., Metereau R. (2012). Au carrefour de l'écologie industrielle et du Syal. Faire progresser la durabilité d'un développement rural localisé. XXVIIIèmes journées du développement, Orléans, 11-13 juin 2012, 17 p.
 - Fisher, B. Turner, K. Zylstra, M. Brouwer, R. de Groot, R. Farber, S. Ferraro, P. Green, R. Hadley, D. Harlow, J. Jefferiss, P. Kirkby, C. Morling, P. Mowatt, S. Naidoo, R. Paavola, J. Strassburg, B. Yu, D.W. & Balmford, A. (2008) Ecosystem services and economic theory: integration for policy- relevant research. *Ecological applications: A publication of the Ecological Society of America*, 18, 2050–2067.
 - Fisher, B. Turner, R.K. Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
 - Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connel C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D, Zaks DPM (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478:337-342. doi:10.1038/nature10452
 - 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 (New York, N.Y.)* 309, 570–4. doi:10.1126/science.1111772
 - Folke C, Jansson Å, Rockström J, Olsson P, Carpenter SR, Chapin FS, Crépin A-S, Daily G, Danell K, Ebbesson J, Elmqvist T, Galaz V, Moberg F, Nilsson M, Österblom H, Ostrom E, Persson Å, Peterson G Polasky S, Steffen W, Walker B, Westley F (2011) Reconnecting to the Biosphere. *Ambio*: 719–738 doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002
 - Fontaine, L. Fourrié, L. Garnier, J.F. Mangin, M. Colomb, B. Carof, M. Aveline, A. Prieur, L. Quirin, T. Chareyron, B. Maurice, R. Glachant, C. Gouraud, J.P. (2012). Connaître, caractériser et évaluer les rotations en systèmes de grandes cultures biologiques. *Innovations Agronomiques* 25 (2012), 27-40
 - Foxon T (2011). A coevolutionary framework for analysing a transition to a sustainable low carbon economy. *Ecological Economics* 70 : 2258–2267.
 - Foxon TJ, Reed MS, Stringer LC (2009). Governing Long-Term Social – Ecological Change : What Can the Adaptive Management and Transition Management Approaches Learn from Each Other ? *Environemental policy and governance* 20:3–20 doi: 10.1002/eet.496
 - Funtowicz, S., & Ravetz, J. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, (September), 739–755.
 - Funtowicz, S., & Ravetz, J. (2003). Post-Normal Science. *International Society for Ecological Economics*, 1–10.
 - Füssel, H. M. (2007). Vulnerability: A generally applicable conceptual framework for climate change research. *Global Environmental Change*, 17(2), 155–167. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.05.002
 - Fuzeau, V., Dubois, G., Therond, O., Allaire, G., (2012). Diversification des cultures dans l'agriculture française – état des lieux et dispositifs d'accompagnement. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), MEDDE, 20 pp.
 - Gaba, S. Bretagnolle, F. Rigaud, T. & Philippot, L. (2014a). Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2(June), 1–9. doi:10.3389/fevo.2014.00029
 - Gaba, S. Fried, G. Kazakou, E. Chauvel, B. & Navas, M. L. (2014b). Agroecological weed control using a functional approach: A review of cropping systems diversity. *Agronomy for Sustainable Development*, 34(1), 103–119. doi:10.1007/s13593-013-0166-5
 - Gaba, S. Lescourret, F. Boudsocq, S. Enjalbert, J. Hinsinger, P. Journet, E.-P. ... Ozier-Lafontaine, H. (2014c). Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design.

- Agronomy for Sustainable Development. doi:10.1007/s13593-014-0272-z
- Gabriel, D. Sait, S. M. Hodgson, J. a. Schmutz, U. Kunin, W. E. & Benton, T. G. (2010). Scale matters: The impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13(7), 858–869. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x
 - Gallopin (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change* 16 (2006) 293–303.
 - Galloway JN, Townsend AR, Erisman JW, Bekunda M, Cai Z, Freney JR, Martinelli LA, Seitzinger SP, Sutton MA (2008) Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320:889–892. doi:10.1126/science.1136674
 - Gámez-Virués S, Perović DJ, Gossner MM, Börschig C, Blüthgen N, de Jong H, Simons NK, Klein AM, Krauss J, Maier G, Scherber C, Steckel J, Rothenwöhrer C, Steffan-Dewenter I, Weiner CN, Weisser W, Werner M, Tscharntke T, Westphal C (2015) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Commun* 6:8568. doi:10.1038/ncomms9568
 - Gaulupeau, M. La Gestion Quantitative de L'eau Agricole Dans le Bassin Adour-Garonne, au Travers des Représentations de Ses Acteurs. Master's Thesis, INP-Toulouse, Toulouse, France, 2010.
 - Geels F (2002) Technological transitions as evolutionary reconfiguration processes: a multi-level perspective and a case-study. *Res Policy* 31: 1257-1274 <http://econpapers.repec.org/RePEc:eee:respol:v:31:y:2002:i:8-9:p:1257-1274>
 - Geels F (2005) Processes and patterns in transitions and system innovations: Refining the co-evolutionary multi-level perspective. *Technol Forecasting and Social Chang* 72: 681–696 doi: 10.1016/j.techfore.2004.08.014
 - Geels F (2005). *Technological Transitions and System Innovations: A co-evolutionary and Socio-Technical Analysis*. Chetelham, UK : Edward Elgar Publishing.
 - Geels F, Schot J (2007) Typology of sociotechnical transition pathways. *Research Policy* 36:399–417. doi: 10.1016/j.respol.2007.01.003
 - Geiger F et al (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl Ecol* 11:97–105.
 - Geijzendorffer, I. R. et al. (2015). "Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments." *Ecological Indicators* 52: 320-331.
 - German, R. N. Thompson, C. E. & Benton, T. G. (2016). Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: a meta-analysis to guide sustainable agriculture. *Biological Reviews*, n/a–n/a. doi.org/10.1111/brev.12251
 - Giabbanelli PJ., Gray SA., Aminpour P., 2017. Combining fuzzy cognitive maps with agent-based modeling: Frameworks and pitfalls of a powerful hybrid modeling approach to understand human-environment interactions. *Environmental Modelling & Software*, 95, 320-325
 - Giampietro, M. (2002). Complexity and scales: the challenge for integrated assessment. *Integrated Assessment*, 3, 247–265.
 - Gibbons D, Morrissey C, Mineau P (2014) A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife, (Mineau 2011). *Envir Sci Pollut Res Int*. doi:10.1007/s11356-014-3180-5
 - Godet M. (2006) *Creating Futures Scenario Planning as a Strategic Management Tool*. Paris: Economica, 2006, pp. 47-82.
 - Gomiero T, Pimentel D, Paoletti MG (2011) Is There a Need for a More Sustainable Agriculture? *Crit Rev Plant Sci* 30:6–23.
 - Grêt-Regamey, A. Weibel, B. Bagstad, K. J. Ferrari, M. Geneletti, D. Klug, H. ... Tappeiner, U. (2014). On the effects of scale for ecosystem services mapping. *PloS One*, 9(12), e112601. doi:10.1371/journal.pone.0112601
 - Grêt-regamey, A. Weibel, B. Kienast, F. Rabe, S. & Zulian, G. (2015). A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, 13, 16–27. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.008>
 - Griffon M, 2007. Pour des agricultures écologiquement intensives. *ESA Angers*. In : *Les défis de l'agriculture au XXIe siècle. Leçons inaugurales du Groupe ESA*. Angers, groupe ESA.
 - Grimble R, Wellard K (1997) Stakeholder methodologies in Natural Resource Management: A review of concepts, contexts, experiences and opportunities, *Agr Syst* 55: 173-193
 - Grimm V., Railsback S.F., (2012). Pattern-oriented modelling: a 'multi-scope' for predictive systems ecology. *Philos. Trans. Roy. Soc. B Sci.* 367, 298–310, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2011.0180>.
 - Grimm, V. Revilla, E. Berger, U. Jeltsch, F. Mooij, W.M. Railsback, S.F. Thulke, H.-H. Weiner, J. Wiegand, T. DeAngelis, D.L. (2005). Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: lessons from ecology. *Science* 310, 987–991.

