

UNIVERSITÉ D'ORLÉANS

ÉCOLE DOCTORALE ÉNERGIE, MATÉRIAUX, SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

INRAE – UR Science du Sol

THÈSE présentée par :

Gregory C.S. OBIANG NDONG

soutenue le : **29 janvier 2021**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'Université d'Orléans**

Discipline/S spécialité : **Sciences de l'Environnement**

**Analyse des relations entre services écosystémiques en
lien avec le fonctionnement du sol dans les écosystèmes
cultivés**

THÈSE dirigée par :

**Isabelle COUSIN
Olivier THEROND**

Directrice de recherche, INRAE Science du Sol, Orléans
Ingénieur de recherche, INRAE LAE, Colmar

RAPPORTEURS :

**Adrienne GRÊT-REGAMEY
Christian WALTER**

Professeure, ETH, Zürich
Professeur, Agrocampus Ouest, Rennes

JURY :

**Ary BRUAND
Isabelle COUSIN
Adrienne GRÊT-REGAMEY
David MONTAGNE
Guy RICHARD
Olivier THEROND
Christian WALTER**

Professeur, Université d'Orléans, Président du jury
Directrice de recherche, INRAE Science du Sol, Orléans
Professeure, ETH, Zürich
Maître de conférences, AgroParisTech, Paris
Directeur de Recherche, INRAE, DEPE, Paris
Ingénieur de recherche, INRAE LAE, Colmar
Professeur, Agrocampus Ouest, Rennes

Avant-propos

Initialement, rien ne me destinait à la recherche scientifique ; rien. Dans mon entourage familial, ce mot était peu évocateur. Le mot « recherche », en tant qu'activité scientifique de production de nouvelles connaissances, je l'ai pour la première fois rencontré dans le dictionnaire LE PETIT LAROUSSE. J'avais exactement 7 ans. Aussi lointain (et peut-être étonnant) que ça puisse paraître, je m'en souviens encore aujourd'hui. Ce mot était associé à la définition d'un sigle de quatre lettres : INRA. Autrement dit : Institut National de la Recherche Agronomique¹. Bien que ne sachant rien en ce temps de l'INRA, l'association des mots « recherche agronomique » suscitait déjà en moi une vive excitation, pour le moins étrange. D'ailleurs, pour la petite histoire, j'ai semé mes premières cultures (maïs grain et arachide principalement) à l'âge de 8 ans. De même, durant les vacances scolaires, avec ma famille, nous nous rendions dans les bananeraies familiales pour aider les employés agricoles à entretenir les parcelles (une dizaine d'hectares). Ma principale activité consistait à déposer au pied de chaque bananier, un mélange de copeau/sciure de bois et de déchets de cannes à sucre pressée (la bagasse), afin de servir de compost bio. Je le faisais mécaniquement et sans me poser question. Aujourd'hui, ne dirait-on pas qu'il s'agissait bien déjà d'une pratique culturale à visée...agroécologique ? Sans trop m'attarder dans les méandres de mon enfance, ces quelques expériences, vous l'aurez compris, montrent toutefois que : bien que rien ne me destinait initialement à la recherche scientifique, j'ai tout de même été très tôt en contact avec le monde...de l'agronomie !

En 2017, soit une dizaine d'années plus tard, après un parcours académique principalement en lien avec la gestion quantitative et qualitative de l'eau dans les territoires cultivés, j'effectuais mon stage de Master 2 recherche à l'UMR AGIR² de l'INRA de Toulouse. Ce stage, en support de la thèse de Sandrine Allain, a solidement fait germer en moi l'idée d'une thèse de doctorat après mon Master. Bien avant, j'avais déjà commencé à questionner mes responsables de Master de l'époque sur : en quoi consiste une thèse ? Est-ce si difficile qu'on le prétend ? Comment on y est recruté ? Quels sont les débouchés ?

Cependant, après mon stage de Master 2, je n'ai pas directement poursuivi en thèse. J'ai été recruté pour 5 mois à AGIR en qualité d'ingénieur d'étude dans le cadre du projet « INRA-ONEMA retenues » en lien avec la modélisation agro-hydrologique du fonctionnement des retenues collinaires du bassin de l'Arrats (sous bassin de l'Adour-Garonne).

Mon contrat d'ingénieur d'étude à AGIR s'est achevé fin janvier 2018. Le 1er février 2018, je débute ma thèse à l'UR SOLS³ (INRA d'Orléans) pour 3 ans (jusqu'au 31 janvier 2021). Cette thèse dont le titre est présenté en page de garde a été co-financée par l'INRA (méta-programme EcoServ), la Région Centre-Val de Loire, et l'Agence française pour la biodiversité. Elle a été réalisée sous l'encadrement de deux chercheurs seniors : Isa-

1. Devenu l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) depuis le 1^{er} janvier 2020

2. Unité Mixte de Recherche AGroécologie, Innovations et TeRritoires

3. Unité de Recherche en Sciences du sol, Orléans

belle Cousin (Directrice de recherche INRAE, UR SOLS) et Olivier Therond (Ingénieur de recherche INRAE, UMR LAE⁴). Cette thèse a par ailleurs été suivie par un comité de pilotage composé de : Julie Constantin (Chargée de recherche, INRAE, UMR AGIR), Alain Couturier (Ingénieur, INRAE, UR SOLS), David Montagne (Maître de conférences, AgroParisTech), Maud Mouchet (Maître de conférences, Muséum national d'Histoire naturelle), Nicolas Saby (Data Scientist, INRAE, US InfoSol) et Christian Walter (Professeur, Agrocampus Ouest).

Durant ma thèse, j'ai été inscrit à l'École Doctorale « Énergie, Matériaux, Sciences de la Terre et de l'Univers (EMSTU) » de l'Université d'Orléans. L'essentiel de mes travaux se sont déroulés à l'UR SOLS, ponctués par des séjours à l'UMR LAE.

Dans ce manuscrit, je présente les travaux de ma thèse que je propose avec humilité et ambition à la communauté scientifique, afin de contribuer à produire de nouvelles connaissances, et de ce fait, repousser quelque peu...les frontières actuelles de la connaissance.

4. Laboratoire Agronomie et Environnement

Remerciements

Le travail de thèse représente une expérience riche d'enseignements, tant sur le plan personnel que sur le plan de l'acquisition de la culture scientifique.

Durant ces trois années, j'ai côtoyé plusieurs personnes qui m'ont aidé, accompagné, soutenu, encadré, et conseillé. Je tiens ici à les remercier.

Tout d'abord, je tiens à remercier l'INRAE, la Région Centre-Val de Loire et l'Agence française pour la biodiversité pour le financement de cette thèse.

Je tiens également à remercier l'Association française pour l'étude du sol (AFES) pour leur soutien financier durant ma participation au colloque Wageningen Soil Conference 2019.

Mes remerciements les plus affectueux vont ensuite à mes encadrants, Isabelle Cousin et Olivier Therond, avec qui j'ai partagé au « jour le jour » l'avancée de mes travaux et les inquiétudes qui vont avec. Maintenant, je peux le dire : c'était un privilège pour moi de faire partie de vos doctorants, tant je pouvais appréhender le niveau d'expertise, de sollicitation et de responsabilité qui était le vôtre au quotidien. C'était rassurant et stimulant de savoir qu'en descendant les marches d'escalier de la « CARTO » et en longeant un simple couloir, je pouvais sans protocole, accéder au bureau d'Isabelle, pour solliciter son aide sur des questions scientifiques pas toujours évidentes, et en ressortir avec des solutions. C'était également rassurant et stimulant de savoir que via un mail très succinct avec pour objet « Rapide Skype », je pouvais en l'espace d'une heure ou deux (voir une dizaine de minutes), solliciter par visioconférence l'aide d'Olivier sur des questions scientifiques de même ordre, et là encore, en ressortir avec des solutions. Merci pour nos nombreux échanges et pour votre bienveillance. Je suis très ravi d'avoir travaillé à vos côtés.

Je remercie très chaleureusement Jean Villerd, avec qui ma collaboration a débuté lors mon passage à l'UMR AGIR de l'INRA de Toulouse. Merci Jean de ta disponibilité et de ton aide très précieuse depuis toujours dans le traitement statistique, l'analyse de données et la modélisation agro-hydrologique.

J'adresse également mes sincères remerciements aux membres de mon comité de pilotage de thèse. Nos échanges et vos recommandations ont été très bénéfiques dans la conduite de mes travaux. Merci en particulier à Nicolas Saby pour son aide en statistique et analyse de données.

Je tiens sincèrement à remercier les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer cette thèse. Merci au Pr Ary Bruand d'avoir accepté de présider le jury, et aux Professeur(e)s Adrienne Grêt-Regamey et Christian Walter d'avoir accepté de rapporter cette thèse. Merci à tous pour la qualité des échanges durant la soutenance. Face à ce jury, j'étais très honoré (mais aussi stressé) !

Un grand merci à Alain Couturier pour sa disponibilité, son aide précieuse et ses nombreux dépannages au quotidien.

Merci également à Olivier Josiere pour son aide précieuse et ses nombreux dépannages au quotidien.

J'adresse un grand merci à Camille Launay, Patrice Lecharpentier, Eric Casellas, Christine Le Bas et Julie Constantin pour leur aide précieuse dans ma prise en main du modèle STICS et pour son usage dans ma thèse. Camille, merci beaucoup de ta disponibilité et pour tes réponses à mes nombreuses sollicitations. « Merde » pour la suite de ta thèse !

Je remercie également Anne Meillet et Thomas Pomeon pour leur aide précieuse dans ma prise en main de l'immense jeu de données EFES-EA.

Un grand merci à Marine Lacoste et Thomas Loiseau pour leur disponibilité concernant mes nombreux appels à l'aide quand je rencontrais des difficultés sur R. Marine, merci encore pour la gestion de la visioconférence durant ma soutenance.

Je tiens aussi à remercier Catherine Pasquier et Ghislain Girot pour leur aide concernant leur expertise sur les sols et les pratiques agricoles de la Beauce. Catherine, merci de m'avoir offert le billet pour visiter le célèbre pont d'Avignon lors de la formation STICS en 2019 à Avignon. À mon tour, j'ai également pu y danser, voir sauter... !

Merci à Stéphanie Guerrier et Magalie Marolleau pour leur aide au quotidien concernant mes nombreuses sollicitations sur des questions administratives de ma thèse.

Un grand merci à tous les membres de l'UR SOLS et d'InfoSol avec qui j'ai partagé au quotidien ces trois années. Merci pour les chaleureux moments passés ensemble. Merci également de votre soutien durant ma soutenance finale et durant ma préparation. Merci en particulier à Antonio Bispo et Hocine Bourennane pour leurs suggestions qui ont fortement contribué à améliorer ma présentation finale. Antonio, c'était un plaisir de participer ensemble au colloque Wageningen Soil Conference 2019. Une fois encore, merci à tous pour ce pot de thèse virtuel et les cadeaux qui ont suivi. À mon tour, j'aurais souhaité partager avec vous un pot en présentiel. Hélas, COVID-19 oblige !

Un grand merci au groupe des « CDD » pour les chaleureux moments passés ensemble et les nombreuses soirées. À tous, je vous souhaite le meilleur pour la suite de vos carrières professionnelles. J'espère, du moins pour certains, que nos chemins se recroiseront.

Merci également aux membres du LAE pour les échanges fructueux durant mes différents séjours à Colmar. Manon, c'est à ton tour maintenant. « Merde » pour ta soutenance !

Durant cette thèse, j'ai également sollicité l'aide de personnes « externes ». Il s'agit en particulier du Pr John William Shipley (Université de Sherbrooke), d'Hervé Guyon (Université de Brest), du Pr Kamel Gana (Université de Bordeaux) et du Pr Gerard Heuvelink (Université de Wageningen). Je tiens sincèrement à les remercier du temps qu'ils m'ont accordé pour répondre à mes questions sur des méthodes particulières d'analyse de données.

Je ne saurais terminer sans remercier infiniment et chaleureusement ma collègue de bureau et amie, Maelys Cadel, de m'avoir supporté durant tout ce temps, et avec qui je n'ai

cessé d’avoir des échanges fructueux. Merci de ta bonne humeur, de ton aide au quotidien et pour tes conseils au-delà de la thèse. À toi également, « merde » pour la suite de ta thèse !

Aussi, je ne saurais terminer sans adresser mes chaleureux remerciements à Léa Kaufman pour son amitié, nos nombreuses discussions, aussi bien scientifiques que personnelles. À chaque fois, c’est toujours un réel plaisir de discuter de tout et de rien ! Je te souhaite le meilleur pour ton nouveau challenge. N’oublie pas d’observer les aurores boréales pour moi.

Au risque de n’oublier personne, je tiens en définitive à remercier toutes les personnes qui, au quotidien, de près ou de loin, ont contribué d’une façon ou d’une autre au bon déroulement de cette thèse et à sa soutenance.

À ma famille

À mes ami(e)s

Au Prési (I.K.C) avec qui je partage mes aventures depuis Kamboinse

À mon Bidou qui a vécu avec moi l'intensité des derniers mois de ma thèse, et qui au quotidien, me comble de bonheur ♥

À papa : merci de m'avoir permis de réaliser des études supérieures de qualité et dans les meilleures conditions possibles. Merci pour ton soutien inconditionnel depuis toujours.



Table des matières

Avant-propos	iii
Remerciements	v
Table des matières	ix
Liste des tableaux	xiii
Table des figures	xiv
1 Introduction générale	1
1.1 Les services écosystémiques – un aperçu des approches, concepts, définitions	2
1.1.1 Un très bref aperçu historique et la structuration d’une communauté	2
1.1.2 Une multiplicité de définitions et de cadres conceptuels	4
1.1.3 Des classifications nombreuses	6
1.2 Evaluer et/ou quantifier les SE	8
1.2.1 Des initiatives multiples pour quantifier les SE	8
1.2.2 Différentes approches de quantification	10
1.2.3 Quid des relations entre SE ?	10
1.3 La place des sols dans les services écosystémiques	11
1.3.1 Un capital naturel essentiel pour le bien-être humain, sujet aux pres- sions anthropiques.	11
1.3.2 ...et qui, à travers son fonctionnement, contribue directement ou indirectement à la fourniture de SE	12
1.3.3 Le cas particulier des sols agricoles	14
1.4 Vers un approfondissement de l’analyse des relations entre services écosys- témiques liés au fonctionnement du sol	16
1.4.1 Objectifs de la thèse	16
1.4.2 Plan du manuscrit	16
2 Analysis of relationships between ecosystem services : A generic clas- sification and review of the literature	19
2.1 Abstract	20
2.2 Introduction	20
2.3 Synthetic typology classification	22
2.4 Method for reviewing articles	25
2.4.1 Literature exploration	25
2.4.2 Article selection	25
2.4.3 Analysis of terms used in the literature	25
2.5 Applying the typology to the selected articles	26
2.5.1 Nature of studies in the literature	26
2.5.2 Temporal change in the studies	27
2.5.3 Scale considered	28

2.5.4	Type and frequency of ES	29
2.5.5	Drivers of relationships	31
2.6	ES bundles vs. spatial interactions of ES	32
2.7	Conclusion and research issues	32
3	Dispositif de quantification des SE basé sur la modélisation	35
3.1	Une présentation rapide de l'étude EFES-EA et des services analysés dans cette thèse	36
3.1.1	Les éléments majeurs du cadre conceptuel	36
3.1.2	Liste des services étudiés dans cette thèse	37
3.2	Le dispositif d'évaluation des services écosystémiques développée dans l'étude	38
3.2.1	Usage de STICS comme outil de simulation pour les systèmes de grande culture	38
3.2.2	Les données d'entrée utilisées pour paramétrer le modèle, et leurs sources	39
3.2.3	Création des unités de simulation	40
3.2.4	Modalités d'exécution des simulations	42
3.2.5	Sites d'étude	43
4	Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services : Application to the main cropping area in France	45
4.1	Abstract	47
4.2	Introduction	47
4.3	Materials and methods	49
4.3.1	Dataset of ecosystem service levels	49
4.3.2	Selecting potential drivers of trade-offs/synergies in ecosystem service	52
4.3.3	Multivariate regression tree approach for analyzing trade-offs/synergies between ecosystem services	52
4.3.4	Case study : the main non-irrigated arable agricultural systems in France	54
4.4	Results	54
4.4.1	Spatial distribution of ecosystem services	54
4.4.2	Multivariate regression tree	56
4.5	Discussion	59
4.5.1	Drivers of relationships between ecosystem services	59
4.5.2	Relationships between agricultural production and regulating services	59
4.5.3	Trade-offs between regulating services	60
4.5.4	Methodological advantages of multivariate regression trees	60
4.5.5	Limitations and uncertainties of the MRT-based approach	60
4.5.6	Relative influence of manageable and non-manageable drivers in MRT	61
4.5.7	Effectiveness of multivariate regression trees for evaluating ES trade-offs and synergies	61
4.6	Conclusion	62
5	Effect of cover crop species and their management on the relationships between ES : A simulation case study in Center of France using the STICS soil-crop model	65
5.1	Introduction	66
5.2	Materials and methods	67
5.2.1	Simulation site	68
5.2.2	Simulation design	68
5.2.3	Cropping systems scenarios and management	70
5.2.4	Simulation runs	73

5.2.5	Quantification of individual ES	73
5.2.6	Statistical analysis	75
5.3	Results	76
5.3.1	Mean effects of crop rotation, soil type, cover crop species and management (vs. bare soil) on ecosystem services and goods	76
5.3.2	Temporal dynamics of relationships between ES and goods	79
5.3.3	Focus on specific production situation to promote a balanced bundle of ES, while minimizing the trade-offs over time	82
5.4	Discussion	83
5.4.1	Means effects of soil type, crop rotation, cover crop species and management (vs. bare soil) on ES and goods	83
5.4.2	Effect of cover crop and their management on the temporal dynamics of ES and goods relationships	84
5.4.3	Cover crops management to promote a balanced bundle of ES	85
5.4.4	Implications for management of arable ecosystems	86
5.5	Conclusions	86
6	Discussion générale et perspectives	89
6.1	Proposition d'une typologie de classification originale des travaux de la littérature sur les relations entre services écosystémiques (SE)	90
6.1.1	Conception d'une méthode originale et reproductible de sélection des papiers de la littérature pour assurer des revues systématiques plus transparentes et rigoureuses	90
6.1.2	Concepts et mots clefs relatifs aux relations entre services écosystémiques	91
6.1.3	Développement d'une typologie de classification structurée des travaux de la littérature	94
6.1.4	Principaux acquis pour la thèse	94
6.2	L'évaluation biophysique des SE par modélisation	95
6.2.1	Le modèle de culture STICS : la pierre angulaire de cette thèse	95
6.2.2	Quid de l'impact de la qualité des données d'entrée sur l'évaluation des SE ?	96
6.2.3	Quelle influence de la constance des paramètres d'entrée du modèle pour analyser la dynamique de services à long terme ?	96
6.3	Analyse des relations entre les SE à une échelle régionale : application au bassin parisien	97
6.3.1	Mise en œuvre d'une méthode originale d'analyse des relations entre SE	97
6.3.2	Identification des déterminants des relations entre SE via notre méthode	98
6.3.3	Pour aller plus loin...	99
6.4	Gérer les relations entre SE sur une gamme réduite de situations de production, considérant leur dynamique temporelle : analyse de scénarios de pratiques agricoles basées sur les couverts intermédiaires comme levier	100
6.5	Au-delà de la thèse : accélérer l'opérationnalisation des résultats de la recherche sur les relations entre SE dans les systèmes cultivés	103
6.5.1	Analyser les relations entre les SE pour délivrer des recommandations testables à court terme	103
6.5.2	Intégrer plus en amont les bénéficiaires dans le choix des SE à analyser dans les travaux à l'échelle des territoires	103
6.5.3	Mobiliser des connaissances pluridisciplinaires	104
6.5.4	Analyser les enjeux différenciés entre les bénéficiaires de SE	105

6.5.5 Un besoin de données expérimentales pour valider (ou non) les résultats	106
Conclusion générale	107
Références	109
Annexes	137
Annexe 1 : Groupes de mots-clés sélectionnés via l'analyse de co-occurrence dans VOSviewer et utilisés dans EndNote pour trier automatiquement les 6956 articles indexés dans le Web of Science	137
Annexe 2 : Liste des 103 papiers examinés dans la revue de littérature	140
Annexe 3 : Liste des services écosystémiques identifiés dans les 103 papiers reviewés	149
Annexe 4 : Statistiques descriptives des indicateurs de SE et des déterminants potentiels des 15 296 situations de production étudiées	152
Annexe 5 : Box-plots des déterminants utilisés pour caractériser les feuilles de l'arbre de régression multivariée	153
Annexe 6 : Cartographie des niveaux de la production agricole et des cinq SE à l'échelle de la zone d'étude selon leurs unités d'origine	154
Annexe 7 : Importance des déterminants dans l'arbre de régression multivariée final	155
Annexe 8 : Visualisation habituelle du diagramme en battons des feuilles fournies par l'arbre de régression multivariée	156
Annexe 9 : Nouvel arbre de régression multivarié avec ajout supplémentaire des déterminants liés au climat et aux propriétés du sol	157
Annexe 10 : Statistiques descriptives de la production agricole et des SE évalués à l'échelle de la Beauce	158

Liste des tableaux

1.1	Exemples de définitions du concept de « services écosystémiques » dans la littérature scientifique ; adapté de Lamarque et al. (2011) ; Braat et de Groot (2012) ; Nahlik et al. (2012).	5
3.1	Liste des services auxquels contribuent les sols considérés dans la thèse.	38
3.2	Variétés disponibles par espèces dans STICS et choix faits pour EFES – Rapport intégral EFES-EA, p.541.	43
4.1	Biophysical indicators of agricultural production and the five ecosystem services used in the study.	50
4.2	Sixteen variables used as proxies of potential drivers of trade-offs and synergies between agricultural production and ecosystem services ; See “Annexe 4” in the Supplementary material for descriptive statistics of the crop rotation and management practice drivers.	52
4.3	Qualitative interpretation of results of the multivariate regression tree. Green “++” and “+” symbols correspond to higher and moderately higher, respectively, agricultural production and ecosystem services in the leaf than in the other leaves. The “=” symbol indicates a median supply, while the red “_” and “-” symbols correspond to a lower and moderately lower supply, respectively.	57
5.1	Mean characteristics of the three selected soil types used in STICS model.	69
5.2	Agronomic summary of the cash and cover crop considered in this study. For maize, similarly to Obiang Ndong et al. (2021), one cultivar with a precocity adapted to the number of growing degree days between sowing and harvest for at least 8 out of 10 years was selected.	72
5.3	Biophysical indicators of agricultural production and the five ecosystem services used in the study. Adapted to Obiang Ndong et al. (2021).	74
6.1	Exemple de comparaison des méthodes de sélection des papiers selon différentes revues quantitatives	93

Table des figures

1.1	Cadre conceptuel des services écosystémiques (modèle en cascade) proposé par Haines-Young et Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al. (2010b).	6
1.2	Cadre conceptuel des services écosystémiques (modèle en cascade) de CICES V5.1 (2018) développé sur la base de celui proposé par Haines-Young et Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al. (2010b). Crédit : Haines-Young and Potschin.	8
1.3	Les six grands types d'écosystèmes considérés dans le périmètre de l'EFESE.	9
1.4	Occurrence des variables sols considérées dans les travaux sur la quantification des SE auxquels contribuent les sols (adapté de Cousin, 2017, p. 344).	14
1.5	Schéma général des services rendus par les écosystèmes agricoles considérés dans l'étude EFESE-EA, et leurs principaux déterminants et bénéficiaires associés (adapté de Therond et Tibi, 2018 ; Résumé de l'étude, p.11).	15
2.1	The procedure used to identify six typology classes of quantitative studies of relationships between ecosystem services (ES). "Temporal variability" indicates studies that explicitly considered temporal dynamics. "Discretization of space" indicates studies that considered the spatial dimension of ES relationships. "Drivers of ES relationships" indicates whether studies considered the drivers that underlie the relationships or not (comprehensive vs. descriptive, respectively).	22
2.2	Diagram of the typology of ecosystem service (ES) relationship analysis. a) Static aspatial relationship analysis ; b) Static spatial co-occurrence ; c) Diachronic aspatial relationship analysis ; d) Diachronic spatial co-occurrence ; e) Dynamic aspatial change ; f) Diachronic spatial change co-occurrence. The charts are adapted from Bennett et al. (2009) ; Li et al. (2017b).	23
2.3	Literature searches and article sorting process in EndNote 7.8. The methods for each group are shown in "Annexe 1".	24
2.4	Distribution of the 103 articles examined according to the typology developed.	26
2.5	Distribution of case studies (n = 103) over time according to the typology developed.	28
2.6	Spatial scales considered in the articles reviewed. Scales : local ($< 10^2$ km ²), watershed (10^2 - 10^3 km ²), regional (10^3 - 10^5 km ²), national (10^5 - 10^6 km ²), and global ($> 10^6$ km ²). Approximately 28% of the studies (n = 29/103) did not indicate the resolution at which analysis was performed. Spatial scales adapted from Martínez-Harms et Balvanera (2012).	29
2.7	The main ecosystem services (ES) considered in the studies examined.	30
2.8	Frequency of the number of ES studied simultaneously in the reviewed articles according to the typology.	30
3.1	Structure générale du modèle STICS (issu du document « <i>General Presentation STICS 1 Introduction</i> »).	39

3.2	Synoptique du dispositif de simulation-évaluation des services liés au fonctionnement du sol et de bien agricoles mis en œuvre dans EFES-EA, adapté du rapport final.	41
4.1	Spatial distribution of levels of agricultural production and the five investigated ecosystem services (ES) in the arable area of the “modified oceanic climate of the central and northern plains”, at the resolution of pedoclimatic units ($n = 3748$). Levels are normalized from 0 (red) to 1 (green). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)	55
4.2	Multivariate regression tree (MRT) results and mapping of production situations. The regression tree must be read from the top (root) to the bottom (leaf). It shows drivers of ecosystem services (ES) bundles, the bundles, and their associated maps. Each leaf in the tree (i.e. ES bundles) shows the number of associated production situations (n). Drivers of ES bundles and associated thresholds are specified along the branches of the tree. Statistical indices are shown in the gray box. Error = residual error (calculated with the same data used to fit the model), CV Error = mean residual error calculated following a 10-fold cross validation procedure to avoid overfitting, SE = standard error of the 10 CV errors. Cross-validated $R^2 = 1 - CV\ Error$ = percentage of variance explained by the tree, which ranged from 0 (poor set of predictors) to 1 (perfect set of predictors). For each leaf (ES bundles), the boxplots compare agricultural production and ES levels for normalized values ranging from 0 to 1. The central solid line in each box is the median of ES values of production situations in each leaf, and dots represent outliers (values outside the whisker range). The edges of each box are 25th and 75th percentiles. Boxplot whiskers are maximum and minimum values. Dashed horizontal lines behind boxplots represent the median agricultural production and ES values of all production situations investigated. This median value was used as a reference to compare ES levels among the leaves. The spatial distribution of each terminal group characteristic is shown in the maps.	56
5.1	Study area where cropping systems are selected. “WW” = winter wheat; “CC” = cover crop; “MG” = maize grain; “SB” = sugar beet; “SF” = sunflower; “SP” = spring pea. The map of French climate (Type 1 to 8) was adapted from Joly et al. (2010).	68
5.2	Historical weather from the SAFRAN climate grid “fr 2670” (latitude in degree = 48,18, Beauce, France) from 1983 to 2013.	70
5.3	Cover crop residues management considered in this study. A = mulch of residues on the soil surface; B = whole crop destruction with biomass exportation; C = whole crop destruction with residues buried in the soil via plowing.	71
5.4	Overview of the simulation plan used in this study. “WW” = winter wheat; “CC” = cover crop; “MG” = maize grain; “SB” = sugar beet; “BS” = bare soil (reference rotation); “/” means “or”.	72
5.5	Gantt chart of the basic rotational pattern for the two selected crop rotations (including cover crop species and bare soil) over the simulation period (from 1983 to 2013). A : winter wheat–cover crop/bare soil–maize grain (WW-CC-MG); B : rotation winter wheat–winter wheat–cover crop/bare soil–sugar beet (WW-WW-CC-SB). “Crop rotation 0” corresponds to the period of simulation initialization.	73

5.6	Example of analysis of the temporal dynamics of ES relationships via correlations. Here, each symbol on each side of the red line (left figure) represents the mean values of the ES under each crop rotation. The red line represents the linear regression based on its values.	75
5.7	Rotation winter wheat–cover crop–maize grain : 30-year average values of agricultural production and the five ecosystem services (in columns) for all management scenarios : soil type [one row per soil type] × crop rotation × bare soil vs. cover crops species × associated management practices [one color per management]. Small letters indicate significant differences between cover crop species within each production situation (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).	77
5.8	Rotation winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet : 30-year average values of agricultural production and the five ecosystem services (in columns) for all management scenarios : soil type [one row per soil type] × crop rotation × bare soil vs. cover crops species × associated management practices [one color per management]. Small letters indicate significant differences between cover crop species within each production situation (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).	78
5.9	Rotation winter wheat–cover crop–maize grain : temporal changes in the indicators of paired services (Spearman correlations) for all scenarios. Positive correlations (blue-colored boxes) reflect synergies between services and negative correlations of antagonisms (red-colored boxes). The intensity of the color of each box is proportional to the value of the associated correlation coefficient. All p-value < 0.05 was considered statistically significant.	80
5.10	Rotation winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet : temporal changes in the indicators of paired services (Spearman correlations) for all scenarios. Positive correlations (blue-colored boxes) reflect synergies between services and negative correlations of antagonisms (red-colored boxes). The intensity of the color of each box is proportional to the value of the associated correlation coefficient. All p-value < 0.05 was considered statistically significant.	81
5.11	Interannual dynamics of agricultural production and the five ecosystem services for the “optimal” scenario (luvisol × bare soil vs. mixture of species × residues buried in soil. Dotted lines represent trend.	83
6.1	Notre méthode de sélection d’un corpus de papiers à analyser dans le cadre d’une revue systématique.	92
6.2	Niveau de chaque SE (boxplots) pour chacune des feuilles de l’arbre de régression multivarié présenté à la Figure 4.2 et résultats (lettres minuscules au-dessus des boxplots) du test non-paramétrique de Kruskal-Wallis. Pour chaque SE, la ligne en pointillée représente la médiane des valeurs de l’ensemble des situations de productions étudiées.	98
6.3	Moyenne mensuelle des pluies (période 1983-2013) durant l’interculture à l’échelle de la Beauce. Données issues de la grille climatique SAFRAN “fr 2670”, située au centre de la Beauce.	102

Chapitre 1

Introduction générale

Le concept de services écosystémiques (SE) représente à ce jour un enjeu de recherche majeur qui s'inscrit dans les agendas de nombreux programmes de recherche tant nationaux qu'internationaux. Par ailleurs, la littérature scientifique est foisonnante à ce sujet, alors que les origines historiques (dates et personnes clés) et les concepts manipulés (définition, typologie de classification, cadre conceptuel, méthodes de quantification. . .) sont difficiles à cerner d'emblée pour les chercheurs non familiers de ce concept. Afin de faciliter la prise en main rapide et la diffusion dans une large audience du concept de SE, nous proposons ici un « kongossa » (terme d'origine africaine qui désigne le bouche-à-oreille et les commérages de quartier) à destination des chercheurs et du public curieux de se familiariser avec ce concept. Compte tenu de cette ambition, cette introduction générale fournit sans prétention d'exhaustivité quelques clés de lecture essentielles pour appréhender rapidement et efficacement le concept de SE.

1.1 Les services écosystémiques – un aperçu des approches, concepts, définitions

1.1.1 Un très bref aperçu historique et la structuration d’une communauté

La généalogie scientifique du concept de « services écosystémiques » (SE) (en anglais “ecosystem services”) est difficile à cerner (Méral, 2012). D’après Braat et de Groot (2012), une esquisse historique du développement de ce concept est *clairement une sélection personnelle de personnes clés et d’événements clés*. Par exemple, Vihervaara et al. (2010) suggèrent que l’idée originale des SE et biens a déjà été présentée dans les années 1950 par Odum, dans son ouvrage *Fundamentals of Ecology* (Odum, 1959). D’après Baveye et al. (2016), ce concept a émergé dans les années 1970 sous l’impulsion de naturalistes engagés dans la conservation de la nature tel que Westman (1977), qui utilisait par exemple le terme de « service of an ecosystem » pour faire allusion à la capacité des sols à absorber les polluants atmosphériques. Cette hypothèse est renforcée par Hermann et al. (2011), qui suggèrent que l’origine de l’histoire moderne du concept de SE remonte à la fin des années 1960 et 1970, mettant en évidence la valeur sociétale des fonctions de la nature. Pour Costanza et al. (2017), le terme « ecosystem services » tel que manipulé en général à ce jour est premièrement apparu en 1981 avec Ehrlich et Ehrlich (1981) – également souligné par Braat et de Groot (2012) –, et plus systématiquement avec Ehrlich et Mooney (1983) (biologistes de la conservation). Méral (2012) suggère toutefois qu’à l’instar de de Mooney et Ehrlich, les auteurs tels que Marsh (1864); Osborn (1948); Vogt (1948), et Leopold (1949) peuvent aussi être cités comme les précurseurs contemporains de la notion de services écosystémiques. D’après les suggestions de Daily (1997), on retrouve chez Platon (l’ère 400 ans avant J.C.) une observation mettant en avant le rôle de la déforestation dans l’érosion du sol, pouvant ainsi s’apparenter au concept actuel de SE. Cette affirmation est également soulignée par Campagne (2018) qui stipule qu’une réflexion qui s’apparente au concept de services est retrouvée dans des écrits vieux de près de 2500 ans avec Platon dans « Critias ou l’Atlantide » datant du III-IVe avant Jésus-Christ.

Afin d’y voir plus clair, Gómez-Baggethun et al. (2010) explorent les différentes étapes de l’histoire moderne des SE. Bien qu’elles soient en phase avec une histoire de l’économie, les auteurs situent les origines du concept moderne de SE à la période 1970-1980. D’après Braat et de Groot (2012), la création d’une discipline appelée “ecological-economics” – « nouvelle approche transdisciplinaire qui examine toute la gamme des inter-relations entre les systèmes écologiques et économiques. » (Costanza, 1991) – durant la décennie 1990 a engendré une émergence de concepts, de méthodes et de cas d’études sur les relations entre les systèmes économiques et écologiques, intimement liés au concept de SE.

Finalement, l’idée assez répandue dans la littérature est que le concept de SE a été popularisé dans les sphères académiques via deux publications majeures : l’ouvrage « *Nature’s Services : Societal Dependence On Natural Ecosystems* » coordonné par Daily (1997), axé sur une nouvelle approche de la conservation de la biodiversité ; et le papier « *The value of the world’s ecosystem services and natural capital* » de Costanza et al. (1997), publié la même année dans la revue scientifique *Nature*, axé sur l’évaluation monétaire des écosystèmes à l’échelle mondiale. Une troisième publication tout aussi majeure, mais moins populaire et antérieure aux deux précédentes, est celle de de Groot (1987) intitulée « *Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics* », parue dans le journal *The Environmentalist* (actuellement *Environment Systems and Decisions*). Une analyse sommaire des contributeurs de ces trois publications et de leurs affiliations (appartenances institutionnelles, intérêts de recherches, nationalité) révèle qu’il s’agit ma-

jointement d'une hybridation de communautés scientifiques constituées d'écologues au sens large et d'économistes de l'environnement. Cette hybridation entre écologues et économistes de l'environnement est également mise en évidence par [Portman \(2013\)](#). De toute évidence, celle-ci a sans doute été à l'origine de deux approches distinctes de la notion de SE : i) une approche biophysique impulsée par la communauté scientifique constituée d'écologues, axée sur une évaluation de l'état du fonctionnement des écosystèmes sur la base de paramètres biologiques, écologiques et physiques ; et ii) une approche socio-économique axée sur des travaux concernant la valeur monétaire des écosystèmes. Cette hypothèse est renforcée par [Chaudhary et al. \(2015\)](#), qui montrent que le concept de SE a majoritairement été exploré à ce jour dans les disciplines scientifiques liées à l'économie écologique (branche de l'économie à l'interface de l'écologie) et celles liées aux sciences et technologies du vivant en général (ex. biodiversité, écologie, agriculture, hydrologie etc.). D'après [Campagne \(2018, p. 15\)](#), « *le but de l'évaluation économique n'est pas toujours de donner une valeur marchande ou un prix à la nature mais de donner une valeur économique permettant de prendre en compte les milieux naturels et aider à leur considération lors des prises de décision et de gestion (TEEB in Policy, 2010 ; Campagne et al., 2015)* ». Cette affirmation est également partagée par [Froger et al. \(2012\)](#), qui soulignent que de nombreux économistes de l'environnement considèrent que l'évaluation monétaire est une voie à saisir pour agir sur la décision politique, et donc un moyen d'alerter les décideurs sur les enjeux économiques de la conservation.

D'après [Abson et al. \(2014\)](#), *le concept scientifique de « service écosystémique » a deux dimensions : premièrement, il agit comme un cadre descriptif pour caractériser et expliquer les interdépendances des humains et des systèmes naturels (Balmford et al., 2011, Collins et al., 2011) ; deuxièmement, il s'agit d'un concept normatif (Callicott et al., 1999, Reyers et al., 2010) utilisé pour attribuer explicitement des valeurs (ou des jugements de valeur) à différents états du système, généralement pour identifier les aspects des interactions homme-nature qui devraient être améliorés.*

Dans la foulée des deux publications de Daily et Constanza, de nombreux travaux sur les SE ont progressivement vu le jour (ex. [Wilson et Carpenter, 1999](#); [Heal, 2000](#)), et plusieurs conférences internationales et conventions ont accordé une importance particulière aux SE dans leurs programmes (ex. *Convention on Biological Diversity* (CBD), *Ramsar*, *IUCN World Conservation Congress*) ([Lamarque, 2012](#)). D'après [Méral \(2010\)](#), *deux documents revêtent une importance particulière : i) la publication par le World Resources Institute (WRI) et l'International Institute for Environment and Development (IIED) à partir de 1986 de rapports intitulés World Resources concernant l'état de la planète ; et ii) la publication en novembre 1998 d'un rapport intitulé « Protecting our planet - securing our future : linkages among environmental issues and human needs » par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et la Banque Mondiale, dans lequel les termes « ecosystem, environmental et ecological services » étaient explicitement mentionnés sans véritable distinction. Toutefois, comme le montrent [Fisher et al. \(2009\)](#); [Vihervaara et al. \(2010\)](#); [Seppelt et al. \(2011\)](#); [Jeanneaux et al. \(2012\)](#); [Chaudhary et al. \(2015\)](#); [Adhikari et Hartemink \(2016\)](#); [Olander et al. \(2017\)](#), le concept de SE a très fortement été popularisé après la publication du rapport sur l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment* en anglais – [MEA, 2005](#)) réalisé entre février 2001 et mars 2005 par 1360 experts de 95 pays, et commandité par le Secrétaire Général de l'Organisation des Nations Unies (ONU). Le MEA a été initié dans le but d'évaluer les conséquences des changements subis par les écosystèmes dont dépend le bien-être humain, et d'identifier les actions nécessaires pour protéger ces écosystèmes. Le rapport d'évaluation publié en 2005 sous forme de trois volumes, et basé sur des fondements scientifiques, a ainsi permis de dresser un état des lieux des SE à l'échelle de la planète. [Pesche \(2014\)](#)*

souligne que l'écho rencontré par le MEA après 2005 pourrait en partie s'expliquer par « *la dynamique de réseau entre scientifiques, experts et décideurs, qui s'est construite avant et pendant le MA* », et plus précisément du fait que le MEA « *a mobilisé une expertise diversifiée, puisant ses compétences et sa légitimité dans des univers relativement différents (...)* ». À toute évidence, le MEA apparaît ainsi plus comme un marqueur politique de l'apparition de ce concept qu'à proprement parler le point zéro de celui-ci (Méral, 2012).

Suite à cette première évaluation du MEA à l'échelle de la planète, la notion de SE a été intégrée dans les politiques publiques tant à l'échelle locale qu'internationale (Cardinale et al., 2012), et a débouché par exemple en mars 2007 à la mise en place de l'initiative *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) (TEEB, 2010), et en avril 2012 à la création effective de l'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES ; <https://ipbes.net/>), souvent assimilé au « GIEC¹ » de la biodiversité. L'IPBES vise principalement à combler le fossé entre la communauté scientifique et les décideurs et autres parties prenantes (Cardinale et al., 2012) en jouant un rôle de conseil sur la façon de stopper la dégradation des écosystèmes et l'érosion de la biodiversité (Chaudhary et al., 2015). Le TEEB en revanche, s'inscrit dans une logique d'évaluation globale des avantages économiques de la biodiversité et des SE (Chaudhary et al., 2015), avec en toile de fond l'identification des coûts engendrés par l'inaction des pouvoirs publics vis-à-vis de l'érosion de la biodiversité et la pression sur les écosystèmes (de Groot et al., 2010b). Comme autre débouché majeur du MEA, on peut également citer la mise en place en 2008 aux USA (University of Vermont) du groupe de travail *Ecosystem Services Partnership* (ESP) », qui *« vise à améliorer la communication, la coordination et la coopération, et à construire un solide réseau d'individus et d'organisations en lien avec les SE. Dans une moindre mesure, la création en 2012 du journal spécialisé Ecosystem Services (Braat et de Groot, 2012) – un des principaux journaux après Ecological Economics et PLOS One regroupant à ce jour une grande partie des travaux publiés sur les SE (Costanza et al., 2016; McDonough et al., 2017) –, témoigne de la dynamique de recherche suscitée par les travaux du MEA.*

1.1.2 Une multiplicité de définitions et de cadres conceptuels

D'après Braat et de Groot (2012), les définitions du concept de SE ont évolué à travers les différentes publications, avec une attention différente selon que les considérations sont écologiques ou économiques. Malgré une pluralité de définitions, celle du MEA (2005) selon laquelle les SE désignent « *les bénéfices fournis par les écosystèmes aux Hommes* » demeure la définition la plus couramment utilisée à ce jour (Hermann et al., 2011). Cependant, du fait des nombreuses critiques de cette définition et de ce concept au sein de la communauté scientifique (Fisher et al., 2009; Schröter et al., 2014), d'autres définitions ont depuis lors été proposées dans la littérature (voir Tableau 1.1).

1. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

Table 1.1 – Exemples de définitions du concept de « services écosystémiques » dans la littérature scientifique ; adapté de Lamarque et al. (2011) ; Braat et de Groot (2012) ; Nahlik et al. (2012).

Auteurs	Définitions des services écosystémiques
Daily (ed), 1997	The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life.
Costanza et al., 1997	The benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions.
MEA, 2005	Benefits people obtain from ecosystem.
Kremen, 2005	The set of ecosystem functions that are useful to humans.
Hooper et al., 2005	Ecosystem goods and services are the subset of function of utilitarian value to human.
Diaz et al., 2006 and 2007	Benefits provided by ecosystems to humans.
Wallace	Point where ecosystem directly provides an asset that is used/consumed by one or more humans.
Boyd and Banzhaf, 2007	Components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being.
Fisher	The aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to produce human well-being.
Teeb 2009, Haines-Young Potschin (2010)	The direct and indirect contributions of ecosystem to human well-being.
De Groot et al., 2010	Ecosystem services are all the contributions, direct and indirect, that people obtain from ecosystems.
Nations-unies, 2013	Ecosystem services are the contributions of ecosystems to benefits used in economic and other human activity.

Un examen succinct des différentes définitions présentées dans le **Tableau 1.1** ci-avant montre que celles-ci varient dans leur terminologie. Ces définitions mêlent les notions de « ecosystem processes » et « ecosystem fonction » (d'ailleurs souvent utilisé comme synonyme ces dernières années Wallace, 2007), et de « bénéfices » vs. « bien-être ». D'après de Groot et al. (2010b), il est par exemple important de distinguer les « fonctions » des structures et processus écologiques fondamentaux des écosystèmes. À ce titre, Chan et al. (2006), soulignent que la prise en compte des bénéficiaires est ce qui distingue les services écosystémiques d'une part, des processus et structures écologiques d'autre part. Dans le même ordre d'idées, Schafer (2012) suggère que les services écosystémiques sont le *produit de fonctions écosystémiques considérées comme bénéfiques pour les sociétés humaines. Selon l'auteur, ces services résultent généralement d'interactions complexes entre et au sein des composants abiotiques (environnement) et biotiques (espèces) des écosystèmes*. De ce fait, l'existence du service est étroitement liée aux besoins des humains (bénéficiaires) (Haines-Young et Potschin, 2010a). Comme souligné par Therond (2019), un examen de ces différentes définitions met par ailleurs en lumière deux grands types de définition des SE : *celles dans lesquelles les SE sont des composantes biophysiques de l'écosystème dont sont dérivés des avantages (ex. définition de Daily., 1997, Boyd and Banzhaf, 2007) ; et celles dans lesquelles les SE sont directement les avantages (ex. définition de Costanza et al., 1997, MEA, 2005, Diaz et al., 2006 and 2007)*. Dans cette thèse, nous retiendrons la première proposition de définition des SE.

À ce jour, il existe une multitude de cadres conceptuels autour de la notion de SE (ex. Balmford et al., 2008; Fisher et al., 2009; Tallis et al., 2012; EU Commission, 2013). Bien que la majorité de ces cadres inclue explicitement le rôle des humains dans les interactions

abiotiques/biotique (Schafer, 2012), il n'y a toutefois pas de réel consensus entre eux (Villamagna et al., 2013). D'après Wallace (2007), la polysémie sous-tendant les cadres conceptuels de SE rend difficile l'élaboration d'un cadre conceptuel cohérent. Toutefois, parmi cette multitude de cadres conceptuels, celui proposé par Haines-Young et Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al. (2010b), décrivant la « cascade » de relations entre la structure et les processus de l'écosystème et les bénéfices (Figure 1.1), demeure de loin le plus utilisé à ce jour dans les travaux.

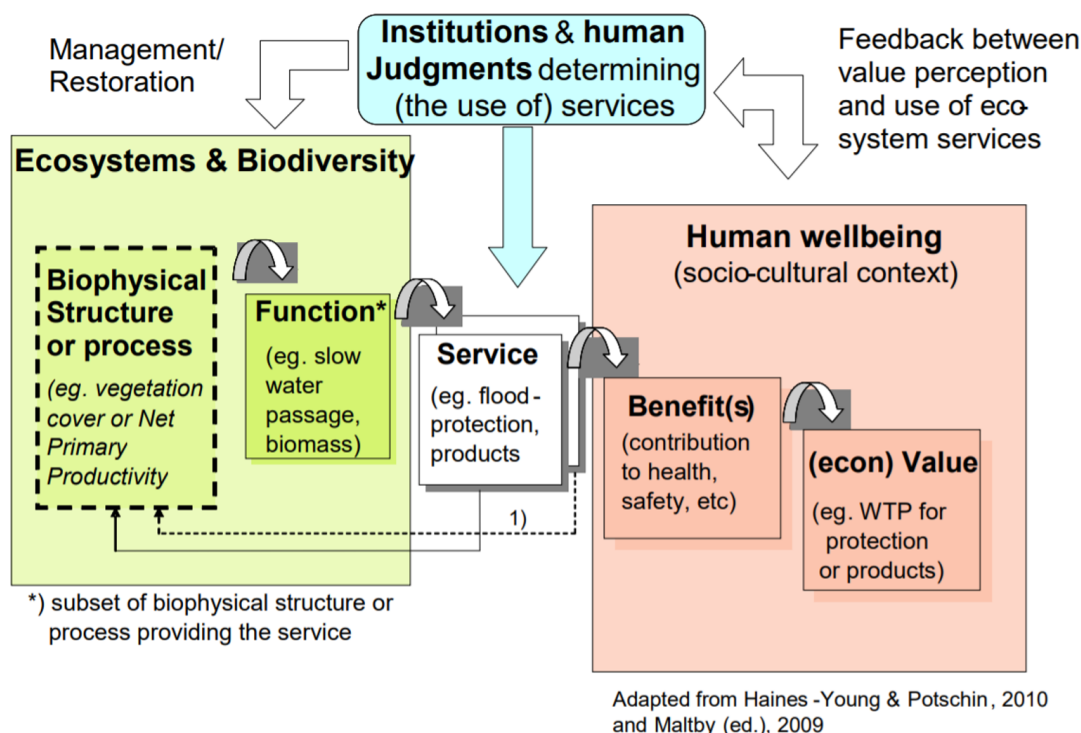


Figure 1.1 – Cadre conceptuel des services écosystémiques (modèle en cascade) proposé par Haines-Young et Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al. (2010b).

Bien que le terme « services écosystémiques » ait largement été adopté dans la littérature scientifique (Jeanneaux et al., 2012; Abson et al., 2014), d'autres termes sont également apparus et utilisés comme « services écologiques » (*Ecological services* en anglais) et « services environnementaux » (*Environmental services* en anglais), voire « *Landscape services* ». Jeanneaux et al. (2012) suggèrent par exemple que la notion de « service écosystémique » ou « écologique » est principalement mobilisée par les sciences et technologies du vivant, tandis que la notion de « service environnemental » est plus souvent convoquée dans les sciences économiques, humaines et sociales. Dans la même logique, Méral (2012, p. 5) précise par exemple que l'appellation « service environnemental » est beaucoup plus liée aux discours des économistes et de certaines institutions (comme la FAO, par exemple). Pour notre part, nous nous en tiendrons dans ce manuscrit, au terme service écosystémique.

1.1.3 Des classifications nombreuses

D'après Méral (2012); Baveye et al. (2016), la première typologie des services écosystémiques date de 1970, ébauchée dans un rapport du *Study of Critical Environmental Problems* (SCEP) du Massachusetts Institute of Technology (MIT) intitulé « Man's Impact on the Global Environment : Assessment and Recommendations for Action » (*Study of Critical Environmental Problems*, 1970). Dans ce rapport (p.122-125), on distingue par exemple

“*environmental services*” de « *pest control, insect pollination, fisheries, climate regulation, soil retention, flood control, soil formation, cycling of matter, composition of the atmosphere* ». À ce jour, on dénombre toutefois une multitude de typologies de classification des SE (voir par exemple de Groot et al., 2002; Wallace, 2007; Fisher et Kerry Turner, 2008; de Groot et al., 2010a). D’après Costanza (2008), les typologies doivent être développées en fonction des objectifs qui leur sont affectés, et de ce fait, l’objectif ne devrait pas être d’avoir un système de classification unique. Cependant, parmi cette multitude de classifications, celle du MEA demeure une des plus utilisées. Celle-ci classe les SE en quatre catégories : les « services d’approvisionnement » (ex. aliments, énergie, etc.), les « services de régulation » (ex. régulation du climat global, de la quantité et qualité de l’eau, etc.), les « services culturels » (ex. d’ordre spirituel, esthétique, etc.) et les « services de soutien » ou encore appelés « services d’auto-entretien » (ex. formation de sols, développement du cycle nutritionnel, etc.). Suite à de nombreuses critiques, des améliorations de cette typologie ont été proposées afin d’éviter par exemple un double comptage de services dans les évaluations (Wallace, 2007; Baveye et al., 2016; Englund et al., 2017). Par exemple, le TEEB propose ainsi de supprimer les « services de soutien » de la classification du MEA au profit des « services d’habitats » (“Habitat Services”). Par ailleurs, afin de proposer une classification universelle des services cohérente, un système de classification – *Common International Classification of Ecosystem Services*; CICES (www.cices.eu) (Haines-Young et Potschin, 2010b) – a été développé par l’Agence européenne de l’environnement. Dans CICES (2018) les SE sont des processus ou des éléments de la structure de l’écosystème (Figure 1.2). Ils dépendent du vivant (biodiversité) et sont connectés fonctionnellement avec l’écosystème. Ils participent au bien être humain via leur transformation en avantages. Les avantages sont des éléments du socio-écosystème (ils sont déconnectés de l’écosystème). C’est aussi la définition qui a été retenue par Therond et Tibi (2018) dans le cadre l’étude réalisée par l’INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) pour le ministère de l’écologie dont l’objectif été d’évaluer les services fournis par les écosystèmes agricoles en France (voir chapitre 3). Nous utiliserons leur proposition comme cadre de référence très général pour notre travail.

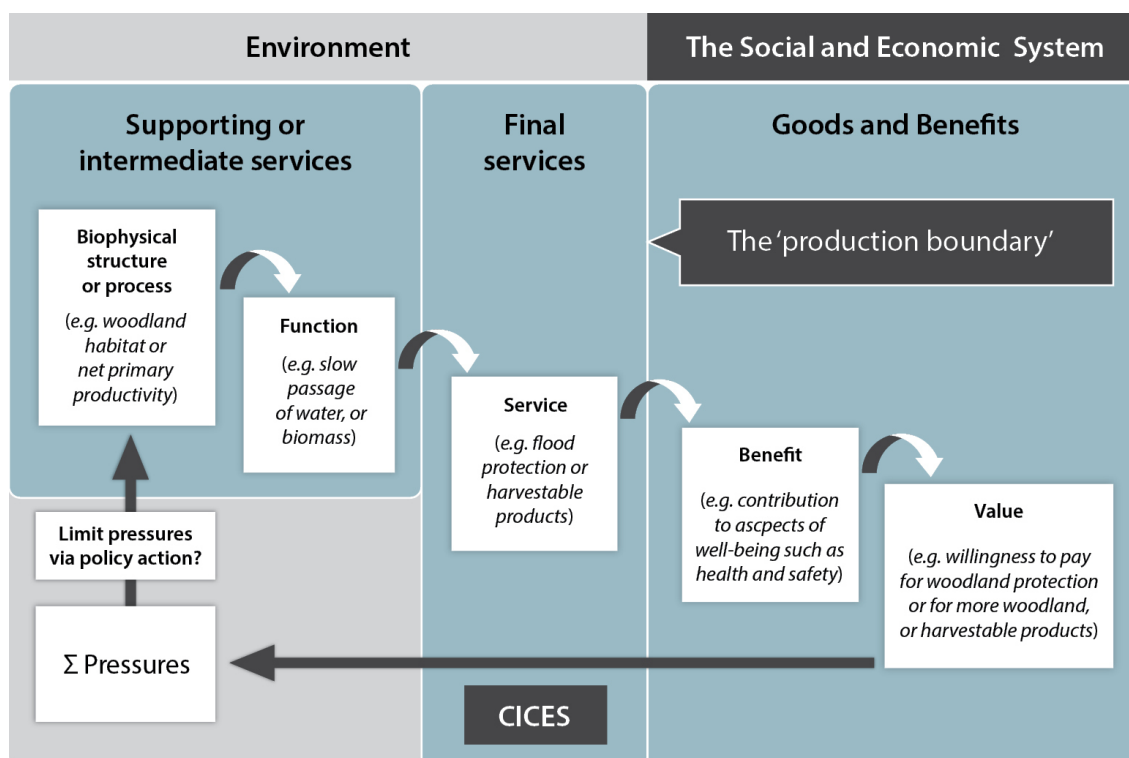


Figure 1.2 – Cadre conceptuel des services écosystémiques (modèle en cascade) de CICES V5.1 (2018) développé sur la base de celui proposé par Haines-Young et Potschin (2010a) et modifié par de Groot et al. (2010b). Crédit : Haines-Young and Potschin.

Dans le même sens, un autre système de classification – *Final Ecosystem Goods and Services Classification System* ; FECS-SC (Landers et Nahlik, 2013) – a aussi été développé par l'Agence américaine de protection de l'environnement (*United States Environmental Protection Agency, USEPA*). Englund et al. (2017) offrent une comparaison de la typologie du CICES (v4.3) au regard de celle du MEA, du TEEB et de Costanza et al. (1997), et Finisdore et al. (2020) identifient par exemple 18 avantages de l'utilisation des systèmes de classification des SE.

1.2 Evaluer et/ou quantifier les SE

1.2.1 Des initiatives multiples pour quantifier les SE

Dans la continuité des travaux du MEA, différentes initiatives ont vu le jour pour évaluer les écosystèmes et les SE à différentes échelles régionales, nationales et locales. À titre d'illustration, nous pouvons citer le projet *European Ecosystem Assessment* (EURECA) lancé en 2006 par l'Agence européenne pour l'environnement, et le *National Ecosystem Assessment* initié en 2007 par le Royaume-Uni pour réaliser une évaluation nationale des écosystèmes et de leurs services (UK NEA, 2011). Plus récemment, nous pouvons aussi citer le programme européen *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES), initié en 2011 par la Commission européenne (EU Commission, 2011) dans le cadre de sa stratégie pour la biodiversité à l'horizon 2020 (*The EU Biodiversity Strategy to 2020* ; adoptée en mai 2011). Il invite les États membres à cartographier et évaluer l'état des écosystèmes et de leurs services aux échelles nationales (action 5 de l'objectif 2). En France, le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire a ainsi initié en 2012 le programme EFSE (Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques) (EFSE, 2017), pour répondre aux incitations du programme MAES (Encadré 1). Nous pouvons par ailleurs citer des initiatives de recherche telles que l'*Operationalisation of Na-*

tural Capital and Ecosystem Services (OpenNESS ; <http://www.openness-project.eu>), qui vise à traduire les concepts de capital naturel et de services écosystémiques (SE) dans des cadres opérationnels qui fournissent des solutions testées, pratiques et adaptées pour intégrer les SE dans la prise de décision liée à la gestion des terres, de l'eau et des villes. Cependant, malgré ces différentes initiatives, l'opérationnalisation du concept de SE demeure encore à ce jour un défi dans les pays en développement et à l'échelle mondiale (Grêt-Regamey et al., 2017). Par ailleurs, bien que le concept de SE dépasse largement aujourd'hui le seul cadre de la recherche scientifique et académique (Fisher et al., 2009), la mise en œuvre pratique des résultats issus de la recherche se fait timidement (Lautenbach et al., 2019).

Encadré 1

Pour répondre au programme européen MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*), qui se donne pour ambition de généraliser l'évaluation des SE dans ses différents états membres la France via le Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire a initié en 2012 le programme EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques). Ce programme regroupe un ensemble de travaux d'évaluations qui portent sur les écosystèmes et leurs services à différentes échelles, destinées à renforcer la prise en compte de la biodiversité et des enjeux associés dans les décisions publiques et privées. Dans EFESE, les travaux d'évaluation à l'échelle de la France métropole ont porté sur six grands types d'écosystèmes (Figure ci-dessous) : i) les zones rocheuses et de haute montagne, ii) les milieux humides, iii) les écosystèmes agricoles, iv) les écosystèmes forestiers, v) les milieux marins et littoraux, vi) les écosystèmes urbains.

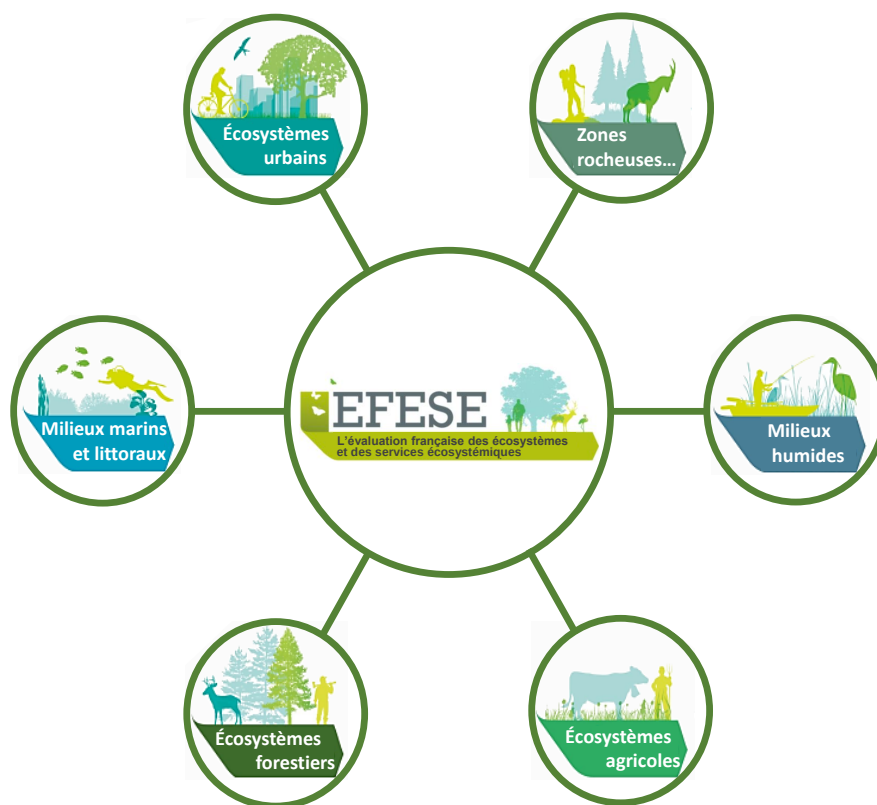


Figure 1.3 – Les six grands types d'écosystèmes considérés dans le périmètre de l'EFESE.

1.2.2 Différentes approches de quantification

La quantification/évaluation biophysique d'un SE répond à un besoin d'apporter une connaissance synthétique de l'état d'un écosystème à un instant donné (ou sur une période définie), vu sous l'angle des services qu'il rend aux Hommes et sans nécessairement y associer une valeur économique. Cette quantification doit en outre être compréhensible par l'ensemble des acteurs associés à la gestion des territoires et des écosystèmes (experts, manageurs, institutions et parties prenantes, etc.) afin de faciliter le dialogue sur les moyens de gestion. Toutefois, quantifier un SE n'est pas une tâche aisée et cela nécessite au préalable de se poser quelques questions : quel est l'écosystème concerné ? Quels sont les services d'intérêts ? Quelle(s) échelle(s) spatiales et temporelles d'analyse ? Avec quelle métrique (indicateurs de services), quelles méthode(s)/outil(s) et quelles données ? Pour quels bénéficiaires ? Quelle représentation finale des résultats pour faire sens ? Doit-on évaluer individuellement les services ou est-il plus pertinent d'en analyser un bouquet ?

Outre ces questions que l'on pourrait qualifier de scientifiques (voire techniques), on peut également y ajouter des questions liées aux moyens humains (compétences disciplinaires adaptées) et financiers (budget disponible pour réaliser un tel travail), voire politiques (intérêt des institutions pour un tel travail). Du fait de ces différentes questions, il est à ce jour difficile de comparer directement les travaux de la littérature traitant des questions de quantification des SE. À titre d'illustration, la revue de littérature des évaluations nationales des SE au niveau de huit pays européens (Schroter et al., 2016) suggèrent *des différences remarquables dans l'étendue de l'évaluation, les méthodes employées, la variété des services considérés, les mandats politiques et les mécanismes de financement*. S'agissant du type d'écosystème considéré dans les travaux, la revue de Delgado et Marín (2015) suggère, par exemple, que la majorité des études reviewées (235 au total) ont été menées sur les écosystèmes terrestres (ex. forêts) et aquatiques (ex. rivières, lacs et zones humides).

La revue de Englund et al. (2017) s'intéresse aux méthodes de cartographie des SE dans les paysages terrestres, et montre par exemple que ce sont les services de régulation et de maintenance qui ont été le plus souvent cartographiés dans les travaux, suivis des services culturels et des services d'approvisionnement. Malinga et al. (2015) montrent pour leur part dans leur revue qu'une grande partie des travaux d'évaluation menée à ce jour ont été réalisés à une échelle intermédiaire comprise entre 0,01 et 5 km², et que parmi la diversité des SE cartographiés, cinq services apparaissent prioritairement : la régulation de la quantité d'eau, l'approvisionnement en aliments, la régulation du climat, et les loisirs et le tourisme. Seppelt et al. (2011) ont réalisé une revue quantitative des études sur les SE à une échelle régionale principalement. Leurs résultats suggèrent que l'approche la plus classique pour l'évaluation des SE consiste à utiliser des données secondaires non validées ou des variables proxys (vs. données primaires d'observations ou de mesures moins utilisées), plus particulièrement le « land cover », pour représenter les processus écosystémiques et fournir des cartes de services. Enfin, la revue de Grêt-Regamey et al. (2017) s'intéresse aux outils d'aide à la décision (OAD) utilisés à ce jour pour l'opérationnalisation du concept de SE. D'après leurs résultats, plusieurs OAD ont été développés pour évaluer les services liés à l'agriculture ou la foresterie, contrairement aux services culturels liés aux politiques d'utilisation des terres ainsi que ceux auxquels contribuent les sols par exemple. Il s'agit majoritairement d'OAD mettant l'accent sur des scénarios permettant une meilleure compréhension des impacts de différentes pratiques de gestion sur les SE.

1.2.3 Quid des relations entre SE ?

De nombreux auteurs mentionnent que les SE peuvent présenter des relations entre eux (ex. Rodríguez et al., 2006; Anderson et al., 2009; Bennett et al., 2009; Carpenter et al.,

2009; Nelson et al., 2009). Ces relations sont principalement caractérisées comme des **antagonismes** ou des **synergies**, voire dans certains cas, une **indépendance** (Jopke et al., 2015).

De plus en plus de travaux se focalisent à ce jour sur l'analyse des relations entre SE (Lee et Lautenbach, 2016) ou entre bouquets de SE, car l'évaluation des SE et leurs relations sont des éléments clés du processus de prise de décision en matière de ressources naturelles (Han et al., 2017) et de gestion et planification des terres (Castro et al., 2014). Seppelt et al. (2011) ont identifié plusieurs éléments qui doivent fondamentalement être pris en compte dans les analyses des relations entre SE, comme le réalisme biophysique des données et des modèles écosystémiques employés pour l'évaluation des indicateurs, et la prise en compte des antagonismes locaux. Mouchet et al. (2014) ont identifié des lignes directrices méthodologiques complètes pour évaluer les relations entre les SE et ont montré qu'une diversité d'approches statistiques (par exemple, analyse de corrélation, analyse en composantes principales, regroupement de k-moyennes) ont été utilisées dans les travaux. Lee et Lautenbach (2016) ont mis en évidence les antagonismes et synergies les plus fréquemment identifiés dans les études. Ils montrent ainsi qu'il existe fréquemment une synergie entre les services de régulation. Cord et al. (2017b) ont identifié deux principaux objectifs de recherche des études s'intéressant aux relations entre SE : (i) identifier et décrire la cooccurrence de SE et, (ii) identifier des facteurs et pressions environnementales ou sociales qui sous-tendent les relations entre SE et les mécanismes sous-jacents. Plus récemment, Dade et al. (2018) se sont concentrés sur les facteurs et mécanismes considérés dans les études et ont montré que seules quelques études identifiaient explicitement les facteurs et mécanismes qui sous-tendent les relations entre SE. Bien que nombreuses et fournies, on notera que **ces études de la littérature ne s'appuient pas sur une typologie spécifique permettant de classer les méthodes et approches employées par les auteurs.**

1.3 La place des sols dans les services écosystémiques

1.3.1 Un capital naturel essentiel pour le bien-être humain, sujet aux pressions anthropiques...

À l'échelle de la planète terre, on estime qu'à ce jour les terres émergées représentent environ 149 millions de km², soit 29% de la surface terrestre, dont 34% (51 millions de km²) sont des terres agricoles (Ritchie et Roser, 2013). En outre, on estime que *plus de 90% des besoins nutritionnels de la population humaine (97% des calories et 93% des protéines) sont couverts par des produits végétaux ou animaux fournis directement ou indirectement par les sols* (Walter et al., 2015). Par ailleurs, les sols représentent un des plus importants réservoirs terrestres de biodiversité (Wall et al., 2001; Wolters, 2001; Bardgett, 2005; Wall et al., 2010; Nielsen et al., 2011, 2015) : par exemple, *dix grammes de sol contiennent environ 10¹⁰ cellules bactériennes de plus de 10⁶ espèces* (Gans et al., 2005); et on estime qu'*environ 360 000 espèces d'animaux vivent dans le sol* (Decaëns et al., 2006). De ce fait, les sols représentent un capital naturel essentiel pour le bien-être humain (Robinson et al., 2009; Robinson et Lebron, 2010; Robinson et al., 2012; Baveye et al., 2016). D'ailleurs, ce rôle fondamental du sol pour les sociétés humaines est mis en évidence dans la célèbre déclaration faite en 1937 par le Président des Etats-Unis Franklin D. Roosevelt : "*The nation that destroys its soil, destroys itself*" – « La nation qui détruit son sol se détruit elle-même ». Cette importance est aussi mise en évidence dans l'article 1 de la Charte européenne sur les sols qui considère « *le sol comme un milieu vivant et dynamique qui permet l'existence de la vie végétale et animale. Il est essentiel à la vie de l'homme en tant que source de nourriture et de matières premières. Il est un élément fondamental de*

la biosphère et contribue, avec la végétation et le climat, à régler le cycle hydrologique et à influencer la qualité des eaux ». Enfin, la Charte mondiale des sols (révisée) de la FAO ² considère que « *les sols sont une ressource essentielle qui sous-tend la création de tout un éventail de biens et de services inhérents aux écosystèmes et au bien-être de l'homme.* ».

Bien que fondamental pour les sociétés humaines, les sols représentent cependant une ressource non ou peu renouvelable (Walter et al., 2015). En effet, les activités humaines (ex. l'agriculture et l'urbanisation) ont des impacts majeurs sur leur structure, leurs propriétés, leur composition et par conséquent sur leur fonctionnement (Powlson et al., 2011). Par exemple, certaines pratiques agricoles de travail du sol (ex. labour) peuvent accélérer des phénomènes d'érosion des sols (Morgan, 2005; Van Oost et al., 2009), qui représentent selon la FAO, avec l'imperméabilisation des terres due à l'urbanisation, une des principales menaces à ce jour pour la production et la sécurité alimentaire (FAO et ITPS, 2015). Par ailleurs, des pratiques agricoles inappropriées d'irrigation peuvent conduire à une augmentation de la salinité des sols cultivés (Oldeman et al., 1991; Squires et Glenn, 2011).

1.3.2 ...et qui, à travers son fonctionnement, contribue directement ou indirectement à la fourniture de SE

Les sols représentent un milieu complexe, où de nombreuses réactions biogéochimiques et processus biophysiques sont à l'œuvre. Par exemple, à travers leur structure poreuse, les sols constituent un réservoir d'eau pour les plantes et les organismes du sol (Nielsen et al., 2011). Ils contribuent aussi à la régulation du cycle hydrologique (Rodell et al., 2015), via un rôle tampon dans la répartition/régulation des flux d'eau de ruissellement et d'infiltration issus des précipitations. Du fait des nombreuses réactions biogéochimiques qui y prennent place, les sols, en symbiose avec les plantes, contribuent à la minéralisation de l'azote et à sa rétention, limitant ainsi les quantités lixiviées dans les eaux de surface et souterraines. De même, via le processus de percolation, les sols participent à la recharge des nappes d'eau souterraines, essentielle pour l'alimentation en eau des populations humaines et pour la production agricole (agriculture irriguée). Par ailleurs, les sols ont aussi un rôle de support physique pour les plantes cultivées, les paysages et pour les activités et habitations humaines. En conséquence, considérant cette multifonctionnalité et leurs propriétés diverses, les sols à travers leurs fonctionnements contribuent directement ou indirectement à la fourniture de SE de différents niveaux (Dominati et al., 2010; Mueller et al., 2010; Toth et al., 2013; Adhikari et Hartemink, 2016; Calzolari et al., 2016; Jonsson et Daviosdottir, 2016; Stavi et al., 2016; Olson et al., 2017; Fossey et al., 2020), tels que par exemple la régulation du climat global via le stockage de carbone, la régulation de la qualité des eaux, et la fourniture en eau et en éléments minéraux aux végétaux. D'ailleurs, plusieurs services auxquels contribuent les sols figurent parmi les Objectifs de développement durable des Nations unies (Weigelt et al., 2015), et sur les 35 classes de services d'approvisionnement et de régulation identifiées dans la classification CICES (2018), 29 mentionnent des services dans lesquels les sols sont présents (Cousin, 2017).

Cependant, cette idée que les sols « contribuent à la fourniture de SE » fait l'objet de controverses et d'ambiguïté dans la littérature scientifique. En effet, alors qu'un certain nombre d'auteurs (ex. Dominati et al., 2014; Calzolari et al., 2016) sont en accord avec cette idée, d'autres en revanche (ex. Walter et al., 2015; Jonsson et Daviosdottir, 2016; Olson et al., 2017; Aitkenhead et al., 2019) considèrent que les sols « rendent (ou fournissent) des SE », et utilisent par exemple l'expression « services écosystémiques des sols » (*soil ecosystem services* en anglais). D'ailleurs, certains auteurs ne font aucune distinction

2. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

entre ces deux concepts, et utilisent l'un ou l'autre comme synonyme. D'après Ellili Bar-gaoui (2019), la différence entre ces deux concepts dépend de la définition de l'écosystème et des différentes composantes qui le constitue. En effet, selon l'auteure, *chaque concept est associé à un contexte spécifique, à une échelle donnée et à des méthodes d'évaluation biophysique bien déterminées*. Par ailleurs, un certain nombre d'auteurs (ex. Fisher et Kerry Turner, 2008; Smith et al., 2013) *qualifient parfois les SE auxquels contribuent les sols comme des services dit « intermédiaires »* (Cousin, 2017) ou parlent par exemple de « fonction du sol » (« soil functions » en anglais) (ex. Vogel et al., 2018, 2019). D'après Cousin (2017), *cette vision de « service intermédiaires » est problématique car dans ce cas, le « bénéficiaire » du service est délicat à identifier, et il s'agit souvent plus de l'évaluation d'une fonction que de l'évaluation d'un service*.

D'après Walter et al. (2015), *il n'existe pas, actuellement, de méthode reconnue ou consensuelle d'évaluation biophysique des services écosystémiques fournis par les sols*. Malgré cette absence de consensus, Cousin (2017) suggèrent toutefois que *l'évaluation quantitative des SE auxquels contribuent les sols s'appuie sur deux approches distinctes* : une première approche, soutenue par Andrews et al. (2004); Rutgers et al. (2012); van Wijnjen et al. (2012); Williams et Hedlund (2013, 2014), considère que *le SE est un état ou une différence temporelle entre deux valeurs de cet état* (ex. différence entre la concentration d'azote dans la solution du sol entre deux dates) ; et une deuxième approche soutenue par Dominati et al. (2010); Hewitt et al. (2015) qui considère que *le SE est une capacité* (ex. la capacité du sol à stocker l'azote).

Différents cadres conceptuels ont également été proposés dans la littérature afin d'évaluer les SE auxquels contribuent les sols (ex. Robinson et al., 2009; Dominati et al., 2010; Calzolari et al., 2016). Toutefois, dans ces cadres conceptuels, on peut considérer que ce sont souvent les fonctions des sols plus que les services qu'ils rendent qui sont mentionnés dans la littérature. À ce titre, le concept de « qualité des sols » apparaît à ce jour le plus utilisé dans la communauté pour décrire l'ensemble des « fonctions » (Cousin, 2017).

Parmi les variables permettant l'évaluation des SE auxquels contribuent les sols, le cadre proposé par Dominati et al. (2010) propose une distinction entre les variables « inhérente » – *ne peuvent pas être facilement modifiés sans modification significative du sol, de son environnement ou sans entraîner des coûts prohibitifs* (ex. texture, profondeur, types d'argile) – et les variables « manageables » – modifiables sous l'effet de pratiques à court ou moyen terme (ex. pH, densité apparente, teneur en carbone organique). Considérant cette distinction, on peut montrer que les variables « dynamiques/manageables » figurent parmi celles les plus fréquemment considérées dans les travaux sur la quantification des SE auxquels contribuent les sols (Figure 1.4).

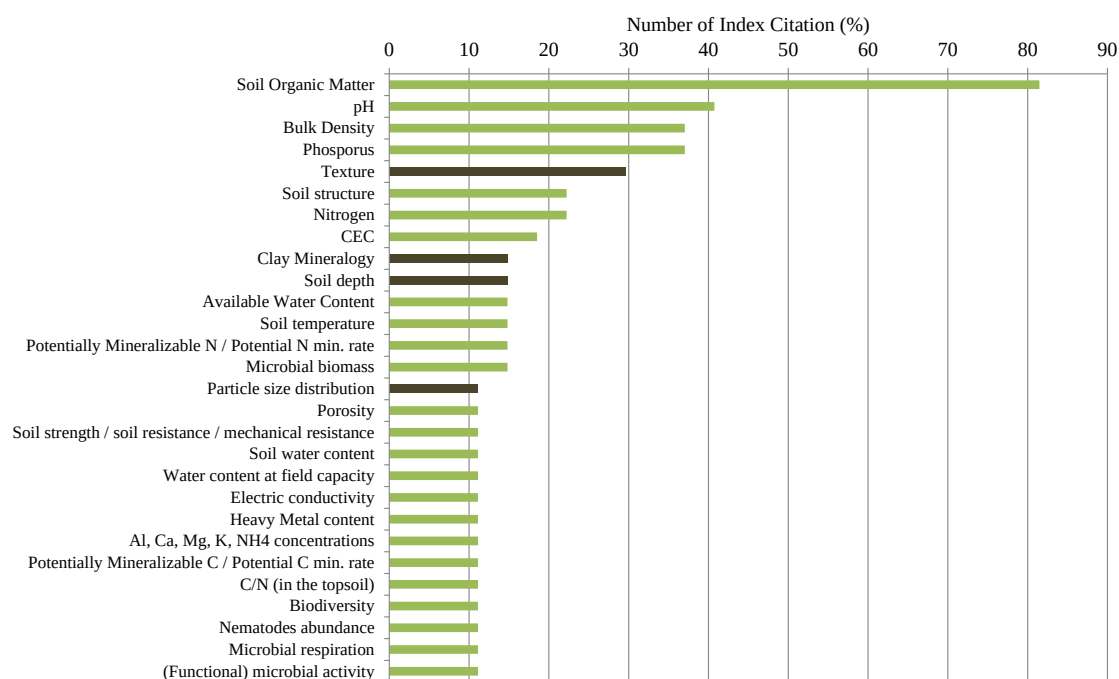


Figure 1.4 – Occurrence des variables sols considérées dans les travaux sur la quantification des SE auxquels contribuent les sols (adpaté de Cousin, 2017, p. 344).

1.3.3 Le cas particulier des sols agricoles

À l'origine d'environ 95% de la biomasse alimentaire, les sols à usage agricole prennent une place particulière dans l'évaluation des services rendus par les écosystèmes. En France, les sols cultivés représentent 37% du territoire (<https://agriculture.gouv.fr/>). Par les pratiques agricoles qu'il y conduit – sélection des cultures et de leurs rotations, travail du sol, pratiques de fertilisation, etc. – l'influence de l'agriculteur est particulièrement prégnante sur les écosystèmes agricoles, dont il modèle en partie la structure et le fonctionnement. La quantification des services s'y révèle ainsi d'autant plus délicate que l'enjeu consiste alors à identifier spécifiquement les apports de l'écosystème per se vs. ceux des intrants agricoles (Duru et al., 2015; Therond et al., 2017).

Sur le territoire français, l'étude majeure concernant l'évaluation des services fournis par les écosystèmes agricoles a été réalisée dans le cadre de l'étude EFESE-Ecosystèmes Agricoles (EFESE-EA), une déclinaison du programme EFESE sur les agro-écosystèmes. Cette étude, réalisée par l'INRA de 2014 à 2017 par un large collectif pluridisciplinaire d'experts ($n = 70$), a eu pour objectif d'évaluer sur des bases biophysiques et à partir de données existantes, une gamme de 14 biens et SE rendus par les écosystèmes agricoles à l'échelle de la France métropolitaine dans une large gamme de situations pédoclimatiques, et de décrire les mécanismes et déterminants de la fourniture de ces services (Therond et Tibi, 2018). Parmi bien d'autres, on retiendra les trois éléments suivants de cette étude :

- **Deux types de d'acteurs** peuvent bénéficier des services rendus par les écosystèmes agricoles : le gestionnaire de l'écosystème, c'est-à-dire l'agriculteur, et la société. La quantité d'éléments nutritifs que le sol peut restituer aux plantes pour la production de leur biomasse est, par exemple, un service rendu à l'agriculteur, qui en retire l'avantage d'une économie d'apport d'éléments fertilisants. Par contre, la régulation globale du climat via le stockage de carbone par les sols constitue un service pour l'ensemble de la société, qui en retire l'avantage d'une limitation du changement climatique et donc de ses conditions de vie.

- Au cœur du fonctionnement de l'écosystème agricole, les **sols** contribuent à de multiples services (**Figure 1.5**).
- De nombreux services liés au fonctionnement des sols peuvent être évalués via l'utilisation de modèles dynamiques du système sol-plante. Ainsi, dans EFSE-EA, le modèle de culture STICS (voir **chapitre 3**) a été mobilisé pour calculer des données permettant l'évaluation d'indicateurs quantitatifs de la production de biens agricoles et de 5 services en lien avec le fonctionnement du sol, rendus soit à l'agriculteur, soit à la société.

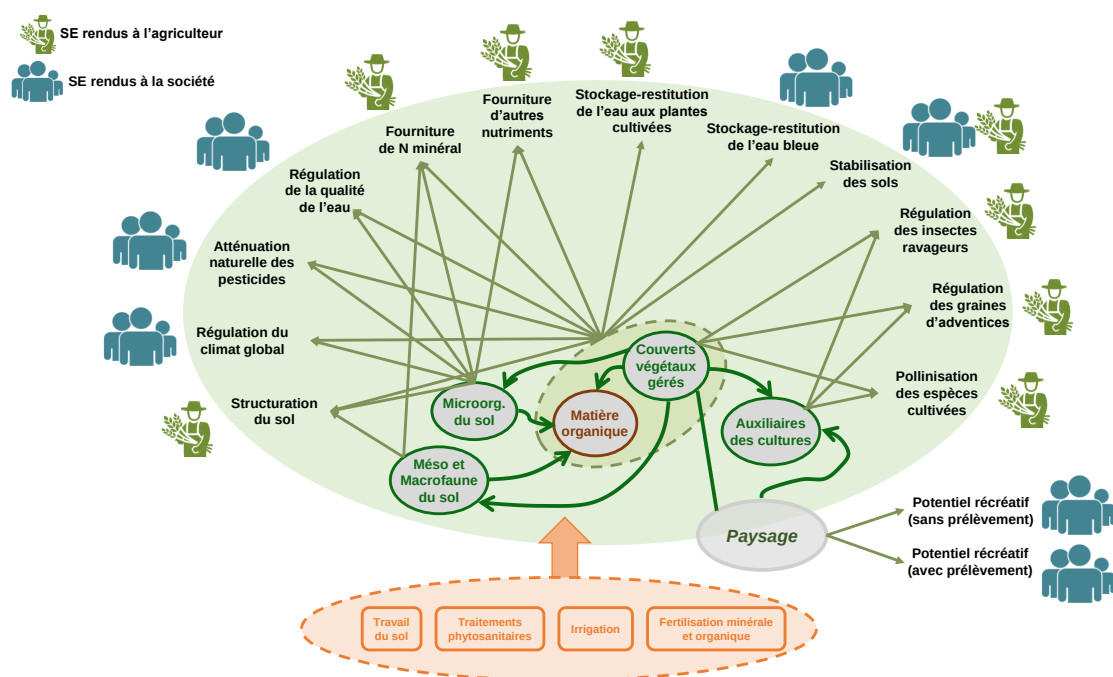


Figure 1.5 – Schéma général des services rendus par les écosystèmes agricoles considérés dans l'étude EFSE-EA, et leurs principaux déterminants et bénéficiaires associés (adapté de **Therond et Tibi, 2018** ; Résumé de l'étude, p.11).

Dans l'étude EFSE-EA, les services et leurs déterminants ont été analysés individuellement ; le service actuel rendu par l'écosystème et le potentiel de service pouvant être rendu ont été évalués à la fois. L'étude des résultats de simulation a permis l'analyse de la distribution spatiale des services. La contribution de certains facteurs à l'origine de la variabilité temporelle et de la variabilité spatiale des services – sols, climat, caractéristiques des systèmes de culture – a été esquissée. Cependant, les services ont principalement été analysés de façon indépendante, et **peu d'attention a été accordée à l'analyse de leurs relations (antagonismes et synergies)**. L'analyse préliminaire réalisée dans l'étude sur cette question a consisté en : i) une analyse qualitative transversale des déterminants théoriques de chaque SE afin d'identifier leurs déterminants biophysiques communs et les facteurs exogènes communs qui modulent leurs expressions ; ii) une analyse des paires de SE ; et iii) une analyse des bouquets de SE. Les principales approches utilisées pour ce faire étant respectivement : l'analyse des connaissances expertes sur les déterminants synthétisées dans EFSE-EA ; le calcul du coefficient de corrélation de Spearman entre paires de biens et SE ; une analyse de la concomitance spatiale (co-occurrence) de niveaux de fourniture entre biens et services par bénéficiaire (agriculteur et la société) et une analyse de la congruence spatiale des différents bouquets associés aux deux types de bénéficiaires.

Bien que cette analyse préliminaire ait permis de montrer que les différents SE analysés ont de nombreuses interactions indirectes, très intriquées, au sein des écosystèmes agricoles et avec le paysage dans lequel ils sont insérés, celle-ci présente cependant quelques limites clairement identifiées dans l'étude. Par exemple, les approches utilisées pour analyser les relations entre services n'ont pas permis d'analyser explicitement les relations indirectes et leur poids. Elles n'ont pas non plus permis de tenir compte de la non-linéarité des relations entre services. Enfin, **l'analyse de la dynamique temporelle des relations entre services n'a pas été conduite.**

1.4 Vers un approfondissement de l'analyse des relations entre services écosystémiques liés au fonctionnement du sol

1.4.1 Objectifs de la thèse

Nous avons vu précédemment qu'une gestion éclairée des écosystèmes doit s'appuyer sur une **analyse des relations qui sous-tendent les services** qu'ils rendent considérant leur(s) **différent(s) bénéficiaire(s)**. Nous avons vu également que les sols, au cœur des écosystèmes, **contribuent fortement à la fourniture de services**. Nous avons pointé enfin que les **écosystèmes agricoles** sont des territoires à forts enjeux, fortement influencés par l'action de l'homme.

En conséquence, le cadre général de ce travail de thèse est de contribuer à l'amélioration des connaissances sur les **relations (antagonismes et synergies) entre SE au sein des écosystèmes cultivés**. Plus précisément, cette thèse a pour objectifs :

- de proposer une **typologie** générique et renouvelée des démarches existantes d'analyse des relations entre SE afin d'en clarifier la nature et les objectifs ;
- d'analyser et **quantifier les relations entre différents services liés au fonctionnement du sol** et rendus à deux types de bénéficiaires : l'agriculteur (gestionnaire de l'écosystème agricole) et la « société ». Les SE considérés dans cette thèse sont : la **production agricole (biens végétaux)**, deux services rendus à l'agriculteur – **fourniture en azote et en eau verte aux plantes cultivées** – et trois services rendus à la société – **stockage et restitution de l'eau bleue, régulation de la qualité de l'eau et régulation du climat global via le stockage du carbone dans le sol** (voir [Tableau 3.1](#) plus loin). Nous avons focalisé en particulier notre analyse sur ces SE car : i) ils figurent parmi les SE liés au fonctionnement du sol fréquemment analysés dans les travaux ([Adhikari et Hartemink, 2016](#); [Greiner et al., 2017](#); [Lautenbach et al., 2019](#)) ; ii) et parce qu'ils figurent parmi les SE précédemment évalués dans EFSE-EA dans la continuité de laquelle s'inscrit cette thèse.

Outre l'analyse et la quantification stricto sensu des relations entre ces services et biens, cette thèse se donne aussi pour objectif d'**identifier les déterminants majeurs de ces relations et d'explorer les stratégies de gestion** visant la réduction des antagonismes existants entre ces services.

1.4.2 Plan du manuscrit

Pour répondre aux objectifs définis ci-avant, ce manuscrit de thèse s'articule sous la forme de six chapitres.

Ce **chapitre 1** fournit, sans prétention d'exhaustivité, les grandes clés de lecture essentielles pour appréhender et se familiariser avec le **concept de SE**. Il présente par ailleurs la place occupée par les sols dans le concept de SE et les questions relatives aux relations entre services.

Considérant les fronts de recherche liés aux relations entre SE mis en évidence dans le **chapitre 1**, le **chapitre 2** présente une **typologie de classification originale et structurée des travaux de la littérature sur les relations entre SE**. Notre typologie en six classes repose sur la nature des analyses spatiales et temporelles réalisées dans les études, et sur la prise en compte – ou non – des déterminants des relations entre services. Nous démontrons l'intérêt et l'efficacité de cette typologie via son utilisation pour catégoriser 103 papiers identifiés via une revue systématique de la littérature. Cette revue nous a permis d'identifier le panel de méthodes qui pourrait être utilisé pour conduire les analyses sur les relations entre SE réalisés dans les chapitres suivants. Pour ce faire, elle s'articule autour des questions de recherche suivantes : i) Quelle est la nature des analyses spatiales et temporelles considérée dans les travaux ? ii) À quelles échelles spatiales et temporelles les analyses ont été effectuées ? iii) Quelles sont les méthodes quantitatives et indicateurs d'analyse des relations entre services utilisés ? et iv) Quels sont les déterminants majeurs des relations entre services considérés ?

Comme spécifié ci-avant, cette thèse s'inscrit dans la continuité des travaux réalisés dans le cadre de l'étude EFESE-EA. En conséquence, **les cadres conceptuels, méthodologiques et le dispositif de quantification des SE** (modélisation et simulation) développés dans EFESE-EA ont été repris et adaptés dans cette thèse. Aussi, nous présentons ces derniers dans le **chapitre 3**.

Considérant les résultats de notre revue de littérature et le dispositif de quantification des SE développés dans EFESE-EA, nous présentons dans le **chapitre 4** une **méthodologie permettant d'analyser les relations entre la production agricole et les 5 SE** considérés dans cette thèse. Celle-ci est basée sur une utilisation originale des **arbres de régression multivarié (Multivariate Regression Tree en anglais – MRT)** associée à de l'analyse de données et de la cartographie. Pour démontrer l'intérêt de notre méthodologie, nous l'avons appliqué pour analyser les relations entre SE fournis par les écosystèmes de grandes cultures français présents dans la zone du climat océanique dégradé (majoritairement le bassin de production parisien). Nous avons sélectionné cette région climatique car il s'agit d'un des plus importants bassins de productions céréalières d'Europe. Considérant ce terrain d'étude, les questions de recherche traitées dans ce chapitre sont : i) Quels antagonismes ou synergies existent entre la production agricole et les différents services liés au fonctionnement du sol en fonction des situations pédoclimatiques sous pratiques agricoles actuelles ? ii) Où sont localisés les antagonismes ou synergies au sein du terrain d'étude ? iii) Quels sont les principaux déterminants qui sous-tendent ces relations ? Les résultats de ce cas d'étude mettent entre autres en lumière les **effets majeurs des cultures intermédiaires (CI) sur le niveau de fourniture de plusieurs SE liés au fonctionnement du sol et sur les relations entre ces SE**.

Etant donné que les stratégies de gestion des écosystèmes pour réduire les antagonismes entre SE et maximiser les synergies d'intérêt représentent à ce jour un enjeu de recherche majeur (cf. **chapitre 1**), et considérant l'effet des cultures intermédiaires sur les relations entre SE (cf. **chapitre 4**), nous évaluons, dans le **chapitre 5**, **les relations entre la production agricole et les SE, ainsi que les effets de modes de gestion des CI comme leviers pour réduire les antagonismes possibles entre les services**. Cette analyse est conduite à une échelle locale, en climat océanique dégradé, sur une gamme réduite de

systèmes de culture et de types de sols. De manière originale, elle est basée sur une analyse de la **dynamique temporelle (c.-à-d. la tendance générale sur la période) des relations entre services** suivant différentes modalités de gestion de l'agroécosystème. De ce fait, les principales questions de recherche traitée dans ce chapitre sont : i) Existe-t-il réellement des antagonismes entre les SE ? Si oui : ii) comment gérer les couverts intermédiaires pour les réduire ? iii) Quelle est la dynamique des relations entre SE en fonction des conditions pédoclimatiques ?

Le **chapitre 6** présente la discussion générale de la thèse et les perspectives identifiées suite aux travaux réalisés dans le cadre de cette thèse.

Chapitre 2

Analysis of relationships between ecosystem services : A generic classification and review of the literature

Dans le **chapitre 1** ci-avant, nous avons fait un « kongossa » à destination des chercheurs et du public curieux de se familiariser avec le concept de services écosystémiques (SE). Celui-ci a permis d'appréhender les origines historiques de ce concept et la structuration de la communauté scientifique. Il a par ailleurs mis en évidence qu'il existe plusieurs définitions des SE et une multitude de cadres conceptuels et de classifications dans les travaux. Il a aussi montré la place occupée par les sols dans le concept de SE, et les questions relatives aux relations entre services. Considérant les fronts de recherche liés aux relations entre SE mis en évidence dans ce chapitre, le **chapitre 2** ci-après présente la typologie originale des méthodologies d'analyse des relations entre SE que nous avons développée et son application pour caractériser la nature des travaux existant dans la littérature scientifique.

Les résultats présentés dans ce chapitre ont donné lieu à deux communications orales :

- Obiang Ndong, G., Cousin, I., Therond, O., 2018. What interactions between ecosystem services linked to soil functioning?. International Conference of Ecological Sciences, Sfécologie2018, sciencesconf.org :sfecologie2018 :231749, October 2018, Rennes, France ;
- Obiang Ndong, G., Therond, O., 2019, Cousin, I. Quelles interactions entre services écosystémiques liés au fonctionnement du sol? Antagonismes possibles entre eau verte, eau bleue, qualité des sols, et régulation du climat. ; Assemblée Générale annuelle du projet ANR SoilServ (<https://www6.inra.fr/soilserv/>), Janvier 2019, Orléans, France.

Ce chapitre est rédigé sous la forme d'un article scientifique, publié dans la revue Ecosystem Services sous la référence : Obiang Ndong, G., Therond, O., Cousin, I. Analysis of relationships between ecosystem services : A generic classification and review of the literature. Ecosystem Services, 43 (2020), p. 101120, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101120>.

2.1 Abstract

The scientific literature contains many studies of trade-offs or synergies between ecosystem services (ES); however, it is challenging to qualify and compare these studies. To address this issue, we developed a structured generic methodological classification (typology) of studies that focuses on relationships between ES. The method focuses on characteristics of the spatial and temporal analyses performed and whether drivers of relationships between ES were considered. We used the typology to characterize 103 peer-reviewed articles from 1998 to 2017 identified from a search of the ISI Web of Science. Our results show that most of the studies (74%) focused on quantifying and analyzing ES relationships using a snapshot approach. Spatio-temporal analysis of ES relationships (6% of the studies) remains a major scientific challenge in research. While most studies analyzed drivers of relationships, they focused mainly on coarse indicators of land use and cover (change) and climate change (e.g. temperature and precipitation), and 70% of the studies analyzed relationships between 3 and 6 ES. This review highlights two key research issues : (i) going beyond analysis of coarse drivers by using indicators of land use and (ii) developing spatio-temporal analysis of ES relationships based on field methods to follow-up ES indicators over time or simulation models.

2.2 Introduction

Since the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), the number of studies of ecosystem services (ES) has increased greatly (Vihervaara et al., 2010). Although focused mainly on analyzing and quantifying ES, studies have focused increasingly on analysis of ES “interactions” (Raudsepp-Hearne et al., 2010; Lee et Lautenbach, 2016). This is a major research issue for ES (Fu et al., 2015). ES assessment and relationships provide key information used to make decisions about natural resource management (Han et al., 2017) and land management or planning (Castro et al., 2014).

In some cases, ES can be independent, when “an increase in one service does not cause an increase or decrease of the other service” (Jopke et al., 2015). In other cases, trade-offs and synergies exist between ES (Qiu et Turner, 2013; Zheng et al., 2014). Trade-offs occur when the provision of one ES decreases due to an increase in the provision of another ES (Rodríguez et al., 2006; Bennett et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010; Fu et al., 2015; Tomscha et Gergel, 2016). Synergies are more likely inferred when the combined effect of drivers acting on ES is greater than the sum of their separate effects (Carpenter et al., 2009; Felipe-Lucia et al., 2014).

Bennett et al. (2009) suggest that trade-offs or synergies between ES are due to two types of mechanisms : (i) direct interactions between ES or (ii) interactions via effects of common drivers influencing the ES (i.e. “indirect interactions” according to Birkhofer et al., 2015). Indirect interactions between ES occur when the ecological processes underlying ES (i.e. “supporting services”) interact, potentially at different temporal and spatial scales (Sepelt et al., 2011). The nature of the relationships (trade-off, synergy, neutral) can depend strongly on the temporal scale at which the interaction is analyzed (Holland et al., 2011; Renard et al., 2015; Li et al., 2017b) or the spatial scale of the study (Anderson et al., 2009; Holt et al., 2015). ES can have spatial trade-offs and synergies over time when they rely on common landscape attributes in a heterogeneous area (Tomscha et Gergel, 2016). The potential non-linearity of temporal and spatial variations in ES relationships makes them difficult to analyze (Jaarsveld et al., 2005; Koch et al.; Lester et al., 2013).

According to several authors (Bennett et al., 2009; Gos et Lavorel, 2012; Landuyt et al., 2016; Dade et al., 2018), understanding trade-offs and synergies between ES is incomplete when the drivers and mechanisms underlying the interactions are not examined carefully. According to Bennett et al. (2009), understanding the drivers and mechanisms that underlie the ES relationships “can help identify ecological leverage points where small management investments can yield substantial benefits”. Identifying the common drivers and mechanisms of relationships between ES is necessary to better understand whether trade-offs or synergies between ES are likely to occur in an area, and can help to define effective management strategies that promote preferred ES (Bennett et al., 2009; Dade et al., 2018). For example, Lu et al. (2014) showed the influence of climate, especially precipitation, on ES interactions in the Loess Plateau of China. Liu et al. (2017) showed the influence of socio-economic factors on ES interactions in the Taihu Basin in eastern China. However, Kremen et Ostfeld (2005); Nelson et al. (2009) noted that ecological and economic drivers underlying ES are poorly understood.

The scientific literature contains different terms to describe biophysical trade-offs or synergies between ES, e.g. “interaction”, “association”, “relationship”. They are often used in a confusing manner (Vallet et al., 2018) and remain a source of misunderstanding (Cord et al., 2017a). For example, for Spake et al. (2017), an ES “association” includes the drivers of or common ecological processes between ES. This definition, however, resembles the concept of ES “interaction” of Mouchet et al. (2014), who state that “association” should be used instead of “trade-off”, “compromise” or “synergy” when the assessment of ES relationships is a “snapshot”. Several authors highlight the need to standardize the terms used in studies to be able to capitalize on knowledge (e.g. Mouchet et al., 2014; Cord et al., 2017a; Vallet et al., 2018). In this study, we use the generic term “relationships” to describe the biophysical trade-offs or synergies between ES.

Reviews of trade-offs and synergies between ES have already been published. For example, Seppelt et al. (2011) identified several aspects of ES studies, such as the biophysical realism of ecosystem data and models, and consideration of local trade-offs. Mouchet et al. (2014) developed comprehensive methodological guidelines for assessing trade-offs between ES and showed that a variety of statistical approaches (e.g. correlation analysis, principal component analysis, k-means clustering) have been used to investigate ES relationships. Lee et Lautenbach (2016) provided new information about characteristics of the trade-offs and synergies encountered most often in studies (e.g. trade-offs dominated relationships between regulating and provisioning ES). Cord et al. (2017a) summarized the main research objectives of studies, such as (i) identifying and describing ES co-occurrence and (ii) identifying drivers and environmental or social pressures and their underlying mechanisms. More recently, Dade et al. (2018) focused on the drivers and mechanisms considered in studies and showed that only a few studies explicitly identified those that underlie ES relationships.

These reviews highlighted (i) the nature of relationships between the ES analyzed (trade-off, synergy, or neutral), (ii) statistical methods used to identify ES relationships, (iii) main objectives in studies of ES relationships, and (iv) the nature of drivers of ES relationships. It appears, however, that each review article addresses different characteristics without providing a generic classification that focuses on the key methodological characteristics of each study in the literature. Moreover, none of the reviews summarized the nature of the spatial (if present) and temporal analyses encountered most often in studies. In this context, the objective of the present study was (i) to develop a complete generic classification of analysis approaches of ES relationships and (ii) to use this classification to review the literature that focuses on ES relationships. We first present our new generic

typology. Then, using this new typology, we characterize published studies that analyze relationships between ES. We present the method used to identify the scientific literature analyzed and then present the results of applying the method. Finally, we discuss results of our review and define a scientific agenda for the analysis of relationships between ES.

2.3 Synthetic typology classification

Analysis of previous reviews and the associated literature (e.g. [Seppelt et al., 2011](#); [Lu et al., 2014](#); [Turner et al., 2014](#); [Xue et al., 2015](#); [Morelli et al., 2017](#)) revealed the following core criteria for characterizing studies of ES relationships ([Figure 2.1](#)) :

- (i) Temporal change in ES relationships : assessed on one date, on average over a period (i.e. without considering time), between two or more dates, or dynamically over a period.
- (ii) Spatial distribution of ES relationships : assessed only for the whole case study area or at different locations within the area.
- (iii) Ecological or socio-economic drivers of ES relationships : assessed without considering the drivers (“descriptive” studies) or by explicitly considering the drivers (“comprehensive” studies).

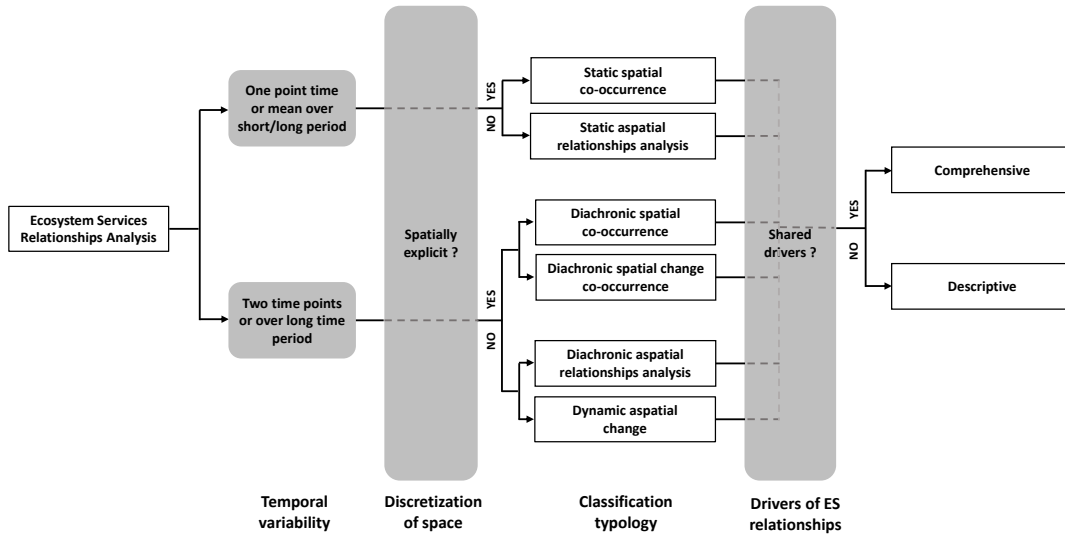


Figure 2.1 – The procedure used to identify six typology classes of quantitative studies of relationships between ecosystem services (ES). “Temporal variability” indicates studies that explicitly considered temporal dynamics. “Discretization of space” indicates studies that considered the spatial dimension of ES relationships. “Drivers of ES relationships” indicates whether studies considered the drivers that underlie the relationships or not (comprehensive vs. descriptive, respectively).

We defined six typology classes based on these criteria ([Figure 2.2](#)) :

- “Static spatial co-occurrence” : studies that analyze the co-occurrence of ES (bundles) on one date ([Figure 2.2b](#)) or on average over a period in different zones over the spatial extent of the study (see for example [Fernandez-Campo et al., 2017](#)) ;
- “Static aspatial relationship analysis” : studies that analyze the co-occurrence of ES on one date or use mean indicators for a given period without spatial discretization

of the study area (i.e. an average for the entire area) (Figure 2.2a) (see for example Felipe-Lucia et al., 2014);

- “Dynamic aspatial change” : studies that analyze dynamics of ES relationships via the temporal changes/variations in each individual ES (e.g. normalized or standardized ES) for long-term periods or several time intervals without spatial discretization of the study area (Figure 2.2e) (see for example Su et al., 2012);
- “Diachronic spatial co-occurrence” : studies that analyze the co-occurrence of ES on two or three dates (Figure 2.2d; t_1 - t_2) (see for example Haase et al., 2012) or on average over several periods (Figure 2.2d; t_1 - t_n) (see for example Renard et al., 2015) in different zones over the spatial extent of the study;
- “Diachronic aspatial relationship analysis” : studies that analyze the co-occurrence of ES on two or three dates (Figure 2.2c; t_1 - t_2) (see for example Jia et al., 2014; Wu et al., 2017) or on average over several periods (Figure 2.2c; t_1 - t_n) (see for example Pang et al., 2017) without spatial discretization of the study area;
- “Diachronic spatial change co-occurrence” : studies that analyze ES relationships based on the change in each ES over time (two or more periods) over the spatial extent of the study (Figure 2.2f) (see for example Cademus et al., 2014).

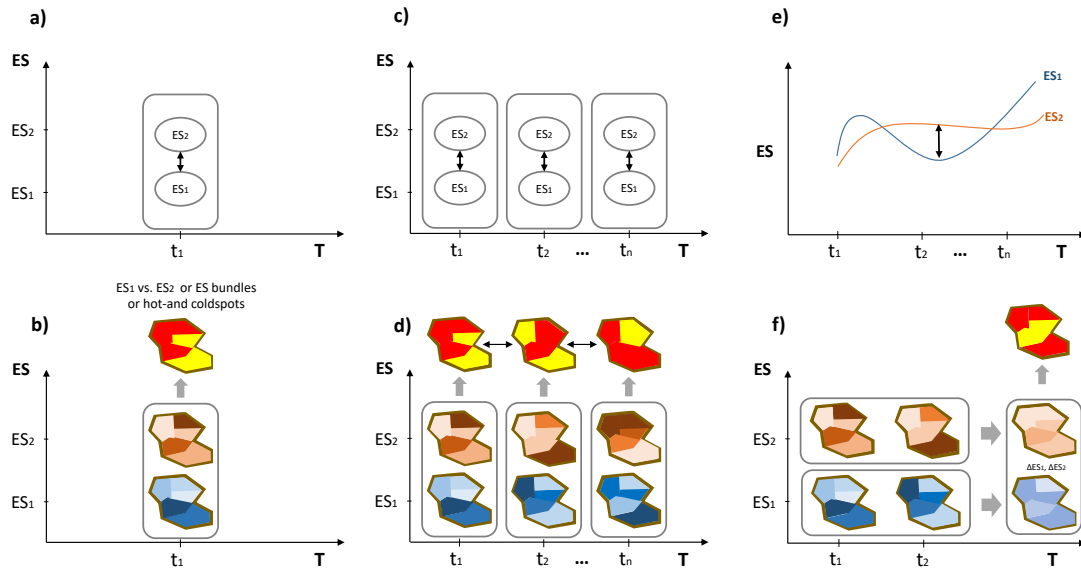


Figure 2.2 – Diagram of the typology of ecosystem service (ES) relationship analysis. a) Static aspatial relationship analysis; b) Static spatial co-occurrence; c) Diachronic aspatial relationship analysis; d) Diachronic spatial co-occurrence; e) Dynamic aspatial change; f) Diachronic spatial change co-occurrence. The charts are adapted from Bennett et al. (2009); Li et al. (2017b).

For each of the six classes, we separated the studies that explicitly analyzed drivers of ES relationships from those that did not.

Our typology is partly convergent to already existing typologies. The “static spatial co-occurrence” and “static aspatial relationship analysis” classes are similar to the “spatial correlation” (ES observed at time 1) approaches of Vallet et al. (2018); however, our

typology clearly distinguishes whether the spatial location of relationships is considered (“static spatial co-occurrence”) or not (“static aspatial relationship analysis”). The classes “static aspatial relationship analysis” and “diachronic spatial co-occurrence” are similar to the “b” and “d” methods of Li et al. (2017b, Fig.3). To be more explicit, we also renamed the “space-for-time” approach of Tomscha et Gergel (2016) to “diachronic aspatial relationship analysis”. The “diachronic spatial change co-occurrence” class is similar to the “change-over-time” approach of Tomscha et Gergel (2016); however, our typology considers the spatial location of relationships, which their study did not (see Li et al., 2017b). Unlike the typologies available in the literature, our typology explicitly includes the drivers of ES relationships. The distinctions “comprehensive” and “descriptive” are similar to the “no mention” and “explicit” groups of Dade et al. (2018), whose study focused on this aspect of drivers. Our objective was to develop a typology that provides a generic and complete framework to characterize all studies of ES relationships. To demonstrate its robustness, we used it to characterize existing scientific studies published in peer-reviewed articles.

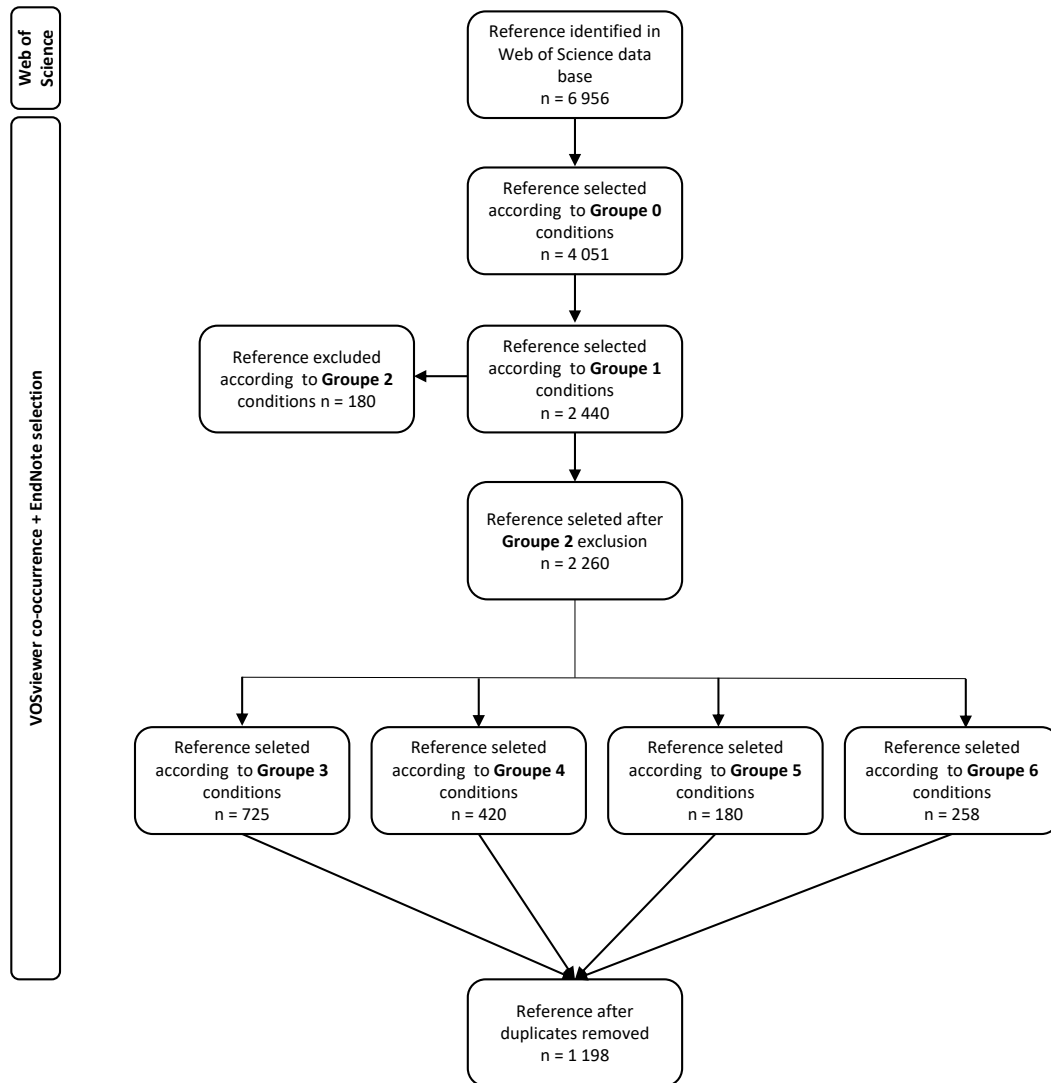


Figure 2.3 – Literature searches and article sorting process in EndNote 7.8. The methods for each group are shown in “Annexe 1”.

2.4 Method for reviewing articles

2.4.1 Literature exploration

To identify articles that address relationships between ES, we used the advanced search function of the ISI Web of Science Core Collection database (WoS, Science Quotation Index; Social Sciences Quotation Index, <http://www.isiknowledge.com>) in April 2018. We used the following query to search within titles, abstracts, and keywords of peer-reviewed articles published in English from 1998-2017 : TS = ((“ecosystem service*” OR (“ecosystem” AND “service*”) OR “ecological service*” OR (“ecological” AND “service*”)) AND (“trade-off*” OR “tradeoff*” OR “synerg*” OR “interaction*” OR “relationship*” OR “congruence*” OR “interrelation*” OR “inter-relation*” OR “compromise*” OR “association*”). We excluded review articles to avoid redundancy. This procedure identified 6956 articles.

2.4.2 Article selection

Due to the large number of articles selected, we used the bibliometric analysis and mapping software VOSviewer (van Eck et Waltman, 2010) and the bibliographical management software EndNote version 7.8 (<http://endnote.com>) to select the articles more finely and automatically. First, we imported the 6956 articles into VOSviewer and analyzed co-occurrence of the keywords provided by the authors (i.e. two keywords in the same article). Using this analysis of keyword co-occurrence, we identified and selected a set of relevant keywords (Annexe 1). These keywords were then used in EndNote to sort the 6956 articles automatically. To ensure that our automatic selection was accurate, we used a sample subset of relevant articles to verify that they were in the final list of sorted articles. This procedure reduced the list to 1198 articles (Figure 2.3).

We screened these 1198 articles manually, first using their titles and abstracts. Each abstract was scanned to ensure that its article addressed ES relationships (i.e. referred to analysis of trade-offs or synergies between ES); if it did not meet this criterion, the article was excluded. If deemed relevant, the full text was scanned to select only articles containing quantitative information on ES relationships. Conceptual articles were excluded. Finally, we selected 103 articles (Annexe 2) that described quantitative analyses of ES relationships. This set of 103 articles is larger than those in previous reviews (e.g. 92 articles reviewed by Howe et al., 2014; 67 case studies reviewed by Lee et Lautenbach, 2016).

2.4.3 Analysis of terms used in the literature

The analysis of keyword co-occurrence indicated a preference for the terms “trade-off” and “synergy” in the studies, regardless of the natures of the relationships between ES that were determined. In addition, we observed that “trade-off” was placed first in the title of many articles, even when the results showed only associations, trade-offs, or synergies between ES. This observation confirms the review of Tancoigne et al. (2014), who observed that no connection exists between the term “trade-off” and pairs of ES potentially in conflict. This could be because these terms are popular in the ES literature (see Abson et al., 2014), especially when relationships between ES are considered. The keyword co-occurrence analysis also revealed that “biodiversity” was strongly associated with “ecosystem services”, which confirms the importance of biodiversity in the supply of ES, as highlighted in previous studies (e.g. Costanza et al., 2007; Gamfeldt et al., 2008; Mace et al., 2012; Harrison et al., 2014; Ricketts et al., 2016).