- Guichard, L. Ballot R. Glachant C. Aubert C. (2013). PERSYST, un outil d'estimation des PERformances agronomiques de SYSTèmes de culture - Adaptation à l'agriculture biologique en Île-de-France. *Innovations Agronomiques* 32, 123-138
- Hamilton SH, Elsayah S, Guillaume JHA, et al (2015) Integrated assessment and modelling: Overview and synthesis of salient dimensions. *Environ Model Softw* 64:215–229. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.12.005
- Hayashi K (2000) Multicriteria analysis for agricultural resource management: A critical survey and future perspectives. *Eur J Oper Res* 122:486–500. doi: 10.1016/S0377-2217(99)00249-0
- Häyhä, T. & Paolo, P. (2014). Ecosystem services assessment : A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*, 289, 124–132. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.07.002
- Heink U, Hauck J, Jax K, Sukopp U (2016) Requirements for the selection of ecosystem service indicators - The case of MAES indicators. *Ecol Indic* 61:18–26. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.09.031
- Hermans F, Stuijver M, Beers PJ, Kok K (2013) The distribution of roles and functions for upscaling and outscaling innovations in agricultural innovation systems. *Agric Syst* 115:117–128. doi:10.1016/j.agsy.2012.09.006
- Hirel B, Tétu T, Lea PJ, Dubois F (2011) Improving nitrogen use efficiency in crops for sustainable agriculture. *Sustainability-Basel* 3:1452–1485. doi:10.3390/su3091452
- Hoang VN, Alauddin M (2010) Assessing the eco-environmental performance of agricultural production in OECD countries: The use of nitrogen flows and balance. *Nutr Cycl Agroecosys* 87:353–368. doi:10.1007/s10705-010-9343-
- Hobbs, B. F., Ludsins, S. A., Knight, R. L., Ryan, P. A., Biberhofer, J. and Ciborowski, J. J. (2002), FUZZY COGNITIVE MAPPING AS A TOOL TO DEFINE MANAGEMENT OBJECTIVES FOR COMPLEX ECOSYSTEMS. *Ecological Applications*, 12: 1548-1565. doi:10.1890/1051-0761(2002)012[1548:FCMAAT]2.0.CO;2
- Hochman Z, Carberry PS, Robertson MJ, Gaydon DS, Bell LW, McIntosh PC (2011) Prospects for ecological intensification of Australian agriculture. *European Journal of Agronomy*. doi: 10.1016/j.eja.2011.11.003
- Hodbod, J. Barreteau, O. Allen, C. Magda, D. 2016. Managing adaptively for multifunctionality in agricultural systems. *Journal of Environmental Management*, XXX, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.064>
- Hodgson, D. J. L. McDonald, and D. J. Hosken. 2015. What do you mean, “resilient”? *Trends Ecol. Evol.* 30:503–506.
- Horlings LG, Marsden TK (2011) Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernization of agriculture that could “feed the world”. *Global Environ Chang* 21: 441–452 doi: 10.1016/j.gloenvcha.2011.01.004
- Hosseini, S. Barker, K. & Ramirez-Marquez, J. E. (2016). A review of definitions and measures of system resilience. *Reliability Engineering & System Safety*, 145, 47–61. doi:10.1016/j.res.2015.08.006 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.066>
- Huang, J. Tichit, M. Poulot, M. Darly, S. Li, S. Petit, C. & Aubry, C. (2015). Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, 149, 138–147. doi:10.1016/j.jenvman.2014.10.020
- IAASTD (2009) International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development: Agriculture at a crossroads. In: MacIntyre BD, Herren HR, Wakhungu J, Watson RT (eds) *Global report*. Washington, DC: International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development, Island Press.
- Ifejika Speranza, C. Wiesmann, U. & Rist, S. (2014). An indicator framework for assessing livelihood resilience in the context of social–ecological dynamics. *Global Environmental Change*, 28, 109–119. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.06.005
- Ingram J (2008) Agronomist–farmer knowledge encounters: an analysis of knowledge exchange in the context of best management practices in England. *Agr Hum Values* 25: 405–418 doi: 10.1007/s10460-008-9134-0
- Ingrand, S. Astigarraga, L. Chia, E. Dadid, C. Coquil, X. Fiorelli, J-L. (2009). Développer les propriétés de flexibilité des systèmes de production agricole en situation d'incertitude : pour une durabilité qui dure... 13èmes journées de la recherche cunicole, 17-18 novembre 2009, Le Mans, France.
- Irwin EG, Culligan PJ, Fischer-Kowalski M, et al (2018) Bridging barriers to advance global sustainability. *Nat Sustain* 1:324–326. doi: 10.1038/s41893-018-0085-1
- Isbell F, Craven D, Connolly J, et al. (2015) Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature* 526:574–577. doi: 10.1038/nature15374
- ITAB, 2011. Rotations pratiquées en grandes cultures biologiques en France : état des lieux par région. Programme RotAB, Connaître, caractériser et évaluer les rotations en systèmes de grandes cultures

biologiques, 65 pp.

- Ittersum, M. K. Van, & Rabbinge, R. (1997). Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations, 52, 197–208.
- Jackson, L. E. Pulleman, M. M. Brussaard, L. Bawa, K. S. Brown, G. G. Cardoso, I. M. ... Noordwijk, M. Van. (2012). Social-ecological and regional adaptation of agrobiodiversity management across a global set of research regions. doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.05.002
- Jacobs, S. Burkhard, B. Daele, T. Van, Staes, J. & Schneiders, A. (2015). “ The Matrix Reloaded ” : A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295, 21–30. doi:10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024
- Jakeman, A. J., Letcher, R. A., Norton, J. P. (2006). Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environmental Modelling & Software*, 21: 602-614.
- Jakeman, A.J., Letcher, R.A. (2003). Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environ. Model. Softw.* 18, 491-501.
- Jakku E, Thorburn PJ (2010) A conceptual framework for guiding the participatory development of agricultural decision support systems. *Agricult Syst* 103: 675–682 doi: 10.1016/j.agsy.2010.08.007
- Jansen, H. G. P., & Stoorvogel, J. J. (1998). Quantification of Aggregation Bias in Regional Agricultural Land Use Models : Application to Guacimo contry, Costa Rica. *Agricultural Systems* , 58 (3), 417–439.
- Janssen S, van Ittersum MK (2007) Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agric Syst* 94:622–636. doi: 10.1016/j.agsy.2007.03.001
- Janssen, S. Ewert, F. Li, H. Athanasiadis, I. N. Wien, J. J. F. Therond, O. Knapen, M. J. R. Bezlepikina, I. Alkan-Olsson, J. Rizzoli, A. E. Belhouchette, H. Svensson, M. Van Ittersum, M. K. (2009). Defining assessment projects and scenarios for policy support: Use of ontology in Integrated Assessment and Modelling. *Environmental Modelling & Software*, 24 (12), 1491-1500. DOI : 10.1016/j.envsoft.2009.04.009
- Janssen, S. (2009). Managing the Hydra in Integration: Developing an Integrated Assessment Tool for Agricultural Systems (PhD thesis). Wageningen University.
- Janssen, S., Van Ittersum, M.K. (2007). Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* 94, 622-636.
- Jonsson, M. Bommarco, R. Ekbom, B. Smith, H. G. Bengtsson, J. Caballero-lopez, B. ... Olsson, O. (2014). Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes, 243–252. doi:10.1111/2041-210X.12149
- Kajikawa Y (2008) Research core and framework of sustainability science. *Sustainability Sci* 3: 215–239 doi: 10.1007/s11625-008-0053-1
- Kandziora M, Burkhard B, Müller F (2013) Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services* 4: 47–59.
- 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. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.006
- Karabulut AA, Crenna E, Sala S, Udias A (2018) A proposal for integration of the ecosystem-water-food-land-energy (EWFLE) nexus concept into life cycle assessment: A synthesis matrix system for food security. *J Clean Prod* 172:3874–3889. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.05.092
- Karjalainen, T. P. Marttunen, M. Sarkki, S. & Rytönen, A. M. (2013). Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: An analytic-deliberative approach. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 54–64. doi:10.1016/j.eiar.2012.12.001
- Kates, R. W. (2011). What kind of a science is sustainability science? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(49), 19449–19450. doi:10.1073/pnas.1116097108
- Kelly RA, Jakeman AJ, Barreteau O, et al (2013). Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ Model Softw* 47:159–181. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.05.005
- Kemp R, Rotmans J (2005). The management of the co-evolution of technical, environmental and social systems. In *Towards Environmental Innovation Systems*, Weber M, Hemmelskamp J (eds). Springer: Berlin. pp. 33–55.
- Klapwijk CJ, van Wijk MT, Rosenstock TS, et al (2014). Analysis of trade-offs in agricultural systems: Current status and way forward. *Curr Opin Environ Sustain* 6:110–115. doi: 10.1016/j.cosust.2013.11.012
- Klerkx L and Leeuwis C (2008). Balancing multiple interests: Embedding innovation intermediation in the agricultural knowledge infrastructure. *Technovation* 28 : 364-378.
- Klerkx L, Van Mierlo B, Leeuwis C (2012). Evolution of systems approaches to agricultural innovation: Concepts, analysis and interventions. In: I. Darnhofer, D. Gibbon, and B. Dedieu (Eds.). *Farming Systems*

Research into the 21st century: The new dynamic. Dordrecht: Springer, pp. 459–485.