2.5 Applying the typology to the selected articles

2.5.1 Nature of studies in the literature

When using the typology to classify the 103 articles, any articles that described two or more types of approaches were classified under the most complex method. The results indicate that studies that analyzed ES relationships only at one moment in time (“static spatial co-occurrence” and “static aspatial relationship analysis”) were most common (74%, $n = 76$) (Figure 2.4). This trend in current research could be because the main approach in ES assessment is to use proxy variables (Nelson et al., 2009; Seppelt et al., 2011) based on snapshot data (Spake et al., 2017). Few studies used simulation models to perform assessments (Seppelt et al., 2011). Although a snapshot approach is an effective way to detect spatial “associations” between ES (Morelli et al., 2017), it is a potential source of error because it does not consider the temporal dynamics of relationships (Zheng et al., 2014). Analyzing relationships at one moment in time can result in erroneous assumptions about the drivers and mechanisms that underlie the relationships between ES (Bennett et al., 2009).

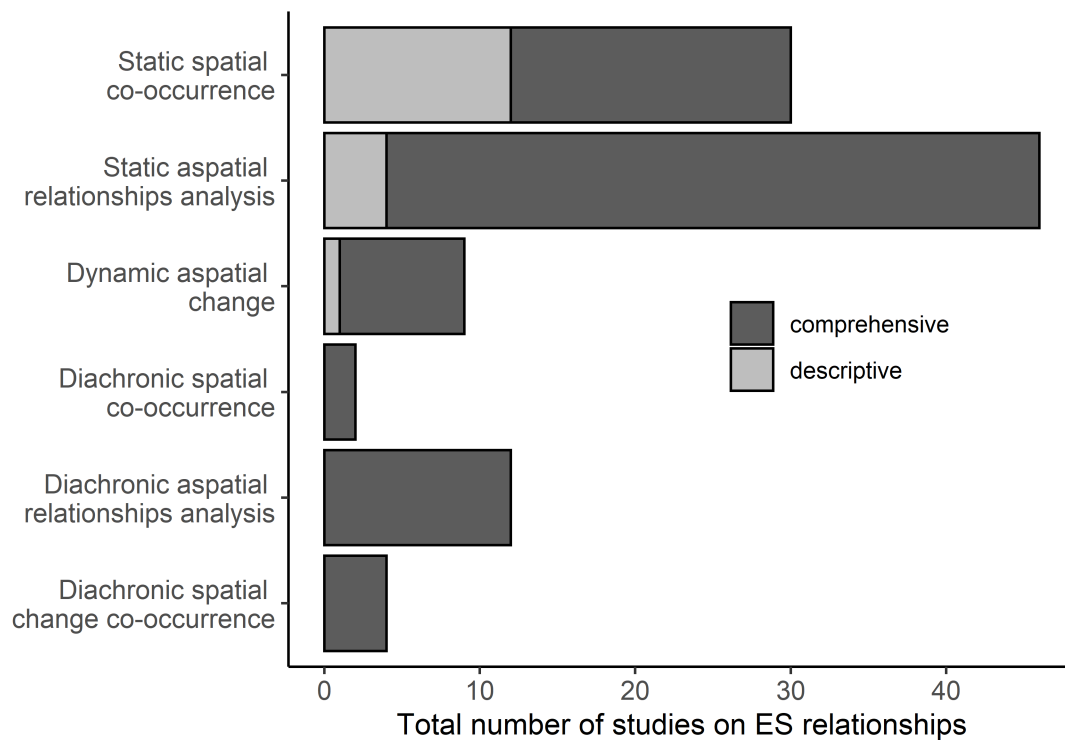


Figure 2.4 – Distribution of the 103 articles examined according to the typology developed.

Most studies analyzed ES relationships in a study area without spatial discretization (i.e. “static aspatial relationship analysis”, “dynamic aspatial change”, and “diachronic aspatial relationship analysis”; 65%, $n = 67$) (Figure 2.4). Our results confirm the observation of Hou et al. (2017) that “only a small number of studies have investigated the... spatial scale dependency of ecosystem service synergies and trade-offs thus far”.

Few studies analyzed spatio-temporal dynamics of ES relationships (6%, $n = 6$) : only 2% of studies ($n = 2$) were “diachronic spatial co-occurrence”, while 4% were “diachronic spatial change co-occurrence” ($n = 4$). Spatio-temporal analysis of ES relationships thus remains a major research challenge, as mentioned in previous studies (e.g. Bennett et al., 2009; Cord et al., 2017a; Li et al., 2017a). This could be due to a lack of follow-up in time and space

of ES indicators sufficient to capture the spatio-temporal dimension of the relationships in a study area (Holland et al., 2011; Cord et al., 2017a). For example, Martínez-Harms et Balvanera (2012) showed that in many studies of ES, “primary” data are lacking (e.g. soil data, field data, agricultural census data). Establishing sites to acquire long-term data on ES indicators would be one way to provide this missing information (Renard et al., 2015; Tomscha et Gergel, 2016). Another way to address the lack of following ES indicators in time and space is to use simulation models (e.g. InVEST, ARIES, STICS, SWAT), as have many studies that focused on assessing ES levels (rather than relationships). The limitations of these models (e.g. model uncertainty, application domain) must be considered and stated clearly. It is also necessary to consider the availability of input data, their associated uncertainties, and their spatial and temporal resolutions, as well as the fact that model’s hypotheses more or less explicitly represent interactions between simulated processes. Nicholson et al. (2009) highlight that the fundamental lack of understanding of many processes that underlie the dynamics of ES hinders development of predictive models considerably.

2.5.2 Temporal change in the studies

We observed an increase in the number of studies over time, since 80% ($n = 82$) of the studies were published from 2014-2017 (Figure 2.5). “Descriptive or comprehensive static spatial co-occurrence” studies were present from 2008-2017, while the number of “comprehensive static aspatial relationship analysis” studies increased greatly from 2014 to 2017.

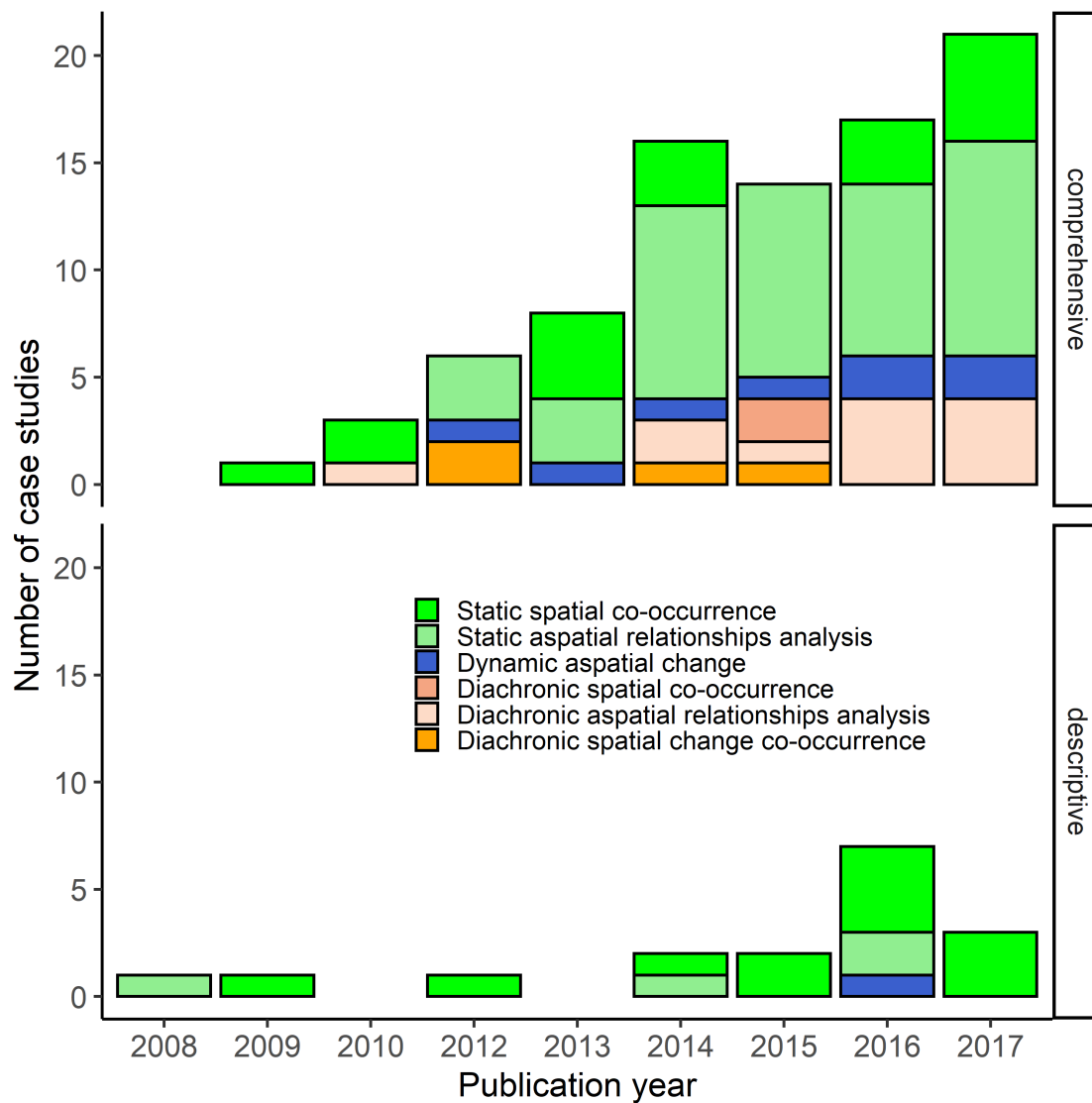


Figure 2.5 – Distribution of case studies (n = 103) over time according to the typology developed.

2.5.3 Scale considered

Based on the 72% (n = 74/103) of articles that mentioned the scale of the study area, the scales studied most often were (i) regional (10^3 - 10^5 km²) (41%, n = 30/74), (ii) watershed (10^2 - 10^3 km²) (23%, n = 17/74), and (iii) local ($< 10^2$ km²) (18%, n = 13/74) (Figure 2.6). The global scale ($> 10^6$ km²) was the least studied (7%, n = 5/74). Our results agree with those of the review of Lee et Lautenbach (2016), in which the regional scale (38%) was studied most often and the global scale ($> 10^6$ km²) least often (6%).

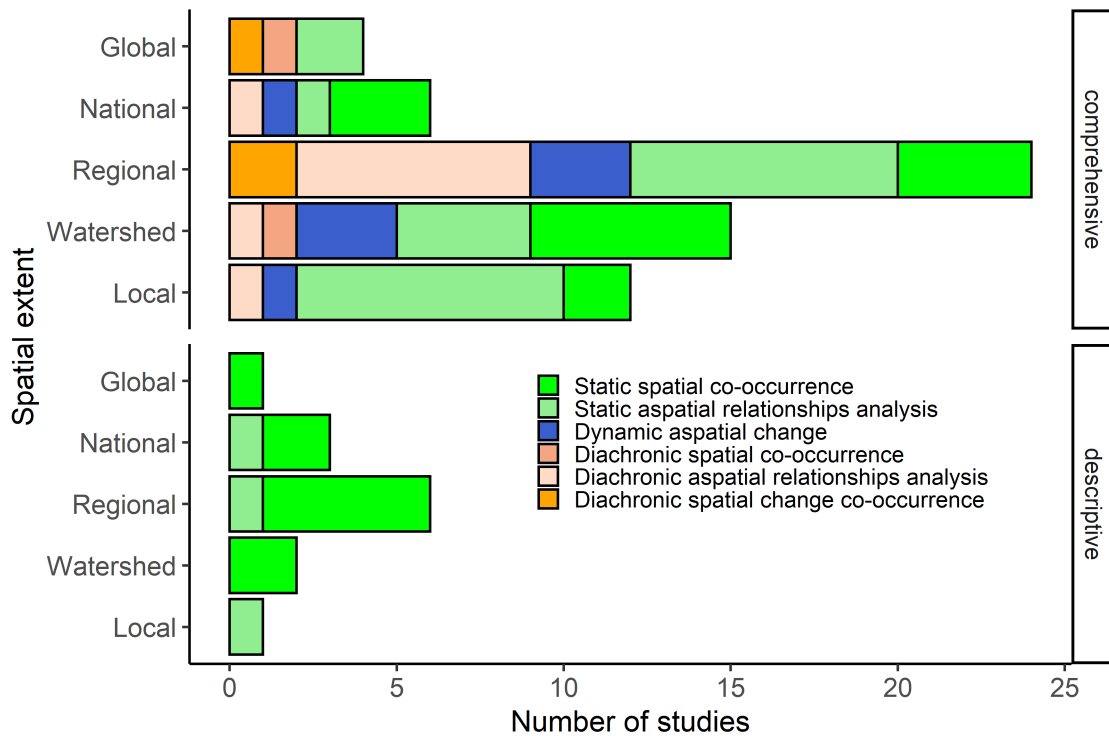


Figure 2.6 – Spatial scales considered in the articles reviewed. Scales : local ($< 10^2 \text{ km}^2$), watershed ($10^2\text{-}10^3 \text{ km}^2$), regional ($10^3\text{-}10^5 \text{ km}^2$), national ($10^5\text{-}10^6 \text{ km}^2$), and global ($> 10^6 \text{ km}^2$). Approximately 28% of the studies ($n = 29/103$) did not indicate the resolution at which analysis was performed. Spatial scales adapted from [Martínez-Harms et al. \(2012\)](#).

The area of the study site determines the need and the relevance of using a spatial approach to determine ES relationships. For example, for areas smaller than 10 km^2 (local scale), the spatial approach seems less an issue (i.e. primarily “static aspatial relationship analysis”). The spatial dimension is however a challenge for areas ranging from 10^2 to 10^5 km^2 (watershed to regional scales) (i.e. many “static spatial co-occurrence” studies). Analyzing spatial variation in ES relationships at large spatial scales has limitations because the biophysical processes underlying the relationships between ES is more complex at a larger scale than at the local scale. As highlighted by [Ploeg et al. \(2018\)](#) : “most properties in landscapes have some degree of correlation, but that depends on the scale at which observations have been made.”

2.5.4 Type and frequency of ES

We standardized the different names that the 103 articles used for a given service to ES groups adapted from [Malinga et al. \(2015\)](#) (“Annexe 3” in the Supplementary material), recognizing that doing so may have influenced our results. The five ES analyzed most often were agricultural production (105% of the articles, since some described more than one (e.g. grain and timber production), $n = 108/103$), climate regulation (83%, $n = 86$), water quantity regulation (65%, $n = 67$), recreation and tourism (55%, $n = 57$), and nutrient regulation (43%, $n = 44$) (Figure 2.7). Overall, 70% ($n = 72$) of the studies analyzed relationships between 3–6 ES (Figure 2.8). This is higher than the range of 2–4 of [Seppelt et al. \(2011\)](#), who reviewed studies prior to 2011.

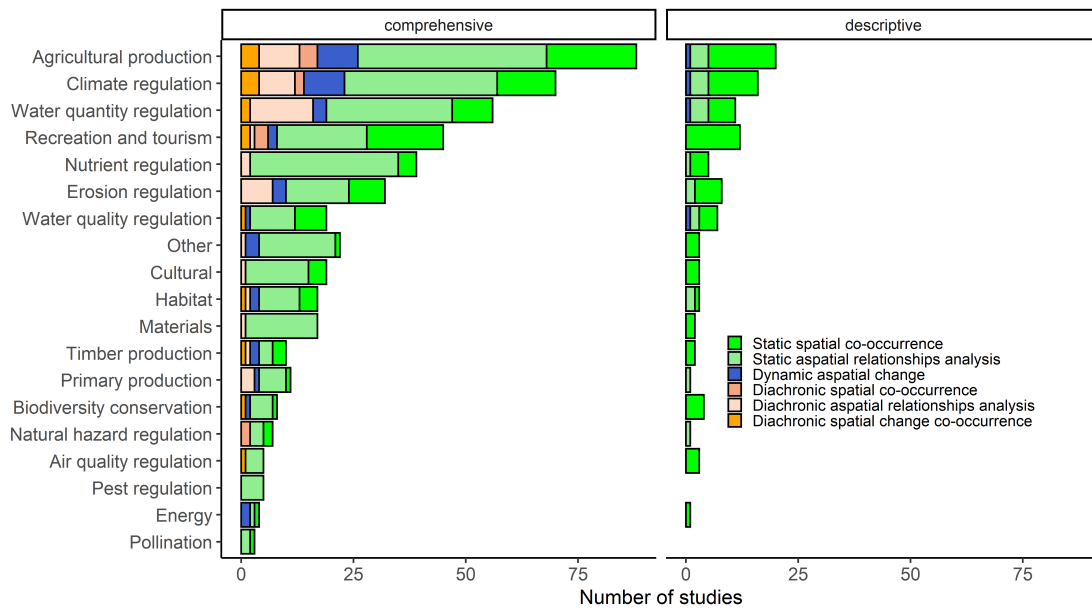


Figure 2.7 – The main ecosystem services (ES) considered in the studies examined.

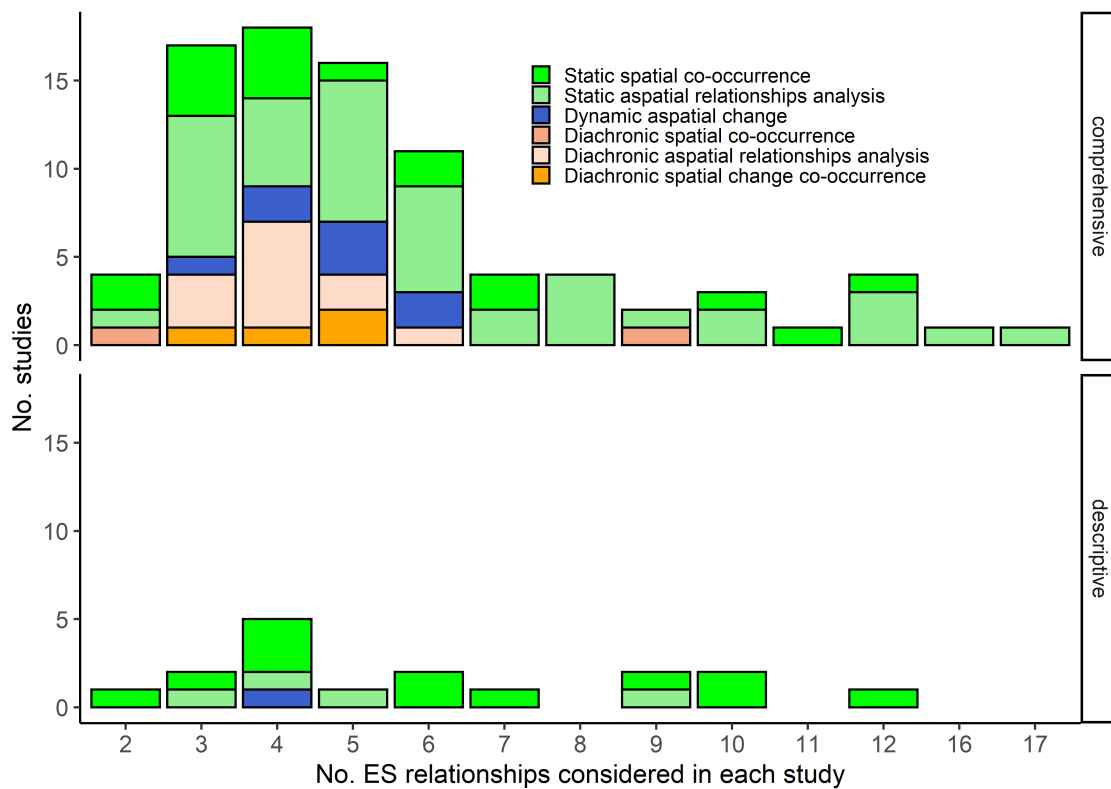


Figure 2.8 – Frequency of the number of ES studied simultaneously in the reviewed articles according to the typology.

Fewer ES were studied when analysis of their relationships was more complex. Studies that were “descriptive or comprehensive static spatial co-occurrence” and “comprehensive static aspatial relationship analysis” examined nearly all of the ES mentioned above. In contrast, in studies that considered dynamics of relationships (“diachronic aspatial relationship analysis”), the main ES analyzed were agricultural production, climate regulation, water quantity regulation and, to a certain extent, erosion regulation. This could be be-

cause the data required to estimate these ES indicators are often available in national and/or regional databases, since they are the subject of long-term monitoring to assess agricultural systems, water bodies, and climate change and at the core issues of the main agricultural and environmental public policies. This allows ES research to inform public policies at the interface with current societal challenges, like climate change, integrated water resources management, ecosystem preservation for food security. However, this could hide other important issues, poorly considered so far due to their less direct impact on major challenges like food security, such as crop pest regulation. To a certain extent, our results agree with those of the reviews of [Egoh et al. \(2012\)](#); [Martínez-Harms et Balvanera \(2012\)](#); [Malinga et al. \(2015\)](#), which identified carbon storage/sequestration, food production/provision, climate regulation, and water provision as the ES studied most often.

More detailed analysis showed that “comprehensive static aspatial relationship analysis” studies analyzed relationships of a relatively large number of ES (2–17), which was similar to the number of “descriptive or comprehensive static spatial co-occurrence” studies (2–12 ES). Most “comprehensive diachronic aspatial relationship analysis”, “comprehensive dynamic aspatial change”, and “comprehensive diachronic spatial change co-occurrence” studies analyzed relationships between 3–6 ES. Studies that considered temporal dynamics also considered fewer ES, possibly due to a lack of sufficient historical data to analyze a broad range of ES. Studies that considered the drivers of ES relationships (“comprehensive”) analyzed relationships of a relatively large number of ES (2–17), while those that did not (“descriptive”) analyzed relationships of 2–12 ES. Studies that analyzed spatio-temporal variations in ES relationships (“diachronic spatial co-occurrence” and “diachronic spatial change co-occurrence”) were an exception, analyzing 5 or fewer ES.

2.5.5 Drivers of relationships

Most studies considered the drivers of ES relationships (83% of “comprehensive”, $n = 86$) ([Figure 2.4](#)). Studies analyzed most often the influence of land use and cover change (LUCC) by using coarse descriptors such as the areas of urbanization, agriculture, deforestation, and grassland. More detailed studies considered climate as a driver by analyzing the influence of temperature or precipitation. A few studies addressed the influence of farming systems (e.g. organic vs. conventional) and less-intensive agricultural practices (e.g. input-use intensity).

Our results agree with those of the review of [Dade et al. \(2018\)](#), who showed that a large proportion of articles (86%) mentioned drivers of the trade-offs or synergies between ES, and that LUCC was the driver identified most often. This could be due to easily available data on the coarse composition of landscapes.

Analysis of drivers such as LUCC often refer to “implicit” consideration (vs. explicit quantitative assessment) of drivers of ES relationships ([Dade et al., 2018](#)). For example, [Früh-Müller et al. \(2016\)](#) stress that “landscape composition and landscape diversity are important determinants of ecosystem services”, and ([Grimaldi et al., 2014](#)) show that “land-cover composition dynamics explained 45% ($P < 0.001$) of ES metric variance (...)”. However, land use and management (e.g. agricultural practices) “influence the system properties, processes and components that are the basis of service provision” ([de Groot et al., 2010a](#)), and can improve or modify the ability to generate ES ([Fu et al., 2015](#)). We agree with [Burkhard et al. \(2012\)](#) on the need to analyze the influence of management practices on ecosystem structures and processes in order to provide actionable knowledge for developing ES on managed lands without modifying land cover deeply (e.g. agriculture to forest), which is often not possible or desired.

As mentioned, [Bennett et al. \(2009\)](#); [Birkhofer et al. \(2015\)](#) suggest that relationships between ES can be direct or indirect (i.e. via drivers). Our literature review did not identify the direct or indirect nature of ES relationships due to a lack of information in most articles. Given the nature of the drivers considered most often in studies, however, we argue that the studies reviewed focused largely on indirect relationships between ES. Do direct relationships between ES truly exist?

2.6 ES bundles vs. spatial interactions of ES

Studies of the spatial dimension of ES relationships (“static spatial co-occurrence”, “diachronic spatial co-occurrence”, and “diachronic spatial change co-occurrence”) often claim to analyze “spatial interactions” between ES. However, this type of analysis appears to refer only to spatial representation of aspatial correlations between ES i.e. spatial distributions of ES bundles. As reported by [Vallet et al. \(2018\)](#), “(...) they often present ES spatial correlations as interactions, even when they are not; they are simply evidence of non-random associations ([Bennett et al., 2009](#); [Cord et al., 2017a](#))”. In other words, these studies do not address spatial “interactions” (action and retroaction) between ES but instead analyze the co-occurrence of ES by analyzing correlations over space (e.g. spatial covariance, overlaps, co-occurrence, correlation, congruence). This confirms the results of [Mouchet et al. \(2014\)](#); [Lee et Lautenbach \(2016\)](#); [Dade et al. \(2018\)](#) that indicate that analysis of relationships between ES generally corresponds to analyzing correlations between indicators of ES or overlap of ES.

This approach is suitable for identifying areas with specific ES-related issues (e.g. “hotspots” or “coldspots”) and has a visual format that facilitates communication between ecosystem managers ([Maes et al., 2012](#)). To avoid confusion in future studies and increase scientific consistency, we suggest that the analysis known as “spatial interactions” or simply “interactions” between ES (e.g. [Qiu et Turner, 2013](#)) should return to analyzing interactions in the biophysical landscape that occur across a variety of temporal and spatial scales (see [Ploeg et al., 2018](#)). The research challenges for this type of analysis should consider potential interactions between biological and physical processes, or processes that themselves result from elementary processes, that are expressed at different spatial and temporal scales.

2.7 Conclusion and research issues

Analysis of relationships between ES over space or time is a dynamic field of research. However, since concepts (e.g. interactions, trade-offs and synergies) used in the literature are often ambiguous and have several meanings, it is difficult to compare outcomes of studies addressing ES relationships and accordingly to capitalize on knowledge while developing it. To overcome this problem, we developed a generic 6-class typology that classifies results of quantitative analyses of ES relationships by distinguishing i) spatial vs. non-spatial analyses, ii) snapshots vs. temporal monitoring, and iii) consideration of relationships drivers or not. Using this typology, we classified 103 research articles published from 1998-2017 papers identified through a systematic search in the Web of Science database.

Given excessive misuse of the term “spatial interactions” in current studies, to avoid confusion in future studies and strengthen scientific cohesion, we recommend using “spatial interactions” or simply “interactions” between ES only to refer to identification and analysis of action and retroaction between ES over space within a landscape or region.

Application of our generic typology shows that i) the snapshot approach is the most common approach used in quantitative studies of ES relationships, (ii) considering the spatial dimension of the study area in studies of ES relationships is a challenge from watershed to regional and global scales and iii) analysis of spatiotemporal dynamics of ES relationships remains a major research challenge. Since 2011, most studies have analyzed relationships between 3–6 ES, while studies before 2011 considered 2–4 ES. Land use and cover changes was the principal type of driver identified, but usually using coarse indicators i.e. by considering general land cover classes.

To improve understanding of ES relationships and develop knowledge that stakeholders can act on, we identified two central research issues. First, we recommend that future studies focus more on finer and deeper identification of key drivers of ES relationships and evaluation of their respective weights. For example, analysis of the influence of management practices remains poorly addressed (Lal, 2013) while they influence key properties of ecosystems, such as manageable characteristics of soils, and in turn ES linked to the functioning of soil–plant systems. To reach this objective, we suggest that future work overcome limits of coarse land cover approach by analyzing effects of land use and soil and landscape characteristics on ES relationships. Land use, including spatiotemporal ecosystem configuration (e.g. rotation, grass strips...) and soil–plant management practices (tillage, fertilization, irrigation...), modifies ecosystem's structure and functioning (Gaba et al., 2014; Hasan et al., 2020), and hence, influenced ES and their relations (Cord et al., 2017a; Han et al., 2017). Manageable and non-manageable soil characteristics are key drivers of soil functioning and of the numerous associated ES linked to water, nutrients, pollutants and carbon cycles (Robinson et al., 2012; Dominati et al., 2014). Landscape configuration, not only composition (land cover), determines material and energy flows within an over ecosystems and so ES linked to regulation of baseline flows and extreme events and biological regulations (Verhagen et al., 2016). To deal with the complexity induced by this type of analysis, research studies must go beyond the use of main traditional analysis methods as correlation/association or principal components analysis. As mentioned by Mouchet et al. (2014), promising methods include structural equation modeling (Grace, 2006), a causal inference approach increasingly used in ecology, or multivariate regression tree, as an interesting method to analyze complex ecological data (De'ath, 2002). Second, to develop spatiotemporal (vs. snapshot) analysis of ES relationships it is necessary to ensure the availability of required data over space and time. Two main strategies should be developed to address this lack of data : (i) develop and/or use of process-based simulation models (Seppelt et al., 2011; Dade et al., 2018) and (ii) develop and/or use data collected from Long-Term Ecological Research sites (see for example Syswerda et Robertson, 2014). These two strategies should be coupled to ensure an empirical validation of the simulated results and possible use of models to inform sampling strategies of empirical studies.

Chapitre 3

Dispositif de quantification des SE basé sur la modélisation

L'évaluation des relations entre services rendus par les écosystèmes agricoles présentée dans les chapitres 4 et 5 s'appuie sur un cadre conceptuel et un cadre de modélisation qui ont été développés au cours de l'étude EFESE-EA (Therond et Tibi, 2018), introduite au chapitre 1. Ce bref chapitre présente succinctement ces cadres d'EFESE-EA et la liste des services considérés par la suite.

Certains éléments du cadre de modélisation ont été repris et modifiés dans l'étude 4p1000 (Pellerin et al., 2019) et les données générées dans cette étude servent de support au chapitre 4, dans lequel nous analysons les relations entre services.

3.1 Une présentation rapide de l'étude EFESE-EA et des services analysés dans cette thèse

Dans EFESE-EA, l'évaluation des services a été conduite pour les systèmes de grande culture¹ et de prairies dominants en matière de surface en France. Pour ce faire, un travail de spécification biophysique des SE visant à définir précisément la nature et les caractéristiques des SE retenus a été réalisé sur la base d'une revue de la littérature. Ce travail de spécification a permis en particulier : i) d'identifier les bénéficiaires des SE (*le gestionnaire de l'écosystème agricole et/ou la société*) et les avantages qu'ils dérivent ; ii) d'identifier les déterminants biophysiques du niveau de fourniture des SE et les facteurs biophysiques et anthropiques extérieurs à l'écosystème agricole ; iii) d'élaborer une méthodologie pour quantifier le niveau de fourniture des SE (élaboration d'indicateurs biophysiques) et pour réaliser une évaluation économique de ceux-ci ; et iv) de quantifier le niveau de fourniture de certains services.

3.1.1 Les éléments majeurs du cadre conceptuel

- Le terme « **écosystème agricole** » est employé dans EFESE-EA pour désigner le système écologique en interaction avec le système socio-économique au sein d'un agroécosystème dont le niveau d'organisation, dépendant de l'objectif d'analyse ou d'évaluation, est soit la parcelle, le système de production agricole ou le paysage. Le système écologique inclut **tous les composants biotiques et abiotiques compris ou circulant dans son emprise géographique**. Le système socio-économique inclut les personnes qui gèrent et interviennent sur le système écologique ainsi que les moyens de production mis en œuvre en vue de produire de la nourriture, des fibres ou tout autre produit agricole ou service rendu par ces personnes.
- Dans EFESE-EA, l'écosystème agricole présente plusieurs caractéristiques qui le distinguent/différencient d'un écosystème naturel :
 - (i) Il est modifié par les humains pour une finalité principale de production agricole au travers de **pratiques agricoles** ;
 - (ii) La complexité de l'écosystème agricole émerge **des interactions entre des processus sociotechniques et écologiques** ;
 - (iii) La composition de l'écosystème agricole est radicalement différente de celle de l'écosystème naturel en ce qui concerne l'équilibre entre espèces domestiques et espèces sauvages ;
 - (iv) Deux grands types de biodiversité sont en interaction au sein de l'écosystème agricole : la **biodiversité planifiée** (ou domestique) intentionnellement intégrée par l'agriculteur (i.e. espèces animales domestiques et végétales implantées), et la **biodiversité associée** composée des organismes animaux et végétaux sauvages ;
 - (v) L'écosystème agricole est **géré en vue de produire de la biomasse**, dont une partie, souvent importante, est exportée.
- Les **SE sont des éléments de la structure** (ex. matrice paysagère) ou des **processus de l'écosystème** (ex. dans CICES la filtration, séquestration, stockage, accumulation) dont les hommes tirent directement un **avantage**. Ils sont fournis par l'écosystème ou par le paysage conceptualisé comme une mosaïque d'écosystèmes.

1. Ceux-ci correspondent principalement dans EFESE-EA à huit cultures : les céréales (maïs grain, blé tendre d'hiver), les oléagineux (colza, tournesol), les cultures industrielles (betterave sucrière) et les cultures destinées aux animaux (maïs fourrage, pois de printemps et d'hiver).

- Le niveau de fourniture de chaque SE à un instant donné dépend de **déterminants biophysiques** qui peuvent être des états d'entités (ex. taux de matière organique), des éléments de la structure (ex. distribution spatiale des habitats semi-naturels) ou des processus de l'écosystème. Autrement dit, **le niveau de fourniture des SE dépend de l'état et du fonctionnement de l'écosystème**.
- Seuls les **processus liés au vivant** sont conceptualisés comme des SE. Autrement dit la fourniture d'éléments abiotiques par l'écosystème n'est pas considérée ici comme relevant du champ des SE.
- La **production agricole** (animale et végétale) est conceptualisée comme un **bien agricole** (good vs. provisioning service) dont **le niveau de fourniture est déterminé pour partie par des SE de régulation et pour partie par les apports d'intrants anthropiques**. Plus généralement, comme dans EFESE, le concept de « SE d'approvisionnement » n'est pas retenu.
- Les **services de régulation** correspondent à des processus de régulation des flux de matière (y compris organisme vivant) et d'énergie dans l'écosystème agricole.
- Le niveau de fourniture des services est déterminé par des facteurs extérieurs à l'écosystèmes de deux natures : d'une part, le **climat**, et d'autre part les pratiques agricoles : **travail du sol, traitements phytosanitaires, irrigation, fertilisation minérale et organique**.

3.1.2 Liste des services étudiés dans cette thèse

Comme mentionné dans l'introduction, les sols contribuent à de multiples services rendus par les écosystèmes agricoles. Dans l'étude EFESE-EA, tous n'ont pas fait l'objet d'une évaluation biophysique quantifiée et donc, pour certains d'entre eux, nous ne disposons pas de données quantitatives pour les analyser. Nous focalisons donc la suite de notre travail sur les services présentés dans le [Tableau 3.1](#).

On notera que, selon le service considéré, le bénéficiaire est l'agriculteur ou l'ensemble de la société.

Table 3.1 – Liste des services auxquels contribuent les sols considérés dans la thèse.

Nom du service/bien	Bénéficiaire	Avantage retiré par le bénéficiaire
Production agricole (biens végétaux)	Agriculteur Société	Revenus issus de la vente de la production. Usage de la production pour la consommation alimentaire des sociétés humaines.
Fourniture en azote aux plantes cultivées	Agriculteur	Economie en intrants azotés d'origine minérale pour maintenir le niveau de production.
Fourniture en eau verte aux plantes cultivées	Agriculteur	Réduction de la quantité d'eau à apporter par irrigation pour maintenir le niveau de production.
Stockage et restitution de l'eau bleue	Société	Usage d'eau bleue pour des activités agricoles, domestiques, industrielles ou récréatives.
Régulation de la qualité de l'eau	Société	Préservation de la qualité chimique et écologique des eaux bleues/Bon état écologique des eaux bleues.
Régulation du climat global via le stockage du carbone dans le sol	Société	Stabilisation du climat favorable à la stabilisation des sociétés humaines.

On notera également que le service de stabilisation des sols, quantifié dans l'étude EFES-EA, n'est pas retenu dans notre analyse. En effet, évalué via l'utilisation du modèle ME-SALES (Modèle d'Evaluation Spatiale de l'ALéa Erosion des Sols) (Le Bissonnais et al., 2002), il ne s'appuie pas sur le même cadre de modélisation que les services cités au [Tableau 3.1](#). Notre travail étant focalisé sur l'analyse des relations entre services, nous n'avons pas considéré les évaluations de ce service puisque fondées sur des hypothèses et des représentations de l'espace et du temps très différentes.

3.2 Le dispositif d'évaluation des services écosystémiques développée dans l'étude

Dans EFES-EA, pour quantifier les services rendus par les écosystèmes agricoles dans les systèmes de grandes cultures des simulations dynamiques des interactions entre le système de culture, le sol et le climat ont été réalisées via l'utilisation du modèle STICS (« *Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard* ») (Brisson et al., 1998, 2002, 2003, 2009).

3.2.1 Usage de STICS comme outil de simulation pour les systèmes de grande culture

STICS ([Figure 3.1](#)) est un modèle biophysique qui permet de simuler au pas de temps journalier le fonctionnement du système sol-culture (cultures annuelles, pérennes, maraîchères et intermédiaires) dans un grand nombre de conditions pédoclimatiques. *Son principal objectif est de simuler les conséquences des variations du milieu et du système de culture sur la production d'une parcelle agricole ou sur l'environnement.* Pour ce faire, STICS simule la croissance et le développement de la culture ainsi que les cycles du carbone, de l'eau et de l'azote. En conséquence, il a été paramétré et est utilisé dans une large gamme de situations pédoclimatiques à l'échelle de la France et au-delà.

Dans STICS, l'unité de simulation de base (USM) correspond à une parcelle homogène en termes de sol, de climat et de pratiques culturales pour une culture (avec éventuellement une culture associée) et une année culturale (Le Bas, 2016). Au sein de chaque USM, STICS représente explicitement les effets des techniques culturales (Le Bas, 2016) : le travail du sol, la date de semis/ récolte (calculée ou imposée), l'irrigation (doses et dates imposées ou calculées automatiquement par le modèle), l'apport en azote (par fertilisation minérale ou organique, résidus de culture, pluie ou eau d'irrigation), la récolte et la gestion des résidus de culture.

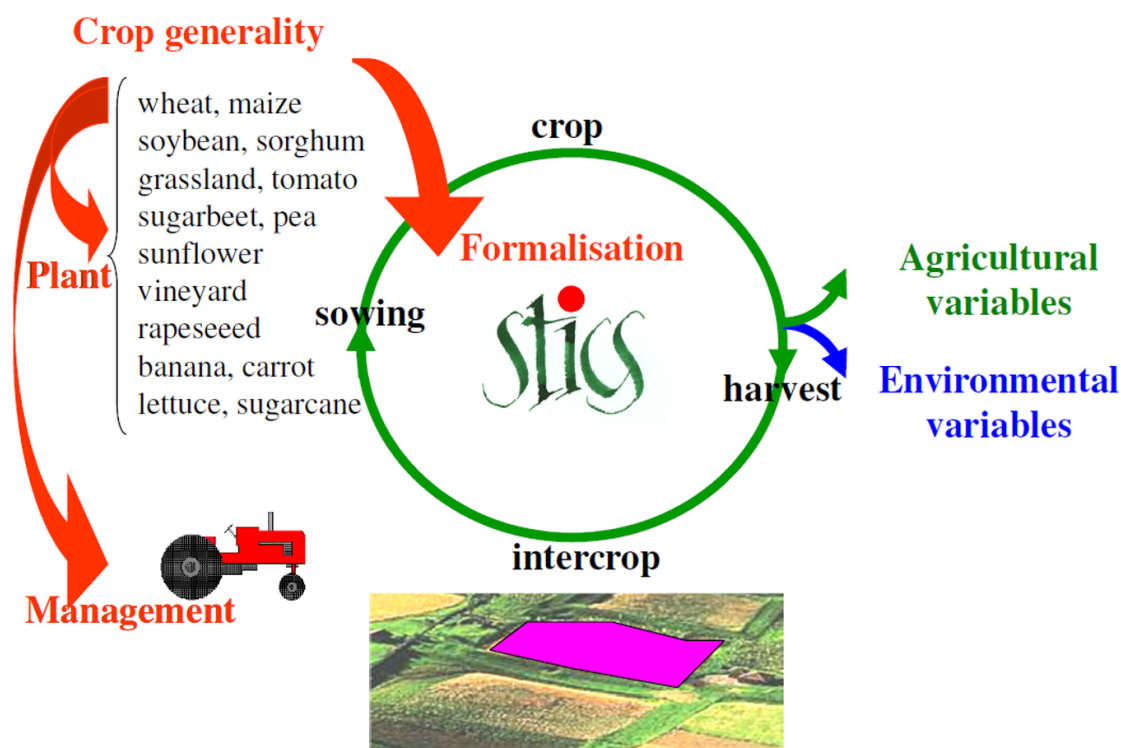


Figure 3.1 – Structure générale du modèle STICS (issu du document « *General Presentation STICS 1 Introduction* »).

3.2.2 Les données d'entrée utilisées pour paramétrer le modèle, et leurs sources

Pour les simulations, STICS doit être renseigné par des données d'entrée concernant le climat, le sol et le système de culture. Dans EFES-EA, ces données ont été définies selon différentes bases de données :

- Le **climat** – température (°C), pluviométrie (mm), évapotranspiration potentielle (mm), rayonnement global (J/m²) – a été caractérisé grâce aux données météo SAFRAN (*Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie*) (Durand et al., 1993; Quintana-Seguí et al., 2008) de Météo France. Ces données sont disponibles à l'échelle de mailles climatiques de 8 km × 8 km qui couvrent l'ensemble du territoire métropolitain (n = 8 987 mailles au total). Dans le cadre de EFES-EA, ces données ont été mises à disposition par l'Unité de service Agroclim (<https://www6.paca.inra.fr/agroclim>) de l'INRA.
- Les **caractéristiques et propriétés des sols** (ex. taux d'argile et de calcaire, densité apparente, pH eau, etc.) ont été renseignées à partir de l'application de règles

de pédotransfert sur les données qualitatives (ex. texture des sols) de la *Base de Données Géographiques des Sols de France* (BDGSF) (Jamagne et al., 1995) au 1 : 1000000ème. Ces données ont été mises à disposition par l'Unité de service Infosol de l'INRA, qui coordonne plusieurs systèmes d'information sur les sols.

- Les **séquences de culture** (enchainements temporels des séquences) ont été caractérisées à partir du traitement des Registres Parcellaires Graphiques (RPG)² annuels 2006 à 2012 via un algorithme de reconstruction de séquences développé par l'INRAE (voir Leenhardt et al., 2012).
- Les **pratiques culturales** – variétés de cultures (comprenant les dates de semis et récolte) ; gestion de la fertilisation azotée et des résidus de cultures (exportation et enfouissement de la biomasse) ; travail du sol ; gestion de l'irrigation ; gestion de l'interculture et des cultures intermédiaires – ont été caractérisées à partir du traitement des enquêtes « Pratiques Culturales³ » de 2006 et 2011 du Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère en charge de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt.

3.2.3 Création des unités de simulation

Dans EFESE-EA, les simulations via STICS ont été réalisées au pas de temps journalier sur 30 ans (période 1983-2013) à la résolution spatiale d'unités pédoclimatiques (UPC). Les UPC désignent des unités de surface considérées homogènes en termes de type de sol et de climat. Celles-ci correspondent dans EFESE-EA à l'intersection spatiale entre les *Unités Cartographiques de Sol* (UCS, $n = 318$ de tailles très variables, de 10 à 827 607 ha) issues de la *BDGSF* et les 8 987 mailles SAFRAN. À l'échelle du territoire métropolitain, ce croisement spatial correspond à 30 966 UPC de taille très variable (de 0,01 à 6 400 ha) et de surface moyenne 1 772 ha. Par souci de simplification, 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface ont *in fine* été retenues dans EFESE-EA. Seules les 10 263 UPC présentant des séquences de grandes cultures ont été considérées pour les simulations conduites avec STICS [Figure 3.2](#).

2. Contours des parcelles et îlots culturaux et leur groupe de cultures majoritaire à l'échelle de la France entière.

3. Les enquêtes sur les pratiques culturales décrivent les interventions des exploitants agricoles sur leurs parcelles entre une récolte et la suivante : travail du sol, semences utilisées, engrais épandus et traitements phytosanitaires.

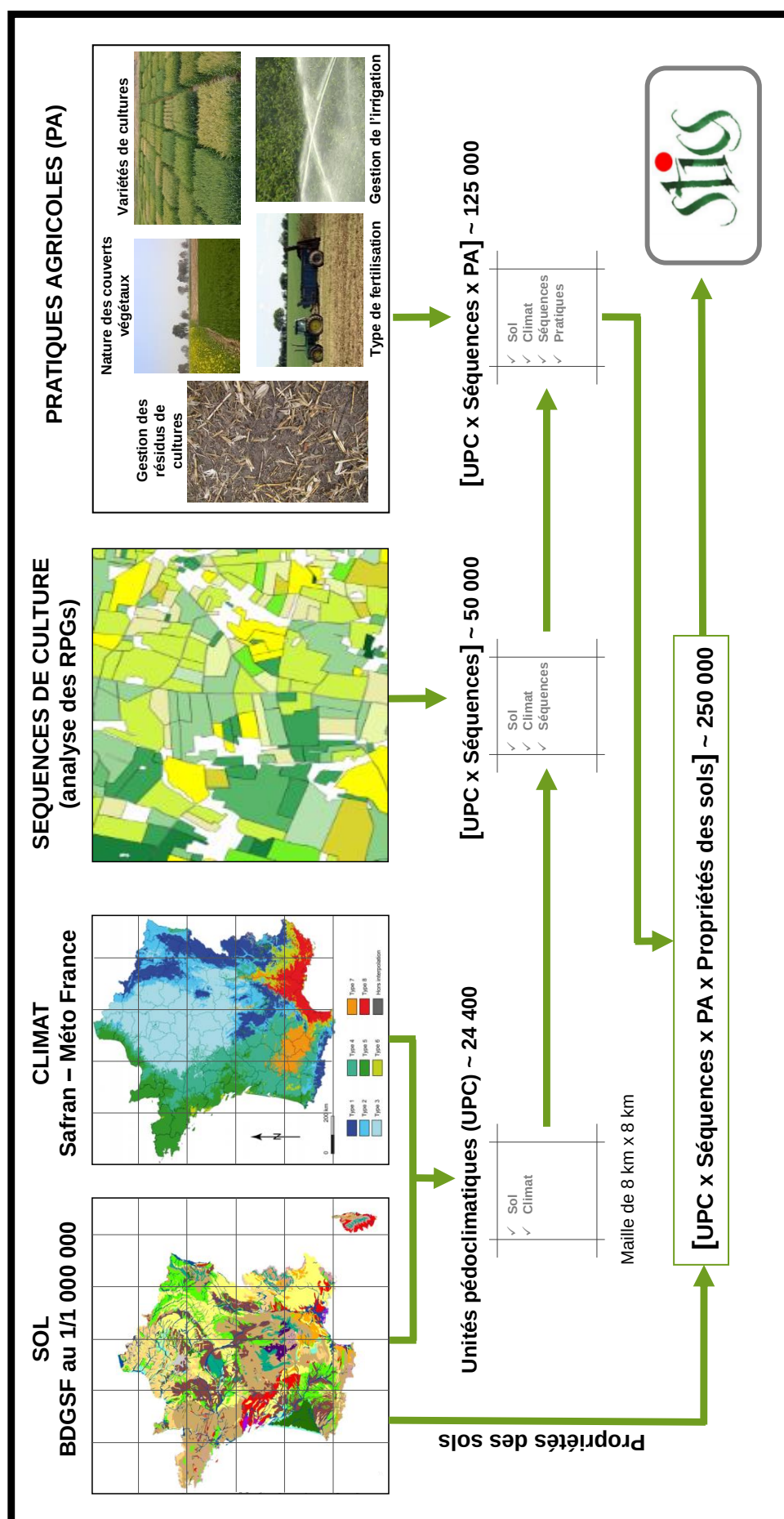


Figure 3.2 – Synoptique du dispositif de simulation-évaluation des services liés au fonctionnement du sol et de bien agricoles mis en œuvre dans EFSE-EA, adapté du rapport final.

3.2.4 Modalités d'exécution des simulations

Pour chaque UPC, les systèmes de grande culture ont été simulés (voir détail dans l'Annexe 8-D du Rapport intégral EFES-EA) :

- **Deux grands types de systèmes de culture** ont été représentés : (i) *les systèmes de grande culture à vocation de production de biens végétaux non consommés par les animaux* et (ii) *les systèmes de grande culture dont les productions sont utilisées pour la production de biens animaux*. Les premiers sont représentés avec une fertilisation minérale uniquement et une exportation des grains uniquement. Les seconds sont représentés avec une fertilisation combinant apports de fertilisants organiques et minéraux, et avec, systématiquement, exportation des pailles et récolte du maïs en ensilage (exportation des grains et cannes) (Rapport intégral EFES-EA, p.540) ;
- **Les couverts intermédiaires** ont été simulés dans les séquences des UPC incluses dans le zonage Zone Vulnérable 2012 de la Directive « Nitrates⁴ » en France. *Ils ont été simulés avant culture de printemps à l'exception des périodes d'interculture précédée de maïs grain ou de betteraves du fait des incompatibilités entre les dates de récoltes de ces cultures et les dates de semis des couverts intermédiaires. Les deux cultures intermédiaires simulées sont la moutarde blanche et le raygrass d'Italie ;*
- **Variétés, dates de semis et récolte** : seule la variété dominante par culture a été considérée dans les simulations STICS. Le **Tableau 3.2** présente ces variétés pour les huit grandes cultures simulées. Pour les dates de semis, le jour médian de la quinzaine dominante a été considéré. Les dates de récoltes sont estimées par STICS à la date d'arrivée à maturité de la culture ;
- **Deux grands types de mode d'exportation de la biomasse des cultures de rente** ont été représentés dans les simulations : (i) *dans les systèmes de culture avec fertilisation minérale uniquement, seuls les « grains » sont exportés*, (ii) *dans les systèmes de culture avec fertilisations organique et minérale combinées, les pailles des céréales sont exportées et le maïs est récolté pour l'ensilage (exportation de la biomasse aérienne)* (Rapport intégral EFES-EA, p.544) ;
- **Les résidus de culture** ont été considérés comme enfoui systématiquement ;
- **Travail du sol** : seules des systèmes en travail du sol conventionnel ont été simulés ;
- **Gestion de l'irrigation** : par souci de simplification dans EFES-EA, *seul le maïs a été simulé avec une irrigation, et ce uniquement dans les UPC où le maïs a été conduit majoritairement avec irrigation en 2009⁵, et comportant toujours du maïs en 2012.*

4. La Directive « Nitrates » est l'un des premiers instruments législatifs mis en place par l'UE en 1991 pour lutter contre la pollution des eaux causée par les nitrates d'origines agricoles (voir <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=URISERV:128013>) [consulté le 02/07/2019].

5. Dernière année avec une information sur l'irrigation disponible dans le RPG.

Table 3.2 – Variétés disponibles par espèces dans STICS et choix faits pour EFESE – Rapport intégral EFESE-EA, p.541.

Culture	Nombre de variétés disponibles dans STICS	Choix pour EFESE-EA
Blé tendre d'hiver	9	Soissons
Maïs grain ou ensilage	6	f(maille, culture suivant)
Pois de printemps	1	Baccara
Colza	3	Goeland
Tournesol	2	Melody
Betterave	1	Betterave

L'état des sols à l'initialisation des simulations en termes d'azote et de carbone organique provient des données de [Mulder et al. \(2015, 2016\)](#).

Du fait de manque de données, les pratiques d'irrigation ont été simulées automatiquement par STICS de manière à couvrir 85% des besoins en eau de la culture. Les UPC ont été représentées sans pente dans les simulations par soucis de simplification. Une procédure classique de mise à l'équilibre des sols (deux années de simulation « à blanc ») a été réalisée pour estimer les états hydriques et en azote minéral initiaux.

In fine, le jeu de données EFESE-EA issu des simulations STICS permet de caractériser 49 935 situations de production (situations pédoclimatiques et de systèmes de cultures) de grande culture à l'échelle de la France entière.

3.2.5 Sites d'étude

Les données générées dans les études EFESE-EA et 4p1000 couvrent la totalité du territoire métropolitain cultivé en grandes cultures, ce qui correspond à une large gamme pédoclimatique. Les résultats d'EFESE-EA montrent une forte dépendance au climat pour certains services, comme le service de restitution en eau bleue, par exemple. Pour analyser plus finement les effets du type de sol et des couverts intermédiaires, ce travail de thèse a donc été conduit sur un sous-ensemble du territoire.

- L'analyse des relations entre services, présentée au [chapitre 4](#), est principalement réalisée sur les plaines du centre et du Nord de la France, l'une des zones céréalières les plus productives d'Europe ([de Frutos Cachorro et al., 2017](#)). Elles sont situées en climat dit « océanique modifié » ([Joly et al., 2010](#)) et les sols dominants sont des cambisols, luvisols, umbrisols et fluvisols. Cette zone d'étude couvre 3748 unités pédoclimatiques et 15296 situations de production.
- L'analyse des effets des espèces et des modes de gestion des couverts intermédiaires, présentée au [chapitre 5](#), a été réalisée pour 6 grands types de situation de production de la Beauce correspondant à la combinaison des deux rotations types dominantes (blé-maïs et blé-blé-betterave) et des 3 types de sol dominants (cambisol, luvisol et fluvisol) de cette zone de grande culture. Les données climatiques appliquées sur ces sols pour réaliser les simulations par STICS sont identiques.

Chapitre 4

Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services : Application to the main cropping area in France

L'analyse de la revue de littérature réalisée au [chapitre 2](#) a mis en évidence la nécessité de développer des méthodologies permettant d'analyser les relations indirectes entre la production agricole et les services, notamment de régulation. En nous appuyant sur le dispositif de quantification présenté au chapitre précédent, nous présentons ici une telle méthodologie, basée sur des arbres de régression multivariée (Multivariate Regression Tree en anglais – MRT), associée à de l'analyse de données et de la cartographie. Nous démontrons son intérêt par sa mise en application à l'échelle des systèmes de culture des plaines du centre et du Nord de la France (majoritairement le bassin de production parisien).

Les résultats présentés dans ce chapitre ont donné lieu à une communication orale :

- Obiang Ndong, G., Cousin, I., Therond, O., 2019. Using structural equation modeling to understand the relationships between ecosystem services and their underlying drivers in French agricultural landscapes. Wageningen Soil Conference 2019 : Understanding soil functions, https://wageningensoilconference.eu/2019/wp-content/uploads/2019/08/WSC2019_Book_of_Abstracts.pdf, (p.46), August 2019, Wageningen, Pays-Bas.

Une communication des résultats de ce chapitre a également été accepté comme « Poster » – titre : A new method for analyzing relationships between soil ecosystem services through their driving factors – pour le colloque Eurosoil qui devait initialement se tenir du 24 au 28 août 2020 à Genève (Suisse). Toutefois, pour des raisons liées à la crise sanitaire mondiale du COVID-19, l'évènement a été reporté en août 2021, soit dans les mois suivant la fin de thèse.

Ce chapitre est aussi rédigé sous la forme d'un article scientifique, publié dans la revue Science of the Total Environment sous la référence : Obiang Ndong, G., Villerd, J., Cousin, I., Therond, O. Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services : application to the main cropping area in France, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142815>.

PS : Dans la section « **Materials and methods** » de ce chapitre, nous avons omis de préciser que les sorties de simulations STICS au pas de temps journalier ont été moyennées sur la période de simulation (30 ans) pour le calcul des indicateurs de SE et des variables relatives aux déterminants potentiels des relations entre SE.

4.1 Abstract

Analysis of trade-offs and synergies between ecosystem services (ES) and their underlying drivers is a main issue in ES research. The analysis is complex and requires innovative analytical approaches. To address this complexity, we used an original approach that combines a multivariate regression tree (MRT), data analysis, and spatial mapping. We applied this approach to the main cropping region in France (mainly the Paris basin of production) using an existing dataset (i.e. soil, climate, crop sequences and management) from the French National Ecosystem Assessment to determine relationships between agricultural production, two services to farmers – nitrogen provision to crops and water provision to crops – and three services to society – blue water provision, water quality regulation, and climate regulation. To support land managers and decision-makers, we also analyzed the extent to which manageable soil properties and agricultural practices (crop rotation and management) are major drivers of trade-offs or synergies. We demonstrated that water quality regulation, nitrogen provision to crops, and climate regulation have synergistic relationships in production situations in the northeastern region of the study area due to the types of crop rotation, frequency of cover crops in the crop rotation, the soil pH, and the soil available water capacity. We also identified that cover crops, while promoting these three ES, can drive a trade-off between two key water-related services : water provision to crops and blue water provision (i.e. between a service to farmers and one to society). By capturing non-linear relationships and threshold effects, our MRT-based approach overcomes the main limitations of classic statistical approaches. The approach is also spatially explicit and simple and intuitive to interpret, especially for non-scientists ; our results thus provide researchers and ecosystem managers (e.g. agricultural policy makers) with key information to design ecosystem management strategies that promote a balanced bundle of ES.

4.2 Introduction

Ecosystem services (ES) are defined as the direct and indirect contributions that ecosystems (i.e. living systems) make to human well-being (Haines-Young et Potschin, 2010a; TEEB, 2010). Since the work of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), initiated to assess consequences of changes in the ecosystems on which human well-being depends and the means to deal with them, this concept has grown within the scientific community (Fisher et al., 2009; Vihervaara et al., 2010; Seppelt et al., 2011; Chaudhary et al., 2015) ; thus, the scientific literature to date includes many studies that have quantified ES (see for example review studies by Seppelt et al., 2011; Egoh et al., 2012; Martínez-Harms et Balvanera, 2012; Malinga et al., 2015; Schroter et al., 2016; Englund et al., 2017; Rau et al., 2019). Furthermore, the concept of ES has been integrated into public policies both locally and internationally (Cardinale et al., 2012).

Among the scientific issues in ES research, analysis of trade-offs or synergies between services is a main challenge for decision-makers (Fu et al., 2015). Trade-offs occur when the provision of one ES increases while another decreases (Rodríguez et al., 2006; Howe et al., 2014; Tomscha et Gergel, 2016), while synergies occur when two or more ES change in the same direction (Bennett et al., 2009; Howe et al., 2014). This analysis provides decision makers with key information for land management or planning (Castro et al., 2014). However, the trade-offs and synergies between ES are complex due to their large natural variation in space and time and their potential non-linear relationships (Bennett et al., 2009; Koch et al.; Power, 2010; Lester et al., 2013; Birkhofer et al., 2015) .