- Kraehmer H, van Almsick A, Beffa R, Dietrich H, Eckes P, Hacker E, Hain R, Strek HJ, Stuebler H, Willms L (2014) Herbicides as weed control agents: state of the art. II. Recent achievements. *Plant Physiol* 166:1132–1148 (2014b).
- Kremen C, Iles A, Bacon C (2012) Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecol Soc* 17(4): 44 doi: 10.5751/ES-05103-170444
- Kremen C, Miles A (2012) Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecol Soc* 17(4): 40 doi : 10.5751/ES-05035-170440
- Kremen, C. (2015). Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, n/a–n/a. doi:10.1111/nyas.12845
- Kremen, C. & A. Miles. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecol. Soc.* 17: 40.
- Kremen, C. Iles, A. Bacon, C. 2012. Ecology and society: diversified farming systems: an agroecological, systems-based alternative to modern industrial agriculture. *Ecol. Soc.* 17, 44. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05103-170444>
- Kremen, C. Williams, N.M. Aizen, M.A. Gemmill-Herren, B. LeBuhn, G. Minckley, R. et al. (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10, 299–314.
- Kuisma M, Kahiluoto H, Havukainen J, Lehtonen E, Luoranen M, Myllymaa T, Grönroos J, Hortalainen M (2012) Understanding biorefining efficiency - The case of agrifood waste. *Bioresource Technol* 135:588-597.
- Landuyt, D. Broekx, S. D'Hondt, R. Engelen, G. Aertsens, J. and Goethals, P. L. M. (2013). A review of bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environmental Modelling and Software*, 46(0):1–11
- Larsen RK, Swartling ÅG, Powell N, May B, Plummer R, Simonsson L, Osbeck M., 2012. A framework for facilitating dialogue between policy planners and local climate change adaptation professionals: Cases from Sweden, Canada and Indonesia. *Environmental Science & Policy*, 23, 12-23.
- Laterra, P. Orúe, M. E. & Booman, G. C. (2012). Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 154, 56–67. doi:10.1016/j.agee.2011.05.013
- Lavorel, S. (2015). Approches de modélisation des bouquets de services écosystémiques rendus par les espaces ruraux. Présentation aux mardi d'ECOSERV : <https://intranet6.inra.fr/ecoserv/Les-mardis-d-EcoServ/Les-Mardis-d-EcoServ-du-8-septembre-2015-videos-disponibles>
- Lavorel, S. and K. Grigulis (2012). "How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services." *Journal of Ecology* 100(1): 128-140.
- Lavorel, S. Bayer, A. Bondeau, A. Lautenbach, S. Ruiz-Frau, A. Schulp, N. ... Marba, N. (2017). Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. *Ecological Indicators*, 74, 241–260. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.015>
- Le Roux R, Barbault J, Baudry J, Burel F, Doussan I, Garnier E, Herzog F, Lavorel S, Lifran R, Roger-Estrade J, Sarthou JP, Trommetter M (éditeurs) (2008). *Agriculture et biodiversité, valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, INRA. Paris, France: 738 pages.
- Leenhardt D. Angevin F. Biarnes A. Colbach N. Mignolet C. (2010). Describing and locating cropping systems at a regional scale. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 131–138
- Leenhardt, D. Therond, O. Cordier, M.-O. Gascuel-Oudou, C. Reynaud, A. Durand, P. Bergez, J.-E. Clavel, L. Masson, V. Moreau, P. (2012). A generic framework for scenario exercises using models applied to water-resource management. *Environmental Modelling and Software*, 37, 125–133. DOI : 10.1016/j.envsoft.2012.03.010
- Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C., 2012. Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.
- Leigh Star, S. (2010). This is Not a Boundary Object: Reflections on the Origin of a Concept. *Science, Technology & Human Values*, 35(5), 601–617. doi:10.1177/0162243910377624
- Levavasseur, F., Martin, P., Bouty, C., Barbottin, A., Bretagnolle, V. Therond, O., Scheurer, O. Piskiewicz, N. (2016). RPG Explorer: a new tool to ease the analysis of agricultural landscape dynamics with the Land Parcel Identification System. *Computers and Electronics in Agriculture*, pp. 541-552. DOI information: 10.1016/j.compag.2016.07.015
- Levadow L, Birch B, Papaioannou T (2012). EU agri-innovation policy : two contending visions of the bio-economy. *Critical Policy Studies* 6: 37–41 doi:10.1080/19460171.2012.659881
- Liu J, Hull V, Godfray HCJ, et al (2018). Nexus approaches to global sustainable development. *Nat Sustain* 1:466–476. doi: 10.1038/s41893-018-0135-8
- Liu, J. Dietz, T. Carpenter, S. R. Alberti, M. Folke, C. Moran, E. ... Taylor, W. W. (2007). Complexity of coupled

- human and natural systems. *Science* (New York, N.Y.), 317(5844), 1513–6. doi:10.1126/science.1144004
- Loorbach, 2010. Transition Management for Sustainable Development: A Prescriptive, Complexity-Based Governance Framework. *Governance* 23(1): 161–183 doi:10.1111/j.1468-0491.2009.01471.x
 - López-Ridaura, S. van Keulen, H. van Ittersum, M.K. Leffelaar, P.A. (2005) Multi-scale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environment Development and Sustainability*, 7: 51-69.
 - Louhichi K, Kanellopoulos A, Janssen S, et al (2010) FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies. *Agric Syst* 103:585–597. doi: 10.1016/j.agsy.2010.06.006
 - Luck, G. W. Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. (2003). Population diversity and ecosystem services, 18(7), 331–336. doi:10.1016/S0169-5347(03)00100-9
 - Lundberg, J. & Johansson, B. J. (2015). Systemic resilience model. *Reliability Engineering & System Safety*, 141, 22–32. doi:10.1016/j.ress.2015.03.013
 - Lynam, T., Jong de, W., Sheil, D., Kusumanto, T., Evans, K., 2007. A Review of Tools for Incorporating Community Knowledge, Preferences, and Values into Decision Making in Natural Resources Management. *Ecology and Society*, 12: art 5.
 - MA, 2005. Ecosystems and human well-being. *Ecosystems, Millenium Assessments* 5, 1–100.
 - Mace, G.M. Norris, K. Fitter, A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution* 27, 19–26. doi:10.1016/j.tree.2011.08.006
 - Maes et al. 2014. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. 2nd Report – Final, February 2014. Publications office of the European Union, Luxembourg. 81p.
 - Maes et al., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. An analytical framework for ecosystem assessments under action, 5. Discussion paper – Final, April 2013. Publications office of the European Union, Luxembourg. 60p.
 - Maguire, D. Y. James, P. M. A. Buddle, C. M. & Bennett, E. M. (2015). Landscape connectivity and insect herbivory: A framework for understanding tradeoffs among ecosystem services. *Global Ecology and Conservation*, 4(November), 73–84. doi:10.1016/j.gecco.2015.05.006
 - Mahmood, F., Wery, J., Hussain, S., Shahzad, T., Ashraf M.A., Therond, O., Belhouchette H. (2016). Using expert knowledge data to validate crop models on local situation data. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62, 217-234, DOI: 10.1080/03650340.2015.1043528
 - Malinga, R. Gordon, L. J. Jewitt, G. & Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, 13, 1–7. doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.006
 - Manning P, Van Der Plas F, Soliveres S, et al (2018) Redefining ecosystem multifunctionality. *Nat Ecol Evol* 2:427–436. doi: 10.1038/s41559-017-0461-7
 - March, H., Therond, O., Leenhardt, D. (2012). Water futures: Reviewing water-scenario analyses through an original interpretative framework. *Ecological Economics*, 82, 126–137. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2012.07.006
 - Martin G (2015) A conceptual framework to support adaptation of farming systems - Development and application with Forage Rummy. *Agric Syst* 132:52-61. DOI:10.1016/j.agsy.2014.08.013
 - Martin G, Felten B, Duru M (2011). Forage rummy: a game to support the participatory design of adapted livestock systems. *Environ Model Softw* 26:1442–1453. doi:10.1016/j.envsoft.2011.08.013
 - Martin G, Martin-Clouaire R, Duru M (2013) Farming system design to feed the changing world. A review. *Agron Sustain Dev* 33:131-149. DOI:10.1007/s13593-011-0075-4
 - Martin, E., Gascoin, S., Grusson, Y., Murgue, C., Bardeau, M., Anctil, F., Ferrant, S., Lardy, R., Le Moigne, P., Leenhardt, D., Rivalland, V., Sánchez Pérez, J.M., Sauvage, S., [§]Therond, O. (2016). Hydrological modelling in highly anthropized river basins: examples from the Garonne basin, *Surveys in geophysics*. DOI 10.1007/s10712-016-9366-2
 - Martin, G. (2015). “A Conceptual Framework to Support Adaptation of Farming Systems- Development and Application with Forage Rummy.” *Agricultural Systems* 132: 52-61.
 - Martin, G., & Willaume, M. (2016). A diachronic study of greenhouse gas emissions of French dairy farms according to adaptation pathways. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 50–59. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.027>
 - Martin, G., Moraine, M., Ryschawy, J., Magne, M.A., Asai, M., Sarthou, J.P., Duru, M., [§]Therond, O., (2016). Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36:53. DOI 10.1007/s13593-016-0390-x
 - Martin, G., Theau, J. P., Therond, O., Martin-Clouaire, R., Duru, M. (2011). Diagnosis and simulation: a

- suitable combination to support farming systems design. *Crop and Pasture Science*, 62 (4), 328-336. DOI: 10.1071/CP10361
- Martin, M.P. Lo Seen, D. Boulonne, L. Jolivet, C. Nair, K.M. Bourgeon, G. Arrouays, D. (2009). Optimizing Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density Using Boosted Regression Trees. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 485-493.
 - Martínez-Harms, M. J. & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 17–25. doi:10.1080/21513732.2012.663792
 - Mastrangelo, M. E. & Weyland, F. (2014). Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services, 345–358. doi:10.1007/s10980-013-9959-9
 - Mastrangelo, M. E. Weyland, F. Herrera, L. P. Villarino, S. H. Barral, M. P. & Auer, A. D. (2015). Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: Critical assessment and future directions. *Ecosystem Services*, 16, 63–73. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.001
 - Mazzega, P., Therond, O., Debril, T., March, H., Sibertin-Blanc, C., Lardy, R., Sant'Ana, D. (2014). Critical Multi-Scale Governance Issues of the Integrated Modeling: Example of the Low-Water Management in the Adour-Garonne Basin (France). *Journal of hydrology*, 519, 2515-2526. DOI 10.1016/j.jhydrol.2014.09.043
 - McCown R, Carberry P, Hochman Z, Dalgliesh N, Foale M (2009) Re-inventing model-based decision support with Australian dryland farmers. 1. Changing intervention concepts during 17 years of action research. *Crop Pasture Sci* 60:1017–1030. doi:10.1071/ CP08455
 - McGinnis MD, Ostrom E (2014) Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecol Soc* 19:. doi: 10.5751/ES-06387-190230
 - McIntosh, B. S., Seaton, R. A. F., Jeffrey, P., 2007. Tools to think with? Towards understanding the use of computer-based support tools in policy relevant research. *Environmental Modelling & Software*, 22: 640-648.
 - McNie E. (2007). Reconciling the supply of scientific information with user demands: an analysis of the problem and review of the literature. *Environmental science & policy*, Vol. 10, pp. 17–38.
 - MEA, 2005. Ecosystems and human well-being. *Ecosystems*, Millenium Assessment 5, 1–100.
 - Meinke H, Howden SM, Struik PC, et al (2009) Adaptation science for agriculture and natural resource management - urgency and theoretical basis. *Curr Opin Environ Sustain* 1:69–76. doi: 10.1016/j.cosust.2009.07.007
 - Mermet L, Billé R, Leroy M, Narcy J-B, Poux X (2005) L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. *Natures Sciences Sociétés* 13: 127-137 doi:10.1051/nss:2005018
 - Meynard JM, Dedieu B, Bos B (2012) Re-design and co-design of farming systems: An overview of methods and practices. In: Darnhofer I, Gibbon D, Dedieu B (Eds.). *Farming Systems Research into the 21st century: The new dynamic*. Dordrecht: Springer, pp. 407–431
 - Meynard JM, Jeuffroy MH, Le Bail M, et al (2016) Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. *Agric Syst*. doi: 10.1016/j.agsy.2016.08.002
 - Meynard JM, Messéan A, Charlier F, Charrier M, Farès M, Le Bail M, Magrini MB, Savini I. (2013) Freins et leviers à la diversification des cultures Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude, INRA, 52 p.
 - Miller, F. Osbahr, H. Boyd, E. Thomalla, F. Bharwani, S. Ziervogel, G. ... Nelson, D. (2010). Resilience and Vulnerability : Complementary or Conflicting Concepts ?, 15(3).
 - Milman, A. & Short, A. (2008). Incorporating resilience into sustainability indicators : An example for the urban water sector, 18, 758–767. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.08.002
 - Mitchell, M. G. E. Bennett, E. M. & Gonzalez, A. (2013). Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, 16(5), 894–908. doi:10.1007/s10021-013-9647-2
 - Mitchell, M. G. E. Suarez-Castro, A. F. Martinez-Harms, M. Maron, M. McAlpine, C. Gaston, K. J. ... Rhodes, J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(4). doi:10.1016/j.tree.2015.01.011
 - Mitchell, M. Lockwood, M. Moore, S. A. & Clement, S. (2016). Building systems-based scenario narratives for novel biodiversity futures in an agricultural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 145, 45–56. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.09.003
 - Moore KM (2011). Global networks in local agriculture: a framework for negotiation. *Journal of Agricultural & Food Information* 12 : 23-39.
 - Moraine M., Duru M., ⁵Therond O. (2016). A social-ecological framework for analyzing and designing crop-

- livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32(1), 43–56. doi:10.1017/S1742170515000526
- Moraine M., Grimaldi J., Murgue C., Duru M., ⁵Therond O., (2016). Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems* 147, 87–97. DOI:10.1016/j.agsy.2016.06.002
 - Moraine M., Therond O., Duru M., (2014). Enjeux et voies d'intégration culture – élevage dans le bassin de l'Aveyron : du diagnostic participatif au dispositif de co-conception. *Innovations Agronomiques*. 39, 55-66.
 - Moraine M., Therond O., Leterme P., Duru M., (2012). Un cadre conceptuel pour l'intégration agroécologique de systèmes combinant culture et élevage. *Innovations Agronomiques* 22, 101-115 (http://www7.inra.fr/ciag/revue/volume_22_octobre_2012).
 - Moraine, M. Duru, M. Nicholas, P. Leterme, P. Therond, O. (2014). Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, DOI : 10.1017/S1751731114001189.
 - Moraine, M., Melac, P., Ryschawy, J., Duru, M., ⁵Therond, O., (2017). Participatory design and integrated assessment of collective crop-livestock organic systems. *Ecological indicators*, 72, 340–351.
 - Moraine, M., Therond, O., Ryschawy, J., Martin, G., Nowak, B. F., Nesme, T., Gazon, P., Duru, M. (2017). Complementarity between crop and livestock farming within regions: engaging in collective action and dealing with organisational constraints. *Fourrages* (231), 247 - 255.
 - Mouchet, M. A. et al. (2014). "An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services." *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 28: 298-308.
 - Müller, F. (2005). Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators*, 5(4 SPEC. ISS.), 280–294. doi:10.1016/j.ecolind.2005.03.017
 - Müller, F. et al. (2015). Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators*,
 - Müller, F. Hoffmann-Kroll, R. & Wiggering, H. (2000). Indicating ecosystem integrity - Theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling*, 130(1-3), 13–23. doi:10.1016/S0304-3800(00)00210-6
 - Mumby, P. J. Chollett, I. Bozec, Y. & Wolff, N. H. (2014). Ecological resilience , robustness and vulnerability : how do these concepts benefit ecosystem management ? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 7, 22–27. doi:10.1016/j.cosust.2013.11.021
 - Murgue, C. Therond, O. Leenhardt, D. (2014). Agricultural viability in a water-deficit basin: can participatory modelling and design activities trigger collaboration between water management and agriculture stakeholders? Heike Schobert, Maja-Catrin Riecher, Holger Fischer, Thomas Aenis, Andrea Knierim (Eds), *Farming System facing global challenges: Capacities and strategies*. 11th European IFSA Symposium, April 1-4, Berlin, Germany.
 - Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D. (2015). Towards sustainable water and agricultural land management: participatory design of spatial distributions of cropping systems in a water-deficit basin. *Land Use Policy*, 45, 52-63.
 - Murgue, C., Therond, O., Leenhardt, D. (2016). Hybridizing local and generic information to model cropping system spatial distribution in an agricultural landscape. *Agricultural Systems*, 54, 339–354.
 - Nahlik AM, Kentula ME, Fennessy MS, Landers DH (2012) Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecol Econ* 77:27–35. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.01.001
 - Nahuelhual, L. Lateralra, P. Villarino, S. Mastrángelo, M. Carmona, A. Jaramillo, A. ... Burgos, N. (2015). Mapping of ecosystem services: Missing links between purposes and procedures. *Ecosystem Services*, 13, 162–172. doi:10.1016/j.ecoser.2015.03.005
 - Nassauer, J. I. & Opdam, P. (2008). Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landscape Ecology*, 23(6), 633–644. doi:10.1007/s10980-008-9226-7
 - Nazari S. Pezeshki Rad G. Sedighi H. Azadi H. 2015. Vulnerability of wheat farmers: Toward a conceptual framework. *Ecological indicators* 52, p 517-532.
 - Nelson, E. J. & Daily, G. C. (2010). Modelling ecosystem services in terrestrial systems, 6(July), 1–6. doi:10.3410/B2-53
 - Nelson, E. Mendoza, G. Regetz, J. Polasky, S. Tallis, H. Cameron, Dr. ... Shaw, Mr. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4–11. doi:10.1890/080023
 - Newig J, Haberl H, Pahl-Wostl C , Rotman DS (2008) Formalise and Non-Formalised Methods in Resource Management – Knowledge and Social Learning in Participatory Processes: An Introduction. *Systemic Practice and Action Research* 21: 381-387
 - Nicolopoulou-Stamati P, Maipas S, Kotampasi C, Stamatis P, Hens L (2016) Chemical Pesticides and Human

- Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture. *Frontiers in Public Health*, 4:148. doi:10.3389/fpubh.2016.00148
- Oliver, T. H. Heard, M. S. Isaac, N. J. B. Roy, D. B. Procter, D. Eigenbrod, F. ... Bullock, J. M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, xx(x), 1–12. doi:10.1016/j.tree.2015.08.009
 - Olsson, J. A., & Andersson, L. (2007). Possibilities and problems with the use of models as a communication tool in water resource management. *Water Resources Management*, 21(1), 97–110. doi:10.1007/s11269-006-9043-1
 - Ostrom E (2005) Understanding Institutional Diversity. Princeton University Press. pp 376 ISBN: 9780691122380
 - Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* (New York, N.Y.), 325(5939), 419–22. doi:10.1126/science.1172133
 - Ozier-Lafontaine H, Publicol M, Blazy JM, Melfort C (2011) SIMSERV: Expert system of assistance to the selection of plants of service for various agro-ecological and socio-economic contexts. Licence CeCILL <http://toolsforagroecology.antilles.inra.fr/simserv>
 - Pahl-Wostl C (2007) Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Ressource Manag* 21: 49–62
 - Pahl-Wostl C (2017) Governance of the water-energy-food security nexus: A multi-level coordination challenge. *Environ Sci Policy* 1–12. doi: 10.1016/j.envsci.2017.07.017
 - Pahl-Wostl C (2009). A conceptual framework for analysing adaptive capacity and multi-level learning processes in resource governance regimes. *Global Environmental Change* 19: 354-365.
 - Pahl-Wostl C, Holtz G, Kastens B, Knieper C (2010). Analyzing complex water governance regimes: the Management and Transition Framework. *Environmental Science & Policy* 13: 571-581.
 - Pahl-Wostl, C., Hare, M. (2004). Processes of social learning in integrated resources management. *Journal of Community & Applied Social Psychology*, 14: 193-206.
 - Pahl-Wostl, C., M. Craps, A. Dewulf, E. Mostert, D. Tabara, and T. Taillieu. (2007). Social learning and water resources management. *Ecology and Society* 12(2): 5. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art5/>
 - Pahl-Wostl, C., Schlumpf, C., Büssenschütt, M., Schönborn, A., Burse, J. (2000). Models at the interface between science and society: impacts and options. *Integrated Assessment* 1, 267-280.
 - Panzoli, D. Sanchez-Perez, J.M. Sauvage, S. Taillandier, P. Vavasseur, M. Mazzega, P. 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. In Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8 pp.
 - Parker, P., Letcher, R., Jakeman, A., Beck, M. B., Harris, G., Argent, R. M., Hare, M., Pahl-Wostl, C., Voinov, A., Janssen, M., Sullivan, P., Scoccimarro, M., Friend, A., Sonnenshein, M., Barker, D., Matejcek, L., Odulaja, D., Deadman, P., Lim, K., Larocque, G., Tarikhi, P., Fletcher, C., Put, A., Maxwell, T., Charles, A., Breeze, H., Nakatani, N., Mudgal, S., Naito, W., Osidele, O., Eriksson, I., Kautsky, U., Kautsky, E., Naeslund, B., Kumbiad, L., Park, R., Maltagliati, S., Girardin, P., Rizzoli, A., Mauriello, D., Hoch, R., Pelletier, D., Reilly, J., Olafsdottir, R., Bin, S., 2002. Progress in integrated assessment and modelling. *Environmental Modelling & Software*, 17: 209-217.
 - Parrott, L. (2011). Hybrid modelling of complex ecological systems for decision support: Recent successes and future perspectives. *Ecological Informatics*, 6(1), 44–49. doi:10.1016/j.ecoinf.2010.07.001
 - Parrott, L. & Meyer, W. S. (2012). Future landscapes: Managing within complexity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 382–389. doi:10.1890/110082
 - Pelosi, C. Goulard, M. Balent, G. 2010. The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 455–462. doi:10.1016/j.agee.2010.09.004
 - Pelzer, E. Fortino, G. Bockstaller, C. Angevin, F. Lamine, C. Moonen, C. ... Messéan, A. (2012). Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi. *Ecological Indicators*, 18, 171–182. doi:10.1016/j.ecolind.2011.11.019
 - Penker M (2006) Mapping and measuring the ecological embeddedness of food supply chains. *Geoforum* 37:368–379. doi: 10.1016/j.geoforum.2005.09.001
 - Poggi, S., J. Papaix, C. Lavigne, F. Angevin, F. Le Ber, N. Parisey, B. Ricci, F. Vinatier and J. Wohlfahrt (2018). "Issues and challenges in landscape models for agriculture: from the representation of agroecosystems to the design of management strategies." *Landscape Ecology* 127: 221-232.
 - Power, A.G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365, 2959–71. doi:10.1098/rstb.2010.0143