Among the many quantitative methods used to quantify and analyze ES trade-offs and synergies, common statistical methods include analyzing correlations (e.g. Spearman or Pearson), manifold learning (e.g. principal components analysis), clustering-based visualization (e.g. k-means clustering), graphical methods (e.g. petal diagrams, star coordinate system), and overlay analysis (see Mouchet et al., 2014; Birkhofer et al., 2015; Martinez-Harms et al., 2015; Lee et Lautenbach, 2016; Li et al., 2017b; Dade et al., 2018; Saidi et Spray, 2018; Vallet et al., 2018 for a review). Few studies to date have followed a more complex approach to analyze trade-offs between ES (Lautenbach et al., 2019). According to Mouchet et al. (2014), these methods are particularly appropriate for identifying positive or negative associations among ES and providing initial information to identify trends and compare the relative provision of multiple ES. Some of the methods (e.g. overlap analysis) are also simple and intuitive ways to identify spatially explicit ES associations (Mouchet et al., 2014). However, most of the methods have strong limitations (Mouchet et al., 2014; Lee et Lautenbach, 2016). For example, correlation analysis cannot adequately address potential non-linear trade-offs or synergies between ES and critical thresholds. The methods also cannot explore how multiple and complex external natural (e.g. solar radiation, precipitation) or anthropogenic (e.g. management practices) factors influence relationships between ES. Several authors (Bennett et al., 2009; Gos et Lavorel, 2012; Landuyt et al., 2016; Dade et al., 2018) indicate that understanding trade-offs and synergies between ES is insufficient without carefully examining the drivers and mechanisms that underlie the relationships.

To address these limitations, Cord et al. (2017a) suggest that future studies use innovative analytical approaches to quantify expected trade-offs or synergies better, and improve the understanding of the drivers that support them. For the drivers considered, future studies should go beyond examining the large-scale and coarsely defined drivers of changes in land use/land cover and the climate, which are often considered in studies, and provide more detailed and useful information to land managers and decision-makers (see Dade et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2020). To this end, several studies suggest that soil properties (e.g. Dominati et al., 2010, 2014; Adhikari et Hartemink, 2016; Calzolari et al., 2016; Greiner et al., 2017) and agricultural management practices (see Lee et al., 2019 review) are important for the supply of many ES (e.g. food production, water provision, climate regulation). However, according to reviews of Dade et al. (2018) and Obiang Ndong et al. (2020), only a few studies have considered these drivers when analyzing ES trade-offs or synergies.

The objective of this study was to present an innovative use of multivariate regression trees (MRT) to analyze trade-offs and synergies between ES and their drivers at a regional level. MRT is a method that originated in the field of ecology (Smith et al., 2019). To our knowledge, to date, MRT has not been used to investigate trade-offs and synergies between ES and their drivers. For example, a search performed in June 2020 with the keywords (“regression tree*”) AND (“ecosystem service*” AND (“bund*” OR “relationship*” OR “trade*” OR “synerg*”)) in the Web of Science Core Collection (Topic; from 2000 to 2020) returned only 20 references. Only three of them explicitly relate to ES analysis. Rositano et al. (2018) used k-means clustering and classification trees to identify the dependence of ES supply on the variation in environmental and crop management factors in Pampean agroecosystems. Lutz et al. (2016) used regression trees to investigate trade-offs between three ES across the state of New Hampshire, USA. Zhang et Ouyang (2019) used boosted regression trees to explored relationships between key ecological indicators at different scales. Thus, these three studies used only univariate or boosted regression trees (vs. multiple regression trees) to determine the influence of multiple predictor variables on a single response variable.

We used an MRT-based approach (i.e. a combination of MRT, data analysis, and spatial mapping) to address two major research issues in the analysis of ES relationships : (i) Do trade-offs or synergies between ES exist, and if so, where are they located in the landscape ? and (ii) What drivers influence spatial variation in trade-offs and synergies between them ?

4.3 Materials and methods

We applied our MRT-based approach to part of the dataset produced by the French National Ecosystem Assessment (NEA) of agricultural ecosystems (see [Therond et Tibi, 2018](#)) to analyze trade-offs and synergies between agricultural production (goods) and ES related to soil functioning provided to farmers and society in the main cropping region in France.

4.3.1 Dataset of ecosystem service levels

The French NEA of agricultural ecosystems – part of the French version of the European MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) program (<https://biodiversity.europa.eu/maes>) – was performed from 2014 to 2017. [Therond et Tibi \(2018\)](#) provide a detailed description of the study that was performed within this program to assess ES in agricultural areas in France. The main objective of this study was to estimate the range of ES and goods that agricultural ecosystems provide by using the finest-scale and most current biophysical assessment approaches and databases.

The crop-plant simulation model STICS (“Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard”) ([Brisson et al., 1998, 2002, 2003, 2009](#)) was used to predict agricultural production (goods) and five ES related to soil functioning : two services to farmers (i) nitrogen (N) provision to crops and (ii) water provision to crops (i.e. crop transpiration, hereafter called green water) and three services to society (iii) blue water provision (i.e. water flowing from agricultural ecosystems to hydrosystems), (iv) water quality regulation, and (v) climate regulation through carbon (C) sequestration in the soil. Specific indicators were developed in the French NEA to assess the levels of ES ([Tableau 4.1](#)). STICS was chosen because it had been determined to simulate dynamics of agrosystems accurately for a wide range of agro-environmental variables and conditions in France ([Coucheney et al., 2015](#)).

In the French NEA, STICS was run on a daily time step for a 30-year period (1983–2013) for the main cropping systems in pedoclimatic units (“PCUs”) in mainland France. PCUs correspond to the spatial intersection between soil mapping units of the 1 :1,000,000 French Soil Geographical Database ([Jamagne et al., 1995](#)) and the 8 km × 8 km SAFRAN climate grid ([Durand et al., 1993](#); [Quintana-Seguí et al., 2008](#); [Vidal et al., 2010](#)). Only the 23,149 PCUs with more than 100 ha of agricultural area, as described in the French Land Parcel Identification System, were considered in the French NEA, because they represented 99.2% of the total agricultural area in France. They represented 27.29 Mha of annual and perennial crops, grasslands, market gardens, and fallow land.

Initial soil organic C (SOC) stocks in the first 0.3 m of the soil were estimated from data provided by [Mulder et al. \(2016\)](#) at a 90 m × 90 m resolution, considering only pixels with crops in each PCU. Soil organic N content (0–0.3 m) was then calculated using a constant C:N ratio of 11 and the bulk density of this layer for each soil type. The other soil characteristics used by STICS (clay content, water content at field capacity and at the permanent wilting point) were estimated using pedotransfer rules applied to the 1 :1,000,000 French

Table 4.1 – Biophysical indicators of agricultural production and the five ecosystem services used in the study.

Ecosystem service	Indicator	Units	Calculation method	Variable	Definition	Units
Agricultural production	Biomass-based energy sources (EP)	$10^7 \text{ kcal ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$	$EP = \text{crop yield} \times \text{energy content coefficient}$	Mafruit (crop yield)	Biomass of harvested organs	$\text{t ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
				DMexported (crop yield)	Cumulative amount of harvested biomass (for maize fodder)	t ha^{-1}
				Energy content coefficient (kcal per 100 g)	Wheat : 379 ; sugar beet : 70 ; maize (grain and forage maize) : 384 ; sunflower (grain) : 636 ; rapeseed : 641 ; and, winter and spring pea (grain) : 381	kcal yr^{-1}
				Nmineral_from_plt	Cumulative amount of N mineralized during the crop cycle (sowing to harvest)	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
Nitrogen (N) provision to crops	Amount of mineral N supplied by the ecosystem during the cropping cycle (i.e. N mineralized from humus and residues, and N from fixation)	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$	$N_{\text{mineral_from_plt}} + Q_{\text{fix}}$	Qfix	Amount of N fixed symbiotically between two cuts	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
				cep_sirr	Cumulative transpiration during the cropping season, without irrigation	mm yr^{-1}
				cep_irr	Cumulative transpiration during the cropping season with irrigation	mm yr^{-1}
Water provision to crops (called green water)	Amount of water restored to the soil during the cropping cycle based on maximum evapotranspiration crop needs	Dimensionless	$\frac{cep_sirr}{cep_irr}$	drat	Cumulative amount of water drained at the base of the soil profile during the simulation period	mm yr^{-1}
				rr_mm	Precipitation (from Meteo France data)	mm yr^{-1}
				totapN	Cumulative amount of mineral N added via mineral and organic fertilizers	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
Water quality regulation	The proportion of N not leached	Dimensionless	$\frac{totapN + minN - Q_{les}}{totapN + minN}$	Qles	Cumulative amount of NO3-N leached at the base of the soil profile	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
				Qminh	Cumulative amount of mineralized N derived from humus decomposition	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
				Qminr	Cumulative amount of mineralized N derived from organic residue decomposition	$\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
Climate regulation (carbon sequestration in the soil)	Relative annual change (%) in soil organic carbon (SOC) stock (in the 0-0.3 m horizon)	Dimensionless	$\frac{SOC_final - SOC_initial}{SOC_initial}$	SOC_initial	Amount of C in humified organic matter (active + inert fractions) ; year = 1983	$\text{mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$
				SOC_final	Amount of C in humified organic matter (active + inert fractions) ; year = 2013	$\text{mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$

soil data (Jamagne et al., 1995).

A two-step approach was used to describe the dominant cropping systems (i.e. rotation and crop management practices) in each PCU. First, the crop rotation database developed by the French National Research Institute for Agriculture, Food and Environment (INRAE), (Leenhardt et al., 2012) was used to identify the main crop rotations in each PCU. For each PCU and by type of crop rotation (i.e. pure crop or ley/crop) one dominant rotation was selected if it represented more than 50% of the agricultural area. Otherwise, we selected the first two dominant rotations with an area greater than 10% of the PCU area. Based on these rotations and the crops calibrated in STICS, the crops simulated were maize (grain and forage maize), winter wheat, rapeseed, sugar beet, sunflower, and winter and spring pea. For maize, one cultivar with a precocity adapted to the number of growing degree days between sowing and harvest for at least 8 out of 10 years was selected per PCU. For the other crops, we selected the most common cultivar used in France for which STICS was calibrated.

Second, management practices for each simulated crop were determined using results of the French Agricultural Practices Survey conducted in 2006 and 2011 (Agreste, 2014). Since these data are considered representative of administrative regions (geocode standard NUTS II) and are available only at this level, median observations per crop and region were used for sowing and harvest dates, mineral or organic fertilizer doses, splitting of mineral N fertilization, percentage of crops with organic N fertilization, type and frequency of organic N fertilization, and frequency of tillage.

Ultimately, STICS was run to simulate daily dynamics of 49,935 production situations in 10,263 PCU that covered all arable land in France, for annual crops only (since perennial crops, grasslands, market gardens, and fallow land were not simulated with STICS, we excluded them from this study). The production situations corresponded to a combination of soil type, climate, dominant rotation, and median crop management practices (see Willocquet et al., 2008). STICS simulation outputs were used in calculations to estimate the indicators of agricultural production and the five ES selected (Tableau 4.1). Descriptive statistics of these indicators are shown in “Annexe 4” in the Supplementary material. To ensure that the yield data were similar among crops, simulated biomass dry matter yields were transformed into energy yields using energy content coefficients like in Ditttrich et al. (2017) and Xu et Liu (2019). The energy content coefficients of wheat, sugar beet, maize (grain and forage), sunflower, rapeseed, and pea were 379, 70, 384, 636, 641, and 381 kcal/100 g dry matter, respectively.

Because these indicators of agricultural production and ES had different units, they were normalized to range from 0 to 1, as follows :

$$X'_i = (X_i - X_{min}) / (X_{max} - X_{min}) \quad (4.1)$$

where X'_i is the normalized value of the indicator, X_i is the value of the indicator for each production situation, and X_{min} and X_{max} are the minimum and maximum value of each considered indicator variable over the production situations, respectively.

According to Calzolari et al. (2016), this equation “gives high priority (i.e. values close to 1) to higher values of the considered indicator; the lowest value, 0, does not indicate that the function is not provided, but that it is the lowest in the considered area”. The

normalization should provide a meaningful comparison of indicators to identify trade-offs and synergies.

4.3.2 Selecting potential drivers of trade-offs/synergies in ecosystem service

To analyze drivers of trade-offs or synergies between agricultural production and ES, we selected 16 potential driver variables (Tableau 4.2) that were either initial inputs used in STICS or certain outputs simulated by it. To support land managers and decision-makers, we considered only manageable drivers (i.e. manageable soil properties and agricultural practices (crop rotation and management)). For soil properties, we selected SOC content, pH, and calcium carbonate (CaCO_3) content. These soil characteristics are frequently included in ES studies that focus on soil functioning (see Adhikari et Hartemink, 2016; Greiner et al., 2017) and are included in the minimum dataset for representing soil quality (Garrigues et al., 2012).

Table 4.2 – Sixteen variables used as proxies of potential drivers of trade-offs and synergies between agricultural production and ecosystem services; See “Annexe 4” in the Supplementary material for descriptive statistics of the crop rotation and management practice drivers.

Driver type	Definition	Units
Crop rotations	Number of crops and cover crops in the rotation	Absolute
	Number of crops in the rotation (excluding cover crops)	Absolute
	Frequency of cover crops in the crop rotation	%
	Frequency of wheat in the crop rotation	%
	Frequency of rapeseed in the crop rotation	%
	Frequency of beet in the crop rotation	%
	Frequency of forage maize in the crop rotation	%
	Frequency of grain maize in the crop rotation	%
	Frequency of sunflower in the crop rotation	%
	Frequency of spring pea in the crop rotation	%
	Frequency of winter pea in the rotation	%
Management practices	Cumulative amount of mineral N added via mineral and organic fertilizers	kg N ha ⁻¹
	Soil organic carbon (C) inputs to the soil profile	kg C ha ⁻¹
Soil properties	Initial soil organic C stock	mg C ha ⁻¹
	Soil pH	Unitless
	Calcium carbonate content	%

For agricultural practices, we selected characteristics of crop rotations (i.e. number of crops simulated and the frequency of each, namely the percentage of the number of crops in rotation) and crop management practices. (i.e. mineral N added via mineral/organic fertilizers and SOC inputs to the soil profile).

4.3.3 Multivariate regression tree approach for analyzing trade-offs/synergies between ecosystem services

We used a MRT approach (i) to analyze trade-offs and synergies between agricultural production and the five ES selected (Tableau 4.1), and (ii) to identify potential drivers (Tableau 4.2) that influence the spatial variation and ES trade-offs and synergies in the study area.

MRT is a machine-learning technique developed by De’ath (2002). As an extension of univariate regression trees (Breiman et al., 1984), MRT can address more than one response variable (Questier et al., 2005) and “can be used to analyze complex ecological data, and especially to explore, describe, and predict relationships between multispecies data and environmental characteristics” (De’ath, 2002). According to Borcard et al. (2018), “MRT is a powerful and robust method that can handle a wide variety of situations, even those where some values are missing, and where the relationships between the response and explanatory variables are non-linear or high-order interactions among explanatory variables are present.”

MRT were fitted using R statistical software (R Core Team, 2020), specifically the archive version 1.6-2 of the R package “mvpart” (rpart by Terry M Therneau et al., 2014). MRT was used as an exploratory approach to identify dependence between the ES bundles i.e. “sets of ES that repeatedly appear together across space or time” (Raudsepp-Hearne et al., 2010) and their underlying drivers. Thus, the 16 potential drivers (Tableau 4.2) were considered explanatory variables, and the agricultural production and five ES indicators (Tableau 4.1) were considered response variables. To ensure equal contribution to the multivariate response, the normalized values of agricultural production and ES indicators were used (“Équation 4.1”). The potential driver variables were not normalized, to facilitate interpretation in their original units.

To avoid overfitting, we first identified the optimal tree size by following a 10-fold cross validation procedure and selecting the tree size that minimized the cross-validated error (as described by Breiman et al., 1984). We then plotted the error vs. tree size (i.e. model complexity), which showed that the size selected lay on the plateau of the curve. These preliminary analyses led us to decide that a shorter tree with five “leaves” was the best compromise between prediction and interpretability, because it allowed us to focus on a few interactions, and thus hypotheses to be tested with confirmatory methods in future studies. Consequently, the tree was pruned to five “leaves” in this study to balance the descriptive power of the tree with the interpretability of its results. The predictive accuracy of the MRT was assessed using a k-fold cross-validation procedure, as follows. The dataset was divided into $k = 10$ equal-sized subsets according to a widely used rule of thumb (see Kuhn et Johnson, 2013). A five-leaf MRT was fitted using the union of $k-1$ subsets as a training set and evaluated with the remaining subset as test set. By permutating the test subset, k five-leaf MRT were fitted and evaluated, and thus the mean of the k pseudo R^2 was considered as the predictive accuracy on unseen data. This cross-validation procedure was performed internally using *mvpart*. Like Smith et al. (2019), we replaced the bar plot generated by *mvpart* for each leaf with a boxplot to provide more detailed information.

To strengthen analysis of the tree, we calculated the “importance” of each driver according to the definition of importance of Breiman et al. (1984). Doing so allowed us to distinguish, among the driver variables that did not appear in the tree, those that explained nothing (zero importance) from those that were “masked” by another driver variable (i.e. “surrogate”). We also created boxplots of the initial drivers (“Annexe 5” in the Supplementary material), as for the initial input dataset of the MRT (Tableau 4.2), according to each leaf of the final tree. We also included drivers not initially present, such as yield, soil clay content, and available water capacity. Although the latter two are not manageable (i.e. do not depend on short- or medium-term human actions or cannot be changed without prohibitive costs Dominati et al., 2010), they provided crucial information about the soil (Dominati et al., 2010) that was relevant for analyzing the MRT results. In these boxplots, to understand whether the drivers differed significantly between the leaves of the final tree (i.e. significant differences of the production situations between leaves), the

non-parametric Kruskal-Wallis ANOVA test (KW) was performed (“Annexe 5” in the Supplementary material), using the R package *pgirmess* (Giraudoux, 2018). If significant differences were observed at $p < 0.05$, a multiple comparison rank test was performed to identify the differences.

4.3.4 Case study : the main non-irrigated arable agricultural systems in France

To illustrate the potential of the MRT approach, we applied it to identify relationships between agricultural production and the five ES in the PCUs located in the modified oceanic climate of the central and northern plains, as described in Joly et al. (2010). In this French sub-area, the mean annual temperature is about 11 °C, and the dominant soil classes (based on the World Reference Base for Soil Resources classification) are cambisols, luvisols, umbrisols, and fluvisols. This sub-area represents 3748 PCUs and 15,296 sampled non-irrigated production situations.

We applied the MRT approach to only one climate region to mitigate effects of strong climatic drivers that could hide effects of manageable drivers. For the same reason, we focused only on non-irrigated arable systems. We chose this climatic region because the central and northern plains of France correspond to “the most important agricultural production region of France and one of the biggest cereal producing regions in Europe” (de Frutos Cachorro et al., 2017). It also covers the most important aquifers in France - the Beauce groundwater area (nearly 10,000 km²) - with important water-deficit and associated water inflow issues (Verley, 2020).

4.4 Results

4.4.1 Spatial distribution of ecosystem services

Agricultural production and climate regulation levels had similar spatial distributions, especially in the center of the study area, where they mainly had moderate values (Figure 4.1). The spatial distribution of N provision to crops and blue water provision clearly shows strong opposite distributions in the northeastern areas : the blue water provision ES is lower than the median value, whereas N provision to crops is higher. The spatial distribution of water quality regulation and water provision to crops is also similar across the study area, and is mainly characterized by high values in the center. N provision to crops had the highest values in the western area of the study, whereas water provision to crops had the lowest values. See “Annexe 6” in the Supplementary material for the spatial distribution of agricultural production and ES in their original units.

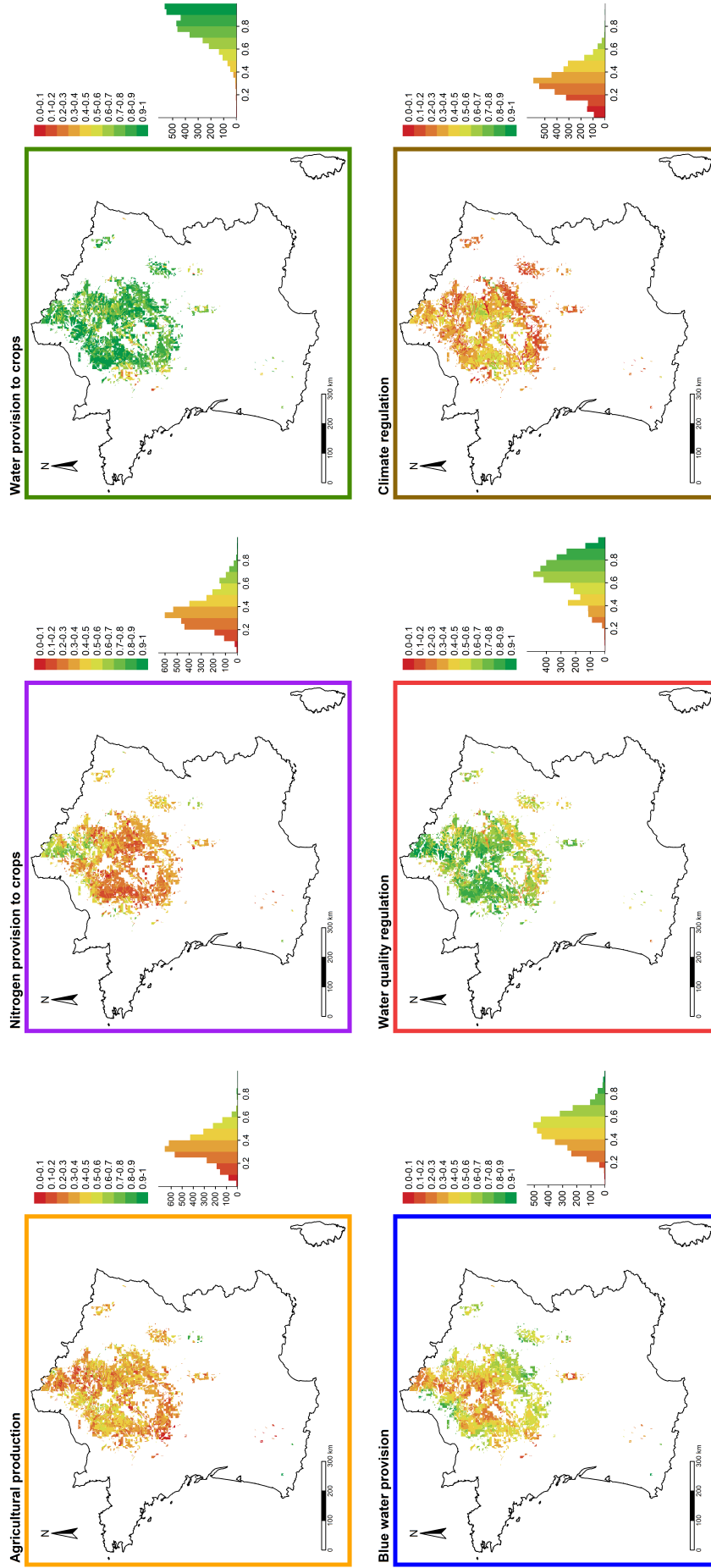


Figure 4.1 – Spatial distribution of levels of agricultural production and the five investigated ecosystem services (ES) in the arable area of the “modified oceanic climate of the central and northern plains”, at the resolution of pedoclimatic units ($n = 3748$). Levels are normalized from 0 (red) to 1 (green). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

4.4.2 Multivariate regression tree

The final MRT consisted of three split levels and five leaves (Figure 4.2). The accuracy (R^2) of MRT was 0.30 (1st cross-validated residual error) (i.e. the tree explained 30% of the variance).

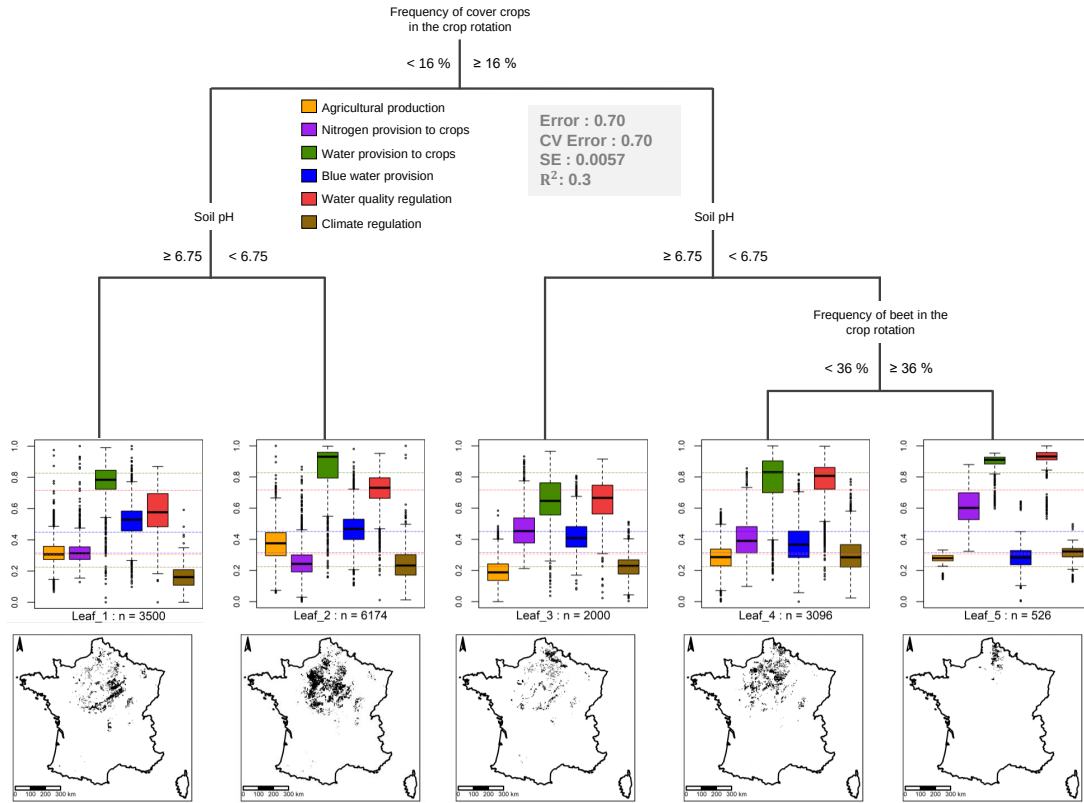


Figure 4.2 – Multivariate regression tree (MRT) results and mapping of production situations. The regression tree must be read from the top (root) to the bottom (leaf). It shows drivers of ecosystem services (ES) bundles, the bundles, and their associated maps. Each leaf in the tree (i.e. ES bundles) shows the number of associated production situations (n). Drivers of ES bundles and associated thresholds are specified along the branches of the tree. Statistical indices are shown in the gray box. Error = residual error (calculated with the same data used to fit the model), CV Error = mean residual error calculated following a 10-fold cross validation procedure to avoid overfitting, SE = standard error of the 10 CV errors. Cross-validated $R^2 = 1 - CV\ Error =$ percentage of variance explained by the tree, which ranged from 0 (poor set of predictors) to 1 (perfect set of predictors). For each leaf (ES bundles), the boxplots compare agricultural production and ES levels for normalized values ranging from 0 to 1. The central solid line in each box is the median of ES values of production situations in each leaf, and dots represent outliers (values outside the whisker range). The edges of each box are 25th and 75th percentiles. Boxplot whiskers are maximum and minimum values. Dashed horizontal lines behind boxplots represent the median agricultural production and ES values of all production situations investigated. This median value was used as a reference to compare ES levels among the leaves. The spatial distribution of each terminal group characteristic is shown in the maps.

Regression tree description

Three of the 16 potential drivers were selected to split the five leaves : the frequency of cover crops in the crop rotation (level 1 of the split), soil pH (level 2 of the split), and the frequency of beet in the crop rotation (level 3 of the split). Other drivers, such as $CaCO_3$ content, number of crops in the crop rotation, and mineral and organic N fertilization, were surrogates (“Annexe 7” in the Supplementary material).

At level 1 of the split, the tree distinguished production situations with a low frequency (< 16%) from those with a high frequency ($\geq 16\%$) of cover crops in the crop rotation. The former branch was then split (level 2) into two branches, that distinguished high soil

pH (≥ 6.75 , leaf 1) from low pH (< 6.75 , leaf 2). The branch for cover crop frequency $> 16\%$ also split into two branches that distinguished high pH (≥ 6.75 , leaf 3) from low pH (< 6.75). The latter branch was then split (level 3) into two branches that distinguished low frequency ($< 36\%$, leaf 4) from high frequency ($\geq 36\%$ for leaf 5) of beet in the crop rotation. Although PCUs of certain leaves were located throughout the entire study area, leaves tended to cluster by region of the study area : leaf 1 mainly in the southeast, east, and in the south of the Paris basin ; leaf 2 mainly in the Paris basin ; leaf 3 in the northeast ; leaf 4 in the center ; and leaf 5 in the northeast.

Regression tree analysis

Each leaf was analyzed based on the tree results (Figure 4.2 and Tableau 4.3) and the boxplots of the initial drivers (“Annexe 5” in the Supplementary material).

Table 4.3 – Qualitative interpretation of results of the multivariate regression tree. Green “++” and “+” symbols correspond to higher and moderately higher, respectively, agricultural production and ecosystem services in the leaf than in the other leaves. The “=” symbol indicates a median supply, while the red “–” and “-” symbols correspond to a lower and moderately lower supply, respectively.

	Leaf 1	Leaf 2	Leaf 3	Leaf 4	Leaf 5
Tree characteristics	Frequency of cover crops in the crop rotation ($< 16\%$)		Frequency of cover crops in the crop rotation ($\geq 16\%$)		
	Soil pH (≥ 6.75)	Soil pH (< 6.75)	Soil pH (≥ 6.75)	Soil pH (< 6.75)	
				Frequency of beet in the crop rotation ($< 36\%$)	Frequency of beet in the crop rotation ($\geq 36\%$)
Ecosystem service					
Agricultural production	=	+	- -	-	-
Nitrogen provision to crops	=	-	++	+	++
Water provision to crops	-	++	- -	=	++
Blue water provision	+	=	-	-	- -
Water quality regulation	- -	=	-	+	++
Climate regulation	-	=	=	+	++

— Leaf 1 : low frequency of cover crops in the southeastern and eastern regions of the study area

In leaf 1 production situations ($n = 3500$), levels of agricultural production and N provision to crops lay at the median of all situations investigated. Water quality regulation, climate regulation, and water provision to crops were below median, while blue water provision was above the median and thus had a trade-off relationship. Production situations in this leaf were characterized mainly by a short crop rotation that included a monoculture of wheat and a wheat-rapeseed rotation, which were associated with high mean mineral/organic fertilization (> 175 kg/ha) (“Annexe 5”). They were located over slightly alkaline and calcareous soils (pH > 7 and CaCO_3 content about 10%, respectively) and had a lower available water capacity (< 100 mm) than those of the other leaves.

— Leaf 2 : low frequency of cover crops around the Paris basin of production

In leaf 2 production situations ($n = 6174$), water quality regulation, climate regulation, and blue water provision lay at median levels. Agricultural production and water provision to crops were particularly high, while N provision to crops was moderately low. Thus,

these production situations had a synergistic relationship between agricultural production and water provision to crops, but a trade-off relationship between these two ES and N provision to crops. As for leaf 1, production situations in this leaf were characterized mainly by a short crop rotation that included a monoculture of wheat and a wheat-rapeseed rotation which were associated with high mean mineral/organic fertilization (> 175 kg/ha) (“Annexe 5”). However, the soil was slightly acidic ($\text{pH} < 7$), without CaCO_3 , and had a moderately low available water capacity (< 150 mm).

— Leaf 3 : medium frequency of cover crops in the northeastern region of the study area

In leaf 3 production situations ($n = 2000$), the climate regulation lay at the median level, while agricultural production, water quality regulation, water provision to crops, and blue water provision levels were low to very low. Since N provision to crops was particularly high, it had a trade-off relationship with agricultural production and the other regulating ES, except climate regulation. Unlike leaves 1 and 2, leaf 3 was characterized mainly by a long crop succession that included a wheat-beet-rapeseed-sunflower rotation associated with a medium frequency of cover crops and medium mean mineral/organic fertilization (< 160 kg/ha) (“Annexe 5”). Like for leaf 1, the soil was slightly alkaline ($\text{pH} > 7$), but particularly calcareous (CaCO_3 content of about 15%), and had a lower clay content ($< 15\%$) than the other leaves. The available water capacity was also low (< 100 mm), as for leaf 1.

— Leaf 4 : medium frequency of cover crops in the center of the study area

In leaf 4 production situations ($n = 3096$), water quality regulation, N provision to crops, and climate regulation levels were moderately high. Agricultural production and blue water provision were moderately low, with a median level of water provision to crops. Thus, production situations in this leaf had a synergistic relationship between water quality regulation, N provision to crops, and climate regulation. However, these three ES had a trade-off relationship with agricultural production and blue water provision. Like for leaf 3, production situations in this leaf were characterized mainly by a long crop rotation associated with a medium frequency of cover crops and a medium mean mineral/organic fertilization (< 160 kg/ha). The only difference with the rotations in leaf 3 was the presence of spring pea instead of sunflower. The soil was slightly acidic ($\text{pH} < 6.75$) without CaCO_3 , like for leaf 2, but the available water capacity was moderately high (about 170 mm).

— Leaf 5 : high frequency of cover crops in the northeastern region of the study area

In leaf 5 production situations ($n = 526$), water quality regulation, N provision to crops, climate regulation, and water provision to crops were particularly high. Agricultural production and blue water provision were low. Thus, there was a strong synergistic relationship among all regulating ES, except blue water provision. However, these four ES had a trade-off relationship with agricultural production and blue water provision. Production situations were characterized mainly by a short crop rotation, such as wheat-beet, and associated with a high frequency of cover crops and a medium mean mineral/organic fertilization (< 160 kg/ha), like for leaves 3 and 4. SOC inputs to the soil profile (about 4 t ha^{-1}) and available water capacity (> 200 mm) were higher than those in the other leaves. The soil was slightly acidic ($\text{pH} < 6.75$) without CaCO_3 , like for leaves 2 and 4.

4.5 Discussion

4.5.1 Drivers of relationships between ecosystem services

Our results suggest that in non-irrigated temperate cropping systems, crop rotation, cover crop frequency, N fertilization practices, and certain key soil properties or components (e.g. pH, CaCO_3 content, available water capacity) are major drivers of multiple ES. Except for available water capacity, these relevant drivers are manageable and thus can be modified via adapted management strategies (Dominati et al., 2010; Robinson et al., 2013). However, altering drivers such as pH and CaCO_3 content significantly often requires large amounts of inputs and/or time, which can involve prohibitive costs in the long term. Moreover, these two drivers may serve as proxies for other fertility-related soil properties that can co-vary with them, such as cation exchange capacity or soil texture, which are much more difficult (if not impossible) to alter. Our results provide practical information for landscape management and spatial planning. They can help landscape managers and stakeholders identify which ES bundles can be developed more than others for a given study area, although it is rarely as simple to achieve.

The crop rotation is a strong driver of ES since it determines water, N, and C cycles over cropping seasons and years (Lin, 2011; Kremen et al., 2012; Duru et al., 2015). The effects of pH, followed by CaCO_3 content (a surrogate in our analysis, “Annexe 7” in Supplementary material), are recognized as key drivers of soil organic matter mineralization (Clivot et al., 2017) and thus of ES related to N and C cycles (here, N provision to crops, water quality regulation, and climate regulation). Available water capacity influences water flows in the soil (i.e. the higher the available water capacity, the lower the percolation) and, as expected, blue water provision and water quality regulation (O’Geen et al., 2010).

4.5.2 Relationships between agricultural production and regulating services

From analyzing the MRT, we identified trade-offs and synergies between agricultural production and ES and their spatial distribution over the study area. Although directly comparing our results to the many bundles identified in the literature is difficult due to the diversity of landscapes studied, statistical methods used, and the ES considered (Saidi et al., 2018), many of our results are consistent with those of other studies. In their reviews, Lee et al. (2016) and Saidi et al. (2018) indicated that most case studies show a synergistic relationship between several regulating ES and a trade-off between regulating and provisioning ES. Demestihis et al. (2017) demonstrated that agricultural production and regulating ES could conflict in agroecosystems. In our study, this synergy between regulating ES and the trade-off with agricultural production varied greatly among the leaves. In leaves 4 and 5, as shown in the general review of Abdalla et al. (2019), cover crops simultaneously increase N provision to crops (green manure effect), water regulation (decrease N leaching), and climate regulation (SOC sequestration) but this effect was not observed in leaf 3. In the three leaves with a high frequency of cover crops (3, 4 and 5), we observed a lower mean level of agricultural production, which could be due to a negative effect of cover crops, as observed by Abdalla et al. (2019).

Our results also identified a major trade-off between agricultural production and the N provision to crops for all leaves in nearly all areas of the study, except leaf 1. In leaves 3, 4, and 5, the N provision to crops was higher than the median, while agricultural production was lower. This result may be explained by combined effects of i) a higher yield of wheat and sugar beet (leaves 4 and 5), ii) the presence of crops with low energy production – due either to low yield (sunflower) or low energy content (sugar beet and winter wheat)

– in the crop rotation, iii) the presence of peas in the rotation (low yield and low energy content) (leaf 4), and iv) the fact that cover crops support SOC storage (Jarecki et al., 2003; Lee et al., 2019) and then function as “green manure” (Jarecki et al., 2003). In leaf 2, the trade-off is the opposite of those in leaves 3, 4, and 5 : a high level of agricultural production and a low level of N provision to crops. This trade-off may exist because farmers compensate for lower N fertility of the soil applying more N fertilizer, as indicated by the high mean mineral/organic fertilization (> 175 kg/ha) in these production situations.

4.5.3 Trade-offs between regulating services

In ES bundles of leaves 1 and 5, a trade-off appeared between water provision to crops and blue water provision. For leaf 5, as shown in the meta-analysis of Meyer et al. (2018) for temperate climates, the high frequency of cover crops reduced water drainage and thus the blue water provision. For leaf 1, the low available water capacity (< 100 mm) contributed to the low water retention in the soil, thus promoting water drainage into deeper layers. The moderate magnitude of this drainage, and thus blue water provision, can be explained by the climate of these production situations in the study area which is one of the driest areas in France, annual rainfall of less than 700 mm (Joly et al., 2010). This low rainfall associated with low available water capacity could also explain the moderately low level of water provision to crops.

In ES bundles of leaves 1, 4 and 5, major trade-off appeared between water quality regulation and blue water provision. Certain soil properties (e.g. available water capacity) and agricultural practices (e.g. frequency of cover crops, N mineral fertilization) were major drivers of this trade-off (“Annexe 5” in the Supplementary materials). In leaf 1, the high blue water provision and low water quality regulation were associated with low available water capacity (< 100 mm) and high N fertilization (> 170 kg N ha⁻¹), while the lack of cover crops resulted in high N leaching. Conversely, in leaf 4 and 5, the low water provision and high water quality regulation corresponded to cropping systems with moderate fertilization (< 160 kg N ha⁻¹), cover crops, and grown on soils with high available water capacity (> 150 mm).

4.5.4 Methodological advantages of multivariate regression trees

In this study, we present an innovative use of MRT to identify key ES bundles and their drivers. One main advantage of the MRT method is its ability to identify relations, non-linear effects, and threshold effects when analyzing trade-offs/synergies. For example, the MRT distinguished effects of pH over a threshold of 6.75. From a management perspective, this threshold is relevant because it can be considered the level required to promote expression of a certain ES bundle. Finally, the MRT method does not require or assume any specific distributions within the data (Smith et al., 2019), is simple to apply to datasets and is available in free software, such as R.

4.5.5 Limitations and uncertainties of the MRT-based approach

The low R^2 (0.30) value in our study reflects the low explanatory power of the tree. This low R^2 is related in part to the number of leaves set in the final tree. To assess the influence of this choice, we explored the optimal tree size that avoided overfitting (i.e. the “1se” criterion Breiman et al., 1984) using an internal cross-validation procedure. The resulting deeper tree contained 13 leaves and had an R^2 of 0.40 (results not shown). Even with this optimal tree, most of the variability remained unexplained, which justified our choice of a five-leaf tree that balanced descriptive power and interpretability of the results. This unexplained variability may be related to the specific characteristics of each production

situation, since ES in agricultural systems depend greatly on adapting agricultural practices to site-specific characteristics (Duru et al., 2015). To overcome this limitation, our large-scale approach could be combined with more focused and detailed analysis of particular situations. The former would be helpful for designing regional policies or landscape management strategies, while the latter would be more useful for designing management strategies of specific situations.

The classic interpretation of trade-offs or synergies in each leaf of the tree is usually based on visually interpreting the relative sizes of bars plotted by the MRT method (“Annexe 8” in the Supplementary material). This interpretation could be more subjective than interpretations based on more quantitative methods, such as pairwise correlation of ES. One issue is how to define the boundary between a high vs. low level of ES objectively. To address this issue, we replaced the usual bar plots with boxplots and thus used the median of each ES value from the entire sample as a reference. By comparing the median of each ES per leaf with the median of the same ES for all leaves, we objectively determined the relative level of each ES (Tableau 4.3) within leaves. However, as a boundary, it assumes that all production situations within the PCUs can produce the same level of each ES, while according to our results, some production situations (e.g. within leaf 3) have limited ability to provide certain ES.

Despite these limits, this study was the first to analyze and quantify relationships between agricultural production and some regulating ES in a variety of production situations in France. Our results provide farmers and agricultural policy makers with basic information about manageable drivers and associated target levels (thresholds) that can be used to design ecosystem management strategies that promote a balanced bundle of ES.

4.5.6 Relative influence of manageable and non-manageable drivers in MRT

To assess the extent to which adding non-manageable drivers to the final tree might decrease the unexplained variance, in addition to the final tree (Figure 4.2), we generated a new five-leaf tree that also considered drivers related to the climate (precipitation, average temperature, and precipitation minus evapotranspiration) and additional non-manageable soil properties (clay content and available water capacity). In this new tree (“Annexe 9” in the Supplementary material), clay content and available water capacity appeared as key variables, but the tree’s explanatory power (41%) increased by only 11 percentage points. The climate variables tested may have added little explanatory power because we investigated production situations in the same climate type (i.e. little climate variability). Interestingly, comparison of the two trees developed shows that manageable drivers (e.g. cover crop frequency) influence ES relationships greatly and that farmers have opportunities to manage them.

This new tree confirmed our hypothesis about the source of unexplained variance, which was related more to the high diversity of the production situations investigated than to the potential exclusion of key drivers in the tree. Thus, one way to decrease the unexplained variance would be to focus analysis on a lower diversity of production situations.

4.5.7 Effectiveness of multivariate regression trees for evaluating ES trade-offs and synergies

According to Turkelboom et al. (2016), analysis of ES bundles should (i) predict where and when trade-offs might occur, (ii) identify how to reduce undesirable trade-offs and increase desirable synergies via management strategies, and (iii) promote transparent and honest

dialogue between concerned stakeholder groups. Our MRT-based approach addresses these three topics :

- (i) It identifies production situations that provide different types of bundles. Since each situation is associated with a spatially explicit PCU, it was simple to map the spatial distribution of these bundles and the associated trade-offs and synergies. According to [Hauck et al. \(2013\)](#), ES maps have an air of authority and are useful for governance and ecosystem management plans and their ES.
- (ii) The main strength of MRT, along with the use of boxplots to interpret the results, is its ability to identify and characterize the drivers of each ES bundle explicitly. For example, in leaf 5 we identified that high blue water provision and low water quality regulation were associated with patterns of the dominant crop rotation (e.g. sugar beet and cover crop frequency, short crop rotation such as wheat-beet) and associated management practices (e.g. N fertilization), which were related to certain soil properties (e.g. pH, available water capacity).
- (iii) As discussed in other studies ([Hamann et al., 2010](#); [Smith et al., 2019](#)), the MRT approach is simple and intuitive to interpret, especially for non-scientists. The ease of interpretation is a major advantage that promotes dialogue between scientists and agricultural ecosystem managers (e.g. farmers and agricultural policy makers). Moreover, it facilitates discussion between stakeholders – such as ES beneficiaries – who can have contrasting interests in a region. For example, in our study, the ES bundles in leaf 2 could be interesting for farmers (due to an adequate supply of agricultural production) and agricultural landscape managers (due to a median supply of blue water associated with non-degradation of water quality).

Our results for ES relationships and their drivers are built upon a high diversity of non-irrigated cropping systems in the modified oceanic climate of France. However, their general representativeness of this type of agricultural system and of other systems (e.g. in a temperate climate) remains to be defined based on the results of future studies.

4.6 Conclusion

We developed an original MRT-based approach to identify trade-offs and synergies between ES. We demonstrated advantages of this approach for identifying relationships between agricultural production and five key soil ES provided by agricultural ecosystems in 15,296 production situations, distributed over the main arable area of France (mainly the Paris basin of production).

Our MRT-based approach identified the spatial distribution of ES bundles and their specific manageable drivers. For example, we demonstrated that synergies between water quality regulation, N provision to crops, and climate regulation were located mainly in the northeastern region of the study area and influenced mainly by agricultural practices such as the crop rotation (type of crop rotation and cover crop frequency) and soil properties (e.g. pH, available water capacity). We identified that cover crop frequency, while promoting the three ES, can drive the trade-off between water provision to crops and blue water provision (i.e. between an ES to farmers and one to society). Identifying the manageable drivers of ES bundles can help stakeholders define locally adapted management strategies (e.g. introducing cover crops) to reduce undesirable trade-offs between targeted ES and increase desirable synergies. Due to the mapping ability of the method, it can also promote dialogue between stakeholders, such as farmers and landscape managers, to identify

priority regions for promoting bundles of ES.

Because the MRT-based approach considers non-linear relationships between ES and threshold effects of drivers, it can provide crucial information to decision-makers. However, its relatively low explanatory power highlighted the wide variety of ES relationships and their drivers among production situations. Increasing the explanatory power requires combining a large-scale approach to ES relationships with more focused and detailed analysis of particular situations. While the former would be helpful for designing regional policies or landscape management, the latter would provide useful local information to farmers and reflect their specific situations.

As our study was based on model output, an interesting next step would be to model effects of alternative cropping systems, such as including a large number of cover crops in the rotation, to evaluate their ability to modify the provision of certain ES. This approach could help stakeholders address current issues related to climate and/or land-use changes, such as identifying which cropping systems (crop rotation and management) can reduce trade-offs between ES, such as water provision to crops and blue water provision.

Chapitre 5

Effect of cover crop species and their management on the relationships between ES : A simulation case study in Center of France using the STICS soil–crop model

Dans le [chapitre 4](#) ci-avant, l'application de notre méthode basée sur les arbres de régression multivariée a, entre autres, mis en lumière les effets majeurs des cultures intermédiaires (CI) sur le niveau de fourniture de plusieurs SE liés au fonctionnement du sol et sur les relations entre ces SE. Considérant ce résultat, ce chapitre vise à analyser l'effet de la nature des couverts intermédiaires et de leurs modalités de gestion pour réduire les antagonismes possibles entre la production agricole et les 5 SE étudiés. Nous avons également évalué la dynamique temporelle (tendance et variabilité) des niveaux et relations entre services suivant les différentes modalités de gestion des CI explorées. Contrairement au [chapitre 4](#), dans ce chapitre, nous focalisons notre analyse sur deux systèmes de culture dominants de la Beauce et trois types de sol majoritaires.

Ce chapitre est présenté sous la forme d'une première version d'un papier scientifique qui sera révisé et soumis prochainement dans une revue internationale à comité de lecture.

5.1 Introduction

Since the work of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), numerous studies have quantified ecosystem services (ES) (see for example review studies by Seppelt et al., 2011; Egoh et al., 2012; Schroter et al., 2016; Englund et al., 2017; Rau et al., 2019) and their relationships (trade-offs or synergies) (see for example review studies by Lee et al., 2016; Dade et al., 2018; Saidi et al., 2018; Wu et al., 2019; Agudelo et al., 2020; Obiang Ndong et al., 2020).

Among studies dealing with the analysis of relationships between ES, few works focused on the analysis of the temporal dynamic of the relationships (Lautenbach et al., 2019; Obiang Ndong et al., 2020). However, according to several authors (e.g. Holland et al., 2011; Renard et al., 2015; Li et al., 2017b; Braun et al., 2018; Qiu et al., 2018), the nature of the ES relationships can depend strongly on the temporal scale at which the relationships is analyzed. According to Holland et al. (2011); Cord et al. (2017a); Obiang Ndong et al. (2020), this lack of consideration to dynamics could be due to a lack of availability of ES indicators over time and space. To address this major research challenge, Obiang Ndong et al. (2020) suggested two main strategies : “develop and/or use process-based simulation models [...] ; and develop and/or use data collected from Long-Term Ecological Research sites”.

As highlighted by Obiang Ndong et al. (2020), in their review of studies dealing with relationships between ES, few works also focused on the management strategies (or land-use) to reduce identified trade-offs or to promote a balanced bundle of ES. Identifying land management strategies to reduce trade-offs between ES and maximize for example synergies of interest represents somehow a substantial research challenge (Turkelboom et al., 2016).

To overcome this challenge, recent studies started to investigate the effects of agricultural practices on ES bundles. The recent meta-analysis of Tamburini et al. (2020) showed that agricultural diversification (i.e. crop diversification, non-crop diversification, organic amendment, inoculation, and reduced tillage) strengthens several ecosystem services while having a neutral effect on crop yield. In their meta-analysis regarding the impact of several forms of alternative agricultural management practices (conservation tillage, cover cropping, mulching, manual weed management, organic fertilizer use, no-irrigation system) on multiple ES (e.g. erosion control, water, climate regulation, food) in Mediterranean agro-ecosystem, Lee et al. (2019) showed for example that : “all regulating services were positively affected by the conservation management options except for the system without irrigation”, unlike the provisioning services are “inconsistently influenced by the conservation management options”. Also, Obiang Ndong et al. (2021) showed that land management practices (e.g. crop rotation) and some key soil properties or components (e.g. pH, available water capacity) can drive changes in one ES or some bundles of ES.

When focusing on cropping system including cover crop, in general, the results overwhelmingly suggest that cover crops help significantly to improve the delivery of several ES considered separately (Blanco-Canqui et al., 2015; Poeplau et al., 2015; Daryanto et al., 2018; Meyer et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2021), and particularly those linked to the water cycle and soil functioning. However, “despite its benefits, the complexity of cover crop management should not be overlooked, and site-specific factors such as climate, soil type, cover crop species and tillage practices must be considered to optimize the benefits of cover cropping” (Daryanto et al., 2018). Hence, the management practices of cover crop to provide beneficial ES and thus to reduce trade-offs between them in agro-ecosystems represents a substantial research challenge for the design of agricultural systems support-

ting the provisioning of balanced ES bundles (Blanco-Canqui et al., 2015; Daryanto et al., 2018).

To reach this objective, Schipanski et al. (2014) developed an assessment framework for evaluating the dynamics of 11 ES when cover crops (e.g. red clover, frost-seeded, and winter rye) are introduced into a 3-years rotation (soybean–wheat–corn) in a Mid-Atlantic climate (central Pennsylvania, United States). They showed that (i) cover crops could increase 8 of 11 ES without negatively influencing crop yields, (ii) uncertainties exist in estimating cover crop effects on several services (e.g. pest dynamics), and (iii) trade-offs occurred between cover crop ecosystem benefits, production costs, and management risks. Also, the review of Abdalla et al. (2019) covering different countries showed that cover crop species (legume, non-legume, and legume–non-legume mixed) significantly decreased N leaching and increased SOC sequestration, but slightly reduced grain yield of the primary crop. Based on an original methodological approach combining multivariate regression trees and spatial mapping, Obiang Ndong et al. (2021) demonstrated the positive effect of cover crops on the provision of key ES related to soil functioning (e.g. nitrogen provision to crops, water quality regulation, and climate regulation), and therefore on their relationships. However, due to the wide variety of production situations (pedoclimatic situations and cropping systems and management) analyzed in this study ($n = 15,296$), the ambition of the study was challenged by a very high variability of the effect of production situation characteristics on ES bundles. Thereby, the authors highlighted that their large-scale approach should be extended by more focused ones, in order to explore and identify operational strategies seeking to optimize the ES bundles.

Accordingly, this study aims at evaluating the effect of different cover crops types associated with several residues managements on the agricultural production and some ES levels. It is developed on a specific sub-set of production situations, located in the Beauce region (Center of France) where water imbalance and diffuse pollution from agricultural (i.e. nutrient loading) are major issues.

Through this study we then dealt with the following research questions : i) how to manage cover crops to promote a balanced bundle of ES ? And ii) what is the effect of cover crop (considering their management practices) on the temporal dynamics of the relationships between services within production situations ?

To address these questions, we used a soil-plant model to simulate dynamics of a set of ES in contrasted production situations with and without short and long duration cover crops with different species and management practices.

5.2 Materials and methods

As in Obiang Ndong et al. (2021), we analyzed the relationships between “agricultural production (goods) and five ES related to soil functioning : two services to farmers (i) nitrogen (N) provision to crops and (ii) water provision to crops (i.e. crop transpiration, hereafter called green water) and three services to society (iii) blue water provision (i.e. water flowing from agricultural ecosystems to hydrosystems), (iv) water quality regulation, and (v) climate regulation through carbon (C) sequestration in the soil”. We used the simulation model STICS (“Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard”) (Brisson et al., 1998, 2002, 2003, 2009) under the following simulation site to perform our cropping systems scenarios analysis. STICS was chosen because it is a dynamic soil-plant model widely and extensively tested and validated in peer-reviewed scientific literature for simulating a range of different cash and cover crops (see Constantin et al., 2015; Tribouillois

et al., 2018a).

5.2.1 Simulation site

The STICS simulation was run on a selection of contrasted production situations under the Beauce groundwater area (nearly 10,000 km²), France (Figure 5.1). Beauce area covers the most important aquifers in France, with an important water-deficit and associated water inflow issues (Verley, 2020). It is also characterized by a natural vulnerability to diffuse agricultural pollution (which tends to worsen over time), due to the absence of some impermeable layers that prevent the migration of contaminants from soil to groundwater (<http://www.sage-beauce.fr>, consulted the 19/10/2020). The main climate corresponds to the modified oceanic climate of the central and northern plains, as name “Type 3” (see Figure 5.1), described in Joly et al. (2010). Main cash crops of this region are winter wheat, maize grain, oilseeds (sunflower), sugar beet and a smaller proportion of forage crops (winter and spring pea).

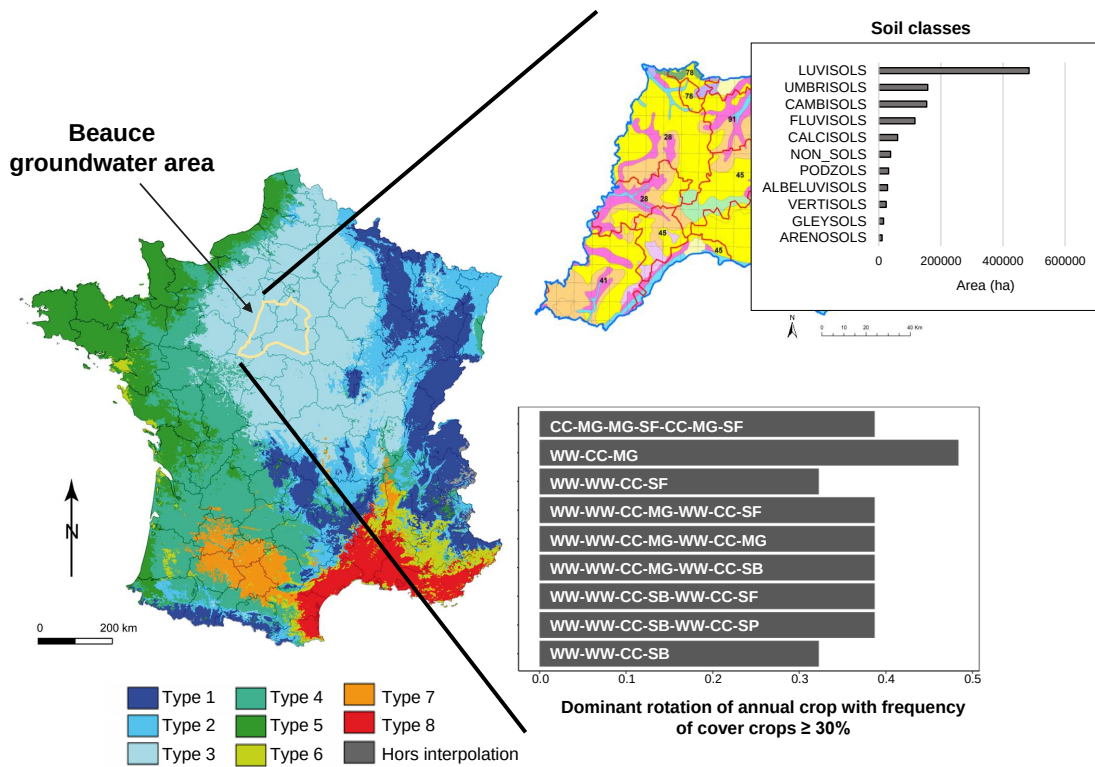


Figure 5.1 – Study area where cropping systems are selected. “WW” = winter wheat ; “CC” = cover crop ; “MG” = maize grain ; “SB” = sugar beet ; “SF” = sunflower ; “SP” = spring pea. The map of French climate (Type 1 to 8) was adapted from Joly et al. (2010).