- Powles SB, Yu Q (2010) Evolution in action: plants resistant to herbicides. *Annu Rev Plant Biol* 61:317–347.
- Preston BL, King AW, Ernst KM, et al (2015) Scale and the representation of human agency in the modeling of agroecosystems. *Curr Opin Environ Sustain* 14:239–249. doi: 10.1016/j.cosust.2015.05.010
- Probst, K.; Hagmann, J. (2013). Understanding Participatory Research in the Context of Natural Resource Management—Paradigms, Approaches and Typologies; AgREN Network Paper 130; Overseas Development Institute: London, UK, 2003.
- Puech, C. Baudry, J. Joannon, A. & Poggi, S. (2014). Organic vs . conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies ? “Agriculture, Ecosystems and Environment,” 194, 48–57. doi:10.1016/j.agee.2014.05.002
- Puech, C. Poggi, S. & Baudry, J. (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale ?, 125–140. doi:10.1007/s10980-014-0103-2
- Quinlan, A. E. Berbés-Blázquez, M. Haider, L. J. & Peterson, G. D. (2015). Measuring and assessing resilience: broadening understanding through multiple disciplinary perspectives. *Journal of Applied Ecology*, n/a–n/a. doi:10.1111/1365-2664.12550
- Quist J (2007) Backcasting for a sustainable future. The impact after 10 years. Eburon, Oostburg, 284 pp ISBN 978-90-5972-175-3
- Rains GC, Olson DM, Lewis WJ (2011) Redirecting technology to support sustainable farm management practices. *Agr Syst* 104: 365–370 doi:10.1016/j.agry.2010.12.008
- Rao A., Georgeff M. (1991). Modeling rational agents within a bdi-architecture. In 2nd int. conference on principles of knowledge representation and reasoning, pp. 473–484.
- Rapidel, B. Ripoche, A. Allinne, C. Metay, A. Deheuvels, O. Lamanda, N. ... Gary, C. (2015). Analysis of ecosystem services trade-offs to design agroecosystems with perennial crops. *Agronomy for Sustainable Development*. doi:10.1007/s13593-015-0317-y
- Raymond, C. M., Fazey, I., Reed, M. S., Stringer, L. C., Robinson, G. M., & Evely, A. C. (2010). Integrating local and scientific knowledge for environmental management. *Journal of Environmental Management*, 91(8), 1766–77. doi:10.1016/j.jenvman.2010.03.023
- Reed, M. S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141: 2417–2431.
- Renard, D. Rhemtulla, J. M. & Bennett, E. M. (2015). Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201502565. doi:10.1073/pnas.1502565112
- Rieb JT, Chaplin-Kramer R, Daily GC, et al (2017) When, Where, and How Nature Matters for Ecosystem Services: Challenges for the Next Generation of Ecosystem Service Models. *Bioscience*. doi: 10.1093/biosci/bix075
- Robinson DA, Hockley N, Dominati E, et al. (2012) Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. *Vadose Zo J* 11:0. doi: 10.2136/vzj2011.0051
- Robinson DT, Vittorio A Di, Alexander P, et al (2018) Modelling feedbacks between human and natural processes in the land system. 895–914
- Robinson, D. a. Hockley, N. Dominati, E. Lebron, I. Scow, K. M. Reynolds, B. ... Tuller, M. (2012). Natural capital, ecosystem services, and soil change: why soil science must embrace an ecosystems approach. doi:10.2136/vzj2011.0051
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Chapin FS III, Lambin E, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, De Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA (2009) A safe operating space for humanity. *Nature* 461:472-475. doi:10.1038/461472a.
- Rodríguez, J. P. Beard, T. D. Bennett, E. M. Cumming, G. S. Cork, S. J. Agard, J. ... Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across Space , Time , and Ecosystem Services, 11(1).
- Rotmans, J. Kemp R. van Asselt M. (2001) More evolution than revolution: transition management in public policy. *Foresight* 3: 15–31
- Rusch A, Chaplin-Kramer R, Gardiner MM, Hawro V, Holland J, Landis D, Thies C, Tschardt T, Weisser WW, Winqvist C, Woltz M, Bommarco R (2016) Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agr Ecosyst Environ* 221:198–204. doi:10.1016/j.agee.2016.01.039
- Rusch, A. Valantin-morison, M. Roger-estrade, J. & Sarthou, J. P. (2012). Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*, 105(1-2), 62–73. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.11.021
- Rusch, A. Valantin-Morison, M. Sarthou, J.-P. & Roger-Estrade, J. (2010). Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems. *Advances in Agronomy* (Vol. 109). Elsevier Ltd. doi:10.1016/B978-0-12-385040-9.00006-2
- Ryschawy, J., Martin, G., Moraine, M., Duru, M., Therond, O. (2017). Designing crop–livestock integration at

- different levels: Toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 108 (1), 5-20.
- Sabatier, R. Magda, D. Le, & Martel, G. (2015). Towards biodiversity-based livestock systems : review of evidence and options for improvement, (October). doi:10.1079/PAVSNNR201510025
 - Salter J, Robinson J, Wiek A (2010) Participatory methods of integrated assessment - A review. *Wiley Interdiscip Rev Clim Chang* 1:697–717. doi: 10.1002/wcc.73
 - Saunders, M. E. Peisley, R. K. Rader, R. & Luck, G. W. (2015). Pollinators , pests , and predators : Recognizing ecological trade-offs in agroecosystems. *Ambio*. doi:10.1007/s13280-015-0696-y
 - Sayer, J. Sunderland, T. Ghazoul, J. Pfund, J. Sheil, D. & Meijaard, E. (2013). Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture , conservation , and other competing land uses, 110(21), 8349–8356. doi:10.1073/pnas.1210595110
 - Schellhorn, N. A. Gagic, V. & Bommarco, R. (2015). Time will tell: Resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 30(9), 524–530. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.007>
 - Schipanski, M. E. Barbercheck, M. Douglas, M. R. Finney, D. M. Haider, K. Kaye, J. P. ... White, C. (2014). A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125, 12–22. doi:10.1016/j.agsy.2013.11.004
 - Schippers, P. Heide, C. M. Van Der, Peter, H. Sterk, M. Vos, C. C. & Verboom, J. (2015). Landscape diversity enhances the resilience of populations , ecosystems and local economy in rural areas, 193–202. doi:10.1007/s10980-014-0136-6
 - Scholes, R. J. Reyers, B. Biggs, R. Spierenburg, M. J. & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social – ecological systems and their ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 16–25. doi:10.1016/j.cosust.2013.01.004
 - Schouten, M. A. H. Heide, C. M. Van Der, Heijman, W. J. M. & Opdam, P. F. M. (2012). A resilience-based policy evaluation framework : Application to European rural development policies. *Ecological Economics*, 81, 165–175. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.07.004
 - Scoones, I. Leach, M. Smith, A. Stagl, S. Stirling, A. and Thompson, J. (2007) *Dynamic Systems and the Challenge of Sustainability*, STEPS Working Paper 1, Brighton: STEPS Centre.
 - Sebillotte M. 1990 - Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes. In "Les systèmes de culture". L. Combe & D. Picard Eds, INRA, Paris, 165-196.
 - SEEA-EEA - Nations-unies, 2013, System of Environmental-Economic accounting 2012. Experimental Ecosystem accounting, Commission européenne, OCDE, Nations-unies, Banque mondiale, pp 204.
 - Seppelt, R. Dormann, C. F. Eppink, F. V. Lautenbach, S. & Schmidt, S. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 630–636. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
 - Serna-Chavez, H.M. Schulp, C.J.E. van Bodegom, P.M. Bouten, W. Verburg, P.H. Davidson, M.D. 2014. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecological Indicators* 39, 24–33. doi:10.1016/j.ecolind.2013.11.024
 - Shafer G., 1976, *A Mathematical Theory of Evidence*, Princeton, Princeton University Press.
 - Sibertin-Blanc, C. Therond, O. Monteil, C. Mazzega, P (2011). Formal Modeling of Social-Ecological Systems. 7th International Conference of the European Social Simulation Association (ESSA 2011), September 19-23, Montpellier, France, 12 pp. <http://hal.inria.fr/hal-00819501>
 - Simon, H. A., 1976. From Substantive to Procedural Rationality. Cambridge University Press, New York, pp. 129–148.
 - Simon, H., 1947. *Administrative Behavior: A Study of Decisionmaking Processes in Administrative Organization*. The Free Press, New York.
 - Smith A and Stirling A (2010). The politics of social-ecological resilience and sustainable socio-technical transitions. *Ecology and Society* 15 (1): art. 11.
 - Smith RG, Gross KL, Robertson GP (2008) Effects of crop diversity on agroecosystem function: crop yield response. *Ecosystems* 11:355–366. doi: 10.1007/s10021-008-9124-5
 - Sonnino R, Marsden T (2006) Beyond the divide: Rethinking relationships between alternative and conventional food networks in Europe. *J Econ Geogr* 6:181–199. doi: 10.1093/jeg/lbi006
 - Spielman, D. J., Ekboir, J., Davis, K., 2009. The art and science of innovation systems inquiry: Applications to Sub-Saharan African agriculture. *Technology in Society*, 31: 399-405.
 - Spiertz J (2010) Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agron Sustain Dev* 30:43–55. doi:10.1051/agro:2008064
 - Stallman, H.R. (2011). Ecosystem services in agriculture: determining suitability for provision by collective management. *Ecol.Econ.* 71, 131–139. doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.08.016
 - Standish, R.J. Hobbs, R.J. Mayfield, M.M. Bestelmeyer, B.T. Suding, K.N. Battaglia, L.L. Eviner, V. Hawkes, C.V.

- Temperton, V.M. Cramer, V.A. Harris, J.A. Funk, J.L. Thomas, P.A. (2014). Resilience in ecology: abstraction, distraction, or where the action is? *Biol. Conserv.* 177, 43–51.
- Stassart PM, Mormont M, Jamar D (2008) La recherche-intervention pour une transition vers le développement durable. *Économie Rural Agric Aliment Territ* 306:8–22
 - Sterk B, van Ittersum MK, Leeuwis C (2011) How, when, and for what reasons does land use modelling contribute to societal problem solving? *Environ Model Softw* 26:310–316. doi: 10.1016/j.envsoft.2010.06.004
 - Stirling A, Leach M, Mehta L, et al (2007) Empowering Designs: towards more progressive appraisal of sustainability. *Gov An Int J Policy Adm* 1–72
 - Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, de Snoo GR, Eden P (2001) Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J Environ Manage* 63:337–365. doi:10.1006/jema.2001.0473
 - Stoate, C. A. Baldi, P. Beia, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, and C. Ramswell. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management* 91:22-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
 - Struss, P. (2008). Artificial-Intelligence based modeling for environmental applications and decision support. *Proceedings of the iEMSs Fourth Biennial Meeting, International Congress on Environmental Modelling and Software*, July 8, Barcelona, Catalonia - Espania, pp. 16-19.
 - Stuart Chapin III F, Pickett STA, Power ME, et al (2011) Earth stewardship: a strategy for social – ecological transformation to reverse planetary degradation. 44–53. doi: 10.1007/s13412-011-0010-7
 - Sutherland, L.A. Gabriel, D. Hathaway-Jenkins, L. Pascual, U. Schmutz, U. Rigby, D. et al. (2012). The 'Neighbourhood Effect': a multidisciplinary assessment of the case for farmer co-ordination in agri-environmental programmes. *Land Use Policy* 29, 502–512. doi:10.1016/j.landusepol.2011.09.003
 - Swinton SM, Lupi F, Robertson GP, Hamilton SK (2007) Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecol Econ* 64:245-252
 - Taillandier, P. and Therond, O. (2011). Use of the Belief Theory to formalize Agent Decision Making Processes: Application to cropping Plan Decision Making. In: Paulo Novais, Jose Machado, Cesar Analide and Antonio Abelha (Eds), *The 2011 European Simulation and Modelling Conference*, October 24-26, Guimaraes, Portugal, 138-142. ISBN 978-90-77381-66-3.
 - Taillandier, P. Grignard, A. Gaudou, B. Drogoul, A. (2014). Des données géographiques à la simulation à base d'agents : application de la plate-forme GAMA. *Cybergeog : European Journal of Geography [En ligne]*, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, document 671. DOI : 10.4000/cybergeog.26263
 - Taillandier, P. Therond, O. Gaudou, B. (2012). A new BDI agent architecture based on the belief theory. Application to the modelling of cropping plan decision-making. R. Seppelt, A.A. Voinov, S. Lange, D. Bankamp (Eds.) (2012): *International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs). 2012 International Congress on Environmental Modelling and Software. Managing Resources of a Limited Planet: Pathways and Visions under Uncertainty, Sixth Biennial Meeting, Leipzig, Germany* (<http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings>). ISBN: 978-88-9035-742-8.
 - TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. London and Washington, Earthscan.
 - Ten Napel J, van der Veen AA, Oosting SJ, Koerkamp PWGG (2011). A conceptual approach to design livestock production systems for robustness to enhance sustainability. *Livestock Science* 139 : 150-160.
 - Tendall, D. M. Joerin, J. Kopainsky, B. Edwards, P. Shreck, A. Le, Q. B. ... Six, J. (2015). Food system resilience : De fi ning the concept Resilience Sustainability, 6, 17–23. doi:10.1016/j.gfs.2015.08.001
 - Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., 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., Domingues Santos J.P., 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.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., Puillet L., Rambonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoché D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J-M., Sauvant D., Schott C., Tardieu L. (2017b). Volet "écosystèmes agricoles" de l'Évaluation Française des Écosystèmes et des Services Écosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.
 - Therond O., Turpin N., Janssen S., Athanasiadis I.N., Knapen R., Bockstaller C., Alkan Olsson J., Ewert F., Bezlepina I. (2009) From models to indicators: Ontology as a knowledge representation system. Van Ittersum, M.K., J. Wolf & H.H. Van Laar (Eds). *Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009)*.

- Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 140-141. ISBN: 978-90-8585-401-2.
- Therond, O. (2014). Outils pour la gestion « territoriale » des étiages. Quels fonctionnalités attendues, outils existants et développements nécessaires ? Rapport d'étude ONEMA-INRA, 38 pp.
 - Therond, O. Belhouchette, H. Janssen, S. Louhichi, K. Ewert, F. Bergez, J.-E. Wery, J. Heckeley, T. Alkan Olsson, J. Leenhardt, D. Van Ittersum, M. (2009). Methodology to translate policy assessment problems into scenarios : the example of the SEAMLESS integrated framework. *Environmental Science and Policy*, 12 (5), 619-630. DOI : doi:10.1016/j.envsci.2009.01.013
 - Therond, O. Hengsdijk, H. Casellas, E. Wallach, D. Adam, M. Belhouchette, H. Oomen, R. Russel, G. Ewert, D. Bergez, J.-E. Janssen, S. Wéry, J. Van Ittersum, M. K. (2011). Using a cropping system model at regional scale: Low-data approaches for crop management information and model calibration. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 142 (1-2), 85-94. DOI : 10.1016/j.agee.2010.05.007
 - Therond, O. Sibertin-Blanc, C. Balestrat, M. Gaudou, B. Hong, Y. Louail, T. Nguyen, V.B. Panzoli, D. Sanchez-Perez, J.M. Sauvage, S. Taillandier, P. Vavasasseur, M. Mazzega, P. 2014. Integrated modelling of social-ecological systems: The MAELIA high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems. In Daniel P. Ames, Nigel W.T. Quinn and Andrea E. Rizzoli (Eds.). 7th Int. Congress on Env. Modelling and Software (iEMSs), San Diego, CA, USA, 8pp.
 - 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: 21. doi:10.1007/s13593-017-0429-7.
 - Therond, O., Paillard, D., Bergez, J.-E., Willaume, M., Ouin, A., Leenhardt, D., Grieu, P., Auricoste, C. (2010). From farm, landscape and territory analysis to scenario exercise: an educational programme on participatory integrated analysis. In: Building sustainable rural futures. The added value of systems approaches in times of change and uncertainty (p. 2206-2216). Communication présentée à 9. European IFSA Symposium, Vienne, Autriche (2010-07-04 - 2010-07-07). Vienne, Autriche : University of Natural Resources and Applied Life Sciences, 8pp.
 - Therond, O., Taverne, M., Wery, J., Josien, E. Belhouchette, H., et al. (2007). Proposals from WP6 for revision of SEAMLESS-IF procedure in Prototype 2, D6.5.4.2, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 58 pp.
 - Therond, O., Wery, J., Adenaeuer, M., Belhouchette, H., Bergez, J.E., Kuiper, M., Shleyer, C., Taverne, M., Turpin, N. (2008). Report on technical evaluation and conceptual evaluation of the second Prototype of SEAMLESS-IF and its tools and suggestions for improvement, PD6.4.4.2 - D6.4.4.3 – PD6.5.4.3, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 62 pp.
 - Thomas Debril & Olivier Therond (2012). Les difficultés associées à la gestion quantitative de l'eau et à la mise en œuvre de la réforme des volumes prélevables : le cas du bassin Adour-Garonne. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (10), 127-138
 - Tibi A. et Therond O., (2017). Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 118 pages.
 - Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284.
 - Tilman, D. Cassman, K.G. Matson, P.A. Naylor, R. Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677. doi:10.1038/nature01014
 - Tittone P (2014) Ecological intensification of agriculture-sustainable by nature. *Curr Opin Environ Sustain* 8:53–61. doi: 10.1016/j.cosust.2014.08.006
 - Tixier, P. Peyrard, N. Aubertot, J. N. Gaba, S. Radoszycki, J. Caron-Lormier, G. ... Sabbadin, R. (2013). Modelling interaction networks for enhanced ecosystem services in agroecosystems. *Advances in Ecological Research* (Vol. 49). doi:10.1016/B978-0-12-420002-9.00007-X
 - Tol, R. S. J., Vellinga, P., 1998. The European Forum on Integrated Environmental Assessment. *Environmental Modeling and Assessment*, 3: 181-191.
 - Tribouillois, H., Constantin, J., Willaume, M., Brut, A., Ceschia, E., Tallec, T., Beaudoin, N., [§]Therond, O., 2018. Predicting water balance of wheat and crop rotations with a simple model: AqYield. *Agric. For. Meteorol.* 262, 412–422. doi:10.1016/j.agrformet.2018.07.026
 - Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, et al (2005) Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol Lett* 8: 857–874 doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
 - Tscharntke, T. Tylianakis, J. M. Rand, T. A. Didham, R. K. Fahrig, L. Bengtsson, J. ... Scherber, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x