5.2.2 Simulation design

Soil types

We selected the three dominant soil of Beauce in the simulation to represent the main pedoclimatic zones : Luvisol, Cambisol and Fluvisol. These soils represent 43, 14, and 10% of the Beauce area, respectively. The umbrisols (other dominant type of soil) was not selected because, based on expert knowledge, these are rather present under forest and therefore not cultivated. The soil characteristics (“soil parameters”) of these three dominant soils (Tableau 5.1) were estimated using data of the 1/250,000 “DONESOL” French soil database (Grolleau et al., 2004) : they were modelled as 2 horizons soils. In each

horizon, the water content at field capacity and at permanent wilting point were evaluated using pedotransfer rules of [Román Dobarco et al. \(2019\)](#), well adapted to agricultural French soils. Initial soil organic C (SOC) stocks in the first 0.3 m of the soil were estimated from data provided by [Mulder et al. \(2016\)](#) at a 90 m $\times$ 90 m resolution; and soil organic N content (0–0.3 m) was then calculated using a constant C:N ratio of 11 and the bulk density of this layer for each soil type.

Table 5.1 – Mean characteristics of the three selected soil types used in STICS model.

	Luvisol		Cambisol		Fluvisol	
	0–30 cm	30–55 cm	0–30 cm	30–60 cm	0–42 cm	42–72 cm
Clay ^a (%)	28		34,55		10,85	
Organic N (% dry soil)	0,18		0,26		0,11	
CaCO ₃ (%)	0		0		0	
pH (water)	7,2		8		6,3	
C:N ratio of soil humus	11		11		11	
Bulk density (g/cm ³)	1,3	1,4	1,3	1,4	1,5	1,6
HCCF ^b (%)	20,52	21,25	20,52	21,27	17,85	17,24
HMINF ^b (%)	4,48	6,21	4,48	6,26	3,68	5,58
Albedo of the bare dry soil	0,25		0,25		0,3	
Pebbles (m ³ /100m ³)	0	0	20	20	0	0
Obstarac ^c (cm)	55		60		72	
Profhum ^c (cm)	30		30		30	

^a Clay content after decarbonation.

^b Gravimetric water content at field capacity (HCCF) and permanent wilting point (HMINF), respectively.

^c STICS parameters : Obstarac = maximal rooting depth; Profhum = biologically active soil depth for mineralization.

Climatic data

For the weather characteristics, we used the meteorological data (i.e. minimum and maximum temperature, global radiation, rainfall, and Penman potential evapotranspiration; [Figure 5.2](#)) from SAFRAN (“Système d’Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie”; [Durand et al., 1993](#); [Quintana-Seguí et al., 2008](#); [Vidal et al., 2010](#)) climate grids. SAFRAN is the unique long-term meteorological database that covers the whole of France with a resolution of 8 km $\times$ 8 km ($n = 8,987$ climate grids in total). Here, we used the daily weather data from SAFRAN grid name “fr 2670”, located in the center of the Beauce area (latitude in degree = 48,18), as input in the crop model STICS from 1983 to 2013.

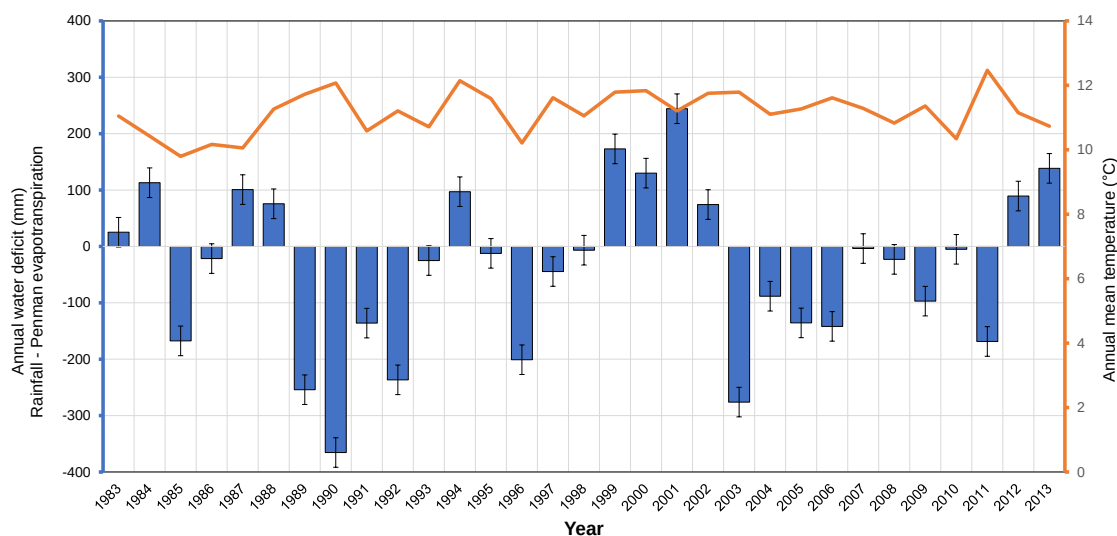


Figure 5.2 – Historical weather from the SAFRAN climate grid “fr 2670” (latitude in degree = 48,18, Beauce, France) from 1983 to 2013.

5.2.3 Cropping systems scenarios and management

We selected two dominant and representative patterns of crop rotation of Beauce (based on practices recorded in the 4p1000) which includes an annual cover crop rate in the sequence greater or equal to 30% (to potentially have a cover crop effect) : winter wheat–cover crop–maize grain (WW-CC-MG) and winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet (WW-WW-CC-SB). For each of these two rotations, we considered two types of cover crops as short and long duration. Hence, three species of cover crop for which STICS has been calibrated (see Constantin et al., 2012; Tribouillois et al., 2018a) were simulated :

- for the short duration cover crop, i) **white mustard** (*Sinapis alba*) from the Brassicaceae family was selected because species from these family are very efficient acquisitive species (nitrogen acquisition rates) that produce much biomass and are particularly adapted to short fallow periods, in relation with their ability to rapidly grow and acquire N after sowing (Tribouillois et al., 2015);
- for the long duration cover crop, we selected :
 - (ii) **Italian ryegrass** (*Lolium multiflorum*) from the Poaceae family due to its ability to reduce soil nitrate-N content (Thorup-Kristensen et al., 2003; Pedersen et al., 2009) and “it is adapted to grow in French and European soils and climates and match the range of species commonly used as cover crops by farmers” (Tribouillois et al., 2015).
 - (iii) a **mixture of species** characterized by a high biomass development including leguminous. For this last, parameters of the rapeseed already calibrated in STICS were adapted for simulation.

For each of these three cover crop species, three main types of crop residues management were also simulated (Figure 5.3) :

- (i) a **mulch of residues on the soil surface** ;

- (ii) **whole crop destruction with biomass exportation ;**
- (iii) **whole crop destruction with residues buried in the soil via the plowing.**

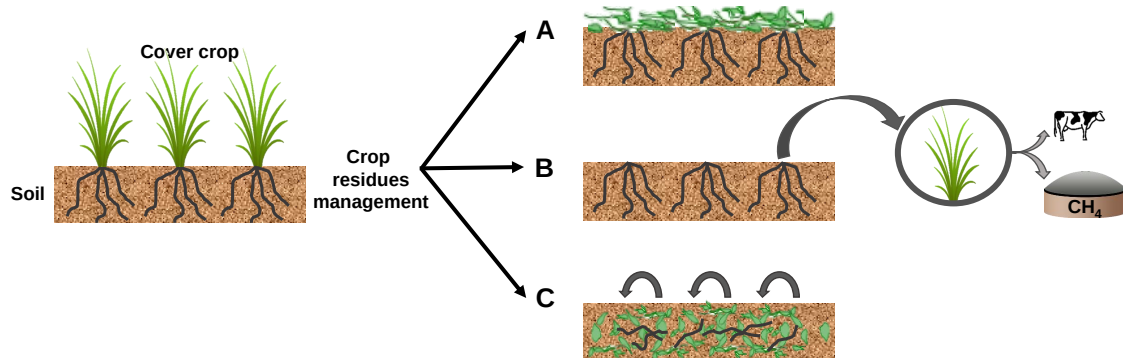


Figure 5.3 – Cover crop residues management considered in this study. A = mulch of residues on the soil surface ; B = whole crop destruction with biomass exportation ; C = whole crop destruction with residues buried in the soil via plowing.

We then evaluated the values of ES indicators for scenarios corresponding to a combination of 3 soils $\times$ 2 crop rotations $\times$ 3 types of cover crops $\times$ 3 types of crop residues management $\times$ 30-year climate. We also added two supplemental scenarios (one per crop rotation for each soil) where cover crops were replaced by bare soil. As a whole, 60 different management scenarios (i.e. productions situations) were simulated (Figure 5.4).

The management practices (i.e. sowing density, sowing and harvest dates, mineral fertilizer dose and frequency) for cash and cover crop are shown in Tableau 5.2. For cash crops, management practices were determined using the median of observations per arable crop of the French Agricultural Practices Survey conducted in 2006 and 2011 by the Ministry of Agriculture, Agri-Food and Forestry (Agreste, 2014), especially the values for the 2012 French administrative region level (geocode standard NUTS II ; Eurostat, 2018) over the Beauce region. The parameterization of cover crops management practices was partially guided by local expertise and work of Constantin et al. (2015) and Meyer (2020). In this study, the N mineral fertilization was exclusively simulated for cash crops (no cover crops were fertilized). Soil tillage was coherent with the regional practices recorded in the Agreste (2014) report. No irrigation was simulated.

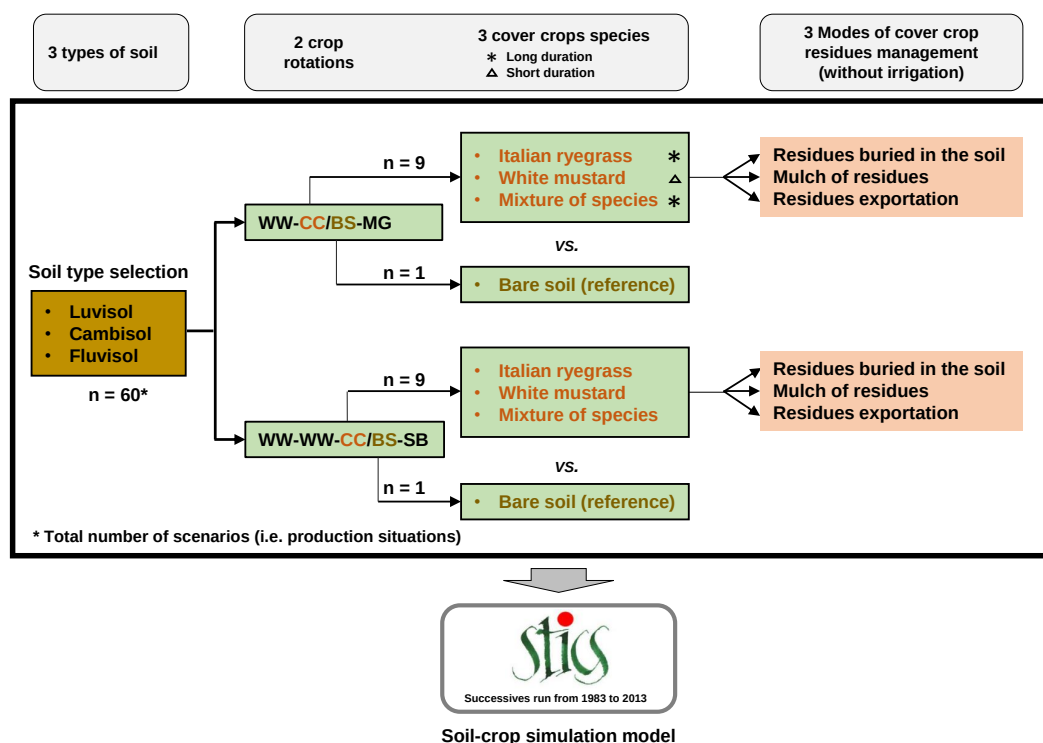


Figure 5.4 – Overview of the simulation plan used in this study. “WW” = winter wheat; “CC” = cover crop; “MG” = maize grain; “SB” = sugar beet; “BS” = bare soil (reference rotation); “/” means “or”.

Table 5.2 – Agronomic summary of the cash and cover crop considered in this study. For maize, similarly to Obiang Ndong et al. (2021), one cultivar with a precocity adapted to the number of growing degree days between sowing and harvest for at least 8 out of 10 years was selected.

	Species (scientific name)	Common name	Sowing — harvest date ^a	Sowing density (plant/m ²)	N fertilization applied (Date — kg N ha ⁻¹)
Cash crop	<i>Zea mays</i> L.	Maize	18 April – 15 October	8	17 April — 76 18 May — 94
	<i>Triticum aestivum</i> L.	Winter wheat	18 October – 31 July	350	20 February — 55 18 March — 82 24 April — 49
	<i>Beta vulgaris</i>	Sugar beet	12 March – 15 October	10	11 March — 130
Cover crop		Mixture of species ^b	2 August – 28 February ^d 2 August – 30 March ^e	300	
	<i>Lolium multiflorum</i> Lam. (Poaceae family)	Italian ryegrass ^b	2 August – 28 February ^d 2 August – 30 March ^e	300	
	<i>Sinapis alba</i> L. (Brassicaceae family)	White mustard ^c	25 August – 16 November	110	

^a Imposed if the crop cycle is not finished at this date.

^{b,c} Long and short duration cover crop, respectively.

^{d,e} For rotation winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet and winter wheat–cover crop–maize grain, respectively.

5.2.4 Simulation runs

Sixty different scenarios of production situations were simulated with STICS using default parameterization. Each production situation was run at a daily time step over 30 years (from 1983 to 2013), repeating the basic rotational pattern (crop rotation cycle) continually over time (Figure 5.5). Agricultural management practices as well as soil parameters (especially water content at field capacity, water content at permanent wilting point, clay content, bulk density) were assumed to remain constant during the simulation period. Based on the sowing and harvest dates of each cash and cover crops, the rotational pattern over 30 years for WW-CC-MG and WW-WW-CC-SB consists of 15 and 10 patterns, respectively. Thus, the cover crop frequency was higher in the WW-CC-MG rotation. Simulations were initialized from 1981-1983 for WW-CC-MG, and from 1980-1983 for WW-WW-CC-SB. Hence, these years periods were not included in the results analyses.

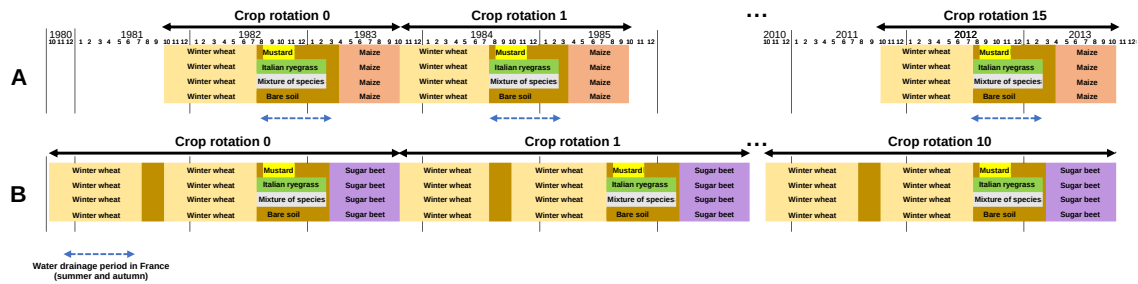


Figure 5.5 – Gantt chart of the basic rotational pattern for the two selected crop rotations (including cover crop species and bare soil) over the simulation period (from 1983 to 2013). **A** : winter wheat–cover crop/bare soil–maize grain (WW-CC-MG) ; **B** : rotation winter wheat–winter wheat–cover crop/bare soil–sugar beet (WW-WW-CC-SB). “Crop rotation 0” corresponds to the period of simulation initialization.

5.2.5 Quantification of individual ES

STICS simulation outputs were used to estimate the indicators of the selected ES. Their calculations are similar to those used in Obiang Ndong et al. (2021) (see Tableau 5.3). Two types of average levels of ES were estimated. First, we averaged annual ES and production levels over the 30 years simulation period. Second, to analyze the dynamics of ES and production levels along this period, we averaged annual ES and production levels over each rotation cycle/duration. It provided fifteen average values for the 2 years rotation and ten values for the three years one. In results, the years of each rotation cycle refer to the last harvest year of the rotation cycle. In this average calculation at the rotation scale, the STICS outputs used to calculate ES indicators for water provision to crops (crop transpiration) and nitrogen provision to crops (SOM mineralization and fixation) were only considered during the crop cycle (vs. the whole year). For the other three ES, the whole year was considered. Descriptive statistics of these indicators are shown in “Annexe 10” in the Supplementary material.

Table 5.3 – Biophysical indicators of agricultural production and the five ecosystem services used in the study. Adapted to Obiang Ndong et al. (2021).

Ecosystem service	Indicator	Units	Calculation method	Variable	Definition	Units
Agricultural production	Mafruit (crop yield)			Mafruit (crop yield)	Biomass of harvested organs	t ha ⁻¹ yr ⁻¹
	Biomass-based energy sources (EP) ; without cover crop consideration	10 ⁷ kcal ha ⁻¹ yr ⁻¹	EP = crop yield × energy content coefficient	DMexported (crop yield)	Cumulative amount of harvested biomass (for maize fodder)	t ha ⁻¹
				Energy content coefficient (kcal per 100 g)	Wheat : 379 ; sugar beet : 70 ; maize (grain) : 384	kcal yr ⁻¹
Nitrogen (N) provision to crops	Amount of mineral N supplied by the ecosystem during the cropping cycle (i.e. N mineralized from humus and residues, and N from fixation) ; without cover crop consideration	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹	Nmineral_from_plt + Qfix	Nmineral_from_plt	Cumulative amount of N mineralized during the crop cycle (sowing to harvest)	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
				Qfix	Amount of N fixed symbiotically between two cuts	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
Water provision to crops (called green water)	Amount of water restored to the soil during the cropping cycle based on maximum evapotranspiration crop needs) ; without cover crop consideration	Dimensionless	STICS output	cep	Cumulative transpiration during the cropping season	mm yr ⁻¹
Blue water provision	Mean annual water yield	Dimensionless	$\frac{drat}{rr_mm}$	drat	Cumulative amount of water drained at the base of the soil profile during the simulation period	mm yr ⁻¹
				rr_mm	Precipitation (from Meteo France data)	mm yr ⁻¹
				totapN	Cumulative amount of mineral N added via mineral and organic fertilizers	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
Water quality regulation	The proportion of N not leached	Dimensionless	$\frac{totapN + minN - Qles}{totapN + minN}$	Qles	Cumulative amount of NO3-N leached at the base of the soil profile	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
				Qminh	Cumulative amount of mineralized N derived from humus decomposition	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
				Qminr	Cumulative amount of mineralized N derived from organic residue decomposition	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹
Climate regulation (carbon sequestration in the soil)	Relative annual change (%) in soil organic carbon (SOC) stock (in the 0-0.3 m horizon)	Dimensionless	$\frac{SOC_final - SOC_initial}{SOC_initial}$	SOC_initial	Amount of C in humified organic matter (active + inert fractions) ; start of the first crop of the rotational pattern	mg C ha ⁻¹ yr ⁻¹
				SOC_final	Amount of C in humified organic matter (active + inert fractions) ; end of the last crop in the rotational pattern	mg C ha ⁻¹ yr ⁻¹

5.2.6 Statistical analysis

For each of the 60 scenarios, we calculated the 30-year average values of the ES levels based on annual values under each rotation pattern. The objective of this analysis is to analyze the average effects over 30 years of soil type, rotation, type of cover, and associated management practices. Also based on the annual ES values under each rotation pattern, we performed a correlation analysis (Spearman) between pairs of ES for all the scenarios, in order to analyze the temporal dynamics of the relations between ES (Figure 5.6). According to Cohen (1977) interpretations : $0.1 \leq |r| < 0.3$ reflects a “small” correlation, $0.3 \leq |r| < 0.5$ a “medium” one, and $|r| \geq 0.5$ a “large” one. “Zero” means no correlation.

The joint analysis of 30-year averages of ES levels and the temporal dynamics of ES relationships aimed to identify an “optimal” management scenario, i.e., a combination of production situations that both ensures high 30-year average levels of ES and maximizes synergies between as many ES as possible while limiting trade-offs. Based on this “optimal” scenario, we have deepened our analysis of the temporal dynamics of the relations between ES, through the analysis of the 30-year interannual variation of each ES. This complementary analysis aimed to assess the effect of climate variations (dry vs. wet years) on the dynamics of the relationships between services.

All statistical analyses were performed using R software (R Core Team, 2020). Correlation analyses were performed using the “corrplot” function of the R packages “corrplot” (Taiyun et Viliam, 2017).

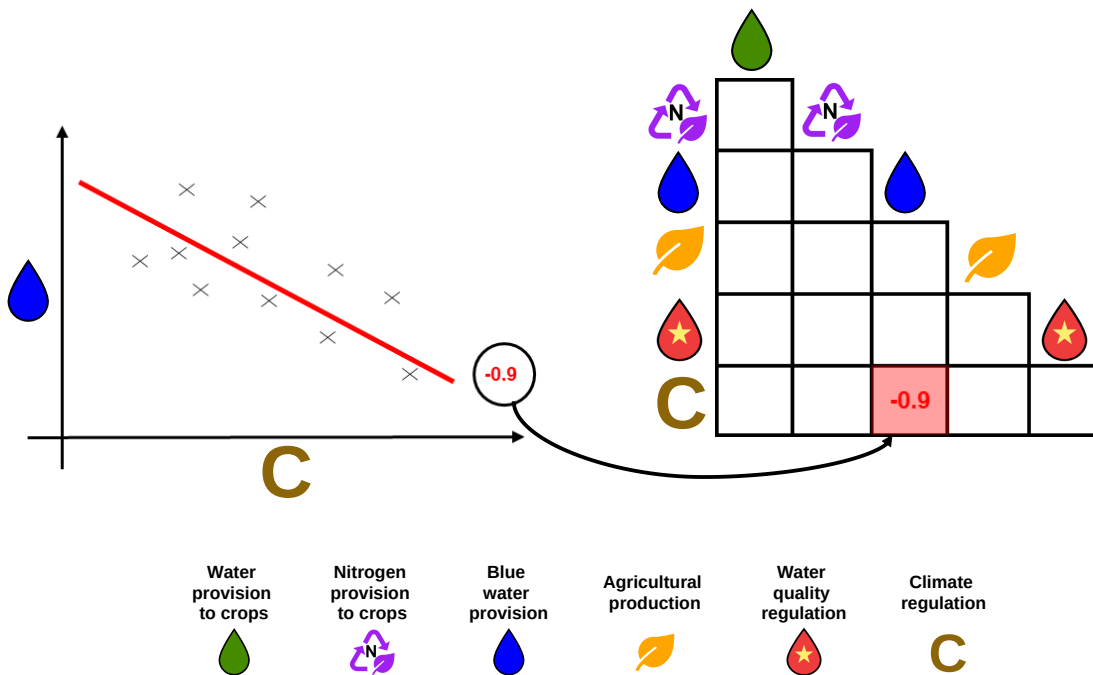


Figure 5.6 – Example of analysis of the temporal dynamics of ES relationships via correlations. Here, each symbol on each side of the red line (left figure) represents the mean values of the ES under each crop rotation. The red line represents the linear regression based on its values.

5.3 Results

5.3.1 Mean effects of crop rotation, soil type, cover crop species and management (vs. bare soil) on ecosystem services and goods

We analyzed the effect of rotation, soil type, cover type, and finally of management practices on the 30-year average values of ES.

The average level of climate regulation service is higher in the rotation WW-CC-MG. Conversely, the average level of nitrogen provision to crops service is higher in the rotation WW-WW-CC-SB. However, for the two rotations, our results showed that the soil type has little effect on ES levels, except for the climate regulation service. For the latter, the service level is higher on fluvisol than on luvisol and cambisol.

The type of cover crops most often has little influence on average levels of ES. However, the level of the climate regulation service is significantly higher for the mixture of species. For example, in cambisol, this modality only has a storage effect (the situations with luvisol being intermediate; significant positive effect of ryegrass as well). Also, the species mixtures has a positive effect on the nitrogen provision to crops, but only for the WW-CC-MG rotation.

Effects of management practices of cover crops residues depended on rotation. For the WW-WW-CC-SB rotation, a mulch of residues on the soil surface provided a significant higher average level of nitrogen provision to crops, while residues buried in the soil provided a higher average level of the climate regulation service. In this rotation, no significant effect of the management practices is observed on agricultural production and other ES. For the WW-CC-MG rotation, a similarly significant effect is observed on the two previous services (nitrogen provision and climate regulation) but also on water provision to crops, higher with residue burial practices, and agricultural production, higher with mulch.

Crop rotation: wheat – cover crop – maize grain

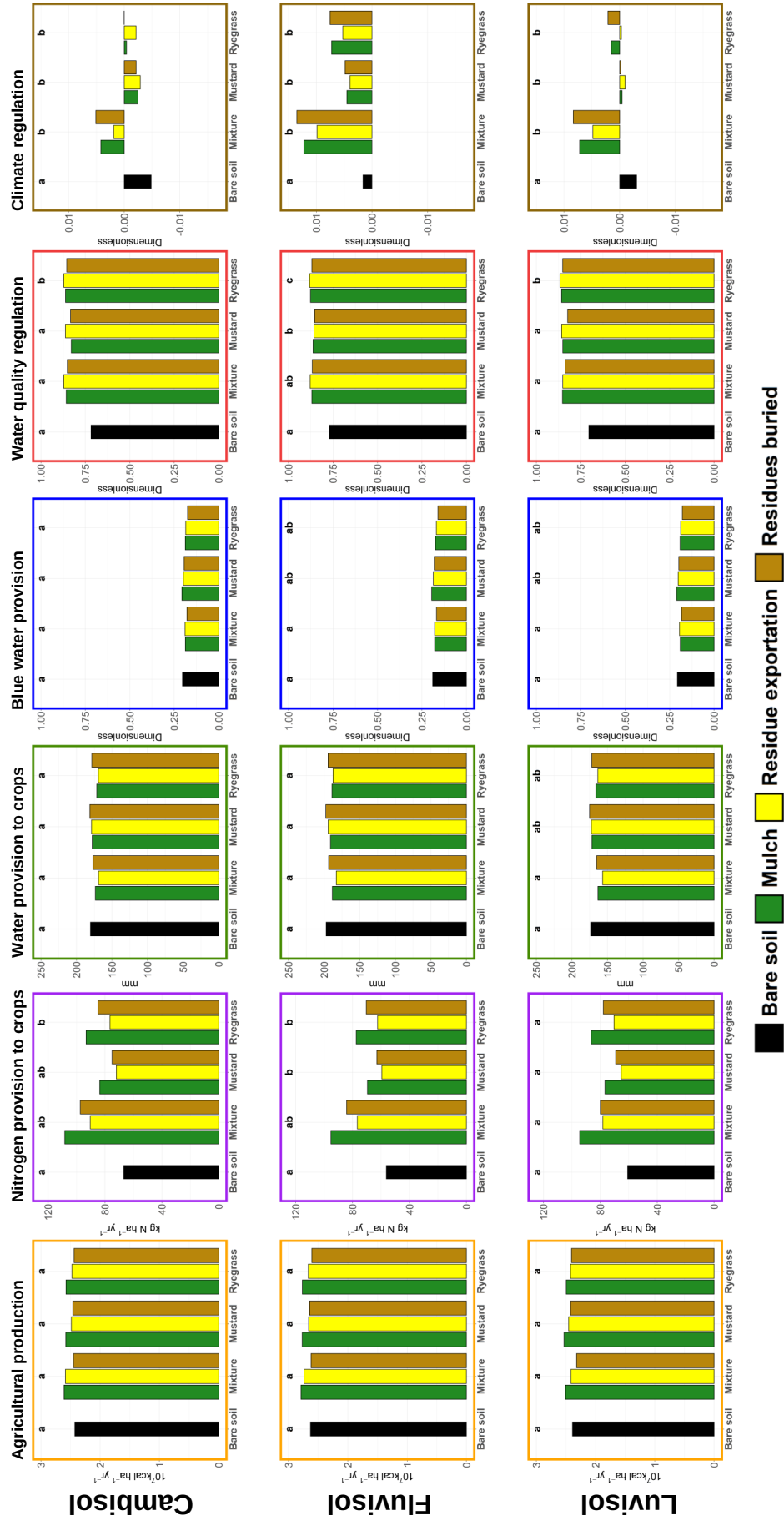


Figure 5.7 – Rotation winter wheat–cover crop–maize grain : 30-year average values of agricultural production and the five ecosystem services (in columns) for all management scenarios : soil type [one row per soil type] × crop rotation × bare soil vs. cover crops species × associated management practices [one color per management]. Small letters indicate significant differences between cover crop species within each production situation (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).

Crop rotation: wheat – wheat – cover crop – sugar beet

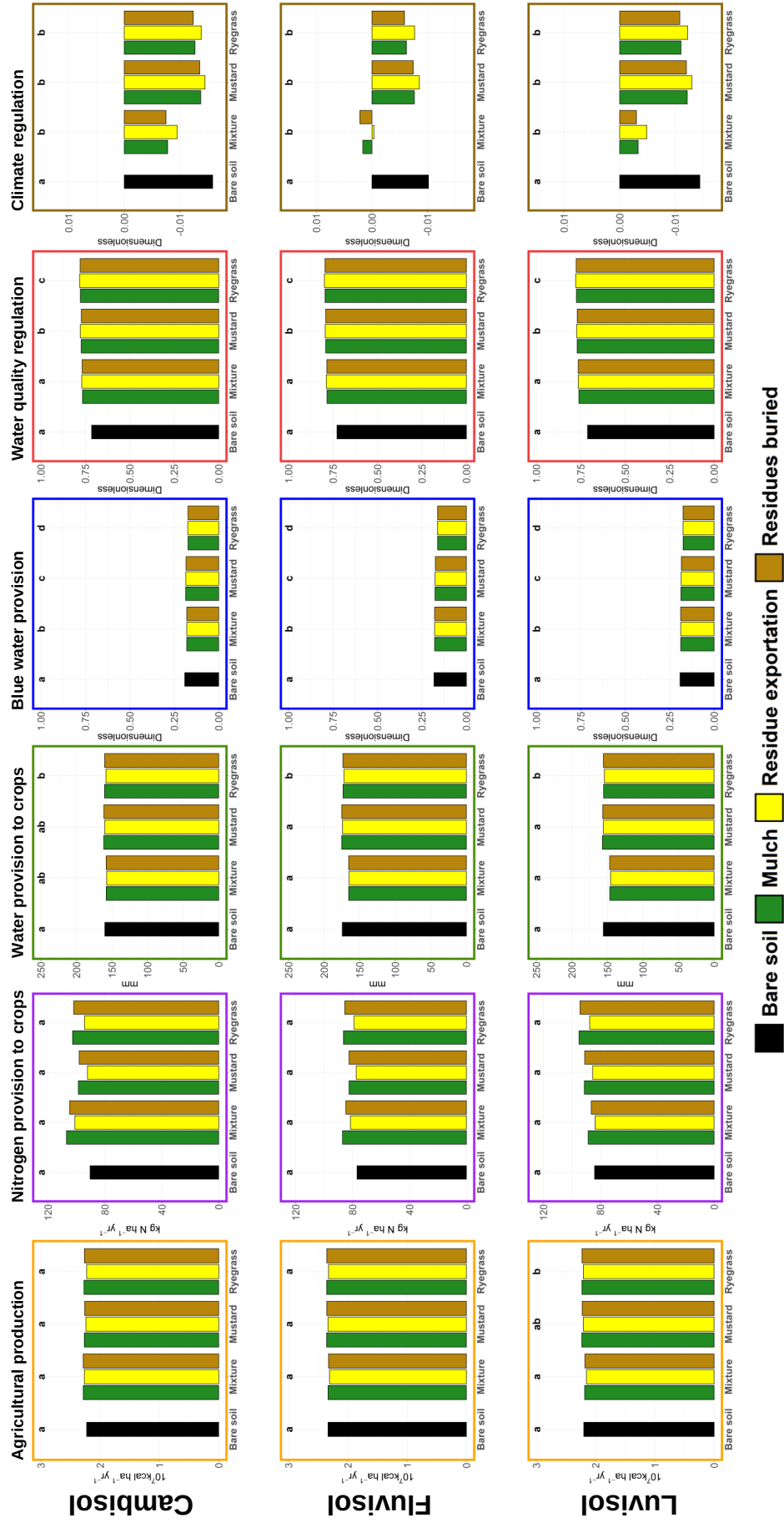


Figure 5.8 – Rotation winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet : 30-year average values of agricultural production and the five ecosystem services (in columns) for all management scenarios : soil type [one row per soil type] × crop rotation × bare soil vs. cover crops species × associated management practices [one color per management]. Small letters indicate significant differences between cover crop species within each production situation (Tukey-Test, $\alpha = 0.05$).

5.3.2 Temporal dynamics of relationships between ES and goods

Figure 5.9 and Figure 5.10 presents correlations over time of ES and production levels averaged at the temporal scale of the rotation (2 or 3 years), for all investigated production situations. Positive correlations (blue-colored boxes) reflect synergies between services while negative correlations (red-colored boxes) reflect trade-offs. The intensity of the color in each box is proportional to the value of the associated correlation coefficient, and provides information on how the average levels of ES changed over time in the same direction or diverge.

Our results highlight two groups of ES in synergy. The first group is made up of agricultural production (goods), nitrogen provision to crops, water provision to crops and blue water provision. The second is made up of climate regulation and water quality regulation. With a few exceptions, our results also show negative correlations (trade-offs) between the ES in the first group and those in the second group.

Our results also show that the strength of the correlations (positive or negative) between ES in these two groups varies among the two rotations and according to the soil type, the type of cover crops, and the management of the residues.

For both rotations, the species mixture tends to amplify the strength of the (positive) correlations between ES in the first group. For this cover type, soil type and management practices have few effects on the intensity of the (positive) correlations between the ES of the first group. For the second group of ES, we do not observe a clear trend on the effects of cover type, soil type, and management practices.

In the WW-CC-MG rotation, our results show that the negative correlations (trade-offs) between the ES of the first group and those of the second group are highly variable between ES and according to soil types, cover crops, and their residues management.

For the rotation WW-WW-CC-SB, our results show that the negative correlations (trade-offs) between the ES of the first group and those of the second group are very strong, in particular between on the one hand blue water provision (ES of the first group) and, on the other hand, climate regulation and water quality regulation (ESs of the second group). These strong negative correlations are mainly observed in the presence of cover crops such as mustard and ryegrass, whatever the soil type and whatever the associated management practices. They are lower (in absolute value) for the mixture of species.

Crop rotation: wheat – cover crop – maize grain

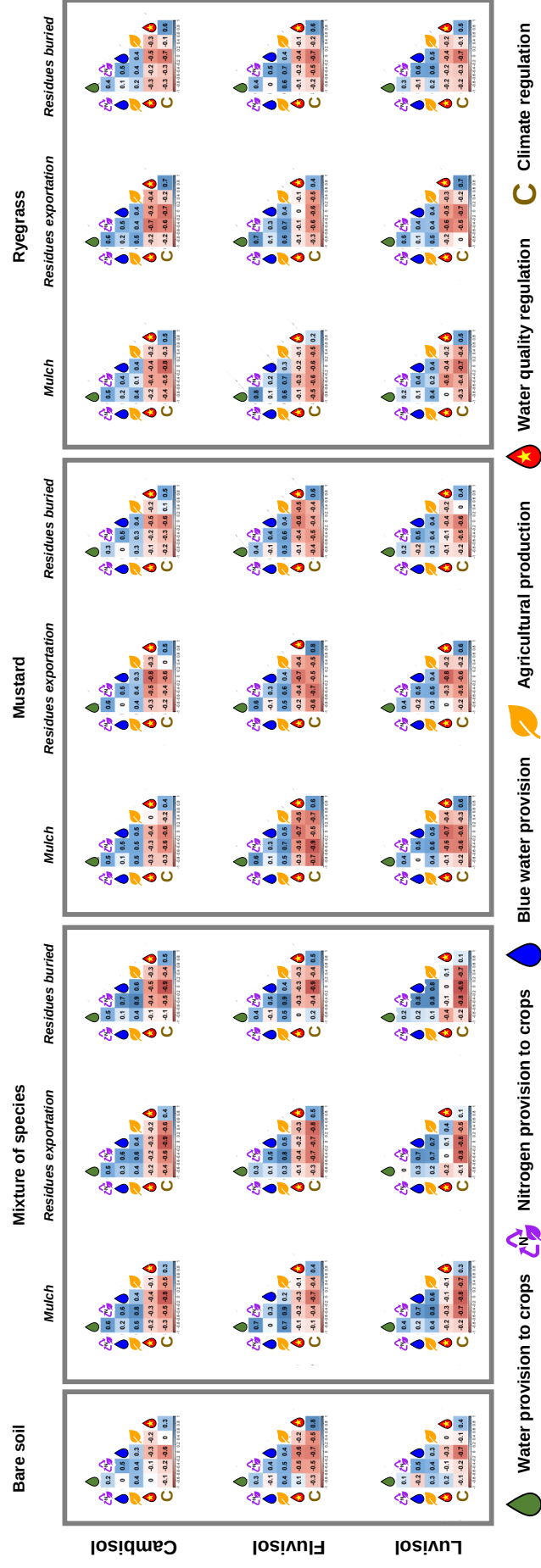


Figure 5.9 – Rotation winter wheat–cover crop – maize grain : temporal changes in the indicators of paired services (Spearman correlations) for all scenarios. Positive correlations (blue-colored boxes) reflect synergies between services and negative correlations of antagonisms (red-colored boxes). The intensity of the color of each box is proportional to the value of the associated correlation coefficient. All p-value < 0.05 was considered statistically significant.

Crop rotation: wheat – wheat – cover crop – sugar beet

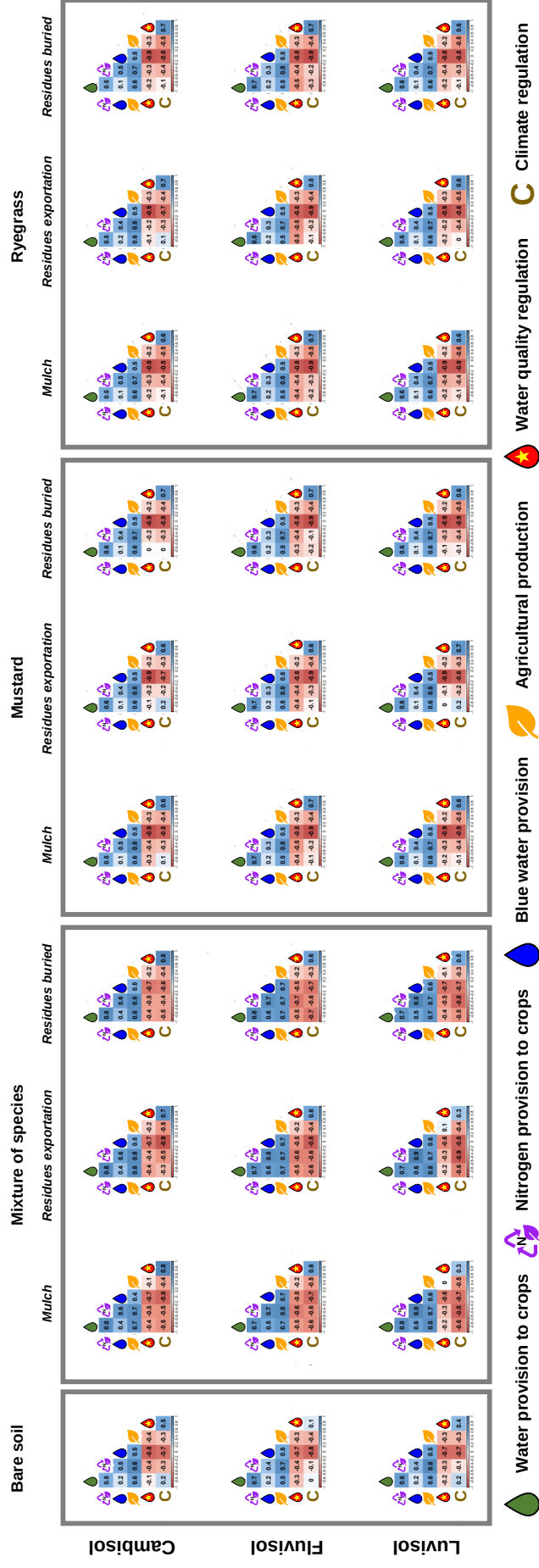


Figure 5.10 – Rotation winter wheat–winter wheat–cover crop–sugar beet : temporal changes in the indicators of paired services (Spearman correlations) for all scenarios. Positive correlations (blue-colored boxes) reflect synergies between services and negative correlations of antagonisms (red-colored boxes). The intensity of the color of each box is proportional to the value of the associated correlation coefficient. All p -value < 0.05 was considered statistically significant.

5.3.3 Focus on specific production situation to promote a balanced bundle of ES, while minimizing the trade-offs over time

For the two rotations considered in this study (WW-WW-CC-SB and WW-CC-MG), it is difficult to identify an “optimal” production situation (i.e. a combination of cover and management practice) that can guarantee both high levels of ES over 30 years and maximize synergies between the largest number of ES, while limiting trade-offs as much as possible. However, our results suggest that the mixture of species stands out with a marked positive effect on average levels of certain ES such as crop nitrogen provision to crops and climate regulation. Furthermore, for both rotations, our results also show that the mixture of species does not depreciate, over time, the observed synergies between agricultural production, nitrogen provision to crops, water provision to crops, and blue water provision.

Therefore, to deepen our analysis of the dynamics of ES relationships, in this section, we focus on the production situation represented by the mixture of species. Considering the limited effects of soil and cover crop managements on ES dynamics with this cover crop type, we also focused on the main soil type in the Beauce region, i.e. the luvisol, and the dominant current way to manage residues, i.e. buried in soil.

Temporal variability

For the two rotations considered, our results show that the dynamics of the average level of agricultural production and the five ES at the rotation scale are not monotonous, but with a succession of periods of growth and decline (Figure 5.11). For water provision to crops, blue water provision and agricultural production, the dynamics are similar over the thirty years between situations with bare soil and with species mixture. For nitrogen provision to crops, on the other hand, values are much more variable with cover crops than with bare soil. Finally, for water quality regulation and climate regulation, if the dynamics are almost similar, the service values are almost systematically higher in the presence of a cover crops than with bare soil. In comparison to bare soil, the presence of cover crop strongly reduces the variability of the mean level of water quality regulation while it increases it for climate regulation.

A more detailed analysis of the variability of ES shown that over the rotation cycle ended in 2007, the average level of climate regulation is characterized by a marked higher value for both rotations. Conversely, over this period, agricultural production, water provision to crops and nitrogen provision to crops marked a significant decreased level.

More specifically, for the rotation WW-WW-CC-SB, the ES water quality regulation is characterized by a marked increase over the period 1992-2003, and by a marked decrease over the period 2004-2007.

Finally, nitrogen provision to crops is characterized by a marked decrease in 1991, especially in the rotation WW-CC-MG.

Trend over time

For both rotations, the trend lines (regressions) of the 30-year average ES levels show weak slopes, positive or negative depending on the ES. For both rotations, the ES of water quality regulation, water provision to crops, blue water provision, and climate regulation have a very low trend. The average levels of agricultural production and nitrogen provision to crops show an increasing trend : it is low in the rotation WW-WW-CC-SB and higher in WW-CC-MG.

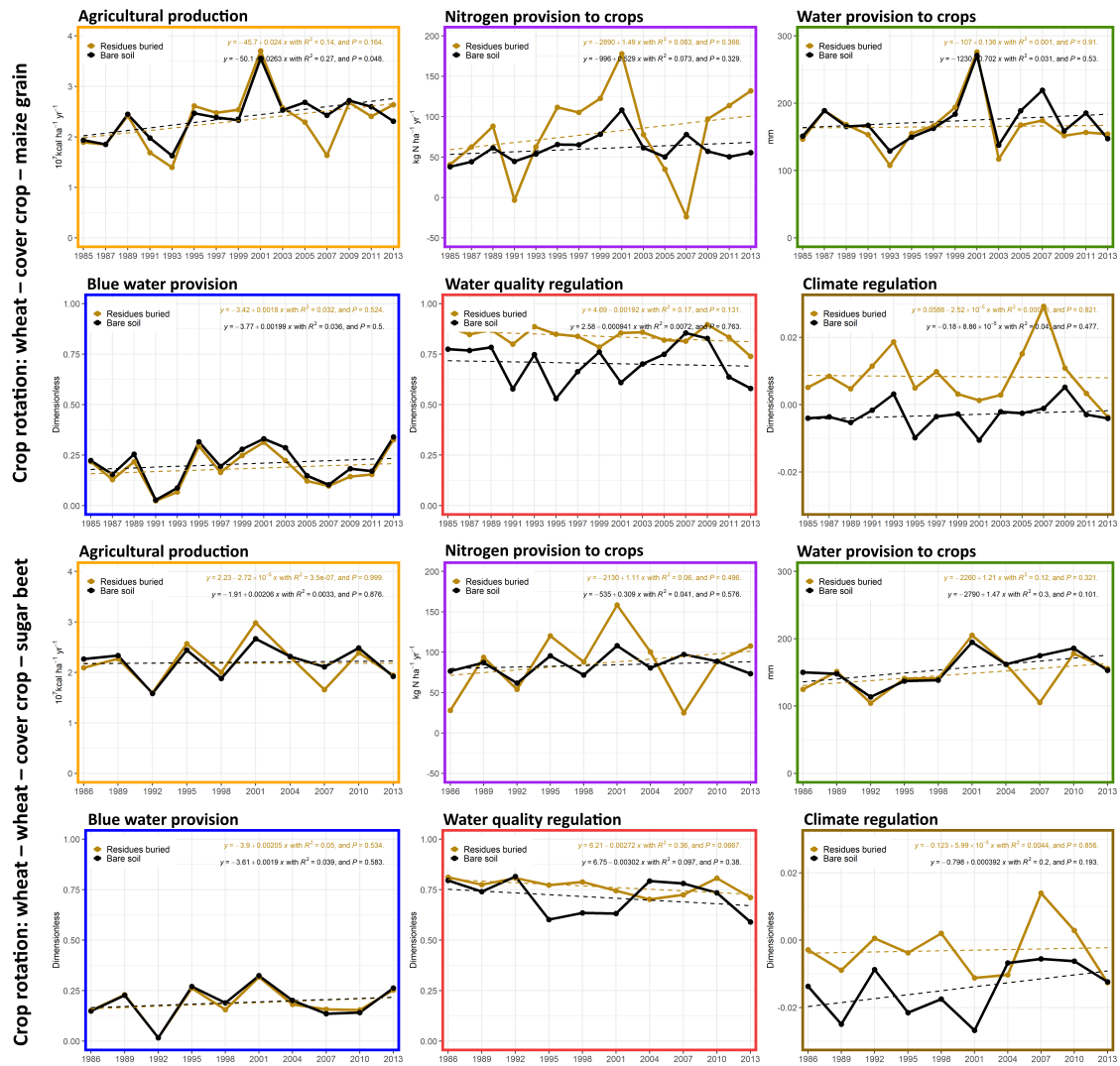


Figure 5.11 – Interannual dynamics of agricultural production and the five ecosystem services for the “optimal” scenario (luvisol $\times$ bare soil vs. mixture of species $\times$ residues buried in soil). Dotted lines represent trend.

5.4 Discussion

5.4.1 Means effects of soil type, crop rotation, cover crop species and management (vs. bare soil) on ES and goods

For the two crop rotations, our results showed that **soil type influenced the mean level over 30 years of the climate regulation service** via carbon sequestration in soil. Among the 3 soil types, it was higher on fluvisol. In our study this soil type exhibits the lowest percentage of clay (10,85%) and organic N content (0,11%), and the highest bulk density ($1,5 \text{ g.cm}^{-3}$) in the 0–42 cm horizon. These are all relative characteristics that promote the ability of the soil to store carbon in the long-term, and thus increase the climate regulation service (Clivot et al., 2017).

Our results shown that mixture of species increased the climate regulation (much higher for this cover) and N provision to crops (only for rotation WW-CC-MG) ES compared to the other two cover crops. Knowing that this cover crop is characterized by a high biomass development, this may be due to the greater above and belowground biomass production than mustard or ryegrass. According to Blanco-Canqui et al. (2015), similar

results has been found in [Faé et al. \(2009\)](#); [Stavi et al. \(2012\)](#), who showed that mixtures of different cover crop species can increase soil organic C more than a single-species. Like [Büchi et al. \(2018\)](#) this confirms that cover crop species is a critical factor governing the amount of C produced.

Our results suggested also that **high cover crop frequency in crop rotation contribute to increase climate regulation service**. Indeed, the mean level of this ES over 30 years was higher for the WW-CC-MG crop rotation than for the WW-WW-CC-SB. It could be due to the higher frequency of cover crop in the WW-CC-MG crop rotation ([Figure 5.5](#)), and therefore to a more pronounced cumulative effect in the long term via a higher total biomass buried in the soil, and in turn more C sequestered in the soil ([Collins et al., 1992](#)). On the other hand, our results also showed that nitrogen (N) provision to crops service was higher in the WW-WW-CC-SB crop rotation, that contains low cover crops frequency than WW-CC-MG. It is linked to the fact that, despite the higher frequency of cover crops in the WW-CC-MG rotation, in the WW-WW-CC-SB rotation more biomass returned to the soil. However, whatever the average level, in both rotations, due to the increase of the SOM, this ES increase over years. Hence, [Blanco-Canqui et al. \(2012\)](#) showed that cover crops increased soil total N pool (by 270 kg ha⁻¹ for the 0 to 7.5-cm depth) and a meta-analysis of [Tonitto et al. \(2006\)](#) showed that a cover crop correctly managed can increase N availability for the next main cash crop by returning organic matter to the soil. Similar results have been reported in several studies and meta-analyses, which have shown that cover crops could increase soil organic carbon/carbon storage ([Blanco-Canqui et al., 2015](#); [Poeplau et Don, 2015](#); [Kaye et Quemada, 2017](#); [Tribouillois et al., 2018b](#); [Chahal et al., 2020](#)) and long term N supply ([Blanco-Canqui et al., 2012](#); [Schipanski et al., 2014](#); [Büchi et al., 2018](#)).

Unsurprisingly, for the two rotations, cover crop residues management that maximize biomass returning to soil, **like mulch and residues buried in soil, has a positive effect on both N provision to crops and climate regulation**. However, more surprisingly, these two residues management have also a **positive effect on water provision to crops (residues buried in soil) and agricultural production (mulch)**, particularly in WW-CC-MG rotation. This results are consistent with those of [Constantin et al. \(2015\)](#), who argued that cover crops well managed do not decrease water availability for subsequent cash crops. In contrast, our results for agricultural production might be linked to the specific production situations we investigated since, [Blanco-Canqui et al. \(2015\)](#); [Chahal et al. \(2020\)](#) shown, that there is no evidence in the literature regarding the impacts of cover crops on subsequent crop yields, as there is considerable variability in results across studies.

5.4.2 Effect of cover crop and their management on the temporal dynamics of ES and goods relationships

Originally, our study investigated the effect of cover crop and of their management practices on the temporal dynamics of ES and goods relationships. For the two rotations, we showed synergistic relationships over time between two groups of ES and goods : agricultural production, N provision to crops, water provision to crops and blue water provision (group 1); and between climate regulation and water quality regulation (group 2). Moreover, our results showed trade-offs relationships between the ES and goods of these two groups. This is consistent with several studies (e.g. [Raudsepp-Hearne et al., 2010](#); [Holland et al., 2011](#); [Turner et al., 2014](#); [Qiu et al., 2018](#); [Obiang Ndong et al., 2021](#)) who showed synergies between climate regulation (i.e. carbon storage/sequestration) and water quality at varied scales. According to [Qiu et al. \(2018\)](#), these synergies could be due to the

“biophysical connections underlying these two ES [which] remain unchanged across scales” (e.g. soil processes such as N retention and decomposition, and carbon dynamic). Our results are also consistent with Obiang Ndong et al. (2021) who showed synergies between water provision to crops and N provision to crops under some specific production situations, and Nangia et al. (2008); Qiu et al. (2018) who showed trade-offs between freshwater supply/water used in agriculture and groundwater quality. They are still consistent with results of Raudsepp-Hearne et al., 2010; Qiu et Turner, 2013 who showed local trade-offs between food production and water quality.

Our results also reveal that cover crops, like mixtures of species, strengthen the synergies between the agricultural production, N provision to crops, water provision to crops and blue water provision (i.e. ES and goods of group 1). This result could be due to a combination of several effects. As discussed above, the greater production of above and belowground biomass by the mixture of species contributes to the increase of the mineralization of the cover crop residues in soil and SOM increase, and therefore to the long-term increase of the N provision to crops service. Therefore, this increased N availability can allow to better meet N needs of the next cash crop, and thus can contribute to the increase of the agricultural production of cash crop in situation where nitrogen is a limiting factor of the production. Thus, this water drainage reduction during cover crop contributes increase water provision to crops service (Qi et Helmers, 2010; Tribouillois et al., 2018b). However, while Meyer et al. (2018); Tribouillois et al. (2018b) showed that cover crops can significantly reduce water drainage over a large range of situation productions, in our study the effect on drainage, and so blue water provision, is low at the rotation scale whole over the simulation period.

5.4.3 Cover crops management to promote a balanced bundle of ES

According to our results, synergies and trade-offs between ES and goods exist over time according to the 60 scenarios, making it difficult to promote a balanced bundle of ES. However, our results also shown that the mixture of species does not depreciate, over time, the synergies between agricultural production, nitrogen provision to crops, water provision to crops and blue water provision. Hence, for the two crop rotations, among the three considered cover crops species, the mixtures of species seems to be more efficient to promote long-term delivery of a balanced bundle of ES.

When we focused on of species mixture as cover crops with mulch of residues under luvisol, compared to bare soil, the analysis of the temporal variability of goods and the five ES indicated that most services were characterized by large interannual variations. According to our results, some weather characteristics like precipitations (Figure 5.2) play a major role on this interannual variation. For example, our results suggest that dry periods (1989-1992 and 2004-2010) have a positive effect on the climate regulation service (significant increase), while they conversely have a negative effect (significant decrease) on agricultural production, water provision to crops and N provision to crops. This is directly linked to fact that SOM mineralization and rainfed yields are markedly reduced in driest situations (Clivot et al., 2017). Similar results on the reduction of agricultural production in water-limited regions have been reported (Blanco-Canqui et al., 2015).

More generally, like observed by Qiu et al. (2018), we showed that ES relationships were not static over time, but characterized by interannual variations, and with often weak evolutions over time of ES.

5.4.4 Implications for management of arable ecosystems

The management scenarios of cover crops considered in this study strongly influence the mean levels of ES related to the nitrogen and carbon cycle (i.e. N provision to crops and climate regulation, respectively), considering the temporal dynamics of relationships between them. For future research, scenarios that may influence other ES (e.g. those related to water like green and blue water) should also be considered, such as cutting and exporting cover crop biomass during the crop cycle (vs. at harvest). In this study, the exploration of such scenarios was not made possible due to the limitations of STICS to simulate such management practices.

According to [Tribouillois et al. \(2018b\)](#), in France, 2 million ha received cover crops in 2010, and 13,1 million ha of arable land could potentially receive cover crops. However, although our study has shown that a mixture of species offers interesting prospects for managing the relations between ES bundles, future work should consider the additional constraints associated with the implementation of this type of agricultural practices, such as the working time (cover crop implantation, destruction, soil tillage...) and the cost of machinery and seeds for farmers.

Finally, as claimed by [Lal \(2005\)](#) “use of crop residue as a possible source of feedstock for bioenergy production must be critically and objectively assessed because of its positive impact on soil C sequestration, soil quality maintenance and ecosystem functions”. Thanks to this study, we showed that export of cover crops biomass in investigated situations does not significantly decrease the mean level of investigated ES and production and has no strong negative impacts on the temporal dynamics of the relationships between ES and goods. Thus, such productive cover crops may be an important potential source of feedstock for bioenergy or for feeding animals. For this, the estimation of the fuel value (e.g. in kcal or barrels of diesel equivalent) of the total annual cover crop residue produced for different crop species should be the subject of further studies.

5.5 Conclusions

Through this study, we analyzed the effect of cover crop species (white mustard, Italian ryegrass, and mixtures of species) and their management (mulch, residues exportation, and residues buried in soil) on the relationships between agricultural production (goods) and five ES related to soil functioning, for two rotations and three soil types of the Beauce Region, France.

Our results showed synergistic relationships over time between two groups of ES and goods : agricultural production, nitrogen provision to crops, water provision to crops, and blue water provision on the one hand ; and between climate regulation and water quality regulation on the other hand. Moreover, the ES and goods of these two groups showed trade-offs relationships over time. Our results also showed that it was difficult to promote a balanced bundle of ES because these synergies and trade-offs over time are varying for all investigated situations. However, for the two investigated rotations, our results revealed that the mixtures of species seems to be more efficient to promote long-term delivery of a balanced bundle of ES, compared to mustard or ryegrass. Surprisingly, we showed that cover crop management namely export of cover crops biomass does not significantly decrease the mean level of investigated ES and production, and has no strong negative impacts on the temporal dynamics of the relationships between ES and goods. It thus provides interesting perspectives for bioenergy production or feeding animals.

The investigated production situations considered in this study might influenced ES relationships. Also, we suggest that future studies explore a larger range of situations including different management strategies of cover crops.

Chapitre 6

Discussion générale et perspectives

Considérant les résultats et les analyses présentées dans les chapitres ci-avant, dans ce chapitre, nous présentons la discussion générale de la thèse et les perspectives identifiées par ce travail.

6.1 Proposition d'une typologie de classification originale des travaux de la littérature sur les relations entre services écosystémiques (SE)

Dans le [chapitre 2](#) de cette thèse, nous avons présenté une revue de littérature pour identifier les principales approches d'analyse des relations entre SE présentes à ce jour dans la littérature scientifique. Les études à ce sujet croissent significativement et plusieurs revues ont déjà été publiées récemment (ex. [Seppelt et al., 2011](#); [Lester et al., 2013](#); [Howe et al., 2014](#); [Deng et al., 2016](#); [Lee et Lautenbach, 2016](#); [Dade et al., 2018](#); [Kanter et al., 2018](#); [Saidi et Spray, 2018](#); [Wu et al., 2019](#); [Wu et Li, 2019](#); [Zheng et al., 2019](#)). Toutefois, comparé à ces précédentes revues, la nôtre se distingue sur différents points.