- Turner II, B. L. (2010). Vulnerability and resilience: Coalescing or paralleling approaches for sustainability science? *Global Environmental Change*, 20(4), 570–576. doi:10.1016/j.gloenvcha.2010.07.003
- Turner, M. & Gardner, R. (2015). Landscape Dynamics in a Rapidly Changing World. In *Landscape Ecology in Theory and Practice SE* - 9 (pp. 333–381). Springer New York. doi:10.1007/978-1-4939-2794-4_9
- Turner, R.K. & Daily, G.C. (2008) The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental and Resource Economics*, 39, 25–35.
- Turpin N., Bousset J.P., Therond O., Josien E. (2009). Methods for upscaling indicators, PD2.7.1, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 42 pp.
- Umar AS, Iqbal M (2007) Nitrate accumulation in plants, factors affecting the process, and human health implications. A review. *Agron Sustain Dev* 27:45-57.
- Urruty, N., Tailliez-Lefebvre, D., & Huyghe, C. (2016). Stability, robustness, vulnerability and resilience of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(1), 1–15.
<http://doi.org/10.1007/s13593-015-0347-5>
- Van Asselt Marjolein, B. A., & Rijkens-Klomp, N. (2002). A look in the mirror: reflection on participation in Integrated Assessment from a methodological perspective. *Global Environmental Change*, 12, 167–184.
- Van Ittersum, M., Ewert, F., Heckeley, T., Wery, J., Alkan Olsson, J., Andersen, E., Bezlepina, I., Brouwer, F., Donatelli, M., Flichman, G., Olsson, L., Rizzoli, A., van der Wal, T., Wien, J.E., Wolf, J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – a component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems* 96, 150-165.
- van Notten, P. W. F., Rotmans, J., van Asselt, M. B. A., Rothman, D. S., 2003. An updated scenario typology. *Futures*, 35: 423-443.
- van Reeth, W. 2014. Ecosystem service indicators: are we measuring what we want to manage? In: Jacobs, S. Dendoncker, N. Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services:Global Issues. Local Practices*, San Diego, pp. 41–61.
- Van Reeth, W. 2014. Ecosystem service indicators: are we measuring what we want to manage? In: Jacobs, S. Dendoncker, N. Keune, H. (Eds.), *Ecosystem Services:Global Issues. Local Practices*, San Diego, pp. 41–61.
- Vanclay F (2004). Social principles for agricultural extension to assist in the promotion of natural resource management. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 44: 213–223.
- Vanloqueren G, Baret P V. (2009) How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Res Policy* 38:971–983. doi: 10.1016/j.respol.2009.02.008
- Vasseur, C. Joannon, A. Aviron, S. & Baudry, J. (2013). Agriculture , Ecosystems and Environment The cropping systems mosaic : How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations ?, 166, 3–14. doi:10.1016/j.agee.2012.08.013
- Verburg PH, Dearing JA, Dyke JG, et al (2016) Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Glob Environ Chang* 39:328–340. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007
- Veres, A. Petit, S. Conord, C. & Lavigne, C. (2013). Agriculture , Ecosystems and Environment Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies ? A review. “Agriculture, Ecosystems and Environment,” 166, 110–117. doi:10.1016/j.agee.2011.05.027
- Vieweger, A. and Döring, T.F. 2015. Assessing health in agriculture – towards a common research framework for soils, plants, animals, humans and ecosystems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(3), 438-446. DOI 10.1002/jsfa.6708
- Villa, F. Bagstad, K. J. Voigt, B. Johnson, G. W. Athanasiadis, I. N. & Balbi, S. (2014). The misconception of ecosystem disservices_ How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. *Ecosystem Services*, 10, 52–53. doi:10.1016/j.ecoser.2014.09.003
- Villa, F., Athanasiadis, I.N., Rizzoli, A.E., 2009. Modelling with knowledge: A review of emerging semantic approaches to environmental modelling, *Environmental Modelling & Software*, 577-587.
- 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. doi:10.1016/j.ecocom.2013.07.004
- Vinatier, F., Gosme, M., & Valantin-morison, M. (2012). A tool for testing integrated pest management strategies on a tritrophic system involving pollen beetle, its parasitoid and oilseed rape at the landscape scale, 1421–1433. doi:10.1007/s10980-012-9795-3
- Vinatier, F., Gosme, M., & Valantin-Morison, M. (2013). Explaining host–parasitoid interactions at the landscape scale: a new approach for calibration and sensitivity analysis of complex spatio-temporal models. *Landscape Ecology*, 28(2), 217–231. <http://doi.org/10.1007/s10980-012-9822-4>
- Vogt, J. M. Epstein, G. B. Mincey, S. K. Fischer, B. C. Mccord, P. Vogt, J. M. ... Mccord, P. (2015). Putting the “E” in SES: unpacking the ecology in the Ostrom social- ecological system framework, 20(1). doi:10.5751/ES-

07239-200155

- Voinov A, Kolagani N, McCall MK, et al (2016) Modelling with stakeholders - Next generation. *Environ Model Softw* 77:196–220. doi: 10.1016/j.envsoft.2015.11.016
- Voinov A, Shugart HH (2013) “Integronsters”, integral and integrated modeling. *Environ Model Softw* 39:149–158. doi: 10.1016/j.envsoft.2012.05.014
- Voinov, A. & Bousquet, F. (2010). Modelling with stakeholders☆. *Environmental Modelling & Software*, 25(11), 1268–1281. doi:10.1016/j.envsoft.2010.03.007
- Von Korff Y., d'Aquino P., Daniell K., Bijlsma R., 2010. Designing participation processes for water management and beyond. *Ecology and Society* (à paraître).
- Walker, B. Holling, C.S. Carpenter, S.R. Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9 (2) art. 5 [online], URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- Walker, B. L. Gunderson, A. Kinzig, C. Folke, S. Carpenter, and L. Schultz. (2006). A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 11:13.
- Walker, D. H., 2002. Decision support, learning and rural resource management. *Agricultural Systems*, 73: 113-127.
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235–246. doi:10.1016/j.biocon.2007.07.015
- Wang, S. & Loreau, M. (2014). Ecosystem stability in space: α , β and γ variability. *Ecology Letters*, 17(8), 891–901. doi:10.1111/ele.12292
- Wezel A, Soboksa G, McClelland S et al (2015) The blurred boundaries of ecological, sustainable, and agroecological intensification: a review. *Agron Sustain Dev*. doi:10.1007/s13593-015-0333-y
- Wien, J.J.F., Knapen, M.J.R., Janssen, H., Verweij, P.J.F.M., Athanasiadis, I.N., Li H., Rizzoli, A.E., Villa, F., 2007. Using ontology to harmonize knowledge concepts in data and models. MODSIM07 - International Congress on Modelling and Simulation, December 7, Christchurch, New Zealand, pp. 1959-1965.
- Williams BK (2011). Adaptive management of natural resources-framework and issues. *Journal of Environmental Management* 92 : 1346-1353.
- Williamson O (2002) The Theory of the Firm as Governance Structure: From Choice to Contract. *J Econ Perspectives* 16: 171–195
- Wilson C, Tisdell C (2001) Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. *Ecol Econ* 39:449–462.
- Wu J, and David JL (2002) A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex
- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999–1023. doi:10.1007/s10980-013-9894-9
- Yeager, C. D., & Steiger, T. (2013). Applied geography in a digital age: The case for mixed methods. *Applied Geography*, 39, 1–4. doi:10.1016/j.apgeog.2012.12.001
- Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, Carney K, Swinton SM (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol Econ* 64:253–260.