6.1.1 Conception d'une méthode originale et reproductible de sélection des papiers de la littérature pour assurer des revues systématiques plus transparentes et rigoureuses

Synthétiser les travaux de la littérature scientifique dans le cadre de revues ou de méta-analyses permet de saisir rapidement les contours d'une thématique de recherche. Ce travail de synthèse nécessite au préalable d'identifier les travaux dans les bases de données de référencement en ligne et de les sélectionner ensuite selon des critères définis pour en extraire un corpus final de papier à analyser. La rigueur et la reproductibilité de la démarche mise en œuvre durant ce processus est déterminante pour fournir des revues systématiques de qualité ([Moher et Tsertsvadze, 2006](#)).

Différents guides ont été proposés dans la littérature pour aider les chercheurs à réaliser une sélection rigoureuse et transparente de papiers dans le cadre de revues de littérature systématique. Parmi ces guides, le cadre PRISMA (« Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses ») ([Moher et al., 2009](#)) figure parmi les plus utilisés à ce jour. Celui-ci consiste en une liste 27 points de contrôle et un organigramme en quatre phases. Bien qu'initialement développé pour des travaux concernant les sciences médicales, selon les auteurs, son usage est tout aussi pertinent pour des revues systématiques des travaux d'autres domaines scientifiques.

Dans cette thèse, pour identifier et sélectionner les papiers de notre revue, nous avons utilisé une approche complémentaire à celle de PRISMA. Elle permet de sélectionner, de manière semi-automatique, dans un large corpus de papiers scientifiques ceux relevant du domaine d'analyse. Pour réduire de façon optimale un tel corpus afin de ne retenir que les papiers pertinents, nous avons conçu une méthode originale ([Figure 6.1](#)) basée sur : i) l'analyse de co-occurrence des mots-clés des auteurs des papiers et un ii) tri automatisé des papiers sur la base d'une sélection de mots-clés d'intérêt. Grâce à cette méthode, nous avons réduit de 83% le corpus de papiers initialement identifié dans le WoS (passage de 6956 papiers à 1198). Notre méthode présente l'avantage d'être efficace, rigoureuse et reproductible, et peut être facilement mise en œuvre à faible coût par les chercheurs (via des logiciels disponibles gratuitement en ligne ; ex. VOSviewer [van Eck et Waltman \(2010\)](#) et Zotero). De ce fait, elle permet entre autres aux chercheurs de gagner du temps en réduisant considérablement le corpus de papiers à analyser dans le cadre de leurs revues systématiques. Elle leur offre ainsi une démarche complémentaire à l'approche PRISMA pour assurer des revues systématiques plus transparentes, et rigoureuses, avec des méthodes reproductibles. À titre d'illustration, notre approche a été utilisée dans les récentes revues de [Dardonville et al. \(2020a,b\)](#) relative aux moteurs de la résilience, de la vulnérabilité et de la robustesse dans l'agriculture.

6.1.2 Concepts et mots clefs relatifs aux relations entre services écosystémiques

Le fait que le mot-clé « bundles » (Raudsepp-Hearne et al., 2010), très utilisé dans cette thèse et par les auteurs en général, est absent de notre équation de recherche, mobilisée pour réaliser la review de la littérature présentée en chapitre 2, peut surprendre. Nous n'avons pas considéré ce terme car notre démarche s'est voulue plus générique et plus intégrative. En effet, en utilisant plutôt les termes « relationship » ou « interaction », nous ne préjugeons ni de la dynamique respective de chaque SE au milieu d'un ensemble de SE, ni de l'éventuel impact de chacun sur les autres. Pour illustration, l'intégration additionnelle du terme « bundles » dans notre équation initiale montre que le résultat de la requête WoS est identique. Ce qui n'est par exemple pas le cas lorsque l'on retire de l'équation les mots-clés « trade-off* », « relationship* » ou « synerg* ». L'intégration de ces mots-clés suffisent donc à couvrir largement les travaux. Nous admettons en outre que certains travaux pertinents sont absents de notre échantillon final de 103 papiers (ex. Hicks et al., 2013; Queiroz et al., 2015; Ament et al., 2016), bien que figurant parmi les 1198 papiers retenus via notre méthode. Dans ce cas particulier, il s'agit d'un biais de sélection introduit lors de la phase de lecture des papiers. Pour y remédier, une méthode serait de réaliser une lecture-sélection collégiale des papiers par les chercheurs, bien que cela nécessite plus de temps. Pour d'autres travaux pertinents comme Baró et al. (2017), cette absence est due au fait que les mots-clés utilisés par les auteurs ne cadrent pas toujours avec ceux relatifs au champ lexical des relations entre SE. Par exemple, parmi les mots-clés utilisés par Baró et al. (2017) (« Barcelona metropolitan region ; Ecosystem service mismatch ; Green infrastructure ; Spatial analysis ; Urban-rural gradient »), aucun par exemple ne fait référence aux relations entre SE. Nous attirons donc l'attention des chercheurs sur les limites de l'utilisation de mots-clés pertinents dans les papiers.

À titre d'illustration, le Tableau 6.1 offre une comparaison de notre revue avec les précédentes (revues quantitatives essentiellement) concernant : i) la base de données de référencement utilisée ; ii) la période de sélection des papiers considérés ; iii) les mots-clés utilisés dans les équations de recherche ; vi) le nombre de papier identifié et v) le corpus final de travaux analysé. L'analyse de ce tableau montre que le Web Of Science est la principale base de données de recherche de papiers utilisés par les auteurs. L'analyse de ce tableau montre par ailleurs que les mots clés utilisés par les auteurs sont en grande partie similaires aux nôtres. Cependant, notre équation de recherche apparaît la plus complète et la plus intégrative (usage d'une combinaison multiple de booléens). En comparant par exemple notre méthode de sélection avec celle utilisée par Dade et al. (2018) (2 années d'écart entre les papiers), on observe en outre que notre requête intègre une plus grande période de sélection des papiers (1998–2017 vs. 2005–2017), plus de mot clés, et un plus grand corpus de papiers indexé (6956 papiers vs. 1993). En relatif des travaux considérés in fine dans les analyses, on observe que les pourcentages de papiers considérés sont très proches entre les deux travaux (7% vs. 8%), mais aussi avec les autres reviews (hormis dans Seppelt et al., 2011).

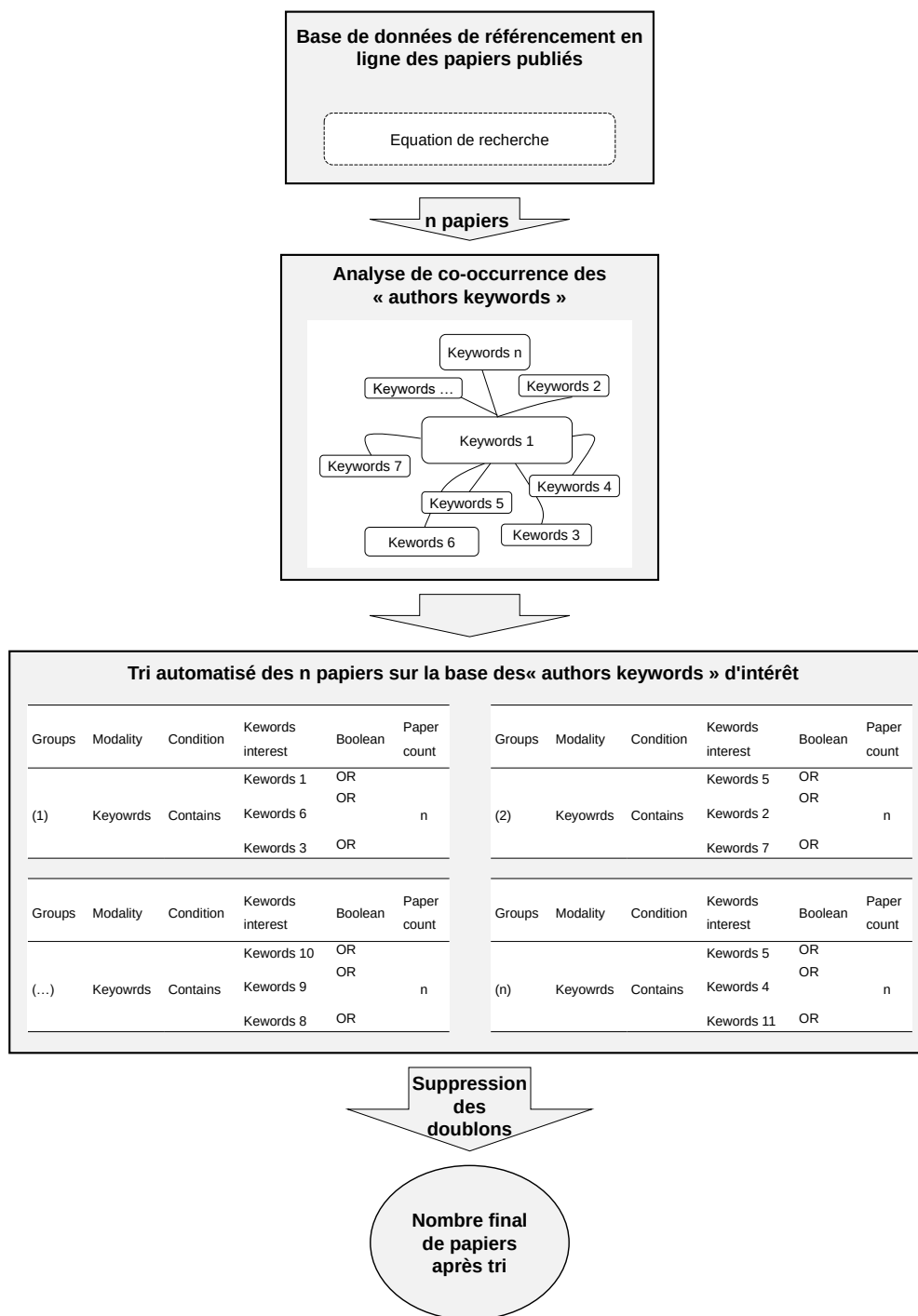


Figure 6.1 – Notre méthode de sélection d'un corpus de papiers à analyser dans le cadre d'une revue systématique.

6.1.3 Développement d'une typologie de classification structurée des travaux de la littérature

Via notre revue systématique, un second apport de cette thèse est la mise à disposition à la communauté scientifique d'une typologie de classification structurée des travaux de la littérature sur les relations entre SE. L'efficacité de notre typologie en six classes a été démontrée via son utilisation pour catégoriser les 103 papiers sélectionnés dans notre revue. Dans l'examen de ces 103 papiers, nous avons focalisé notre attention sur cinq points : i) la nature des analyses spatiales et temporelles réalisées dans les travaux, ii) l'évolution temporelle des travaux publiés dans la littérature, iii) la superficie des terrains d'études sur lesquels les analyses ont été réalisées, iv) la nature et la fréquence des SE analysés dans les travaux, et v) les déterminants des relations entre SE pris en compte.

Alors que plusieurs auteurs tels que [Bennett et al. \(2009\)](#) affirment, sans pour autant le démontrer, que l'analyse spatio-temporelle des relations entre SE demeure à ce jour un enjeu de recherche, l'examen des travaux via notre typologie a clairement permis de démontrer cette affirmation. Nous avons aussi montré que les déterminants sous-tendant les relations entre les SE sont analysés dans la majorité des travaux (83% des travaux analysés, $n = 103$), et que ceux-ci se focalisent principalement sur des indicateurs grossiers relatifs à l'utilisation et la couverture des terres (« land use and cover ») et au climat (ex. température et précipitations). Nos résultats sont conformes avec ceux de [Dade et al. \(2018\)](#), qui ont montré dans leur revue de littérature traitant des relations entre SE que 86% des travaux analysés ($n = 158$) tenaient implicitement compte des déterminants de même nature que ceux mis en évidence dans notre revue. Nos résultats sont aussi conformes avec ceux de [Zheng et al. \(2019\)](#), qui ont montré dans leur revue que le « land use/land cover change » était le déterminant le plus fréquemment considéré dans les travaux.

L'usage de notre typologie pour qualifier et comparer les futurs travaux de la littérature sur les relations entre SE devrait permettre d'apporter plus de clarté dans la description des analyses réalisées, et ainsi renforcer la cohésion scientifique.

Dans leur travail séminal, [Bennett et al. \(2009\)](#) définissent deux grands types de relations entre SE : les relations directes, c.-à-d. un service a un effet direct sur un autre, et les relations indirectes via un déterminant commun. Une question majeure restée toutefois sans réponse dans notre revue a été de savoir s'il existe vraiment des relations directes entre SE, tel qu'initialement suggéré par [Bennett et al. \(2009\)](#), et très fortement repris par plusieurs auteurs à ce jour dans les travaux. De toute évidence, l'analyse des travaux de la littérature via notre typologie n'a pas permis de confirmer cette hypothèse, car la majorité des articles analysés reste assez floue à ce sujet. Selon nous, l'hypothèse de relations directes entre SE reste encore à démontrer de façon plus concrète, par des travaux appliqués, en complément des approches purement conceptuelles. En revanche, à travers nos résultats, nous partageons bien l'hypothèse de relations indirectes entre SE via des déterminants communs.

6.1.4 Principaux acquis pour la thèse

Comme principaux acquis, les résultats de notre revue de littérature ont permis d'identifier des fronts de recherche qui ont été explorés dans la suite de la thèse (cf. chapitres 4 & 5), parmi lesquels : l'analyse de la dynamique spatiale et temporelle des relations entre SE ; la prise en compte des déterminants plus fins autres que ceux associés au « LULC/climate change » ; et la nécessité de méthodes d'analyse des relations entre SE plus robustes, considérant leurs déterminants. Pour ce dernier point, les résultats de ce chapitre nous ont par exemple permis d'identifier le panel de méthodes qui pourrait être utilisé pour

conduire les analyses sur les relations entre SE réalisés dans les chapitres suivants (cf. [chapitre 5](#)). Par ailleurs, considérant les nombreux travaux publiés à ce jour sur l'analyse quantitative des relations entre SE, les résultats de ce chapitre contribuent à apporter plus de clarté et de cohérence dans la caractérisation et la comparaison des travaux actuels.

6.2 L'évaluation biophysique des SE par modélisation

6.2.1 Le modèle de culture STICS : la pierre angulaire de cette thèse

Dans cette thèse l'évaluation des SE est basée sur l'utilisation de jeux de données modélisés, et non de jeux de données réels (cf. [chapitres 3, 4 et 5](#)).

La démarche consistant à utiliser la modélisation dynamique pour quantifier des indicateurs de SE n'est pas nouvelle. Au contraire, c'est une démarche courante de la recherche actuelle (voir [Vigerstol et Aukema, 2011](#); [Bagstad et al., 2013](#)), car ce type de modélisation offre plusieurs avantages majeurs. Par exemple, comme souligné par [Constantin \(2010\)](#), la modélisation permet *de prévoir des variables d'intérêt inaccessibles*. En outre, ce type de modélisation permet d'analyser finement et à moindre coût (sensu lato) que l'expérimentation l'effet de scénarios climatiques et/ou de modifications de pratiques agricoles.

À ce jour, on dénombre plusieurs outils d'aide à la décision dédiés à l'analyse des SE. Les revues de littérature de [Vigerstol et Aukema \(2011\)](#); [Bagstad et al. \(2013\)](#) offrent par exemple une comparaison de certains d'entre eux, en identifiant pour chacun les forces et faiblesses. De toute évidence, il apparaît que les modèles InVEST ([Sharp et al., 2018](#)) et ARIES ([Bagstad et al., 2011](#)) figurent parmi les plus utilisés à ce jour dans la recherche et au-delà ([Vigerstol et Aukema, 2011](#)).

Contrairement à ces modèles modélisant plutôt les interactions à l'échelle du paysage, STICS a été choisi dans cette thèse car c'est un modèle de culture qui décrit les interactions sol-plante-atmosphère. Il a précédemment été calibré et évalué comme satisfaisant pour sa capacité à simuler : la biomasse végétale d'une large variété de cultures principales et de couverts intermédiaires ; la teneur en humidité du sol et le stress hydrique ; la dynamique de l'azote (minéralisation, lessivage, émissions de N_2O) et du C (stockage émissions de CO_2) du sol ; et la décomposition des résidus de culture, dans un large éventail de sols, de climats et de systèmes de culture en France ([Justes et al., 2009](#); [Constantin et al., 2012](#); [Strullu et al., 2014](#); [Coucheney et al., 2015](#); [Beaudoin et al., 2018](#); [Tribouillois et al., 2018a](#); [Yin et al., 2020](#)). C'est un modèle largement utilisé dans la littérature scientifique. Bien que correctement calibré pour les systèmes de culture pour lesquels nous l'avons utilisé, STICS reste un modèle, et pourrait décrire imparfaitement la réalité des interactions présentes dans le système modélisé pour certains cas spécifiques. On peut dès lors s'interroger sur la pertinence d'utilisation d'un modèle pour analyser des relations/interactions entre services : n'analyse-t-on pas uniquement les interactions présentes dans le modèle ?

Par ailleurs, la mise en œuvre de STICS pour simuler la très grande diversité de situations de production analysées dans cette thèse s'est révélée particulièrement ardue. Cette difficulté d'utilisation pour simuler de multiples rotations de longues durées peut dans certains cas représenter une perte de temps, voire une barrière limitant ainsi l'usage de ce type de modèles aux seuls utilisateurs experts [Ellili Bargaoui \(2019\)](#). Dans cette thèse l'usage de STICS a été maîtrisé du fait que nous avons bénéficié de façon privilégiée de sessions de formation et de l'expertise et de l'accompagnement de ses développeurs.

6.2.2 Quid de l'impact de la qualité des données d'entrée sur l'évaluation des SE ?

Parmi les données d'entrée utilisées dans STICS, figurent celles relatives aux propriétés du sol. Dans cette thèse, les données sols concernant par exemple la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent ont été estimées à partir d'application de fonctions de pédotransfert issues : celles de [Le Bas \(2016\)](#) pour les données du projet 4p1000 utilisées dans le [chapitre 4](#), et celles de [Román Dobarco et al. \(2019\)](#) pour les données générées dans le [chapitre 5](#). Bien que la robustesse de ces fonctions ait été testée et validée pour une large diversité de sols à l'échelle de la France métropolitaine, nous reconnaissons toutefois qu'aucune analyse préalable de la sensibilité des sorties de STICS associée à leur utilisation n'a été réalisée dans cette thèse. Or, il s'agit de propriétés clés pour de nombreux processus écologiques et hydrologiques. Nous pouvons donc penser qu'une amélioration en général des données d'entrée sur les sols permettrait dans une moindre mesure d'améliorer la qualité des résultats obtenus. C'est d'ailleurs une des pistes suggérées dans EFES-EA ([Therond et Tibi, 2018](#)). En comparant les évaluations faites sur 64 sites (localisés dans des parcelles cultivées d'Ille-et-Vilaine en France) à partir de trois sources d'information pédologique distinctes (données d'observations, données désagrégées et données brutes), [Ellili Bargaoui \(2019\)](#) a par exemple montré qu'*il n'y a pas d'effet lié à la source de l'information pédologique pour les services de fourniture d'azote à la plante et de régulation du climat via la séquestration de carbone dans les sols*. Cependant, qu'en est-il de l'effet sur les autres SE, en particulier le stockage et la restitution de l'eau bleue et la fourniture en eau aux plantes cultivées, très dépendant des données d'entrée sur les propriétés du sol ? En effet, en évaluant l'impact des incertitudes des paramètres sols estimés à partir de la BDGSF (Base de Données Géographique des Sols de France) sur les sorties de STICS, [Le Bas \(2016\)](#) a par exemple montré que *les incertitudes sur les variables de sortie sont majoritairement dues à celles de la teneur en eau initiale (drainage, rapport RSURRU) et à celles de la Réserve Utile (transpiration, biomasses)*. Au-delà de la qualité des données du sol, il s'agit en général de se demander si on améliore réellement les évaluations des SE par une meilleure qualité des données d'entrée. Par exemple, en comparant les résultats issus des modèles InVEST et WaSSI selon différentes sources de données d'entrée et différentes échelles spatiales au Rwanda, [Bagstad et al. \(2018\)](#) ont par exemple montré que six des neuf métriques des SE ont donné des prédictions similaires pour au moins deux ensembles de données d'entrée différents.

6.2.3 Quelle influence de la constance des paramètres d'entrée du modèle pour analyser la dynamique de services à long terme ?

On notera que les paramètres d'entrée ont été considérés comme constants au cours des simulations d'une durée de 30 ans, et, dans le [chapitre 5](#), comme identiques quel que soit le système de culture. Sur une telle durée, certains paramètres du sol – les propriétés dites « manageables » au sens de [Dominati et al. \(2010\)](#) – évoluent assurément, notamment si l'on modifie le système de culture par l'introduction de cultures intermédiaires. C'est le cas, notamment, de la masse volumique de l'horizon de surface, très sensible, à des modifications du travail du sol, mais aussi à des évolutions des taux de matière organique. C'est possiblement le cas pour le Réservoir Utilisable, qui pourrait évoluer à moyen terme lorsque l'on introduit de façon récurrente des cultures intermédiaires à la place du sol nu. Cette évolution n'a pas été prise en compte dans notre modélisation : d'une part, nous ne disposons pas de données pertinentes pour faire évoluer les paramètres d'intérêt dans notre cadre de modélisation ; d'autre part, dans sa configuration actuelle, le modèle ne dispose pas de boucle de rétroaction permettant de faire évoluer les paramètres d'entrée au cours du temps en fonction des résultats des itérations précédentes. Ainsi, l'évolution de la teneur en carbone dans le sol que nous avons observée dans certains scénarios ne

s'est pas accompagnée d'une évolution au cours du temps des propriétés physiques du sol qui y sont sensibles. Ce point pourrait limiter la portée de nos résultats, basés uniquement sur des jeux de données issus de modélisation.

6.3 Analyse des relations entre les SE à une échelle régionale : application au bassin parisien

6.3.1 Mise en œuvre d'une méthode originale d'analyse des relations entre SE

Les analyses statistiques telles que la corrélation, l'analyse en composante principale, les méthodes de clustering (ex. k-means) ou les analyses de régression figurent parmi les principales méthodes quantitatives les plus utilisées à ce jour dans les travaux pour analyser les relations entre SE (Mouchet et al., 2014; Dade et al., 2018; Wu et al., 2019). Toutefois, ces méthodes présentent certaines limites (cf. chapitre 4).

Aussi, dans cette thèse nous avons mis en œuvre de façon originale une méthode qui permet dans une moindre mesure de lever ces limites. Cette méthode est basée sur une utilisation originale des arbres de régression multivarié, associée à de l'analyse de données et de la cartographie. S'il est vrai que les arbres de régression multivarié en soit ne constitue pas une nouvelle méthode (voir par exemple De'ath, 2002; Larsen et Speckman, 2004; Rositano et al., 2018; Smith et al., 2019), c'est leur usage pour analyser les relations entre SE à l'échelle de bassin parisien de production qui en fait l'originalité. En effet, comme montré dans le chapitre 4, à notre connaissance, aucune étude à ce jour n'a utilisé cette méthode dans l'analyse des relations entre SE et leurs déterminants.

Concernant les relations entre services, la mise en œuvre de notre approche a mis en évidence des synergies entre la régulation de la qualité de l'eau, la fourniture en azote aux plantes, et la régulation du climat, principalement dans les situations de production de la région nord-est de notre terrain d'étude, du fait des systèmes de culture en place. Nos résultats ont en outre montré que selon les régions du terrain d'étude et les systèmes de culture, un antagonisme plus ou moins marqué peut apparaître entre deux services clés liés à l'eau du sol : la fourniture en eau pour les cultures (eau verte) (service rendu à l'agriculteur) et la fourniture en eau bleue (service rendu à l'agriculteur).

Considérant les résultats présentés au chapitre 4 (voir Figure 4.2 et Tableau 4.3), nous avons par ailleurs analysé dans quelle mesure le niveau d'un SE dans une feuille diffère statistiquement par rapport au niveau de ce même SE dans les autres feuilles de l'arbre. Pour ce faire, nous avons une fois de plus utilisé le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis (KW). Nos résultats (Figure 6.2) montrent principalement que le niveau de chaque SE est statistiquement différent d'une feuille à l'autre de l'arbre, excepté pour le SE lié à l'eau verte. Pour ce dernier, nos résultats suggèrent que le niveau de ce SE est similaire dans les feuilles 2 et 5.

Cette analyse via le test KW démontre la robustesse de l'ARM dans la caractérisation de groupes de situations de productions différents en matière de bouquet de SE, et donc la possibilité de s'appuyer sur cette méthode pour analyser les synergies et antagonismes entre SE au sein de ces groupes. Dans une certaine mesure, cette analyse supplémentaire montre également l'intérêt d'utiliser, pour chacun des SE, la médiane du SE comme référence pour déterminer qualitativement le niveau relatif de chaque ES dans les feuilles.

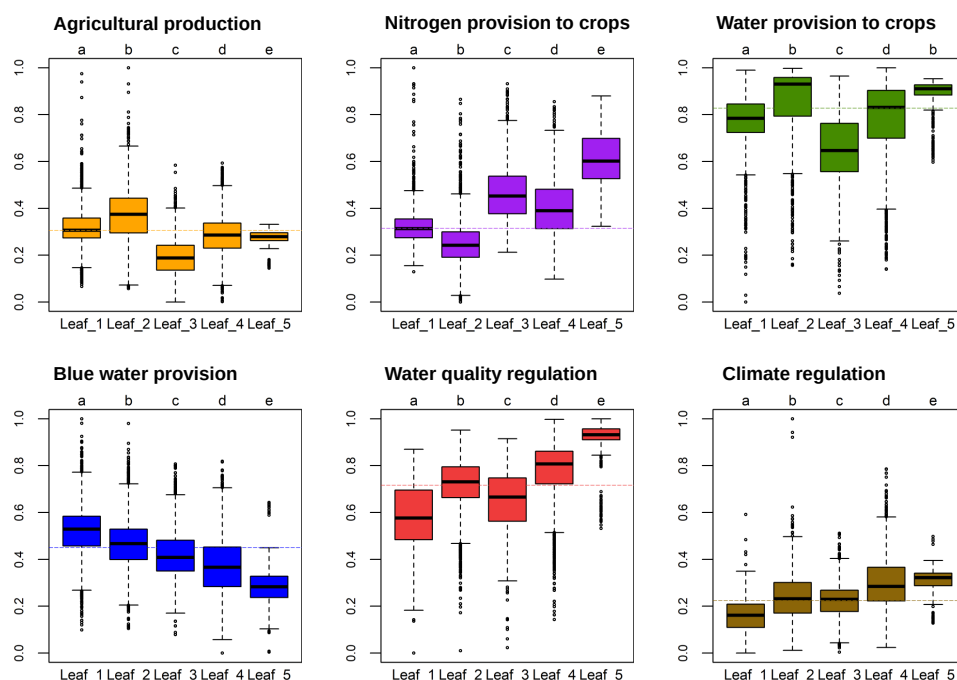


Figure 6.2 – Niveau de chaque SE (boxplots) pour chacune des feuilles de l’arbre de régression multivarié présenté à la Figure 4.2 et résultats (lettres minuscules au-dessus des boxplots) du test non-paramétrique de Kruskal-Wallis. Pour chaque SE, la ligne en pointillée représente la médiane des valeurs de l’ensemble des situations de productions étudiées.

6.3.2 Identification des déterminants des relations entre SE via notre méthode

Parmi les fronts de recherche concernant l’analyse des relations entre SE, figure celui lié à la considération explicite des déterminants sous-tendant ces relations (Dade et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2020). Qiu et al. (2018) montrent que ces déterminants des relations entre SE peuvent différer selon les échelles spatiales d’analyse. Selon ces auteurs, quatre explications possibles peuvent justifier cela : i) les effets des connexions biophysiques (c.-à-d. le niveau du SE 1 affecte celui du SE 2, ou vice versa) ; ii) les effets des déterminants dominants qui contrôlent simultanément plusieurs SE ; iii) les effets combinés des liens biophysiques et des déterminants dominants ; et iv) les effets d’échelle artificielle (ex. simples modifications de la résolution spatiale et/ou de l’étendue de l’analyse). D’après Dade et al. (2018), pour identifier explicitement les déterminants des relations entre SE, les futurs travaux devraient idéalement utiliser des approches fondées sur la causalité (ex. expériences de terrain, inférence causale, modèles de simulation et modèles statistiques fondés sur les processus). Cette ambition remet donc en cause, par exemple, l’utilisation répandue de l’analyse de corrélation, inadaptée pour réaliser ce type d’analyse (Cord et al., 2017b).

L’usage éclairé de notre méthodologie basée sur les arbres de régression multivarié, associée à de l’analyse de données et de la cartographie nous a permis dans une certaine mesure de faire avancer ce front de recherche. Nos résultats ont par exemple mis en évidence que le déterminant « fréquence des couverts intermédiaires dans la rotation culturale » est le facteur d’ordre 1 qui détermine les relations entre les SE étudiés (ex. régulation de la qualité de l’eau, fourniture d’azote aux plantes et régulation du climat) (cf. chapitre 4). Nous avons aussi montré que certaines propriétés clés du sol (ex. la réserve utile en eau et le pH) peuvent influencer les antagonismes entre les deux services clés liés à l’eau du sol (l’eau verte et la fourniture en eau bleue). Considérant les possibles incertitudes des paramètres

sols sur les variables de sorties associées à ces services (lignes ci-avant), dans les futurs travaux, les questions de résolution liées à l'utilisation des fonctions de pédotransfert pour évaluer les données d'entrée de STICS devraient au préalable être considérées.

La considération dans cette thèse des déterminants liés aux pratiques agricoles et aux propriétés du sol représente une avancée significative, car à ce jour, la majorité des travaux ne considèrent que des déterminants à maille grossière, tels que le land use/cover et le climat (voir Dade et al., 2018; Obiang Ndong et al., 2020). Nos résultats offrent ainsi des leviers opérationnels pour l'aide à la décision et l'action publique dans la gestion des écosystèmes agricoles. Un déploiement de notre approche à l'échelle d'autres zones climatiques ou grand territoire permettrait de fournir des grands patterns de relations entre bouquet de SE et d'analyser dans quelle mesure les déterminants des relations varient ou non d'un contexte à l'autre.

Les résultats obtenus via la mise en œuvre de notre méthode démontrent bien que la transposition de certaines méthodes de « Data Mining » pour analyser la complexité des relations indirectes entre SE devrait être développée dans les futurs travaux.

Dans le même sens, au fil de la lecture des travaux de la littérature, nous avons constaté la montée en puissance des approches de type « Data-driven modeling » (machine Learning basé sur des données empiriques) dans les travaux sur l'analyse des relations entre SE. Ce constat est explicitement mis en évidence dans la revue de (Agudelo et al., 2020). Selon nous, l'usage grandissant de telles approches, pourrait en partie s'expliquer par la nécessité d'intégrer dans les analyses des déterminants des relations entre SE, les multiples variables de sortie des modèles utilisés pour quantifier des indicateurs de SE. Une autre hypothèse est que certains auteurs souhaitent développer des méta-modèles permettant des analyses robustes et facilement modulables, pour tester par exemple des scénarios de gestions des SE et leurs relations à l'échelle des écosystèmes. La plateforme « Soil Navigator DSS » (Debeljak et al., 2019), développée dans le cadre du projet européen H2020 LANDMARK (<http://landmark2020.eu/>) pour évaluer différents SE liés au sol et leurs relations en est un exemple.

À l'échelle des terrains d'étude, une comparaison des résultats obtenus via différentes approches de Data Mining/Data-driven modeling serait la bienvenue pour identifier leurs forces et faiblesses, et pour voir si la nature des antagonismes ou des synergies identifiés diffère significativement. Cela permettrait en outre de formuler des recommandations pour les futurs travaux d'analyse des relations entre SE.

6.3.3 Pour aller plus loin...

Considérant ce qui précède, une méthode intéressante pour analyser la complexité des relations entre SE considérant leurs déterminants pourrait être la modélisation par équation structurale (en anglais « Structural Equation Modeling » – SEM). En effet, contrairement aux analyses statistiques de première génération le plus souvent utilisée (ex. analyses de corrélations, ACP, ANOVA, etc.) (cf. chapitre 2), la SEM se distingue car il s'agit avant tout d'un cadre scientifique pour examiner des hypothèses sur les relations causales multi-variées dans des systèmes complexes (Grace, 2006). D'ailleurs, la SEM est de plus en plus utilisée pour explorer les interactions qui sous-tendent le fonctionnement des systèmes socio-écologiques (Li et al., 2017a). À la différence des méthodes citées ci-avant, la SEM a l'avantage de permettre d'intégrer à la fois des principes statistiques et des connaissances scientifiques du système étudié (Grace et al., 2012). Par exemple, la SEM peut être utilisée pour identifier et évaluer des modèles de relations entre SE et déterminants, en intégrant

des variables latentes (c.-à-d. non mesurables directement, ex. indicateurs de biodiversité du sol). Étonnamment, bien que de plus en plus utilisée en écologie, la SEM demeure à ce jour peu utilisée dans les travaux sur l'analyse des relations entre SE. À titre d'illustration, une recherche bibliographique effectuée le 13 novembre 2020 sur la période 2005-2020 avec les mots-clés ("structural equation model*" OR "SEM" OR "path analys*") AND ("eco-system service*" AND ("interaction*" OR "relationship*" OR "trade*" OR "synerg")) dans le Web of Science (WoS ; « topic ») ne renvoyait que 91 références. Comme exemple de travaux, nous pouvons citer [Lavorel et Grigulis \(2012\)](#) qui ont utilisé la SEM pour comprendre les mécanismes basés sur des traits fonctionnels qui sous-tendent les antagonismes entre SE dans les prairies de montagne. Nous pouvons aussi citer [Samnegård et al. \(2018\)](#) qui ont utilisé la SEM pour quantifier les effets directs et indirects de différentes modalités de gestion (lutte biologique vs. antiparasitaire) sur la richesse en espèces, les SE et la production de fruits dans les vergers de pommiers de trois pays européens.

Dans cette thèse, un premier travail sur la mise en œuvre de la SEM de façon complémentaire aux résultats des arbres de régressions multivariés a été initié et des résultats préliminaires ont été présentés lors du colloque international « Wageningen Soil Conference 2019 ». Comme les résultats finaux de ce travail et leur analyse sont en cours de finalisation, ils n'ont pas pu être intégrés dans ce manuscrit. Ils feront toutefois l'objet d'une publication post-thèse.

Toutefois, que ce soit avec la SEM ou avec les méthodes de type « Data-driven modeling », nous attirons l'attention des chercheurs sur l'absolue nécessité de plus de prudence dans l'analyse des résultats issus de telles approches, car, après tout, selon la célèbre citation du démographe Alfred Sauvy : « les chiffres sont des êtres fragiles qui, à force d'être torturés, finissent par avouer tout ce qu'on veut leur faire dire ».

6.4 Gérer les relations entre SE sur une gamme réduite de situations de production, considérant leur dynamique temporelle : analyse de scénarios de pratiques agricoles basées sur les couverts intermédiaires comme levier

Selon plusieurs auteurs (ex. [Raudsepp-Hearne et al., 2010](#); [Dade et al., 2018](#); [Turlerboom et al., 2018](#)), gérer les relations entre SE nécessite au préalable d'identifier les déterminants et mécanismes qui sous-tendent ces relations.

Dans le [chapitre 4](#), nous avons montré à l'échelle du bassin parisien de production (échelle régionale) que la fréquence des couverts intermédiaires dans la rotation culturale est un déterminant majeur des relations entre les SE étudiés. Compte tenu de la très large gamme de situations de production analysées ($n = 15\,296$), une grande variabilité des relations entre SE et leurs déterminants demeure inexpliquée via notre approche (R^2 de l'arbre égal 30%), puisque notre analyse se limite à l'identification des caractéristiques moyennes/médianes des situations de production, avec une très forte variabilité autour de celles-ci. Cette variabilité témoigne bien de la complexité des systèmes étudiés et de la grande diversité des situations, et donc de la difficulté à en typer le fonctionnement.

En conséquence, dans le [chapitre 5](#) nous avons analysé et évalué différentes modalités de couverts intermédiaires comme levier pour promouvoir un ensemble équilibré de SE, considérant la dynamique temporelle des relations entre ceux-ci. Contrairement à la large gamme des situations de production analysées dans le [chapitre 4](#), nous avons recentré notre analyse à l'échelle de deux rotations dominantes en Beauce : blé-blé-couvert intermédiaire-

betterave sucrière et blé-couvert intermédiaire-maïs grain. L’objectif de cette analyse était d’identifier un scénario “optimal”, c’est-à-dire une combinaison de situations de production qui permet à la fois de garantir des hauts niveaux moyens de SE sur 30 ans et de maximiser les synergies entre le plus de SE, tout en limitant les antagonismes.

Pour les deux rotations considérées, nos résultats ont montré les synergies existantes entre la régulation de la qualité de l’eau et la régulation du climat, précédemment mises en évidence dans le [chapitre 4](#) pour les systèmes de culture avec une fréquence élevée de couverts intermédiaires dans la rotation ($\geq 36\%$). C’est également le cas pour les synergies entre l’eau verte et la fourniture en azote aux plantes, également mises en évidence dans le [chapitre 4](#). Nos résultats du [chapitre 5](#) ont également confirmé les antagonismes entre d’une part l’eau bleue, et d’autre part la régulation du climat et la régulation de la qualité de l’eau, déjà pointé dans le [chapitre 4](#). Toutefois, alors que dans le [chapitre 4](#) les deux services liés à l’eau du sol étaient caractérisés par des antagonismes plus ou moins marqués selon les systèmes de culture, dans le [chapitre 5](#), nos résultats n’ont pas confirmé cet antagonisme, quelle que soit la rotation, le type de sol, l’espèce de couvert intermédiaire et la modalité de gestion considérés.

Selon nous, le non antagonisme entre ces deux SE à cette échelle d’étude (zone climatique identique à celle du [chapitre 4](#)) pourrait en partie s’expliquer par les interactions durant l’interculture (ici la période de drainage ; de septembre à mars) entre : i) la distribution des pluies ([Figure 6.3](#)) ; ii) la dynamique de remplissage du réservoir utile (RU) des différents types de sols analysés (RU = 121 mm, 145 mm et 115 mm respectivement pour le cambisol, le fluvisol et le luvisol) ; et iii) les systèmes de cultures en place intégrant les CI. En effet, dans notre cas d’étude, la présence de sols moyennement profond et la présence de CI peu développé durant la première période de l’interculture entraîne un remplissage rapide de la RU grâce aux pluies fréquentes, et par conséquent un drainage important via le ressuage de l’eau gravitaire. Alors que la baisse des pluies durant la seconde période de l’interculture associée à la présence de CI très développé entraîne une réduction considérable du drainage (voir [Meyer et al., 2018, 2020](#)), la présence de sols moyennement profonds associée au système racinaire des CI qui améliore l’infiltration de l’eau ([Yu et al., 2016](#)) permet néanmoins un remplissage du RU et le maintien d’une certaine quantité d’eau drainée (eau bleue). Par conséquent, ce remplissage du RU durant la seconde période de l’interculture, malgré la présence de CI en fin de végétation, permet de garantir une certaine disponibilité en eau verte pour la culture suivante, comme par exemple mit en évidence dans [Meyer et al. \(2020\)](#).

Ces résultats suggèrent ainsi qu’à l’échelle des écosystèmes agricoles, pour une même zone climatique, les résultats en matière de relations entre SE varient fortement selon la diversité des situations de productions considérées dans l’analyse. Une analyse des relations entre SE à l’échelle d’une grande diversité de situations de productions permet de fournir des grands patterns de relations entre SE, tandis qu’une analyse sur des situations de productions plus réduites permet de mettre en évidence des spécificités locales de ces relations.

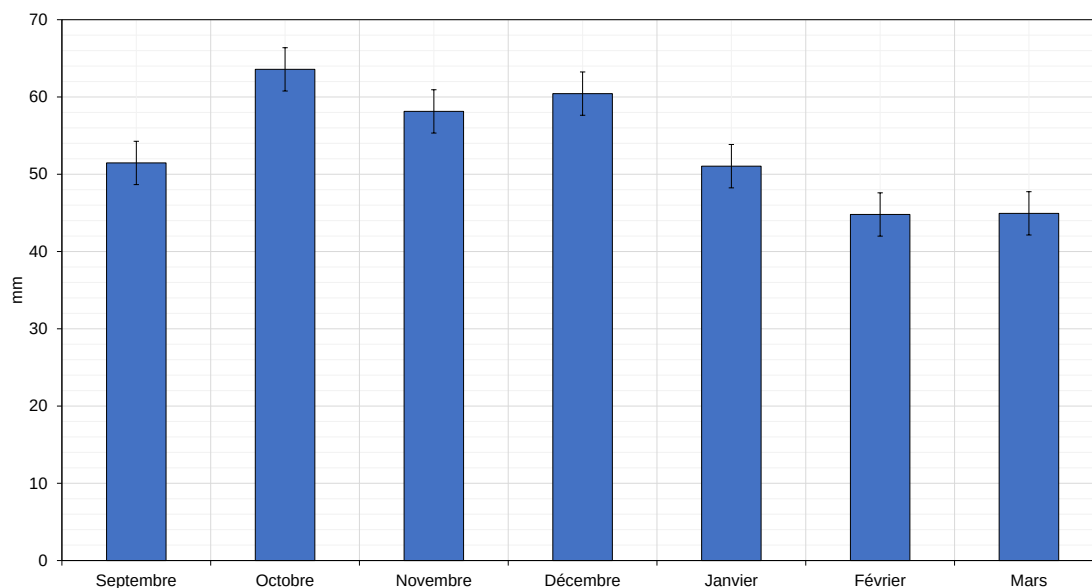


Figure 6.3 – Moyenne mensuelle des pluies (période 1983-2013) durant l’interculture à l’échelle de la Beauce. Données issues de la grille climatique SAFRAN “fr 2670”, située au centre de la Beauce.

Considérant les enjeux liés aux relations entre ces deux SE dans les territoires à forts enjeux de déficit hydrologique, il serait nécessaire que de futurs travaux analysent la relation entre ces deux SE dans une gamme plus importante de situations de production considérant les effets de chaque couvert et l’effet moyen à l’échelle de la rotation. Une étude de ce type permettrait d’analyser de façon plus détaillée l’effet « culture » sur la dynamique temporelle des relations entre services. En outre, des scénarios de ruptures devraient aussi être analysés, comme par exemple la mise en place de couverts avec des fréquences plus ou moins élevées dans les rotations, afin d’identifier un seuil de fréquence, qui permettrait de maximiser les niveaux de SE, et au-delà duquel l’effet couvert intermédiaire devient peu marqué. Des scénarios avec coupe et export de biomasse durant le cycle de développement du couvert intermédiaire gagneraient aussi à être testés. Cependant, durant cette thèse, je n’ai pas réussi à déterminer s’il existe une configuration de STICS pour simuler ce type de mode de conduite des couverts intermédiaires.

Bien qu’il a été difficile d’identifier une situation de production « optimale » du point de vue du bouquet de SE fourni et de sa dynamique, nos résultats ont tout de même montré que les couverts intermédiaires de type mélange d’espèces permettraient de maximiser, au fil du temps, les synergies entre la production agricole et trois SE de fourniture en azote aux plantes cultivées, restitution d’eau aux plantes cultivées et stockage et restitution de l’eau bleue, sans dégrader les deux autres (régulation du climat et la régulation de la qualité de l’eau). Sans surprise, nos résultats ont en outre montré que le mulch et l’enfouissement des résidus avaient un effet positif marqué sur les niveaux de SE liés au cycle de l’azote (régulation de la qualité de l’eau et fourniture en azote aux plantes) et du carbone (régulation du climat). De manière moins intuitive, nos résultats ont mis en évidence que la modalité avec exportation de biomasse n’était pas dégradante comparée au sol nu. Cette possibilité d’exporter la biomasse sans dégrader significativement les SE offre des perspectives et opportunités intéressantes pour la nutrition des animaux d’élevage ou pour la production de bioénergie (ex. méthanisation).

Pour les deux rotations, l’analyse de la dynamique temporelle des couverts avec mélange d’espèces pour un scénario spécifique (luvisol avec enfouissement des résidus) a montré que le climat (périodes sèches vs. humides) a un effet très marqué sur la dynamique temporelle

de deux SE en particulier (fourniture en azote aux plantes et la régulation du climat) et sur la production agricole. Selon nos résultats, la présence du couvert peut soit augmenter la variabilité interannuelle du niveau de SE (ex. SE de régulation du climat) soit la réduire fortement (ex. SE de régulation de la qualité de l'eau).

Sachant qu'en France, 13,1 millions d'hectares de terres arables pourraient potentiellement recevoir des cultures intermédiaires (Tribouillois et al., 2018b), nos résultats offrent aux chercheurs et aux gestionnaires des écosystèmes (les agriculteurs et, par ex. les décideurs de politiques agricoles) des informations préliminaires permettant de concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes qui favorisent un bouquet équilibré et durable de SE.

6.5 Au-delà de la thèse : accélérer l'opérationnalisation des résultats de la recherche sur les relations entre SE dans les systèmes cultivés

6.5.1 Analyser les relations entre les SE pour délivrer des recommandations testables à court terme

La nature des SE analysés dans cette thèse fait que leur niveau de fourniture dans le temps varie différemment selon des processus qui eux-mêmes s'exercent à des échelles temporelles différentes. Par exemple, nous avons observé que la variabilité du SE régulation du climat via le stockage de carbone dans le sol s'est révélé très peu sensible à l'échelle d'une rotation (cf. chapitre 5), contrairement aux deux SE liés au cycle de l'eau. Une explication à cela est que la dynamique de la MO dans le sol est un processus qui s'établit et peut s'observer sur le moyen/long terme (au moins 10 ans), comparés par exemple aux processus de percolation ou de minéralisation de l'azote, qui eux peuvent varier très fortement à l'échelle d'une simple décennie. On parle alors de variable à temps de réponse court et temps de réponse long (Biggs et al., 2012; Duru et al., 2015).

Pour quantifier ces différents types de dynamiques, les analyses réalisées dans cette thèse ont été faites sur la base de simulations dynamiques sur 30 ans. Dans certains cas (cf. chapitre 4), les analyses de relations entre SE ont été réalisées via des indicateurs de SE moyennés sur 30 ans. Dans d'autres cas (cf. chapitre 5), des moyennes à l'échelle des cycles de rotations ont été réalisées. Selon nous, dans les futurs travaux il serait par exemple intéressant d'analyser plus finement les relations entre des SE de temporalités plus ou moins similaires et sensibles par exemple à des variations intra-rotation culturale (ex. SE régulation de la qualité de l'eau et SE liés au cycle de l'eau du sol). Cela permettrait dans une certaine mesure de faciliter le dialogue entre les agriculteurs et les gestionnaires des écosystèmes agricoles sur les moyens de leur gestion.

6.5.2 Intégrer plus en amont les bénéficiaires dans le choix des SE à analyser dans les travaux à l'échelle des territoires

L'existence d'un SE est intrinsèquement liée aux biens êtres des humains (bénéficiaires) (Haines-Young et Potschin, 2010a). Comme souligné dans les lignes ci-avant, cette thèse s'inscrit dans la continuité de l'étude EFESE-EA (Therond et Tibi, 2018). Or, dans EFESE-EA, peu d'attention a été accordée à la prise en compte des attentes/demandes des parties prenantes (bénéficiaires) en matière de SE. Le choix des SE a été réalisé sur la base de connaissances expertes mobilisées dans l'étude, utilisant elles-mêmes le plus souvent des connaissances de la littérature scientifique. Bien qu'il s'agisse en général d'une pratique courante de la communauté scientifique (Kanter et al., 2018), elle présente la

faiblesse d’avoir tenu à l’écart de la conception et du processus de recherche les principaux types de bénéficiaires de SE identifiés dans l’étude : l’agriculteur et « la société ». Selon nous, cela pourrait représenter un frein important pour l’appropriation des résultats de l’étude par ceux-ci et pour l’opérationnalisation des recommandations formulées dans l’étude. En effet, [Kanter et al. \(2018\)](#) suggèrent par exemple que dans les résultats de recherche sur les SE et leurs antagonismes dans les systèmes cultivés, les difficultés à franchir la frontière connaissance/action sont dues à plusieurs facteurs tels que : i) *le manque de participation des parties prenantes appropriées* ; ii) *les recommandations souvent génériques qui contournent les processus de prise de décision traditionnels* ; et iii) *l’absence d’un utilisateur final ou de groupes de parties prenantes clairs pour les résultats de l’analyse des compromis*. Les futurs travaux à l’échelle des systèmes cultivés gagneraient ainsi à mieux considérer en amont les attentes des parties prenantes (ex. agriculteurs et gestionnaires des bassins versants cultivés) en matière de SE à analyser. Les impliquer dans le processus de recherche constitue un moyen de les emmener à s’approprier les résultats des travaux de recherche. S’il faut admettre que certains collectifs de parties prenantes (ex. agriculteurs) peuvent être réfractaires à ce type de démarche pour diverses raisons (ex. ne souhaitent pas communiquer sur leurs pratiques agricoles, approche trop conceptuelle ou complexe), une méthode possible serait de réaliser des enquêtes anonymes à grande échelle sur les SE que les parties prenantes estiment comme clés à l’échelle de leurs territoires. Les données issues d’une telle enquête permettraient par exemple de cartographier à l’échelle des territoires, les attentes en matière de SE par nature de bénéficiaires. *In fine*, une telle analyse permettrait par exemple de mettre en évidence des grands enjeux de recherche selon les territoires, vu non plus sous le seul point de vue de la recherche, mais aussi sous l’angle des parties prenantes. Dans une certaine mesure, cela contribuerait ainsi à réduire le décalage entre les objectifs de la recherche scientifique et les attentes réelles des acteurs de la gestion des territoires agricoles.

6.5.3 Mobiliser des connaissances pluridisciplinaires

Comme souligné dans le [chapitre 1](#), il n’est pas aisé de quantifier les SE et leurs relations. Cependant, l’analyse détaillée d’un seul service peut dans certains cas se révéler relativement simple comparée à l’analyse d’un bouquet de SE. Ainsi, une grande part des travaux se concentre sur l’analyse détaillée d’un seul service ([Turlboom et al., 2018](#)), ou se limite à une analyse des relations entre un petit nombre de SE ([Obiang Ndong et al., 2020](#)).

Plus il y a de SE différents analysés dans les travaux, plus il est nécessaire de mobiliser un large panel de connaissances pluridisciplinaires. Ce constat est particulièrement vrai pour le MEA, qui a mobilisé une expertise diversifiée (1360 experts de 95 pays), puisant ainsi ses compétences et sa légitimité dans des domaines disciplinaires relativement différents ([Pesche, 2014](#)). C’est également vrai pour EFSE-EA, qui a mobilisé un large collectif pluridisciplinaire d’experts ($n = 70$).

Dans cette thèse, nous avons analysé les relations entre la production agricole et cinq SE liés au fonctionnement du sol. La complexité des écosystèmes cultivés et les multiples processus biogéochimiques et processus biophysiques à l’œuvre dans les sols sous tendant ces SE rendent ardu ce type d’analyse. Pour y parvenir, cette thèse a mobilisé des expertises issues de disciplines « sœurs », principalement agronomie et sciences du sol, et a nécessité la mise en œuvre de méthodes d’analyse statistique tout aussi complexes.

La mise en œuvre de telles méthodes sur notre jeu de données a toutefois nécessité des connaissances non associées nécessairement aux sciences de l’agronomie ou du sol. Ainsi, dans cette thèse, une tâche importante a été d’explorer la littérature scientifique rela-

tive aux méthodes de type « Data Mining » et « Deep Learning ». Aussi, nous avons fait appel à des connaissances expertes locales et externes dans ce domaine. Ces multiples interactions pluridisciplinaires ont permis dans une certaine mesure d'assurer un usage maîtrisé des méthodes manipulées, afin de produire des résultats originaux et de qualité. Toutefois, pour des utilisateurs novices, la maîtrise de ses méthodes statistiques souvent complexes représente une part importante de l'activité de recherche sur l'analyse des relations entre SE, en plus de celle liée par exemple à la compréhension et la caractérisation agronomique du système étudié. En conséquence, selon nous, les futurs travaux ayant pour objectifs d'analyser et de quantifier les relations entre SE devraient spécifiquement intégrer des experts de l'analyse de données pour s'assurer de la maîtrise des méthodes souvent complexe mise en œuvre. De même, ils devront aussi, si possible, intégrer les experts de la connaissance des processus à l'œuvre dans les systèmes d'étude, en veillant à ne pas élargir excessivement les analyses dans un seul sens.

6.5.4 Analyser les enjeux différenciés entre les bénéficiaires de SE

Comme souligné dans les lignes ci-avant, quantifier les SE et leurs relations nécessite au préalable d'identifier les bénéficiaires de services. Dans la foulée de l'étude EFES-SEA, dans cette thèse, deux principaux bénéficiaires de services ont été identifiés : i) l'agriculteur en tant que gestionnaire de l'écosystème agricole, et ii) la société (qui inclut les agriculteurs). Cette distinction permet de mettre en lumière des enjeux différenciés pour ces deux types d'acteurs. Du fait de ces enjeux différenciés, les antagonismes entre les SE peuvent générer des conflits dans la gestion, le développement et la planification des ressources naturelles (King et al., 2015). Dans cette thèse, l'antagonisme mis en évidence entre la fourniture en eau verte et en eau bleue (cf. chapitre 3) pourrait par exemple traduire un conflit d'usage des ressources en eau en période d'étiage dans des territoires à forts enjeux pour la gestion de l'eau. D'un côté, l'augmentation du SE d'eau bleue pourrait représenter un avantage pour la société du fait d'une augmentation de la ressource en eau (nappes souterraines et des cours d'eau) disponible pour les activités humaines non agricoles. D'un autre côté, la réduction de l'eau disponible pour les cultures pourrait cependant conduire à une baisse de la production agricole. C'est d'ailleurs ce qui a été mis en évidence pour une gamme de situations de production dans le chapitre 4. Être en mesure de représenter et modéliser les interactions entre le fonctionnement hydrologique des écosystèmes agricoles et celui des ressources en eau à l'échelle du bassin versant représente un front de recherche majeur pour le développement de politiques publiques permettant de réguler et orienter ces interactions (Mazzega et al., 2014; Therond et al., 2014).

Un autre enjeu, relève de la prise en compte et de la représentation des effets du comportement des acteurs, tels que les agriculteurs irrigants et les gestionnaires de l'eau, sur la dynamique et les interactions entre flux d'eau de l'échelle de la parcelle à celle du territoire. Les modèles multi-agent (agent-based modelling », ABM) sont de plus en plus utilisés pour représenter le fonctionnement de ce type de systèmes « socio-écologiques » puisqu'ils permettent la modélisation explicite des interactions entre un système social et un système écologique. Ils sont classiquement utilisés pour traiter des questions relatives à la gestion des ressources naturelles, et gagnent en popularité dans la recherche sur les SE (Drobnik, 2019). Par exemple, via l'usage de ce type de modèle, Brady et al. (2012) montrent que les politiques agricoles de l'UE ont le potentiel de modifier radicalement l'utilisation des terres, conduisant à des compromis importants entre les revenus agricoles, la fourniture de SE et la biodiversité. Grêt-Regamey et al. (2019) ont par exemple montré qu'une forte diversité d'acteurs augmente la résilience de l'ensemble du système socio-écologique et aide à atténuer les effets négatifs des chocs externes. Drobnik (2019) a par ailleurs utilisé ce type de modélisation pour étudier non seulement les antagonismes entre plusieurs SE mais

aussi, les antagonismes entre la préservation des SE et les moyens de subsistances agricoles.

Ce type de modèle multi-agent pourrait être mis en œuvre à faible coût (connaissances expertes et données) dans certains territoires via l’usage par exemple de la plateforme de modélisation multi-agents MAELIA (*Multi-Agents for Environmental norms Impact Assessment*, maelia-platform.inra.fr) (Mazzega et al., 2014; Therond et al., 2014; Murgue et al., 2015; Martin et al., 2016). Développée par l’INRAE depuis une dizaine d’années, MAELIA permet de *représenter le fonctionnement et les interactions entre les 4 grands sous-systèmes d’un système socio-agro-écologique : (i) l’écosystème, (ii) le système de ressources générées par cet écosystème, (iii) les activités des usagers de ces ressources et (iv) le système de gouvernance qui cherche à réguler les interactions entre usagers et ressources.*

6.5.5 Un besoin de données expérimentales pour valider (ou non) les résultats

Une critique récurrente (et compréhensible) de la recherche en général sur les SE consiste à opposer les résultats issus des modèles à ceux obtenus via des données expérimentales de suivi de terrain, arguant que ceux-ci sont plus « fiables ». Considérant cette critique, nous admettons que les résultats présentés dans cette thèse (cf. chapitres 4&5) gagneraient à être validés (ou non) via i) des expérimentations de terrain à long-terme ou via ii) des données expérimentales récoltées par exemple dans des observatoires comprenant une sélection limitée de situations de productions plus ou moins similaires à celles analysées ci-avant.

Conclusion générale

L'objectif principal de cette thèse était d'analyser et quantifier, dans les écosystèmes cultivés, les relations (antagonismes et synergies) entre la production agricole (bien végétaux) et différents services écosystémiques (SE) liés au fonctionnement du sol et rendus à deux types de bénéficiaires : l'agriculteur (gestionnaire de l'écosystème agricole) et la « société ».

Pour ce faire, le dispositif d'évaluation des SE et de la production agricole développée dans l'étude était basé sur l'usage du modèle STICS comme outil de simulation du fonctionnement des systèmes de grande culture. Nous avons focalisé nos analyses à deux échelles : i) à une échelle régionale sur une large gamme de systèmes de culture des plaines du centre et du Nord de la France (une des zones céréalières les plus productives d'Europe) et ii) sur une gamme réduite de systèmes de culture et de types de sols de la Beauce.

Pour mener à bien nos analyses, nous avons développé dans un premier temps une typologie générique originale des démarches d'analyse des relations entre SE afin d'en clarifier la nature et les objectifs. Via l'utilisation de notre typologie, nous avons catégorisé 103 papiers identifiés via une revue systématique de la littérature. Cette revue a permis de mettre en évidence le faible nombre de travaux dans lesquels sont conduites une analyse de la dynamique spatio-temporelle des relations entre SE. Elle a également montré que les travaux qui associent une analyse de la relation entre SE avec leurs déterminants s'appuient généralement sur des indicateurs grossiers de ces déterminants, usage et couverture des sols, et climat. L'usage de notre typologie devrait permettre d'apporter plus de clarté dans la description des analyses réalisées dans le futur, et ainsi renforcer la lisibilité et l'analyse comparée de ceux-ci.

Considérant les résultats de notre revue de littérature et le dispositif d'évaluation des SE basé sur STICS, nous avons ensuite développé une méthodologie permettant d'analyser les relations entre la production agricole et cinq SE liés au fonctionnement du sol : deux services dont bénéficie l'agriculteur, (i) la fourniture en azote et (ii) le stockage et la restitution d'eau aux plantes cultivées, et trois services dont bénéficie la société dans son ensemble, (iii) le stockage et la restitution de l'eau bleue, (iv) la régulation de la qualité de l'eau et (v) la régulation du climat global via le stockage du carbone dans le sol.

Nous avons mis au point une méthodologie d'évaluation des relations indirectes entre SE basée sur l'utilisation des arbres de régression multivariée (Multivariate Regression Tree en anglais – MRT), associée à de l'analyse de données et de la cartographie. L'application de cette méthode pour analyser les relations entre les SE à l'échelle des systèmes de culture des plaines du centre et du Nord de la France a, entre autres, mis en lumière les effets majeurs des cultures intermédiaires (CI) sur le niveau de fourniture de plusieurs SE liés au fonctionnement du sol et sur les relations entre ces SE.

Considérant ce résultat, nous avons poussé plus avant les analyses en nous focalisant sur deux systèmes de culture dominants de la Beauce et types de sol majoritaires. Nous avons

alors évalué les effets de modes de gestion des CI comme leviers pour réduire les antagonismes possibles entre la production agricole et les 5 SE étudiés. Nous avons également évalué la dynamique temporelle (tendance et variabilité) des niveaux et relations entre services des modalités de gestion des CI. Nos résultats ont montré que les couverts intermédiaires de type mélange d'espèces permettraient de favoriser, au fil du temps, les synergies entre la production agricole et les trois SE de fourniture en azote aux plantes cultivées, restitution d'eau aux plantes cultivées et stockage et restitution de l'eau bleue, sans dégrader les SE régulation du climat et régulation de la qualité de l'eau.

Les résultats de cette thèse offrent aux chercheurs et aux gestionnaires des écosystèmes (les agriculteurs et, par exemple, les décideurs de politiques agricoles) des informations préliminaires permettant de concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes agricoles qui favorisent un bouquet équilibré et durable de SE. Ils contribuent ainsi à repousser, quelque peu, les frontières actuelles des connaissances sur les relations (antagonismes et synergies) entre SE au sein des écosystèmes cultivés.

Références

- Abdalla, M., A. Hastings, K. Cheng, Q. Yue, D. Chadwick, M. Espenberg, J. Truu, R. M. Rees et P. Smith. 2019, «A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity», *Global Change Biology*, vol. 25, n° 8, doi :10.1111/gcb.14644, p. 2530–2543. URL <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>.
- Abson, D. J., H. von Wehrden, S. Baumgärtner, J. Fischer, J. Hanspach, W. Härdtle, H. Heinrichs, A. M. Klein, D. J. Lang, P. Martens et D. Walmsley. 2014, «Ecosystem services as a boundary object for sustainability», *Ecological Economics*, vol. 103, doi :10.1016/j.ecolecon.2014.04.012, p. 29–37. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.012>.
- Adhikari, K. et A. E. Hartemink. 2016, «Linking soils to ecosystem services — a global review», *Geoderma*, vol. 262, doi :10.1016/j.geoderma.2015.08.009, p. 101–111. URL <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>.
- Agreste. 2014, «Enquête pratiques culturales 2006 et 2011», Ministère de l’Agriculture, de l’Agroalimentaire et de la Forêt. URL <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/>.
- Agudelo, C. A. R., S. L. H. Bustos et C. A. P. Moreno. 2020, «Modeling interactions among multiple ecosystem services. a critical review», *Ecological Modelling*, vol. 429, doi :10.1016/j.ecolmodel.2020.109103, p. 109 103. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109103>.
- Aitkenhead, M. J., M. C. Coull et M. Goss. 2019, «Digital mapping of soil ecosystem services in scotland using neural networks and relationship modelling—part 1 : Mapping of soil classes», *Soil Use and Management*, doi :10.1111/sum.12492. URL <https://doi.org/10.1111/sum.12492>.
- Ament, J. M., C. A. Moore, M. Herbst et G. S. Cumming. 2016, «Cultural ecosystem services in protected areas : Understanding bundles, trade-offs, and synergies», *Conservation Letters*, vol. 10, n° 4, doi :10.1111/conl.12283, p. 440–450. URL <https://doi.org/10.1111/conl.12283>.
- Anderson, B. J., P. R. Armsworth, F. Eigenbrod, C. D. Thomas, S. Gillings, A. Heinemeyer, D. B. Roy et K. J. Gaston. 2009, «Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities», *Journal of Applied Ecology*, vol. 46, n° 4, doi :10.1111/j.1365-2664.2009.01666.x, p. 888–896. URL <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01666.x>.
- Andrews, S. S., D. L. Karlen et C. A. Cambardella. 2004, «The soil management assessment framework», *Soil Science Society of America Journal*, vol. 68, n° 6, doi :10.2136/sssaj2004.1945, p. 1945–1962. URL <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.

- Bagstad, K., F. Villa, G. Johnson et B. Voigt. 2011, «Aries – artificial intelligence for ecosystem services : A guide to models and data, version 1.0. aries report series n.1.», Report.
- Bagstad, K. J., E. Cohen, Z. H. Ancona, S. G. McNulty et G. Sun. 2018, «The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution», *Applied Geography*, vol. 93, doi :10.1016/j.apgeog.2018.02.005, p. 25–36. URL <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.02.005>.
- Bagstad, K. J., D. J. Semmens, S. Waage et R. Winthrop. 2013, «A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation», *Ecosystem Services*, vol. 5, doi :10.1016/j.ecoser.2013.07.004, p. 27–39. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>.
- Balmford, A., A. Rodrigues, M. Walpole, P. Ten Brink, M. Kettunen, L. Braat et R. S. de Groot. 2008, «The economics of biodiversity and ecosystems : Scoping the science», Report, Cambridge, UK : European Commission (contract :ENV/070307/2007/486089/ETU/B2).
- Bardgett, R. 2005, *The Biology of Soil : A community and ecosystem approach*, Oxford University Press, Oxford, UK. URL <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198525035.001.0001>.
- Baró, F., E. Gómez-Baggethun et D. Haase. 2017, «Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient : Insights for landscape planning and management», *Ecosystem Services*, vol. 24, doi :10.1016/j.ecoser.2017.02.021, p. 147–159. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>.
- Baveye, P. C., J. Baveye et J. Gowdy. 2016, «Soil “ecosystem” services and natural capital : Critical appraisal of research on uncertain ground», *Frontiers in Environmental Science*, vol. 4, doi :10.3389/fenvs.2016.00041. URL <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>.
- Beaudoin, N., N. Gallois, P. Viennot, C. L. Bas, T. Puech, C. Schott, S. Buis et B. Mary. 2018, «Evaluation of a spatialized agronomic model in predicting yield and n leaching at the scale of the seine-normandie basin», *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, n° 24, doi :10.1007/s11356-016-7478-3, p. 23 529–23 558. URL <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7478-3>.
- Bennett, E. M., G. D. Peterson et L. J. Gordon. 2009, «Understanding relationships among multiple ecosystem services», *Ecology Letters*, vol. 12, n° 12, doi : 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x, p. 1394–1404. URL <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>.
- Biggs, R., M. Schlüter, D. Biggs, E. L. Bohensky, S. BurnSilver, G. Cundill, V. Dakos, T. M. Daw, L. S. Evans, K. Kotschy, A. M. Leitch, C. Meek, A. Quinlan, C. Raudsepp-Hearne, M. D. Robards, M. L. Schoon, L. Schultz et P. C. West. 2012, «Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services», *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 37, n° 1, doi :10.1146/annurev-environ-051211-123836, p. 421–448. URL <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>.
- Birkhofer, K., E. Diehl, J. Andersson, J. Ekroos, A. Früh-Müller, F. Machnikowski, V. L. Mader, L. Nilsson, K. Sasaki, M. Rundlöf, V. Wolters et H. G. Smith. 2015, «Ecosystem services—current challenges and opportunities for ecological research», *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 2, doi :10.3389/fevo.2014.00087. URL <https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00087>.

- Blanco-Canqui, H., M. M. Claassen et D. R. Presley. 2012, «Summer cover crops fix nitrogen, increase crop yield, and improve soil-crop relationships», *Agronomy Journal*, vol. 104, n° 1, doi :10.2134/agronj2011.0240, p. 137–147. URL <https://doi.org/10.2134/agronj2011.0240>.
- Blanco-Canqui, H., T. M. Shaver, J. L. Lindquist, C. A. Shapiro, R. W. Elmore, C. A. Francis et G. W. Hergert. 2015, «Cover crops and ecosystem services : Insights from studies in temperate soils», *Agronomy Journal*, vol. 107, n° 6, doi :10.2134/agronj15.0086, p. 2449–2474. URL <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>.
- Borcard, D., F. Gillet et P. Legendre. 2018, *Numerical Ecology with R. Second Edition*, Springer, New York, 440 p., doi :10.1007/978-3-319-71404-2. URL <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>.
- Braat, L. C. et R. de Groot. 2012, «The ecosystem services agenda :bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy», *Ecosystem Services*, vol. 1, n° 1, doi :10.1016/j.ecoser.2012.07.011, p. 4–15. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>.
- Brady, M., C. Sahrbacher, K. Kellermann et K. Happe. 2012, «An agent-based approach to modeling impacts of agricultural policy on land use, biodiversity and ecosystem services», *Landscape Ecology*, vol. 27, n° 9, doi :10.1007/s10980-012-9787-3, p. 1363–1381. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9787-3>.
- Braun, D., A. Damm, L. Hein, O. L. Petchey et M. E. Schaepman. 2018, «Spatio-temporal trends and trade-offs in ecosystem services : An earth observation based assessment for switzerland between 2004 and 2014», *Ecological Indicators*, vol. 89, doi :10.1016/j.ecolind.2017.10.016, p. 828–839. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.016>.
- Breiman, L., J. Friedman, C. Stone et R. Olshen. 1984, *Classification and Regression Trees*, Taylor & Francis, ISBN 9780412048418. URL <https://books.google.fr/books?id=JwQx-WOmSyQC>.
- Brisson, N., C. Gary, E. Justes, R. Roche, B. Mary, D. Ripoche, D. Zimmer, J. Sierra, P. Bertuzzi, P. Burger, F. Bussière, Y. M. Cabidoche, P. Cellier, P. Debaeke, J. P. Gaudillère, C. Hénault, F. Maraux, B. Seguin et H. Sinoquet. 2003, «An overview of the crop model stics», *European Journal of Agronomy*, vol. 18, n° 3-4, doi :10.1016/S1161-0301(02)00110-7, p. 309–332. URL [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00110-7).
- Brisson, N., M. Launay, B. Mary et N. Beaudoin. 2009, *Conceptual Basis, Formalisations and Parameterization of the STICS Crop Model*, quae éd., Paris.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M. H. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoullaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J.-M. Machet, J. M. Meynard et R. Delécolle. 1998, «Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. i. theory and parameterization applied to wheat and corn», *Agronomie*, vol. 18, n° 5-6, doi :10.1051/agro:19980501, p. 311–346. URL <https://doi.org/10.1051/agro:19980501>.
- Brisson, N., F. Ruget, P. Gate, J. Lorgeou, B. Nicoullaud, X. Tayot, D. Plenet, M.-H. Jeuffroy, A. Bouthier, D. Ripoche, B. Mary et E. Justes. 2002, «Stics : a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. ii. model validation for wheat and maize», *Agronomie*, vol. 22, n° 1, doi :10.1051/agro:2001005, p. 69–92. URL <https://doi.org/10.1051/agro:2001005>.

- Burkhard, B., R. de Groot, R. Costanza, R. Seppelt, S. E. Jørgensen et M. Potschin. 2012, «Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services», *Ecological Indicators*, vol. 21, doi :10.1016/j.ecolind.2012.03.008, p. 1–6. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.008>.
- Büchi, L., M. Wendling, C. Amossé, M. Necpalova et R. Charles. 2018, «Importance of cover crops in alleviating negative effects of reduced soil tillage and promoting soil fertility in a winter wheat cropping system», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 256, doi :10.1016/j.agee.2018.01.005, p. 92–104. URL <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.005>.
- Cademus, R., F. J. Escobedo, D. McLaughlin et A. Abd-Elrahman. 2014, «Analyzing trade-offs, synergies, and drivers among timber production, carbon sequestration, and water yield in pinus elliotii forests in southeastern usa», *Forests*, vol. 5, n° 6, doi : 10.3390/f5061409, p. 1409–1431. URL <https://doi.org/10.3390/f5061409>.
- Calzolari, C., F. Ungaro, N. Filippi, M. Guermandi, F. Malucelli, N. Marchi, F. Staffilani et P. Tarocco. 2016, «A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale», *Geoderma*, vol. 261, doi :10.1016/j.geoderma.2015.07.013, p. 190–203. URL <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013>.
- Campagne, C. S. 2018, *Évaluation des services écosystémiques par la méthode des matrices de capacité : analyse méthodologique et applications à l'échelle régionale*, Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille.
- 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 et S. Naeem. 2012, «Biodiversity loss and its impact on humanity», *Nature*, vol. 486, n° 7401, doi :10.1038/nature11148, p. 59–67. URL <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R. S. DeFries, S. Díaz, T. Dietz, A. K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H. M. Pereira, C. Perrings, W. V. Reid, J. Sarukhan, R. J. Scholes et A. Whyte. 2009, «Science for managing ecosystem services : Beyond the millennium ecosystem assessment», *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, n° 5, doi :10.1073/pnas.0808772106, p. 1305–1312. URL <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>.
- Castro, A. J., P. H. Verburg, B. Martín-López, M. Garcia-Llorente, J. Cabello, C. C. Vaughn et E. López. 2014, «Ecosystem service trade-offs from supply to social demand : A landscape-scale spatial analysis», *Landscape and Urban Planning*, vol. 132, doi :10.1016/j.landurbplan.2014.08.009, p. 102–110. URL <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>.
- Chahal, I., R. J. Vyn, D. Mayers et L. L. Van Eerd. 2020, «Cumulative impact of cover crops on soil carbon sequestration and profitability in a temperate humid climate», *Scientific Reports*, vol. 10, n° 1, doi :10.1038/s41598-020-70224-6, p. 13 381. URL <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70224-6>.
- Chan, K. M., M. R. Shaw, D. R. Cameron, E. C. Underwood et G. C. Daily. 2006, «Conservation planning for ecosystem services», *PLoS Biol*, vol. 4, n° 11, doi :10.1371/journal.pbio.0040379, p. e379. URL <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>.
- Chaudhary, S., A. McGregor, D. Houston et N. Chettri. 2015, «The evolution of ecosystem services : A time series and discourse-centered analysis», *Environmental Science &*

- Policy*, vol. 54, doi :10.1016/j.envsci.2015.04.025, p. 25–34. URL <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>.
- Clivot, H., B. Mary, M. Valé, J.-P. Cohan, L. Champolivier, F. Piraux, F. Laurent et E. Justes. 2017, «Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 111, doi :10.1016/j.soilbio.2017.03.010, p. 44–59. URL <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010>.
- Cohen, J. 1977, «F tests of variance proportions in multiple regression/correlation analysis», doi :10.1016/B978-0-12-179060-8.50014-1, p. 407–453. URL <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-179060-8.50014-1>.
- Collins, H. P., P. E. Rasmussen et C. L. Douglas. 1992, «Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics», *Soil Science Society of America Journal*, vol. 56, n° 3, doi :10.2136/sssaj1992.03615995005600030018x, p. 783–788. URL <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030018x>.
- Constantin, J. 2010, *Quantification et modélisation du bilan d'azote à long terme : impact des cultures intermédiaires, du semis direct et de la fertilisation réduite*, Thèse de doctorat, AgroParisTech.
- Constantin, J., N. Beaudoin, M. Launay, J. Duval et B. Mary. 2012, «Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios : Test and simulations with stics model in a temperate climate», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 147, doi :10.1016/j.agee.2011.06.006, p. 36–46. URL <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>.
- Constantin, J., C. Le Bas et E. Justes. 2015, «Large-scale assessment of optimal emergence and destruction dates for cover crops to reduce nitrate leaching in temperate conditions using the stics soil–crop model», *European Journal of Agronomy*, vol. 69, doi :10.1016/j.eja.2015.06.002, p. 75–87. URL <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.002>.
- Cord, A. F., B. Bartkowski, M. Beckmann, A. Dittrich, K. Hermans-Neumann, A. Kaim, N. Lienhoop, K. Locher-Krause, J. Priess, C. Schröter-Schlaack, N. Schwarz, R. Seppelt, M. Strauch, T. Václavík et M. Volk. 2017a, «Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies : Main concepts, methods and the road ahead», *Ecosystem Services*, vol. 28, doi :10.1016/j.ecoser.2017.07.012, p. 264–272. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>.
- Cord, A. F., K. A. Brauman, R. Chaplin-Kramer, A. Huth, G. Ziv et R. Seppelt. 2017b, «Priorities to advance monitoring of ecosystem services using earth observation», *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 32, n° 6, doi :10.1016/j.tree.2017.03.003, p. 416–428. URL <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.003>.
- Costanza, R. 1991, «Ecological economics : A research agenda», *Structural Change and Economic Dynamics*, vol. 2, n° 2, doi :10.1016/S0954-349X(05)80007-4, p. 335–357. URL [https://doi.org/10.1016/S0954-349X\(05\)80007-4](https://doi.org/10.1016/S0954-349X(05)80007-4).
- Costanza, R. 2008, «Ecosystem services : Multiple classification systems are needed», *Biological Conservation*, vol. 141, n° 2, doi :10.1016/j.biocon.2007.12.020, p. 350–352. URL <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt. 1997, «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Nature*, vol. 387, n° 6630, doi :10.1038/387253a0, p. 253–260. URL <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

- Costanza, R., B. Fisher, K. Mulder, S. Liu et T. Christopher. 2007, «Biodiversity and ecosystem services : A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production», *Ecological Economics*, vol. 61, n° 2-3, doi :10.1016/j.ecolecon.2006.03.021, p. 478–491. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.021>.
- Costanza, R., R. de Groot, L. Braat, I. Kubiszewski, L. Fioramonti, P. Sutton, S. Farber et M. Grasso. 2017, «Twenty years of ecosystem services : How far have we come and how far do we still need to go?», *Ecosystem Services*, vol. 28, doi :10.1016/j.ecoser.2017.09.008, p. 1–16. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.
- Costanza, R., R. B. Howarth, I. Kubiszewski, S. Liu, C. Ma, G. Plumecocq et D. I. Stern. 2016, «Influential publications in ecological economics revisited», *Ecological Economics*, vol. 123, doi :10.1016/j.ecolecon.2016.01.007, p. 68–76. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.01.007>.
- Coucheney, E., S. Buis, M. Launay, J. Constantin, B. Mary, I. García de Cortázar-Atauri, D. Ripoché, N. Beaudoin, F. Ruget, K. S. Andrianarisoa, C. Le Bas, E. Justes et J. Léo-nard. 2015, «Accuracy, robustness and behavior of the stics soil–crop model for plant, water and nitrogen outputs : Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in france», *Environmental Modelling & Software*, vol. 64, doi :10.1016/j.envsoft.2014.11.024, p. 177–190. URL <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024>.
- Cousin, I. 2017, *La contribution des sols aux services écosystémiques rendus par les écosystèmes*, in : Volet « écosystèmes agricoles » de l’Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques, Rapport d’étude, Inra, France, p. 335–347.
- Dade, M. C., M. G. Mitchell, C. A. McAlpine et J. R. Rhodes. 2018, «Assessing ecosystem service trade-offs and synergies : The need for a more mechanistic approach», *Ambio*, doi :10.1007/s13280-018-1127-7. URL <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1127-7>.
- Daily, G. C. 1997, *Nature’s Services : Societal Dependence On Natural Ecosystems*, Island Press, United States.
- Dardonville, M., C. Bockstaller et O. Therond. 2020a, «Review of quantitative evaluations of the resilience, vulnerability, robustness and adaptive capacity of temperate agricultural systems», *Journal of Cleaner Production*, doi :10.1016/j.jclepro.2020.125456, p. 125 456. URL <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125456>.
- Dardonville, M., N. Urruty, C. Bockstaller et O. Therond. 2020b, «Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems», *Agricultural Systems*, vol. 184, doi :10.1016/j.agsy.2020.102913, p. 102 913. URL <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102913>.
- Daryanto, S., B. Fu, L. Wang, P.-A. Jacinthe et W. Zhao. 2018, «Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops», *Earth-Science Reviews*, vol. 185, doi :10.1016/j.earscirev.2018.06.013, p. 357–373. URL <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.013>.
- de Frutos Cachorro, J., K. Erdlenbruch et M. Tidball. 2017, «A dynamic model of irrigation and land-use choice : application to the beauce aquifer in france», *European Review of Agricultural Economics*, vol. 44, n° 1, doi :10.1093/erae/jbw005, p. 99–120. URL <https://doi.org/10.1093/erae/jbw005>.

- de Groot, R. S. 1987, «Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics», *Environmentalist*, vol. 7, n° 2, doi :10.1007/BF02240292, p. 105–109. URL <https://doi.org/10.1007/BF02240292>.
- de Groot, R. S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein et L. Willemen. 2010a, «Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making», *Ecological Complexity*, vol. 7, n° 3, doi :10.1016/j.ecocom.2009.10.006, p. 260–272. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>.
- de Groot, R. S., B. Fischer, M. Christie, J. Aronson, L. Braat, J. Gowdy, R. Haines-Young, E. Maltby, A. Neuville, S. Polasky, R. Portela et I. Ring. 2010b, *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*, book section 1, Earthscan, Routledge, London, p. 9–40.
- de Groot, R. S., M. A. Wilson et R. M. J. Boumans. 2002, «A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services», *Ecological Economics*, vol. 41, n° 3, doi :10.1016/S0921-8009(02)00089-7, p. 393–408. URL [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).
- De'ath, G. 2002, «Multivariate regression trees : A new technique for modeling species–environment relationships», *Ecology*, vol. 83, n° 4, doi :10.1890/0012-9658(2002)083[1105:mrtant]2.0.co;2, p. 1105–1117. URL [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[1105:mrtant\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1105:mrtant]2.0.co;2).
- Debeljak, M., A. Trajanov, V. Kuzmanovski, J. Schröder, T. Sandén, H. Spiegel, D. P. Wall, M. Van de Broek, M. Rutgers, F. Bampa, R. E. Creamer et C. B. Henriksen. 2019, «A field-scale decision support system for assessment and management of soil functions», *Frontiers in Environmental Science*, vol. 7, doi :10.3389/fenvs.2019.00115. URL <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00115>.
- Decaëns, T., J. J. Jiménez, C. Gioia, G. J. Measey et P. Lavelle. 2006, «The values of soil animals for conservation biology», *European Journal of Soil Biology*, vol. 42, doi :10.1016/j.ejsobi.2006.07.001, p. S23–S38. URL <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>.
- Delgado, L. E. et V. H. Marín. 2015, «Ecosystem services : Where on earth?», *Ecosystem Services*, vol. 14, doi :10.1016/j.ecoser.2015.03.002, p. 24–26. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.002>.
- Demestihias, C., D. Plénet, M. Génard, C. Raynal et F. Lescourret. 2017, «Ecosystem services in orchards. a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 37, n° 2, doi :10.1007/s13593-017-0422-1, p. 12. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0422-1>.
- Deng, X., Z. Li et J. Gibson. 2016, «A review on trade-off analysis of ecosystem services for sustainable land-use management», *Journal of Geographical Sciences*, vol. 26, n° 7, doi :10.1007/s11442-016-1309-9, p. 953–968. URL <https://doi.org/10.1007/s11442-016-1309-9>.
- Dittrich, A., R. Seppelt, T. Václavík et A. F. Cord. 2017, «Integrating ecosystem service bundles and socio-environmental conditions – a national scale analysis from germany», *Ecosystem Services*, vol. 28, doi :10.1016/j.ecoser.2017.08.007, p. 273–282. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.007>.
- Dominati, E., A. Mackay, S. Green et M. Patterson. 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», *Ecological Economics*, vol. 100, doi :10.1016/j.ecolecon.2014.02.008, p. 119–129. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.008>.
- Dominati, E., M. Patterson et A. Mackay. 2010, «A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils», *Ecological Economics*, vol. 69, n° 9, doi :10.1016/j.ecolecon.2010.05.002, p. 1858–1868. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>.
- Drobnik, T. 2019, *Ecosystem Services and Soil Quality*, Doctoral thesis, ETH Zurich, doi :10.3929/ethz-b-000376809. URL <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000376809>.
- Durand, Y., E. Brun, L. Merindol, G. Guyomarc'h, B. Lesaffre et E. Martin. 1993, «A meteorological estimation of relevant parameters for snow models», *Annals of Glaciology*, vol. 18, doi :10.3189/S0260305500011277, p. 65–71. URL <https://doi.org/10.3189/S0260305500011277>.
- Duru, M., O. Therond, G. Martin, R. Martin-Clouaire, M.-A. Magne, E. Justes, E.-P. Journet, J.-N. Aubertot, S. Savary, J.-E. Bergez et J. P. Sarthou. 2015, «How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services : a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 35, n° 4, doi :10.1007/s13593-015-0306-1, p. 1259–1281. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>.
- van Eck, N. J. et L. Waltman. 2010, «Software survey : Vosviewer, a computer program for bibliometric mapping», *Scientometrics*, vol. 84, n° 2, doi :10.1007/s11192-009-0146-3, p. 523–538. URL <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>.
- EFESE. 2017, «Thema - efese - le cadre conceptuel», Rapport, Commissariat général au développement durable.
- Egoh, B., E. Drakou, M. Dunbar, J. Maes et L. Willemsen. 2012, *Indicators for mapping ecosystem services a review*, Publications Office of the European Union, Luxembourg. URL <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC73016>.
- Ehrlich, P. R. et A. Ehrlich. 1981, *Extinction : the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, Random House, New York.
- Ehrlich, P. R. et H. A. Mooney. 1983, «Extinction, substitution, and ecosystem services», *BioScience*, vol. 33, n° 4, doi :10.2307/1309037, p. 248–254. URL <https://doi.org/10.2307/1309037>.
- Ellili Bargaoui, Y. 2019, *Evaluation biophysique des services écosystémiques des sols cultivés - Adaptation de l'information pédologique pour la modélisation dynamique du fonctionnement des sols*, Thèse de doctorat, AGROCAMPUS OUEST.
- Englund, O., G. Berndes et C. Cederberg. 2017, «How to analyse ecosystem services in landscapes—a systematic review», *Ecological Indicators*, vol. 73, doi :10.1016/j.ecolind.2016.10.009, p. 492–504. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.009>.
- EU Commission. 2011, «The eu biodiversity strategy to 2020», Report, doi :10.2779/39229. URL <https://op.europa.eu/s/oQDp>.
- EU Commission. 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 : discussion paper», Technical report, doi :10.2779/12398. URL <https://op.europa.eu/s/ofpa>.

- Eurostat. 2018, «Methodological manual on territorial typologies», Report, doi :10.2785/930137. URL <https://doi.org/10.2785/930137>.
- FAO et ITPS. 2015, «État des ressources en sols du monde», Résumé technique, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Groupe technique intergouvernemental sur les sols, Rome, Italie.
- Faé, G. S., R. M. Sulc, D. J. Barker, R. P. Dick, M. L. Eastridge et N. Lorenz. 2009, «Integrating winter annual forages into a no-till corn silage system», *Agronomy Journal*, vol. 101, n° 5, doi :10.2134/agronj2009.0144, p. 1286–1296. URL <https://doi.org/10.2134/agronj2009.0144>.
- Felipe-Lucia, M. R., F. A. Comín et E. M. Bennett. 2014, «Interactions among ecosystem services across land uses in a floodplain agroecosystem», *Ecology and Society*, vol. 19, n° 1, doi :10.5751/ES-06249-190120. URL <https://doi.org/10.5751/ES-06249-190120>.
- Fernandez-Campo, M., B. Rodríguez-Morales, W. E. Dramstad, W. Fjellstad et E. R. Diaz-Varela. 2017, «Ecosystem services mapping for detection of bundles, synergies and trade-offs : Examples from two norwegian municipalities», *Ecosystem Services*, vol. 28, doi : 10.1016/j.ecoser.2017.08.005, p. 283–297. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.005>.
- Finisdore, J., C. Rhodes, R. Haines-Young, S. Maynard, J. Wielgus, A. Dvaskas, J. Houdet, F. Quétier, K. A. Lamothe, H. Ding, F. Soulard, G. Van Houtven et P. Rowcroft. 2020, «The 18 benefits of using ecosystem services classification systems», *Ecosystem Services*, vol. 45, doi :10.1016/j.ecoser.2020.101160, p. 101 160. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101160>.
- Fisher, B. et R. Kerry Turner. 2008, «Ecosystem services : Classification for valuation», *Biological Conservation*, vol. 141, n° 5, doi :10.1016/j.biocon.2008.02.019, p. 1167–1169. URL <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>.
- Fisher, B., R. K. Turner et P. Morling. 2009, «Defining and classifying ecosystem services for decision making», *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, doi :10.1016/j.ecolecon.2008.09.014, p. 643–653. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>.
- Fossey, M., D. Angers, C. Bustany, C. Cudennec, P. Durand, C. Gascuel-Oudoux, A. Jaffrezic, G. Pérès, C. Besse et C. Walter. 2020, «A framework to consider soil ecosystem services in territorial planning», *Frontiers in Environmental Science*, vol. 8, doi : 10.3389/fenvs.2020.00028. URL <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00028>.
- Froger, G., P. Méral, J.-F. L. Coq, O. Aznar, V. Boisvert, A. Caron et M. Antona. 2012, «Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux», *VertigO*, n° Volume 12 numéro 3, doi :10.4000/vertigo.12900. URL <https://doi.org/10.4000/vertigo.12900>.
- Früh-Müller, A., S. Hotes, L. Breuer, V. Wolters et T. Koellner. 2016, «Regional patterns of ecosystem services in cultural landscapes», *Land*, vol. 5, n° 2, doi :10.3390/land5020017, p. 17. URL <https://doi.org/10.3390/land5020017>.
- Fu, B., L. Zhang, Z. Xu, Y. Zhao, Y. Wei et D. Skinner. 2015, «Ecosystem services in changing land use», *Journal of Soils and Sediments*, vol. 15, n° 4, doi :10.1007/s11368-015-1082-x, p. 833–843. URL <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1082-x>.

- Gaba, S., F. Lescourret, S. Boudsocq, J. Enjalbert, P. Hinsinger, E.-P. Journet, M.-L. Navas, J. Wery, G. Louarn, E. Malézieux, E. Pelzer, M. Prudent et H. Ozier-Lafontaine. 2014, «Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services : from concepts to design», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 35, n° 2, doi :10.1007/s13593-014-0272-z, p. 607–623. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z>.
- Gamfeldt, L., H. Hillebrand et P. R. Jonsson. 2008, «Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning», *Ecology*, vol. 89, n° 5, doi : 10.1890/06-2091.1, p. 1223–1231. URL <https://doi.org/10.1890/06-2091.1>.
- Gans, J., M. Wolinsky et J. Dunbar. 2005, «Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil», *Science*, vol. 309, n° 5739, doi :10.1126/science.1112665, p. 1387–90. URL <https://doi.org/10.1126/science.1112665>.
- Garrigues, E., M. S. Corson, D. A. Angers, H. M. G. van der Werf et C. Walter. 2012, «Soil quality in life cycle assessment : Towards development of an indicator», *Ecological Indicators*, vol. 18, doi :10.1016/j.ecolind.2011.12.014, p. 434–442. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.014>.
- Giraudoux, P. 2018, *pgirmess : Spatial Analysis and Data Mining for Field Ecologists*. URL <https://CRAN.R-project.org/package=pgirmess>, r package version 1.6.9.
- Gos, P. et S. Lavorel. 2012, «Stakeholders' expectations on ecosystem services affect the assessment of ecosystem services hotspots and their congruence with biodiversity», *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 8, n° 1-2, doi :10.1080/21513732.2011.646303, p. 93–106. URL <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.646303>.
- Grace, J. B. 2006, *Structural Equation Modeling and Natural Systems*, Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 9780521546539, doi :10.1017/CBO9780511617799. URL <https://doi.org/10.1017/CBO9780511617799>.
- Grace, J. B., D. R. Schoolmaster, G. R. Guntenspergen, A. M. Little, B. R. Mitchell, K. M. Miller et E. W. Schweiger. 2012, «Guidelines for a graph-theoretic implementation of structural equation modeling», *Ecosphere*, vol. 3, n° 8, doi :10.1890/ES12-00048.1, p. art73. URL <https://doi.org/10.1890/ES12-00048.1>.
- Greiner, L., A. Keller, A. Grêt-Regamey et A. Papritz. 2017, «Soil function assessment : review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services», *Land Use Policy*, vol. 69, doi :10.1016/j.landusepol.2017.06.025, p. 224–237. URL <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025>.
- Grimaldi, M., J. Oszwald, S. Dolédec, M. d. P. Hurtado, I. de Souza Miranda, X. Arnauld de Sartre, W. S. d. Assis, E. Castañeda, T. Desjardins, F. Dubs, E. Guevara, V. Gond, T. T. S. Lima, R. Marichal, F. Michelotti, D. Mitja, N. C. Noronha, M. N. Delgado Oliveira, B. Ramirez, G. Rodriguez, M. Sarrazin, M. L. d. Silva, L. G. S. Costa, S. L. d. Souza, I. Veiga, E. Velasquez et P. Lavelle. 2014, «Ecosystem services of regulation and support in amazonian pioneer fronts : searching for landscape drivers», *Landscape Ecology*, vol. 29, n° 2, doi :10.1007/s10980-013-9981-y, p. 311–328. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9981-y>.
- Grolleau, E., L. Bargeot, A. Chafchafi, R. Hardy, J. Doux, A. Beaudou, H. Le Martret, J.-C. Lacassin, J.-L. Fort, P. Falipou et D. Arrouays. 2004, «Le système d'information national sur les sols : Donesol et les outils associés», *Etude et Gestion des Sol*, vol. 11, n° 3, p. 255–269. URL https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_11_3_grolleau2.pdf.

- Grêt-Regamey, A., S. H. Huber et R. Huber. 2019, «Actors' diversity and the resilience of social-ecological systems to global change», *Nature Sustainability*, vol. 2, n° 4, doi :10.1038/s41893-019-0236-z, p. 290–297. URL <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0236-z>.
- Grêt-Regamey, A., E. Sirén, S. H. Brunner et B. Weibel. 2017, «Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept», *Ecosystem Services*, vol. 26, doi : 10.1016/j.ecoser.2016.10.012, p. 306–315. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.012>.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P. L. Lomas et C. Montes. 2010, «The history of ecosystem services in economic theory and practice : From early notions to markets and payment schemes», *Ecological Economics*, vol. 69, n° 6, doi :10.1016/j.ecolecon.2009.11.007, p. 1209–1218. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>.
- Haase, D., N. Schwarz, M. Strohbach, F. Kroll et R. Seppelt. 2012, «Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions : an integrated multiscale framework applied to the leipzig-halle region, germany», *Ecology and Society*, vol. 17, n° 3, doi : 10.5751/ES-04853-170322. URL <https://doi.org/10.5751/ES-04853-170322>.
- Haines-Young, R. et M. Potschin. 2010a, *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being*, Ecological Reviews, Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 9780521513494, p. 110–139, doi :10.1017/CBO9780511750458.007. URL <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
- Haines-Young, R. et M. Potschin. 2010b, «Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (cices) for integrated environmental and economic accounting (v1)», Report, European Environment Agency.
- Hamann, A., T. Gylander et P.-y. Chen. 2010, «Developing seed zones and transfer guidelines with multivariate regression trees», *Tree Genetics & Genomes*, vol. 7, n° 2, doi :10.1007/s11295-010-0341-7, p. 399–408. URL <https://doi.org/10.1007/s11295-010-0341-7>.
- Han, Z., W. Song, X. Deng et X. Xu. 2017, «Trade-offs and synergies in ecosystem service within the three-rivers headwater region, china», *Water*, vol. 9, n° 8, doi :10.3390/w9080588, p. 588. URL <https://doi.org/10.3390/w9080588>.
- Harrison, P. A., P. M. Berry, G. Simpson, J. R. Haslett, M. Blicharska, M. Bucur, R. Dunford, B. Egoh, M. Garcia-Llorente, N. Geamăna, W. Geertsema, E. Lommelen, L. Meiresson et F. Turkelboom. 2014, «Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services : A systematic review», *Ecosystem Services*, vol. 9, doi :10.1016/j.ecoser.2014.05.006, p. 191–203. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>.
- Hasan, S. S., L. Zhen, M. G. Miah, T. Ahamed et A. Samie. 2020, «Impact of land use change on ecosystem services : A review», *Environmental Development*, doi : 10.1016/j.envdev.2020.100527, p. 100 527. URL <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>.
- Hauck, J., C. Görg, R. Varjopuro, O. Ratamäki, J. Maes, H. Wittmer et K. Jax. 2013, «“maps have an air of authority” : Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making», *Ecosystem Services*, vol. 4, doi :10.1016/j.ecoser.2012.11.003, p. 25–32. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.11.003>.
- Heal, G. 2000, «Valuing ecosystem services», *Ecosystems*, vol. 3, n° 1, doi :10.1007/s100210000006, p. 24–30. URL <https://doi.org/10.1007/s100210000006>.

- Hermann, A., S. Schleifer et T. Wrbka. 2011, «The concept of ecosystem services regarding landscape research : A review», *Living Reviews in Landscape Research*, vol. 5, doi : 10.12942/lrlr-2011-1. URL <https://doi.org/10.12942/lrlr-2011-1>.
- Hewitt, A., E. Dominati, T. Webb et T. Cuthill. 2015, «Soil natural capital quantification by the stock adequacy method», *Geoderma*, vol. 241-242, doi :10.1016/j.geoderma.2014.11.014, p. 107–114. URL <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.014>.
- Hicks, C. C., N. A. J. Graham et J. E. Cinner. 2013, «Synergies and tradeoffs in how managers, scientists, and fishers value coral reef ecosystem services», *Global Environmental Change*, vol. 23, n° 6, doi :10.1016/j.gloenvcha.2013.07.028, p. 1444–1453. URL <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.028>.
- Holland, R. A., F. Eigenbrod, P. R. Armsworth, B. J. Anderson, C. D. Thomas et K. J. Gaston. 2011, «The influence of temporal variation on relationships between ecosystem services», *Biodiversity and Conservation*, vol. 20, n° 14, doi :10.1007/s10531-011-0113-1, p. 3285–3294. URL <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0113-1>.
- Holt, A. R., M. Mears, L. Maltby et P. Warren. 2015, «Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services», *Ecosystem Services*, vol. 16, doi :10.1016/j.ecoser.2015.08.007, p. 33–46. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.007>.
- Hou, Y., Y. Lü, W. Chen et B. Fu. 2017, «Temporal variation and spatial scale dependency of ecosystem service interactions : a case study on the central loess plateau of china», *Landscape Ecology*, vol. 32, n° 6, doi :10.1007/s10980-017-0497-8, p. 1201–1217. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0497-8>.
- Howe, C., H. Suich, B. Vira et G. M. Mace. 2014, «Creating win-wins from trade-offs? ecosystem services for human well-being : A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world», *Global Environmental Change*, vol. 28, doi :10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005, p. 263–275. URL <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>.
- Jaarsveld, A. S. v., R. Biggs, R. J. Scholes, E. Bohensky, B. Reyers, T. Lynam, C. Musvoto et C. Fabricius. 2005, «Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales : the southern african millennium ecosystem assessment (safma) experience», *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B : Biological Sciences*, vol. 360, n° 1454, doi :10.1098/rstb.2004.1594, p. 425–441. URL <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1594>.
- Jamagne, M., R. Hardy, D. King et M. Bornand. 1995, «La base de données géographiques des sols de france», *Etude et Gestion des Sols*, vol. 2, n° 3, p. 153–172.
- Jarecki, M. K. et R. Lal. 2003, «Crop management for soil carbon sequestration», *Critical Reviews in Plant Sciences*, vol. 22, n° 6, doi :10.1080/713608318, p. 471–502. URL <https://doi.org/10.1080/713608318>.
- Jeanneaux, P., O. Aznar et S. d. Mareschal. 2012, «Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des « services environnementaux »», *Vertigo*, vol. 12, n° 3, doi :10.4000/vertigo.12908. URL <https://doi.org/10.4000/vertigo.12908>.
- Jia, X., B. Fu, X. Feng, G. Hou, Y. Liu et X. Wang. 2014, «The tradeoff and synergy between ecosystem services in the grain-for-green areas in northern shaanxi, china», *Ecological Indicators*, vol. 43, doi :10.1016/j.ecolind.2014.02.028, p. 103–113. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.028>.

- Joly, D., T. Brossard, H. Cardot, J. Cavailhes, M. Hilal et P. Wavresky. 2010, «Les types de climats en France, une construction spatiale», *Cybergeo*, doi :10.4000/cybergeo.23155. URL <https://doi.org/10.4000/cybergeo.23155>.
- Jonsson, J. O. G. et B. Daviosdottir. 2016, «Classification and valuation of soil ecosystem services», *Agricultural Systems*, vol. 145, doi :10.1016/j.agsy.2016.02.010, p. 24–38. URL <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>.
- Jopke, C., J. Kreyling, J. Maes et T. Koellner. 2015, «Interactions among ecosystem services across Europe : Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns», *Ecological Indicators*, vol. 49, doi :10.1016/j.ecolind.2014.09.037, p. 46–52. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>.
- Justes, E., B. Mary et B. Nicolardot. 2009, «Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil : parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues», *Plant and Soil*, vol. 325, n° 1-2, doi :10.1007/s11104-009-9966-4, p. 171–185. URL <https://doi.org/10.1007/s11104-009-9966-4>.
- Kanter, D. R., M. Musumba, S. L. R. Wood, C. Palm, J. Antle, P. Balvanera, V. H. Dale, P. Havlik, K. L. Kline, R. J. Scholes, P. Thornton, P. Tittonell et S. Andelman. 2018, «Evaluating agricultural trade-offs in the age of sustainable development», *Agricultural Systems*, vol. 163, doi :10.1016/j.agsy.2016.09.010, p. 73–88. URL <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.09.010>.
- Kaye, J. P. et M. Quemada. 2017, «Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 37, n° 1, doi :10.1007/s13593-016-0410-x. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>.
- King, E., J. Cavender-Bares, P. Balvanera, T. Mwampamba et S. Polasky. 2015, «Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences : evaluating conflicts, obstacles, and opportunities», *Ecology and Society*, vol. 20, n° 3, doi :10.5751/ES-07822-200325. URL <https://doi.org/10.5751/ES-07822-200325>.
- Koch, E. W., E. B. Barbier, B. R. Silliman, D. J. Reed, G. M. Perillo, S. D. Hacker, E. F. Granek, J. H. Primavera, N. Muthiga, S. Polasky, B. S. Halpern, C. J. Kennedy, C. V. Kappel et E. Wolanski. «Non-linearity in ecosystem services : temporal and spatial variability in coastal protection», *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 1, doi :10.1890/080126, p. 29–37. URL <https://doi.org/10.1890/080126>.
- Kremen, C. et A. Miles. 2012, «Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems : Benefits, externalities, and trade-offs», *Ecology and Society*, vol. 17, n° 4, doi :10.5751/ES-05035-170440. URL <https://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>.
- Kremen, C. et R. S. Ostfeld. 2005, «A call to ecologists : measuring, analyzing, and managing ecosystem services», *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 3, n° 10, doi :10.1890/1540-9295(2005)003[0540:ACTEMA]2.0.CO;2, p. 540–548. URL [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0540:ACTEMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0540:ACTEMA]2.0.CO;2).
- Kuhn, M. et K. Johnson. 2013, *Applied Predictive Modeling*, vol. 26, 1^{re} éd., Springer-Verlag New York, ISBN 978-1-4614-6849-3, XIII, 600 p., doi :10.1007/978-1-4614-6849-3. URL <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6849-3>.
- Lal, R. 2005, «World crop residues production and implications of its use as a biofuel», *Environment International*, vol. 31, n° 4, doi :10.1016/j.envint.2004.09.005, p. 575–84. URL <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.09.005>.

- Lal, R. 2013, «Enhancing ecosystem services with no-till», *Renewable Agriculture and Food Systems*, vol. 28, n° 2, doi :10.1017/S1742170512000452, p. 102–114. URL <https://doi.org/10.1017/S1742170512000452>.
- Lamarque, P. 2012, *Une approche socio-écologique des services écosystémiques. Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret*, Thèse de doctorat, Université de Grenoble. URL <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00770307>.
- Lamarque, P., F. Quétier et S. Lavorel. 2011, «The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management», *Comptes Rendus Biologies*, vol. 334, n° 5, doi :10.1016/j.crvi.2010.11.007, p. 441–449. URL <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.11.007>.
- Landers, D. et A. Nahlik. 2013, «Final ecosystem goods and services classification system (fegs-cs)», Report EPA/600/R-13/ORD-004914, U.S. Environmental Protection Agency. URL https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=515244&Lab=NHEERL.
- Landuyt, D., S. Broekx et P. L. M. Goethals. 2016, «Bayesian belief networks to analyse trade-offs among ecosystem services at the regional scale», *Ecological Indicators*, vol. 71, doi :10.1016/j.ecolind.2016.07.015, p. 327–335. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.015>.
- Larsen, D. R. et P. L. Speckman. 2004, «Multivariate regression trees for analysis of abundance data», *Biometrics*, vol. 60, n° 2, doi :10.1111/j.0006-341X.2004.00202.x, p. 543–9. URL <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00202.x>.
- Lautenbach, S., A.-C. Mupepele, C. F. Dormann, H. Lee, S. Schmidt, S. S. K. Scholte, R. Seppelt, A. J. A. van Teeffelen, W. Verhagen et M. Volk. 2019, «Blind spots in ecosystem services research and challenges for implementation», *Regional Environmental Change*, vol. 19, n° 8, doi :10.1007/s10113-018-1457-9, p. 2151–2172. URL <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1457-9>.
- Lavorel, S. et K. Grigulis. 2012, «How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services», *Journal of Ecology*, vol. 100, n° 1, doi :10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x, p. 128–140. URL <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01914.x>.
- Le Bas, C. 2016, *Impact of uncertainties of soil parameters estimated with the Soil Geographical Data Base of France at 1 :1 000 000 on output variables of the crop model Stics. Methodological approach*, Thèse de doctorat, AgroParisTech. URL <https://hal.inrae.fr/tel-02799894>.
- Le Bissonnais, Y., C. Montier, M. Jammagne, J. Daroussin et D. King. 2002, «Mapping erosion risk for cultivated soil in France», *Catena*, vol. 46, n° 2-3, doi :10.1016/S0341-8162(01)00167-9, p. 207–220. URL [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00167-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00167-9).
- Lee, H. et S. Lautenbach. 2016, «A quantitative review of relationships between ecosystem services», *Ecological Indicators*, vol. 66, doi :10.1016/j.ecolind.2016.02.004, p. 340–351. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>.
- Lee, H., S. Lautenbach, A. P. G. Nieto, A. Bondeau, W. Cramer et I. R. Geijzenborffer. 2019, «The impact of conservation farming practices on mediterranean agro-ecosystem services provisioning—a meta-analysis», *Regional Environmental Change*, doi :10.1007/s10113-018-1447-y, p. 1–16. URL <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1447-y>.

- Leenhardt, D., O. Therond et C. Mignolet. 2012, «Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire?», *Agronomie, Environnement & Sociétés*, vol. 2, n° 2, p. 77–89. URL <https://hal.inrae.fr/hal-02648041>.
- Leopold, A. 1949, *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There*, Oxford University Press, New York.
- Lester, S. E., C. Costello, B. S. Halpern, S. D. Gaines, C. White et J. A. Barth. 2013, «Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning», *Marine Policy*, vol. 38, doi :10.1016/j.marpol.2012.05.022, p. 80–89. URL <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.022>.
- Li, T., Y. Lü, B. Fu, A. J. Comber, P. Harris et L. Wu. 2017a, «Gauging policy-driven large-scale vegetation restoration programmes under a changing environment : Their effectiveness and socio-economic relationships», *Science of The Total Environment*, vol. 607-608, doi :10.1016/j.scitotenv.2017.07.044, p. 911–919. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.044>.
- Li, Y., L. Zhang, J. Qiu, J. Yan, L. Wan, P. Wang, N. Hu, W. Cheng et B. Fu. 2017b, «Spatially explicit quantification of the interactions among ecosystem services», *Landscape Ecology*, vol. 32, n° 6, doi :10.1007/s10980-017-0527-6, p. 1181–1199. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0527-6>.
- Lin, B. B. 2011, «Resilience in agriculture through crop diversification : Adaptive management for environmental change», *BioScience*, vol. 61, n° 3, doi :10.1525/bio.2011.61.3.4, p. 183–193. URL <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.3.4>.
- Liu, Y., J. Bi, J. Lv, Z. Ma et C. Wang. 2017, «Spatial multi-scale relationships of ecosystem services : A case study using a geostatistical methodology», *Scientific Reports*, vol. 7, n° 1, doi :10.1038/s41598-017-09863-1, p. 9486. URL <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09863-1>.
- Lu, N., B. Fu, T. Jin et R. Chang. 2014, «Trade-off analyses of multiple ecosystem services by plantations along a precipitation gradient across loess plateau landscapes», *Landscape Ecology*, vol. 29, n° 10, doi :10.1007/s10980-014-0101-4, p. 1697–1708. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0101-4>.
- Lutz, D. A., E. A. Burakowski, M. B. Murphy, M. E. Borsuk, R. M. Niemiec et R. B. Howarth. 2016, «Trade-offs between three forest ecosystem services across the state of new hampshire, usa : timber, carbon, and albedo», *Ecological Applications*, vol. 26, n° 1, doi :10.1890/14-2207, p. 146–61. URL <https://doi.org/10.1890/14-2207>.
- Mace, G. M., K. Norris et A. H. Fitter. 2012, «Biodiversity and ecosystem services : a multilayered relationship», *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 27, n° 1, doi :10.1016/j.tree.2011.08.006, p. 19–26. URL <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>.
- Maes, J., M. L. Paracchini, G. Zulian, M. B. Dunbar et R. Alkemade. 2012, «Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in europe», *Biological Conservation*, vol. 155, doi :10.1016/j.biocon.2012.06.016, p. 1–12. URL <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>.
- Malinga, R., L. J. Gordon, G. Jewitt et R. Lindborg. 2015, «Mapping ecosystem services across scales and continents – a review», *Ecosystem Services*, vol. 13, doi :10.1016/j.ecoser.2015.01.006, p. 57–63. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006>.
- Marsh, G. P. 1864, *Man and Nature ; or, Physical Geography as Modified by Human Action*.

- Martin, E., S. Gascoin, Y. Grusson, C. Murgue, M. Bardeau, F. Anctil, S. Ferrant, R. Lardy, P. Le Moigne, D. Leenhardt, V. Rivalland, J.-M. Sánchez Pérez, S. Sauvage et O. Therond. 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», *Surveys in Geophysics*, vol. 37, n° 2, doi :10.1007/s10712-016-9366-2, p. 223–247. URL <https://doi.org/10.1007/s10712-016-9366-2>.
- Martinez-Harms, M. J., B. A. Bryan, P. Balvanera, E. A. Law, J. R. Rhodes, H. P. Possingham et K. A. Wilson. 2015, «Making decisions for managing ecosystem services», *Biological Conservation*, vol. 184, doi :10.1016/j.biocon.2015.01.024, p. 229–238. URL <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.024>.
- Martínez-Harms, M. J. et P. Balvanera. 2012, «Methods for mapping ecosystem service supply : a review», *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 8, n° 1-2, doi :10.1080/21513732.2012.663792, p. 17–25. URL <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>.
- Mazzega, P., O. Therond, T. Debril, H. March, C. Sibertin-Blanc, R. Lardy et D. Sant’ana. 2014, «Critical multi-level governance issues of integrated modelling : An example of low-water management in the adour-garonne basin (france)», *Journal of Hydrology*, vol. 519, doi :10.1016/j.jhydrol.2014.09.043, p. 2515–2526. URL <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.043>.
- McDonough, K., S. Hutchinson, T. Moore et J. M. S. Hutchinson. 2017, «Analysis of publication trends in ecosystem services research», *Ecosystem Services*, vol. 25, doi :10.1016/j.ecoser.2017.03.022, p. 82–88. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.022>.
- MEA. 2005, *Ecosystems and human well-being : synthesis*, Island Press, Washington, DC, ISBN 978-1-59726-040-4 978-1-59726-039-8, 137 p..
- Meyer, N. 2020, *Evaluation de l’impact des cultures intermédiaires multi-services sur le bilan hydrique des sols : approche par expérimentation et simulation. Application au bassin Adour-Garonne*, Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse. URL <https://oatao.univ-toulouse.fr/26481/>.
- Meyer, N., J.-E. Bergez, J. Constantin, P. Belleville et E. Justes. 2020, «Cover crops reduce drainage but not always soil water content due to interactions between rainfall distribution and management», *Agricultural Water Management*, vol. 231, doi :10.1016/j.agwat.2019.105998, p. 105 998. URL <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105998>.
- Meyer, N., J.-E. Bergez, J. Constantin et E. Justes. 2018, «Cover crops reduce water drainage in temperate climates : A meta-analysis», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 39, n° 1, doi :10.1007/s13593-018-0546-y. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0546-y>.
- Moher, D., A. Liberati, J. Tetzlaff, D. G. Altman et P. Group. 2009, «Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses : the prisma statement», *PLoS Med*, vol. 6, n° 7, doi :10.1371/journal.pmed.1000097, p. e1000 097. URL <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000097>.
- Moher, D. et A. Tsertsvadze. 2006, «Systematic reviews : when is an update an update?», *The Lancet*, vol. 367, n° 9514, doi :10.1016/S0140-6736(06)68358-X, p. 881–883. URL [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(06\)68358-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(06)68358-X).

- Morelli, F., F. Jiguet, R. Sabatier, C. Dross, K. Princé, P. Tryjanowski et M. Tichit. 2017, «Spatial covariance between ecosystem services and biodiversity pattern at a national scale (france)», *Ecological Indicators*, vol. 82, doi :10.1016/j.ecolind.2017.04.036, p. 574–586. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.036>.
- Morgan, R. 2005, *Soil Erosion and Conservation*, Blackwell, Oxford.
- Mouchet, M. A., P. Lamarque, B. Martín-López, E. Crouzat, P. Gos, C. Byczek et S. Lavorel. 2014, «An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services», *Global Environmental Change*, vol. 28, doi :10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012, p. 298–308. URL <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.012>.
- Mueller, L., U. Schindler, W. Mirschel, T. G. Shepherd, B. C. Ball, K. Helming, J. Rogasik, F. Eulenstein et H. Wiggering. 2010, «Assessing the productivity function of soils. a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 30, n° 3, doi :10.1051/agro/2009057, p. 601–614. URL <https://doi.org/10.1051/agro/2009057>.
- Mulder, V. L., M. Lacoste, A. C. Richer-de Forges, M. P. Martin et D. Arrouays. 2016, «National versus global modelling the 3d distribution of soil organic carbon in mainland france», *Geoderma*, vol. 263, doi :10.1016/j.geoderma.2015.08.035, p. 16–34. URL <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>.
- Mulder, V. L., M. Lacoste, M. P. Martin, A. Richer-de Forges et D. Arrouays. 2015, «Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems», *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, n° 8, doi :10.1002/2015GB005178, p. 1210–1229. URL <https://doi.org/10.1002/2015GB005178>.
- Murgue, C., O. Therond et D. Leenhardt. 2015, «Toward integrated water and agricultural land management : Participatory design of agricultural landscapes», *Land Use Policy*, vol. 45, doi :10.1016/j.landusepol.2015.01.011, p. 52–63. URL <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>.
- Méral, P. 2010, «Les services environnementaux en économie : revue de la littérature», Document de travail n° 2010-05, 50 p, Programme SERENA.
- Méral, P. 2012, «Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes», *Natures Sciences Sociétés*, vol. 20, n° 1, doi :10.1051/nss/2012002, p. 3–15. URL <https://doi.org/10.1051/nss/2012002>.
- Nahlik, A. M., M. E. Kentula, M. S. Fennessy et D. H. Landers. 2012, «Where is the consensus? a proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice», *Ecological Economics*, vol. 77, doi :10.1016/j.ecolecon.2012.01.001, p. 27–35. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.001>.
- Nangia, V., C. de Fraiture et H. Turrall. 2008, «Water quality implications of raising crop water productivity», *Agricultural Water Management*, vol. 95, n° 7, doi :10.1016/j.agwat.2008.02.014, p. 825–835. URL <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.02.014>.
- Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K. M. Chan, G. C. Daily, J. Goldstein, P. M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T. H. Ricketts et M. Shaw. 2009, «Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales», *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 1, doi :10.1890/080023, p. 4–11. URL <https://doi.org/10.1890/080023>.

- Nicholson, E., G. M. Mace, P. R. Armsworth, G. Atkinson, S. Buckle, T. Clements, R. M. Ewers, J. E. Fa, T. A. Gardner, J. Gibbons, R. Grenyer, R. Metcalfe, S. Mourato, M. Muûls, D. Osborn, D. C. Reuman, C. Watson et E. J. Milner-Gulland. 2009, «Priority research areas for ecosystem services in a changing world», *Journal of Applied Ecology*, doi :10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x. URL <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x>.
- Nielsen, U. N., E. Ayres, D. H. Wall et R. D. Bardgett. 2011, «Soil biodiversity and carbon cycling : a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships», *European Journal of Soil Science*, vol. 62, n° 1, doi :10.1111/j.1365-2389.2010.01314.x, p. 105–116. URL <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01314.x>.
- Nielsen, U. N., D. H. Wall et J. Six. 2015, «Soil biodiversity and the environment», *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 40, n° 1, doi :10.1146/annurev-environ-102014-021257, p. 63–90. URL <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021257>.
- Obiang Ndong, G., O. Therond et I. Cousin. 2020, «Analysis of relationships between ecosystem services : A generic classification and review of the literature», *Ecosystem Services*, vol. 43, doi :10.1016/j.ecoser.2020.101120, p. 101 120. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101120>.
- Obiang Ndong, G., J. Villerd, I. Cousin et O. Therond. 2021, «Using a multivariate regression tree to analyze trade-offs between ecosystem services : application to the main cropping area in france», *Science of The Total Environment*, vol. 764, doi :10.1016/j.scitotenv.2020.142815, p. 142 815. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142815>.
- Odum, E. P. 1959, *Fundamentals of ecology*, 2^e éd., ISBN 0036-83261098-237X, 546 p., doi :10.1002/sce.3730380426. URL <https://doi.org/10.1002/sce.3730380426>.
- O’Geen, A. T., R. A. Dahlgren, A. Swarowsky, K. W. Tate, D. J. Lewis et M. J. Singer. 2010, «Research connects soil hydrology and stream water chemistry in california oak woodlands», *California Agriculture*, vol. 64, n° 2, doi :10.3733/ca.v064n02p78, p. 78–84. URL <https://doi.org/10.3733/ca.v064n02p78>.
- Olander, L., S. Polasky, J. S. Kagan, R. J. Johnston, L. Wainger, D. Saah, L. Maguire, J. Boyd et D. Yoskowitz. 2017, «So you want your research to be relevant ? building the bridge between ecosystem services research and practice», *Ecosystem Services*, vol. 26, doi :10.1016/j.ecoser.2017.06.003, p. 170–182. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.003>.
- Oldeman, L. R., R. T. A. Hakkeling et W. G. Sombroek. 1991, «World map of the status of human-induced soil degradation : an explanatory note, 2nd. rev. ed», Report 9789066720466, ISRIC. URL <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/447369>.
- Olson, K. R., M. Al-Kaisi, R. Lal et L. W. Morton. 2017, «Soil ecosystem services and intensified cropping systems», *Journal of Soil and Water Conservation*, vol. 72, n° 3, doi :10.2489/jswc.72.3.64A, p. 64A–69A. URL <https://doi.org/10.2489/jswc.72.3.64A>.
- Osborn, F. 1948, *Our Plundered Planet*, Little, Brown & Company, New York.
- Pang, X., E.-M. Nordström, H. Böttcher, R. Trubins et U. Mörtberg. 2017, «Trade-offs and synergies among ecosystem services under different forest management scenarios – the leca tool», *Ecosystem Services*, vol. 28, doi :10.1016/j.ecoser.2017.10.006, p. 67–79. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.006>.

- Pedersen, A., K. Thorup-Kristensen et L. S. Jensen. 2009, «Simulating nitrate retention in soils and the effect of catch crop use and rooting pattern under the climatic conditions of northern europe», *Soil Use and Management*, vol. 25, n° 3, doi :10.1111/j.1475-2743.2009.00220.x, p. 243–254. URL <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00220.x>.
- Pellerin, S., L. Bamière, C. Launay, R. Martin, M. Schiavo, D. Angers, L. Augusto, J. Balesdent, I. Basile-Doelsch, V. Bellassen, R. Cardinael, L. Cécillon, E. Ceschia, C. Chenu, J. Constantin, J. Darroussin, P. Delacote, N. Delame, F. Gastal, D. Gilbert, A. I. Graux, B. Guenet, S. Houot, K. Klumpp, E. Letort, I. Litrico, M. Martin, S. Menasseri, D. Mézière, T. Morvan, C. Mosnier, J. Roger-Estrade, L. Saint-André, J. Sierra, O. Therond, V. Viaud, R. Grateau, S. Le Perchec, I. Savini et O. Réchauchère. 2019, «Stocker du carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l’objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?», Synthèse du rapport d’étude, INRA. URL <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/4pM-Synth%C3%A8se-Novembre2020.pdf>.
- Pesche, D. 2014, «Le millennium ecosystem assessment : anatomie d’une évaluation environnementale globale», *Natures Sciences Sociétés*, vol. 21, n° 4, doi :10.1051/nss/2014001, p. 363–372. URL <https://doi.org/10.1051/nss/2014001>.
- Ploeg, M. J. v. d., J. E. M. Baartman et D. A. Robinson. 2018, «Biophysical landscape interactions : Bridging disciplines and scale with connectivity», *Land Degradation & Development*, vol. 29, n° 4, doi :10.1002/ldr.2820, p. 1167–1175. URL <https://doi.org/10.1002/ldr.2820>.
- Poeplau, C. et A. Don. 2015, «Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – a meta-analysis», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 200, doi : 10.1016/j.agee.2014.10.024, p. 33–41. URL <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
- Portman, M. E. 2013, «Ecosystem services in practice : Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes – a critical review», *Applied Geography*, vol. 45, doi :10.1016/j.apgeog.2013.09.011, p. 185–192. URL <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.09.011>.
- Power, A. G. 2010, «Ecosystem services and agriculture : tradeoffs and synergies», *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, vol. 365, n° 1554, doi :10.1098/rstb.2010.0143, p. 2959–71. URL <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>.
- Powlson, D. S., P. J. Gregory, W. R. Whalley, J. N. Quinton, D. W. Hopkins, A. P. Whitmore, P. R. Hirsch et K. W. T. Goulding. 2011, «Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services», *Food Policy*, vol. 36, doi :10.1016/j.foodpol.2010.11.025, p. S72–S87. URL <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.11.025>.
- Qi, Z. et M. J. Helmers. 2010, «Soil water dynamics under winter rye cover crop in central iowa», *Vadose Zone Journal*, vol. 9, n° 1, doi :10.2136/vzj2008.0163, p. 53. URL <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0163>.
- Qiu, J., S. R. Carpenter, E. G. Booth, M. Motew, S. C. Zipper, C. J. Kucharik, S. P. Loheide II et M. G. Turner. 2018, «Understanding relationships among ecosystem services across spatial scales and over time», *Environmental Research Letters*, vol. 13, n° 5, doi : 10.1088/1748-9326/aabb87, p. 054 020. URL <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb87>.

- Qiu, J. et M. G. Turner. 2013, «Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed», *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, n° 29, doi :10.1073/pnas.1310539110, p. 12 149–12 154. URL <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>.
- Queiroz, C., M. Meacham, K. Richter, A. V. Norström, E. Andersson, J. Norberg et G. Peterson. 2015, «Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a swedish landscape», *AMBIO*, vol. 44, n° 1, doi :10.1007/s13280-014-0601-0, p. 89–101. URL <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>.
- Questier, F., R. Put, D. Coomans, B. Walczak et Y. V. Heyden. 2005, «The use of cart and multivariate regression trees for supervised and unsupervised feature selection», *Chemo-metrics and Intelligent Laboratory Systems*, vol. 76, n° 1, doi :10.1016/j.chemolab.2004.09.003, p. 45–54. URL <https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2004.09.003>.
- Quintana-Seguí, P., P. Le Moigne, Y. Durand, E. Martin, F. Habets, M. Baillon, C. Cannellas, L. Franchisteguy et S. Morel. 2008, «Analysis of near-surface atmospheric variables : Validation of the safran analysis over france», *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, vol. 47, n° 1, doi :10.1175/2007JAMC1636.1, p. 92–107. URL <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>.
- R Core Team. 2020, *R : A Language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rau, A. L., V. Burkhardt, C. Dorninger, C. Hjort, K. Ibe, L. Kessler, J. A. Kristensen, A. McRobert, W. Sidemo-Holm, H. Zimmermann, D. J. Abson, H. von Wehrden et J. Ekroos. 2019, «Temporal patterns in ecosystem services research : A review and three recommendations», *AMBIO*, doi :10.1007/s13280-019-01292-w. URL <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01292-w>.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson et E. M. Bennett. 2010, «Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes», *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, n° 11, doi :10.1073/pnas.0907284107, p. 5242–7. URL <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>.
- Renard, D., J. M. Rhemtulla et E. M. Bennett. 2015, «Historical dynamics in ecosystem service bundles», *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, n° 43, doi :10.1073/pnas.1502565112, p. 13 411–13 416. URL <https://doi.org/10.1073/pnas.1502565112>.
- Ricketts, T. H., K. B. Watson, I. Koh, A. M. Ellis, C. C. Nicholson, S. Posner, L. L. Richardson et L. J. Sonter. 2016, «Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services», *Nature Communications*, vol. 7, doi :10.1038/ncomms13106, p. 13 106. URL <https://doi.org/10.1038/ncomms13106>.
- Ritchie, H. et M. Roser. 2013, «Land use», *Our World in Data*. URL <https://ourworldindata.org/land-use>.
- Robinson, D. A., N. Hockley, D. M. Cooper, B. A. Emmett, A. M. Keith, I. Lebron, B. Reynolds, E. Tipping, A. M. Tye, C. W. Watts, W. R. Whalley, H. I. J. Black, G. P. Warren et J. S. Robinson. 2013, «Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation», *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 57, doi :10.1016/j.soilbio.2012.09.008, p. 1023–1033. URL <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.008>.

- Robinson, D. A., N. Hockley, E. Dominati, I. Lebron, K. M. Scow, B. Reynolds, B. A. Emmett, A. M. Keith, L. W. de Jonge, P. Schjønning, P. Moldrup, S. B. Jones et M. Tuller. 2012, «Natural capital, ecosystem services, and soil change : Why soil science must embrace an ecosystems approach», *Vadose Zone Journal*, vol. 11, n° 1, doi :10.2136/vzj2011.0051, p. 0–0. URL <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0051>.
- Robinson, D. A. et I. Lebron. 2010, «On the natural capital and ecosystem services of soils», *Ecological Economics*, vol. 70, n° 2, doi :10.1016/j.ecolecon.2010.08.012, p. 137–138. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.08.012>.
- Robinson, D. A., I. Lebron et H. Vereecken. 2009, «On the definition of the natural capital of soils : A framework for description, evaluation, and monitoring», *Soil Science Society of America Journal*, vol. 73, n° 6, doi :10.2136/sssaj2008.0332, p. 1904–1911. URL <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0332>.
- Rodell, M., H. K. Beaudoin, T. S. L'Ecuyer, W. S. Olson, J. S. Famiglietti, P. R. Houser, R. Adler, M. G. Bosilovich, C. A. Clayson, D. Chambers, E. Clark, E. J. Fetzer, X. Gao, G. Gu, K. Hilburn, G. J. Huffman, D. P. Lettenmaier, W. T. Liu, F. R. Robertson, C. A. Schlosser, J. Sheffield et E. F. Wood. 2015, «The observed state of the water cycle in the early twenty-first century», *Journal of Climate*, vol. 28, n° 21, doi :10.1175/Jcli-D-14-00555.1, p. 8289–8318. URL <https://doi.org/10.1175/Jcli-D-14-00555.1>.
- Rodríguez, J., J. Beard, E. Bennett, G. Cumming, S. Cork, J. Agard, A. Dobson et G. Peterson. 2006, «Trade-offs across space, time, and ecosystem services», *Ecology and Society*, vol. 11, n° 1, doi :10.5751/ES-01667-110128. URL <https://doi.org/10.5751/ES-01667-110128>.
- Román Dobarco, M., I. Cousin, C. Le Bas et M. P. Martin. 2019, «Pedotransfer functions for predicting available water capacity in french soils, their applicability domain and associated uncertainty», *Geoderma*, vol. 336, doi :10.1016/j.geoderma.2018.08.022, p. 81–95. URL <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>.
- Rositano, F., F. E. Bert, G. Piñeiro et D. O. Ferraro. 2018, «Identifying the factors that determine ecosystem services provision in pampean agroecosystems (argentina) using a data-mining approach», *Environmental Development*, vol. 25, doi :10.1016/j.envdev.2017.11.003, p. 3–11. URL <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.11.003>.
- Rutgers, M., H. J. van Wijnen, A. J. Schouten, C. Mulder, A. M. Kuiten, L. Brussaard et A. M. Breure. 2012, «A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms», *Science of The Total Environment*, vol. 415, doi :10.1016/j.scitotenv.2011.04.041, p. 39–48. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.041>.
- Saidi, N. et C. Spray. 2018, «Ecosystem services bundles : challenges and opportunities for implementation and further research», *Environmental Research Letters*, vol. 13, n° 11, doi :10.1088/1748-9326/aae5e0, p. 113001. URL <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae5e0>.
- Samnegård, U., G. Alins, V. Boreux, J. Bosch, D. García, A. Happe, A. Klein, M. Miñarro, K. Mody, M. Porcel, A. Rodrigo, L. Roquer-Beni, M. Tasin, P. A. Hambäck et J. Firn. 2018, «Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across europe : Direct and indirect effects of organic production», *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, n° 4, doi :10.1111/1365-2664.13292, p. 802–811. URL <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13292>.

- Schafer, R. B. 2012, «Biodiversity, ecosystem functions and services in environmental risk assessment : introduction to the special issue», *Science of The Total Environment*, vol. 415, doi :10.1016/j.scitotenv.2011.08.012, p. 1–2. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.012>.
- Schipanski, M. E., M. Barbercheck, M. R. Douglas, D. M. Finney, K. Haider, J. P. Kaye, A. R. Kemanian, D. A. Mortensen, M. R. Ryan, J. Tooker et C. White. 2014, «A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems», *Agricultural Systems*, vol. 125, doi :10.1016/j.agsy.2013.11.004, p. 12–22. URL <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2013.11.004>.
- Schroter, M., C. Albert, A. Marques, W. Tobon, S. Lavorel, J. Maes, C. Brown, S. Klotz et A. Bonn. 2016, «National ecosystem assessments in europe : A review», *Bioscience*, vol. 66, n° 10, doi :10.1093/biosci/biw101, p. 813–828. URL <https://doi.org/10.1093/biosci/biw101>.
- Schröter, M., E. H. van der Zanden, A. P. E. van Oudenhoven, R. P. Remme, H. M. Serna-Chavez, R. S. de Groot et P. Opdam. 2014, «Ecosystem services as a contested concept : a synthesis of critique and counter-arguments», *Conservation Letters*, vol. 7, n° 6, doi : 10.1111/conl.12091, p. 514–523. URL <https://doi.org/10.1111/conl.12091>.
- Seppelt, R., C. F. Dormann, F. V. Eppink, S. Lautenbach et S. Schmidt. 2011, «A quantitative review of ecosystem service studies : approaches, shortcomings and the road ahead», *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, n° 3, doi :10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x, p. 630–636. URL <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>.
- Sharp, R., H. Tallis, T. Ricketts, A. Guerry, S. Wood, Chaplin-Kramer, N. R., E. E., S. D., Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol, D. Pennington, G. Mendoza, J. Aukema, J. Foster, J. Forrest, D. Cameron, K. Arkema, E. Lonsdorf, C. Kennedy, G. Verutes, C. Kim, G. Guannel, M. Papenfus, J. Toft, M. Marsik, J. Bernhardt, R. Griffin, K. Glowinski, N. Chaumont, A. Perelman, Lacayo, L. M. Mandle, P. Hamel, A. Vogl, L. Rogers, W. Bierbower, D. Denu et J. Douglass. 2018, «Invest 3.7.0.post10+ug.h2ce175de3cea user’s guide. the natural capital project, stanford university, university of minnesota, the nature conservancy, and world wildlife fund.», .
- Smith, P., M. R. Ashmore, H. I. J. Black, P. J. Burgess, C. D. Evans, T. A. Quine, A. M. Thomson, K. Hicks, H. G. Orr et D. Angeler. 2013, «Review : The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality», *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, n° 4, doi :10.1111/1365-2664.12016, p. 812–829. URL <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12016>.
- Smith, R., J. Kasprzyk et B. Rajagopalan. 2019, «Using multivariate regression trees and multiobjective tradeoff sets to reveal fundamental insights about water resources systems», *Environmental Modelling & Software*, vol. 120, doi :10.1016/j.envsoft.2019.104498, p. 104 498. URL <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104498>.
- Spake, R., R. Lasseur, E. Crouzat, J. M. Bullock, S. Lavorel, K. E. Parks, M. Schaafsma, E. M. Bennett, J. Maes, M. Mulligan, M. Mouchet, G. D. Peterson, C. J. E. Schulp, W. Thuiller, M. G. Turner, P. H. Verburg et F. Eigenbrod. 2017, «Unpacking ecosystem service bundles : Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services», *Global Environmental Change*, vol. 47, doi :10.1016/j.gloenvcha.2017.08.004, p. 37–50. URL <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.08.004>.
- Squires, V. R. et E. P. Glenn. 2011, *Salination, Desertification and Soil Erosion*, EOLSS, Australia.

- Stavi, I., G. Bel et E. Zaady. 2016, «Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 36, n° 2, doi :10.1007/s13593-016-0368-8. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8>.
- Stavi, I., R. Lal, S. Jones et R. C. Reeder. 2012, «Implications of cover crops for soil quality and geodiversity in a humid-temperate region in the midwestern usa», *Land Degradation & Development*, vol. 23, n° 4, doi :10.1002/ldr.2148, p. 322–330. URL <https://doi.org/10.1002/ldr.2148>.
- Strullu, L., N. Beaudoin, I. G. de Cortázar Atauri et B. Mary. 2014, «Simulation of biomass and nitrogen dynamics in perennial organs and shoots of miscanthus × giganteus using the stics model», *BioEnergy Research*, vol. 7, n° 4, doi :10.1007/s12155-014-9462-4, p. 1253–1269. URL <https://doi.org/10.1007/s12155-014-9462-4>.
- Study of Critical Environmental Problems. 1970, *Man's Impact On The Global Environment : Assessment and Recommendations for Action*, ISBN 9780262690270.
- Su, C.-h., B.-J. Fu, C.-S. He et Y.-H. Lü. 2012, «Variation of ecosystem services and human activities : A case study in the yanhe watershed of china», *Acta Oecologica*, vol. 44, doi :10.1016/j.actao.2011.11.006, p. 46–57. URL <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.11.006>.
- Syswerda, S. P. et G. P. Robertson. 2014, «Ecosystem services along a management gradient in michigan (usa) cropping systems», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 189, doi :10.1016/j.agee.2014.03.006, p. 28–35. URL <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.006>.
- Taiyun, W. et S. Viliam. 2017, «R package "corrplot" : Visualization of a correlation matrix (version 0.84)», URL <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Tallis, H., H. Mooney, S. Andelman, P. Balvanera, W. Cramer, D. Karp, S. Polasky, B. Reyers, T. Ricketts, S. Running, K. Thonicke, B. Tietjen et A. Walz. 2012, «A global system for monitoring ecosystem service change», *BioScience*, vol. 62, n° 11, doi : 10.1525/bio.2012.62.11.7, p. 977–986. URL <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.11.7>.
- Tamburini, G., R. Bommarco, T. C. Wanger, C. Kremen, M. G. A. van der Heijden, M. Liebman et S. Hallin. 2020, «Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield», *Science Advances*, vol. 6, n° 45, doi :10.1126/sciadv.aba1715. URL <https://doi.org/10.1126/sciadv.aba1715>.
- Tancoigne, E., M. Barbier, J. P. Cointet et G. Richard. 2014, «The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services», *Ecosystem Services*, vol. 10, doi :10.1016/j.ecoser.2014.07.004, p. 35–48. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.004>.
- TEEB, F. 2010, *TEEB-The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) : Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, London.
- rpart by Terry M Therneau, B. A. R. port of rpart by Brian Ripley <ripley@stats.ox.ac.uk>. Some routines from vegan Jari Oksanen <jari.oksanen@oulu.fi> Extensions et adaptations of rpart to mvpart by Glenn De'ath. 2014, *mvpart : Multivariate partitioning*. URL <https://CRAN.R-project.org/package=mvpart>, r package version 1.6-2.

- Therond, O. 2019, *Analyse, modélisation, évaluation et conception intégrées des systèmes et territoires agricoles*, Habilitation à diriger des recherches, Institut National Polytechnique De Toulouse. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02005001>.
- Therond, O., M. Duru, J. Roger-Estrade et G. Richard. 2017, «A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. a review», *Agronomy for Sustainable Development*, vol. 37, n° 3, doi :10.1007/s13593-017-0429-7. URL <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>.
- Therond, O., C. Sibertin-Blanc, R. Lardy, B. Gaudou, M. Balestrat, Y. Hong, T. Louail, V. B. Nguyen, D. Panzoli, J.-M. Sanchez-Perez, S. Sauvage, P. Taillandier, M. Vasseuseur et P. Mazzega. 2014, «Integrated modelling of social-ecological systems : The maelia high-resolution multi-agent platform to deal with water scarcity problems», dans *7th International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs 2014)*. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01360865>.
- Therond, O. et A. Tibi. 2018, *Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Évaluer et caractériser*, 1^{re} éd., Matière à débattre et décider, Éditions Quae, 188 p..
- Thorup-Kristensen, K., J. Magid et L. S. Jensen. 2003, «Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones», vol. 79, doi :10.1016/S0065-2113(02)79005-6, p. 227–302. URL [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79005-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79005-6).
- Tomscha, S. et S. Gergel. 2016, «Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history», *Ecology and Society*, vol. 21, n° 1, doi :10.5751/ES-08345-210143. URL <https://doi.org/10.5751/ES-08345-210143>.
- Tonitto, C., M. B. David et L. E. Drinkwater. 2006, «Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems : A meta-analysis of crop yield and n dynamics», *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 112, n° 1, doi :10.1016/j.agee.2005.07.003, p. 58–72. URL <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.07.003>.
- Toth, G., C. Gardi, K. Bodis, E. Ivits, E. Aksoy, A. Jones, S. Jeffrey, T. Petursdottir et L. Montanarella. 2013, «Continental-scale assessment of provisioning soil functions in europe», *Ecological Processes*, vol. 2, n° 1, doi :10.1186/2192-1709-2-32. URL <https://doi.org/10.1186/2192-1709-2-32>.
- Tribouillois, H., J. Constantin et E. Justes. 2018a, «Analysis and modeling of cover crop emergence : Accuracy of a static model and the dynamic stics soil-crop model», *European Journal of Agronomy*, vol. 93, doi :10.1016/j.eja.2017.12.004, p. 73–81. URL <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.12.004>.
- Tribouillois, H., J. Constantin et E. Justes. 2018b, «Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers», *Global Change Biology*, vol. 24, n° 6, doi :10.1111/gcb.14091, p. 2513–2529. URL <https://doi.org/10.1111/gcb.14091>.
- Tribouillois, H., F. Fort, P. Cruz, R. Charles, O. Flores, E. Garnier et E. Justes. 2015, «A functional characterisation of a wide range of cover crop species : growth and nitrogen acquisition rates, leaf traits and ecological strategies», *PLoS One*, vol. 10, n° 3, doi :10.1371/journal.pone.0122156, p. e0122156. URL <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122156>.
- Turkelboom, F., M. Leone, S. Jacobs, E. Kelemen, M. Garcia-Llorente, F. Baro, M. Termansen, D. N. Barton, P. Berry, E. Stange, M. Thoonen, A. Kaloczka, A. Vadineanu,

- A. J. Castro, B. Czucz, C. Rockmann, D. Wurbs, D. Odee, E. Preda, E. Gomez-Baggethun, G. M. Rusch, G. M. Pastur, I. Palomo, J. Dick, J. Casaer, J. van Dijk, J. A. Priess, J. Langemeyer, J. Mustajoki, L. Kopperoinen, M. J. Baptist, P. L. Peri, R. Mukhopadhyay, R. Aszalos, S. B. Roy, S. Luque et V. Rusch. 2018, «When we cannot have it all : Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning», *Ecosystem Services*, vol. 29, doi :10.1016/j.ecoser.2017.10.011, p. 566–578. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.011>.
- Turkelboom, F., M. Thoonen, S. Jacobs, M. Garcia-Llorente, B. Martin-Lopez et P. M. Berry. 2016, *Ecosystem services trade-offs and synergies (draft)*. URL www.openness-project.eu/library/reference-book.
- Turner, K. G., M. V. Odgaard, P. K. Bøcher, T. Dalgaard et J.-C. Svenning. 2014, «Bundling ecosystem services in denmark : Trade-offs and synergies in a cultural landscape», *Landscape and Urban Planning*, vol. 125, doi :10.1016/j.landurbplan.2014.02.007, p. 89–104. URL <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>.
- UK NEA. 2011, «The uk national ecosystem assessment : Synthesis of the key findings», Report, UNEP-WCMC, Cambridge.
- Vallet, A., B. Locatelli, H. Levrel, S. Wunder, R. Seppelt, R. J. Scholes et J. Oszwald. 2018, «Relationships between ecosystem services : Comparing methods for assessing tradeoffs and synergies», *Ecological Economics*, vol. 150, doi :10.1016/j.ecolecon.2018.04.002, p. 96–106. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.002>.
- Van Oost, K., O. Cerdan et T. A. Quine. 2009, «Accelerated sediment fluxes by water and tillage erosion on european agricultural land», *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 34, n° 12, doi :10.1002/esp.1852, p. 1625–1634. URL <https://doi.org/10.1002/esp.1852>.
- Verhagen, W., A. J. A. Van Teeffelen, A. Baggio Compagnucci, L. Poggio, A. Gimona et P. H. Verburg. 2016, «Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity : a review of evidence and a case study in scotland», *Landscape Ecology*, vol. 31, n° 7, doi :10.1007/s10980-016-0345-2, p. 1457–1479. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0345-2>.
- Verley, F. 2020, «Lessons from twenty years of local volumetric groundwater management : The case of the beauce aquifer, central france», vol. 24, doi :10.1007/978-3-030-32766-8_5, p. 93–108. URL https://doi.org/10.1007/978-3-030-32766-8_5.
- Vidal, J.-P., E. Martin, L. Franchistéguy, M. Baillon et J.-M. Soubeyroux. 2010, «A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over france with the safran system», *International Journal of Climatology*, vol. 30, n° 11, doi :10.1002/joc.2003, p. 1627–1644. URL <https://doi.org/10.1002/joc.2003>.
- Vigerstol, K. L. et J. E. Aukema. 2011, «A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services», *Journal of Environmental Management*, vol. 92, n° 10, doi :10.1016/j.jenvman.2011.06.040, p. 2403–2409. URL <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>.
- Vihervaara, P., M. Rönkä et M. Walls. 2010, «Trends in ecosystem service research : Early steps and current drivers», *AMBIO*, vol. 39, n° 4, doi :10.1007/s13280-010-0048-x, p. 314–324. URL <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0048-x>.
- Villamagna, A. M., P. L. Angermeier et E. M. Bennett. 2013, «Capacity, pressure, demand, and flow : A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and

- delivery», *Ecological Complexity*, vol. 15, doi :10.1016/j.ecocom.2013.07.004, p. 114–121. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>.
- Vogel, H.-J., S. Bartke, K. Daedlow, K. Helming, I. Kögel-Knabner, B. Lang, E. Rabot, D. Russell, B. Stöbel, U. Weller, M. Wiesmeier et U. Wollschläger. 2018, «A systemic approach for modeling soil functions», *Soil*, vol. 4, n° 1, doi :10.5194/soil-4-83-2018, p. 83–92. URL <https://doi.org/10.5194/soil-4-83-2018>.
- Vogel, H.-J., E. Eberhardt, U. Franko, B. Lang, M. Ließ, U. Weller, M. Wiesmeier et U. Wollschläger. 2019, «Quantitative evaluation of soil functions : Potential and state», *Frontiers in Environmental Science*, vol. 7, doi :10.3389/fenvs.2019.00164. URL <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164>.
- Vogt, W. 1948, *Road to Survival*, Antioch Review, Inc. URL <https://doi.org/10.2307/4609306>.
- Wall, D. H., G. Adams et A. N. Parsons. 2001, «Soil biodiversity», vol. 152, doi :10.1007/978-1-4613-0157-8_4, p. 47–82. URL https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0157-8_4.
- Wall, D. H., R. D. Bardgett et E. Kelly. 2010, «Biodiversity in the dark», *Nature Geoscience*, vol. 3, n° 5, doi :10.1038/ngeo860, p. 297–298. URL <https://doi.org/10.1038/ngeo860>.
- Wallace, K. J. 2007, «Classification of ecosystem services : Problems and solutions», *Biological Conservation*, vol. 139, n° 3-4, doi :10.1016/j.biocon.2007.07.015, p. 235–246. URL <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>.
- Walter, C., A. Bispo, C. Chenu, A. Langlais et C. Schwartz. 2015, «Les services écosystémiques des sols : du concept à sa valorisation», *Cahiers Demeter*, p. 53–68.
- Weigelt, J., A. Müller, H. Janetschek et K. Töpfer. 2015, «Land and soil governance towards a transformational post-2015 development agenda : an overview», *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 15, doi :10.1016/j.cosust.2015.08.005, p. 57–65. URL <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.08.005>.
- Westman, W. E. 1977, «How much are nature's services worth?», *Science*, vol. 197, n° 4307, doi :10.1126/science.197.4307.960, p. 960–964. URL <https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960>.
- van Wijnen, H. J., M. Rutgers, A. J. Schouten, C. Mulder, D. de Zwart et A. M. Breure. 2012, «How to calculate the spatial distribution of ecosystem services–natural attenuation as example from the netherlands», *Science of The Total Environment*, vol. 415, doi :10.1016/j.scitotenv.2011.05.058, p. 49–55. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.058>.
- Williams, A. et K. Hedlund. 2013, «Indicators of soil ecosystem services in conventional and organic arable fields along a gradient of landscape heterogeneity in southern sweden», *Applied Soil Ecology*, vol. 65, doi :10.1016/j.apsoil.2012.12.019, p. 1–7. URL <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.12.019>.
- Williams, A. et K. Hedlund. 2014, «Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient», *Applied Soil Ecology*, vol. 77, doi :10.1016/j.apsoil.2014.01.001, p. 1–8. URL <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.001>.

- Willoquet, L., J. N. Aubertot, S. Lebard, C. Robert, C. Lannou et S. Savary. 2008, «Simulating multiple pest damage in varying winter wheat production situations», *Field Crops Research*, vol. 107, n° 1, doi :10.1016/j.fcr.2007.12.013, p. 12–28. URL <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2007.12.013>.
- Wilson, M. A. et S. R. Carpenter. 1999, «Economic valuation of freshwater ecosystem services in the united states : 1971-1997», *Ecological Applications*, vol. 9, n° 3, doi : 10.2307/2641328, p. 772–783. URL www.jstor.org/stable/2641328.
- Wolters, V. 2001, «Biodiversity of soil animals and its function», *European Journal of Soil Biology*, vol. 37, n° 4, doi :10.1016/S1164-5563(01)01088-3, p. 221–227. URL [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01088-3](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01088-3).
- Wu, B., J. Wang, S. Qi, S. Wang et Y. Li. 2019, «Review of methods to quantify trade-offs among ecosystem services and future model developments», *Journal of Resources and Ecology*, vol. 10, n° 2, doi :10.5814/j.issn.1674-764x.2019.02.013, p. 225. URL <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2019.02.013>.
- Wu, J., Y. Zhao, C. Yu, L. Luo et Y. Pan. 2017, «Land management influences trade-offs and the total supply of ecosystem services in alpine grassland in tibet, china», *Journal of Environmental Management*, vol. 193, doi :10.1016/j.jenvman.2017.02.008, p. 70–78. URL <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.008>.
- Wu, S. et S. Li. 2019, «Ecosystem service relationships : Formation and recommended approaches from a systematic review», *Ecological Indicators*, vol. 99, doi :doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.068, p. 1–11. URL <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.068>.
- Xu, S. et Y. Liu. 2019, «Associations among ecosystem services from local perspectives», *Science of The Total Environment*, vol. 690, doi :10.1016/j.scitotenv.2019.07.079, p. 790–798. URL <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.079>.
- Xue, H., S. Li et J. Chang. 2015, «Combining ecosystem service relationships and dp-sir framework to manage multiple ecosystem services», *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 187, n° 3, doi :10.1007/s10661-015-4303-2, p. 117. URL <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4303-2>.
- Yin, X., K.-C. Kersebaum, N. Beaudoin, J. Constantin, F. Chen, G. Louarn, K. Manevski, M. Hoffmann, C. Kollas, C. M. Armas-Herrera, S. Baby, M. Bindi, C. Dibari, F. Ferchaud, R. Ferrise, I. G. de Cortazar-Atauri, M. Launay, B. Mary, M. Moriondo, I. Öztürk, F. Ruget, B. Sharif, D. Wachter-Ripoche et J. E. Olesen. 2020, «Uncertainties in simulating n uptake, net n mineralization, soil mineral n and n leaching in european crop rotations using process-based models», *Field Crops Research*, vol. 255, doi :10.1016/j.fcr.2020.107863, p. 107 863. URL <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107863>.
- Yu, Y., W. Loiskandl, H.-P. Kaul, M. Himmelbauer, W. Wei, L. Chen et G. Bodner. 2016, «Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems», *Journal of Hydrology*, vol. 538, doi :https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.060, p. 667–676. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416302530>.
- Zhang, L. et Z. Ouyang. 2019, «Exploring the relationships between key ecological indicators to improve natural conservation planning at different scales», *Forests*, vol. 10, n° 1, doi :10.3390/f10010032, p. 32. URL <https://doi.org/10.3390/f10010032>.

- Zheng, H., L. Wang et T. Wu. 2019, «Coordinating ecosystem service trade-offs to achieve win-win outcomes : A review of the approaches», *Journal of Environmental Sciences*, vol. 82, doi :10.1016/j.jes.2019.02.030, p. 103–112. URL <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.02.030>.
- Zheng, Z., B. Fu, H. Hu et G. Sun. 2014, «A method to identify the variable ecosystem services relationship across time : a case study on yanhe basin, china», *Landscape Ecology*, vol. 29, n° 10, doi :10.1007/s10980-014-0088-x, p. 1689–1696. URL <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0088-x>.

Annexes

Annexe 1

Groupes de mots-clés sélectionnés via l'analyse de co-occurrence dans VOSviewer et utilisés dans EndNote pour trier automatiquement les 6956 articles indexés dans le Web of Science.

Group 0					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Title	Contains	Ecosystem service Ecological service	OR -	1 213
(2)	Abstract	Contains	Ecosystem service Ecological service	OR -	3 503
(3)	Keyowrds	Contains	Ecosystem service Ecological service	OR -	1 815
(1) OR (2) OR (3)					4 051

Group 1					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Title	Contains	Trade Synerg Interaction	OR OR -	432
(2)	Abstract	Contains	Trade Synerg Interaction	OR OR -	2 247
(3)	Keyowrds	Contains	Trade Synerg Interaction	OR OR -	491
(1) OR (2) OR (3)					2 440

Group 2					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Keyowrds	Contains	Payments for ES Payment for env. Service Economic valuation Economic value	OR OR OR -	64
(2)	Keyowrds	Contains	Social capital Social learning Social network analysis Social networks Participation Facilitation	OR OR OR OR OR -	36
(3)	Keyowrds	Contains	Estuary Mangrove Marine	OR OR -	60
(4)	Keyowrds	Contains	Temperature Global warming Climate change mitigation	OR OR -	25
(1) OR (2) OR (3) OR (4)					180

Group 3					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Title	Contains	Trade Synerg Interaction	OR OR -	401
(2)	Keyowrds	Contains	Trade Synerg Interaction	OR OR -	460
(1) OR (2)					725

Group 4					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Keyowrds	Contains	Indicator Water quality Carbon Climate Soil	OR OR OR OR -	420

Group 5					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Keyowrds	Contains	Mapping Spatial Spatiotemporal Gis	OR OR OR -	180

Group 6					
Groups	Modality	Condition	Keywords interest	Boolean	Paper count
(1)	Keyowrds	Contains	Modelling	OR	258
			Land use	OR	
			Scenario	OR	
			Hotspot	-	

Annexe 2

Liste des 103 papiers examinés dans la revue de littérature.

1. Ahmed, M.A.A., Abd-Elrahman, A., Escobedo, F.J., Cropper, W.P., Jr., Martin, T.A., Timilsina, N., 2017. Spatially-explicit modeling of multi-scale drivers of aboveground forest biomass and water yield in watersheds of the Southeastern United States. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 199, 158–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.013>
2. Alamgir, M., Turton, S.M., Macgregor, C.J., Pert, P.L., 2016. Ecosystem services capacity across heterogeneous forest types : understanding the interactions and suggesting pathways for sustaining multiple ecosystem services. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 566, 584–595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.107>
3. Albizua, A., Williams, A., Hedlund, K., Pascual, U., 2015. Crop rotations including ley and manure can promote ecosystem services in conventional farming systems. *APPLIED SOIL ECOLOGY* 95, 54–61. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.003>
4. Ament, J.M., Moore, C.A., Herbst, M., Cumming, G.S., 2017. Cultural Ecosystem Services in Protected Areas : Understanding Bundles, Trade-Offs, and Synergies. *CONSERVATION LETTERS* 10, 440–450. <https://doi.org/10.1111/conl.12283>
5. Anderson, B.J., Armsworth, P.R., Eigenbrod, F., Thomas, C.D., Gillings, S., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gaston, K.J., 2009. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 46, 888–896. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01666.x>
6. Austrheim, G., Speed, J.D.M., Evju, M., Hester, A., Holand, O., Loe, L.E., Martinsen, V., Mobaek, R., Mulder, J., Steen, H., Thompson, D.B.A., Myrsterud, A., 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep - An experimental approach. *BASIC AND APPLIED ECOLOGY* 17, 596–608. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.06.003>
7. Balbi, S., del Prado, A., Gallejones, P., Geevan, C.P., Pardo, G., Perez-Minana, E., Manrique, R., Hernandez-Santiago, C., Villa, F., 2015. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems. *ENVIRONMENTAL MODELLING & SOFTWARE* 72, 314–326. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.017>
8. Briner, S., Huber, R., Bebi, P., Elkin, C., Schmatz, D.R., Gret-Regamey, A., 2013. Trade-Offs between Ecosystem Services in a Mountain Region. *ECOLOGY AND SOCIETY* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05576-180335>
9. Butler, J.R.A., Wong, G.Y., Metcalfe, D.J., Honzak, M., Pert, P.L., Rao, N., van Grieken, M.E., Lawson, T., Bruce, C., Kroon, F.J., Brodie, J.E., 2013. An analysis of trade-offs between multiple ecosystem services and stakeholders linked to land use and water quality management in the Great Barrier Reef, Australia. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 180, 176–191. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.017>
10. Cademus, R., Escobedo, F.J., McLaughlin, D., Abd-Elrahman, A., 2014. Analyzing Trade-Offs, Synergies, and Drivers among Timber Production, Carbon Sequestration, and Water Yield in *Pinus elliotii* Forests in Southeastern USA. *FORESTS* 5, 1409–1431. <https://doi.org/10.3390/f5061409>

11. Caputo, J., Beier, C.M., Groffman, P.M., Burns, D.A., Beall, F.D., Hazlett, P.W., Yorks, T.E., 2016. Effects of Harvesting Forest Biomass on Water and Climate Regulation Services : A Synthesis of Long-Term Ecosystem Experiments in Eastern North America. *ECOSYSTEMS* 19, 271–283. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9928-z>
12. Castro, A.J., Verburg, P.H., Martin-Lopez, B., Garcia-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C.C., Lopez, E., 2014. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand : A landscape-scale spatial analysis. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING* 132, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
13. Cerda, R., Allinne, C., Gary, C., Tixier, P., Harvey, C.A., Krolczyk, L., Mathiot, C., Clement, E., Aubertot, J.-N., Avelino, J., 2017. Effects of shade, altitude and management on multiple ecosystem services in coffee agroecosystems. *EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY* 82, 308–319. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.019>
14. Chisholm, R.A., 2010. Trade-offs between ecosystem services : Water and carbon in a biodiversity hotspot. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 69, 1973–1987. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.013>
15. Dai, E., Wang, X., Zhu, J., Xi, W., 2017. Quantifying ecosystem service trade-offs for plantation forest management to benefit provisioning and regulating services. *ECOLOGY AND EVOLUTION* 7, 7807–7821. <https://doi.org/10.1002/ece3.3286>
16. Dennis, M., James, P., 2017. Ecosystem services of collectively managed urban gardens : Exploring factors affecting synergies and trade-offs at the site level. *ECOSYSTEM SERVICES* 26, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.009>
17. Dobbs, C., Nitschke, C.R., Kendal, D., 2014. Global Drivers and Tradeoffs of Three Urban Vegetation Ecosystem Services. *PLOS ONE* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113000>
18. Doherty, J.M., Miller, J.F., Prellwitz, S.G., Thompson, A.M., Loheide, S.P., II, Zedler, J.B., 2014. Hydrologic Regimes Revealed Bundles and Tradeoffs Among Six Wetland Services. *ECOSYSTEMS* 17, 1026–1039. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9775-3>
19. Felipe-Lucia, M.R., Comin, F.A., Bennett, E.M., 2014. Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. *ECOLOGY AND SOCIETY* 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06249-190120>
20. Feng, Q., Zhao, W., Fu, B., Ding, J., Wang, S., 2017. Ecosystemservice trade-offs and their influencing factors : A case study in the Loess Plateau of China. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 607, 1250–1263. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.079>
21. Fernandez-Campo, M., Rodriguez-Morales, B., Dramstad, W.E., Fjellstad, W., Diaz-Varela, E.R., 2017. Ecosystem services mapping for detection of bundles, synergies and trade-offs : Examples from two Norwegian municipalities. *ECOSYSTEM SERVICES* 28, 283–297. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.08.005>
22. Frueh-Mueller, A., Hotes, S., Breuer, L., Wolters, V., Koellner, T., 2016. Regional Patterns of Ecosystem Services in Cultural Landscapes. *LAND* 5. <https://doi.org/10.3390/land5020017>
23. Gao, J., Li, F., Gao, H., Zhou, C., Zhang, X., 2017. The impact of land-use change on water-related ecosystem services : a study of the Guishui River Basin, Beijing, China. *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION* 163, S148–S155. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.01.049>

24. Garcia-Nieto, A.P., Garcia-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Martin-Lopez, B., 2013. Mapping forest ecosystem services : From providing units to beneficiaries. *ECOSYSTEM SERVICES* 4, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
25. Gissi, E., Gaglio, M., Reho, M., 2016. Sustainable energy potential from biomass through ecosystem services trade-off analysis : The case of the Province of Rovigo (Northern Italy). *ECOSYSTEM SERVICES* 18, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.01.004>
26. Gonzalez-Esquivel, C.E., Gavito, M.E., Astier, M., Cadena-Salgado, M., del-Val, E., Villamil-Echeverri, L., Merlin-Urbe, Y., Balvanera, P., 2015. Ecosystem service trade-offs, perceived drivers, and sustainability in contrasting agroecosystems in central Mexico. *ECOLOGY AND SOCIETY* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-06875-200138>
27. Gonzalez-Redin, J., Luque, S., Poggio, L., Smith, R., Gimona, A., 2016. Spatial Bayesian belief networks as a planning decision tool for mapping ecosystem services trade-offs on forested landscapes. *ENVIRONMENTAL RESEARCH* 144, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.11.009>
28. Grimaldi, M., Oszwald, J., Doledéc, S., del Pilar Hurtado, M., Miranda, I. de S., de Sartre, X.A., de Assis, W.S., Castaneda, E., Desjardins, T., Dubs, F., Guevara, E., Gond, V., Santana Lima, T.T., Marichal, R., Michelotti, F., Mitja, D., Noronha, N.C., Delgado Oliveira, M.N., Ramirez, B., Rodriguez, G., Sarrazin, M., da Silva, M.L., Jr., Silva Costa, L.G., de Souza, S.L., Veiga, I., Velasquez, E., Lavelle, P., 2014. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts : searching for landscape drivers. *LANDSCAPE ECOLOGY* 29, 311–328. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9981-y>
29. Haase, D., Schwarz, N., Strohbach, M., Kroll, F., Seppelt, R., 2012. Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions : an Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region, Germany. *ECOLOGY AND SOCIETY* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-04853-170322>
30. Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales : Mapping marginal changes and trade-offs. *ECOLOGICAL INDICATORS* 21, 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.004>
31. Han, H., Dong, Y., 2017. Assessing and mapping of multiple ecosystem services in Guizhou Province, China. *TROPICAL ECOLOGY* 58, 331–346.
32. Han, Z., Song, W., Deng, X., Xu, X., 2017. Trade-Offs and Synergies in Ecosystem Service within the Three-Rivers Headwater Region, China. *WATER* 9. <https://doi.org/10.3390/w9080588>
33. Hao, R., Yu, D., Wu, J., 2017. Relationship between paired ecosystem services in the grassland and agro-pastoral transitional zone of China using the constraint line method. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 240, 171–181. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.015>
34. Holt, A.R., Mears, M., Maltby, L., Warren, P., 2015. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. *ECOSYSTEM SERVICES* 16, 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.007>
35. Hou, Y., Lu, Y., Chen, W., Fu, B., 2017. Temporal variation and spatial scale dependency of ecosystem service interactions : a case study on the central Loess Plateau of China. *LANDSCAPE ECOLOGY* 32, 1201–1217. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0497-8>

36. Hu, H., Fu, B., Lu, Y., Zheng, Z., 2015. SAORES : a spatially explicit assessment and optimization tool for regional ecosystem services. *LANDSCAPE ECOLOGY* 30, 547–560. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0126-8>
37. Jackson, B., Pagella, T., Sinclair, F., Orellana, B., Henshaw, A., Reynolds, B., McIntyre, N., Wheeler, H., Eycott, A., 2013. Polyscape : A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING* 112, 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.12.014>
38. Jessop, J., Spyreas, G., Pociask, G.E., Benson, T.J., Ward, M.P., Kent, A.D., Matthews, J.W., 2015. Tradeoffs among ecosystem services in restored wetlands. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 191, 341–348. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.006>
39. Jiang, C., Li, D., Wang, D., Zhang, L., 2016a. Quantification and assessment of changes in ecosystem service in the Three-River Headwaters Region, China as a result of climate variability and land cover change. *ECOLOGICAL INDICATORS* 66, 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.051>
40. Jiang, C., Wang, F., Zhang, H., Dong, X., 2016b. Quantifying changes in multiple ecosystem services during 2000–2012 on the Loess Plateau, China, as a result of climate variability and ecological restoration. *ECOLOGICAL ENGINEERING* 97, 258–271. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.030>
41. Jia, X., Fu, B., Feng, X., Hou, G., Liu, Y., Wang, X., 2014. The tradeoff and synergy between ecosystem services in the Grain-for-Green areas in Northern Shaanxi, China. *ECOLOGICAL INDICATORS* 43, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.028>
42. Jopke, C., Kreyling, J., Maes, J., Koellner, T., 2015. Interactions among ecosystem services across Europe : Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *ECOLOGICAL INDICATORS* 49, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>
43. Kim, J.H., Jobbygy, E.G., Jackson, R.B., 2016. Trade-offs in water and carbon ecosystem services with land-use changes in grasslands. *ECOLOGICAL APPLICATIONS* 26, 1633–1644. <https://doi.org/10.1890/15-0863.1>
44. Kirchner, M., Schmidt, J., Kindermann, G., Kulmer, V., Mitter, H., Prettenthaler, F., Ruedisser, J., Schauppenlehner, T., Schoenhart, M., Strauss, F., Tappeiner, U., Tasser, E., Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes - The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 109, 161–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>
45. Kozak, J.P., Bennett, M.G., Hayden-Lesmeister, A., Fritz, K.A., Nickolotsky, A., 2015. Using Flow-Ecology Relationships to Evaluate Ecosystem Service Trade-Offs and Complementarities in the Nation's Largest River Swamp. *ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 55, 1327–1342. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0474-4>
46. Kragt, M.E., Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *ECOLOGICAL ECONOMICS* 102, 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>
47. Lafond, V., Cordonnier, T., Mao, Z., Courbaud, B., 2017. Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests : evidences using Pareto fronts. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH* 136, 997–1012. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1022-3>

48. Landuyt, D., Broekx, S., Goethals, P.L.M., 2016. Bayesian belief networks to analyse trade-offs among ecosystem services at the regional scale. *ECOLOGICAL INDICATORS* 71, 327–335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.015>
49. Laterra, P., Orue, M.E., Booman, G.C., 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT* 154, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.013>
50. Lauf, S., Haase, D., Kleinschmit, B., 2014. Linkages between ecosystem services provisioning, urban growth and shrinkage - A modeling approach assessing ecosystem service trade-offs. *ECOLOGICAL INDICATORS* 42, 73–94. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.028>
51. Le Clec'h, S., Oszwald, J., Decaens, T., Desjardins, T., Dufour, S., Grimaldi, M., Jegou, N., Lavelle, P., 2016. Mapping multiple ecosystem services indicators : Toward an objective-oriented approach. *ECOLOGICAL INDICATORS* 69, 508–521. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.021>
52. Li, B., Chen, D., Wu, S., Zhou, S., Wang, T., Chen, H., 2016. Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services : Case study of Nanjing City, China. *ECOLOGICAL INDICATORS* 71, 416–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.017>
53. Li, Q., Zhang, X., Liu, Q., Liu, Y., Ding, Y., Zhang, Q., 2017. Impact of Land Use Intensity on Ecosystem Services : An Example from the Agro-Pastoral Ecotone of Central Inner Mongolia. *SUSTAINABILITY* 9. <https://doi.org/10.3390/su9061030>
54. Li, R., Lin, H., Niu, H., Chen, Y., Zhao, S., Fan, L., 2017. Effects of irrigation on the ecological services in an intensive agricultural region in China : A trade-off perspective. *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION* 156, 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.031>
55. Liu, J., Li, J., Qin, K., Zhou, Z., Yang, X., Li, T., 2017. Changes in land-uses and ecosystem services under multi-scenarios simulation. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 586, 522–526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.005>
56. Li, Y., Zhang, L., Qiu, J., Yan, J., Wan, L., Wang, P., Hu, N., Cheng, W., Fu, B., 2017. Spatially explicit quantification of the interactions among ecosystem services. *LANDSCAPE ECOLOGY* 32, 1181–1199. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0527-6>
57. Locatelli, B., Imbach, P., Wunder, S., 2014. Synergies and trade-offs between ecosystem services in Costa Rica. *ENVIRONMENTAL CONSERVATION* 41, 27–36. <https://doi.org/10.1017/S0376892913000234>
58. Lu, N., Fu, B., Jin, T., Chang, R., 2014. Trade-off analyses of multiple ecosystem services by plantations along a precipitation gradient across Loess Plateau landscapes. *LANDSCAPE ECOLOGY* 29, 1697–1708. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0101-4>
59. Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 155, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>
60. Manhaes, A.P., Mazzochini, G.G., Oliveira-Filho, A.T., Ganade, G., Carvalho, A.R., 2016. Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. *DIVERSITY AND DISTRIBUTIONS* 22, 932–943. <https://doi.org/10.1111/ddi.12459>
61. Maskell, L.C., Crowe, A., Dunbar, M.J., Emmett, B., Henrys, P., Keith, A.M., Norton, L.R., Scholefield, P., Clark, D.B., Simpson, I.C., Smart, S.M., 2013. Exploring

- the ecological constraints to multiple ecosystem service delivery and biodiversity. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 50, 561–571. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12085>
62. Mason, N.W.H., Ausseil, A.-G.E., Dymond, J.R., Overton, J.M., Price, R., Carswell, F.E., 2012. Will use of non-biodiversity objectives to select areas for ecological restoration always compromise biodiversity gains? *BIOLOGICAL CONSERVATION* 155, 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.019>
 63. Mitchell, M.G.E., Bennett, E.M., Gonzalez, A., 2014. Forest fragments modulate the provision of multiple ecosystem services. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 51, 909–918. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12241>
 64. Mora, F., Balvanera, P., Garcia-Frapolli, E., Castillo, A., Trilleras, J.M., Cohen-Salgado, D., Salmeron, O., 2016. Trade-offs between ecosystem services and alternative pathways toward sustainability in a tropical dry forest region. *ECOLOGY AND SOCIETY* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08691-210445>
 65. Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA* 105, 9495–9500. <https://doi.org/10.1073/pnas.0707823105>
 66. Onatibia, G.R., Aguiar, M.R., Semmartin, M., 2015. Are there any trade-offs between forage provision and the ecosystem service of C and N storage in arid rangelands? *ECOLOGICAL ENGINEERING* 77, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.009>
 67. Palomo, I., Martin-Lopez, B., Alcorlo, P., Montes, C., 2014. Limitations of Protected Areas Zoning in Mediterranean Cultural Landscapes Under the Ecosystem Services Approach. *ECOSYSTEMS* 17, 1202–1215. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9788-y>
 68. Pang, X., Nordstroem, E.-M., Boettcher, H., Trubins, R., Moertberg, U., 2017. Trade-offs and synergies among ecosystem services under different forest management scenarios - The LEcA tool. *ECOSYSTEM SERVICES* 28, 67–79. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.006>
 69. Pan, Y., Wu, J., Xu, Z., 2014. Analysis of the tradeoffs between provisioning and regulating services from the perspective of varied share of net primary production in an alpine grassland ecosystem. *ECOLOGICAL COMPLEXITY* 17, 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.11.001>
 70. Pan, Y., Xu, Z., Wu, J., 2013. Spatial differences of the supply of multiple ecosystem services and the environmental and land use factors affecting them. *ECOSYSTEM SERVICES* 5, E4–E10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.002>
 71. Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *LAND USE POLICY* 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
 72. Qin, K., Li, J., Yang, X., 2015. Trade-Off and Synergy among Ecosystem Services in the Guanzhong-Tianshui Economic Region of China. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH* 12, 14094–14113. <https://doi.org/10.3390/ijerph121114094>
 73. Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA* 110, 12149–12154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>

74. Rabe, S.-E., Koellner, T., Marzelli, S., Schumacher, P., Gret-Regamey, A., 2016. National ecosystem services mapping at multiple scales - The German exemplar. *ECOLOGICAL INDICATORS* 70, 357–372. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.043>
75. Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., 2016. Scale and ecosystem services : how do observation, management, and analysis shift with scale-lessons from Quebec. *ECOLOGY AND SOCIETY* 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08605-210316>
76. Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA* 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
77. Renard, D., Rhemtulla, J.M., Bennett, E.M., 2015. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA* 112, 13411–13416. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502565112>
78. Ryschawy, J., Disenhaus, C., Bertrand, S., Allaire, G., Aznar, O., Plantureux, S., Josien, E., Guinot, C., Lasseur, J., Perrot, C., Tchakerian, E., Aubert, C., Tichit, M., 2017. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *ANIMAL* 11, 1861–1872. <https://doi.org/10.1017/S1751731117000829>
79. Sanon, S., Hein, T., Douven, W., Winkler, P., 2012. Quantifying ecosystem service trade-offs : The case of an urban floodplain in Vienna, Austria. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT* 111, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.008>
80. Schroder, S.A., Toth, S.F., Deal, R.L., Ettl, G.J., 2016. Multi-objective optimization to evaluate tradeoffs among forest ecosystem services following fire hazard reduction in the Deschutes National Forest, USA. *ECOSYSTEM SERVICES* 22, 328–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.006>
81. Sil, A., Rodrigues, A.P., Carvalho-Santos, C., Nunes, J.P., Honrado, J., Alonso, J., Marta-Pedroso, C., Azevedo, J.C., 2016. Trade-offs and Synergies Between Provisioning and Regulating Ecosystem Services in a Mountain Area in Portugal Affected by Landscape Change. *MOUNTAIN RESEARCH AND DEVELOPMENT* 36, 452–464. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00035.1>
82. Spano, M., Leronni, V., Laforteza, R., Gentile, F., 2017. Are ecosystem service hotspots located in protected areas? Results from a study in Southern Italy. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY* 73, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.008>
83. Sturck, J., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Spatio-temporal dynamics of regulating ecosystem services in Europe - The role of past and future land use change. *APPLIED GEOGRAPHY* 63, 121–135. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.009>
84. Su, C., Fu, B.-J., He, C.-S., Lu, Y.-H., 2012. Variation of ecosystem services and human activities : A case study in the Yanhe Watershed of China. *ACTA OECOLOGICA-INTERNATIONAL JOURNAL OF ECOLOGY* 44, 46–57. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.11.006>
85. Sun, X., Li, F., 2017. Spatiotemporal assessment and trade-offs of multiple ecosystem services based on land use changes in Zengcheng, China. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 609, 1569–1581. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.221>

86. Sutter, L., Albrecht, M., 2016. Synergistic interactions of ecosystem services : florivorous pest control boosts crop yield increase through insect pollination. PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B-BIOLOGICAL SCIENCES 283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.2529>
87. Swallow, B.M., Sang, J.K., Nyabenge, M., Bundotich, D.K., Duraiappah, A.K., Yatic, T.B., 2009. Tradeoffs, synergies and traps among ecosystem services in the Lake Victoria basin of East Africa. ENVIRONMENTAL SCIENCE & POLICY 12, 504–519. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2008.11.003>
88. Syswerda, S.P., Robertson, G.P., 2014. Ecosystem services along a management gradient in Michigan (USA) cropping systems. AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT 189, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.006>
89. Tian, Y., Wang, S., Bai, X., Luo, G., Xu, Y., 2016. Trade-offs among ecosystem services in a typical Karst watershed, SW China. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 566, 1297–1308. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.190>
90. Tomscha, S.A., Gergel, S.E., 2016. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. ECOLOGY AND SOCIETY 21. <https://doi.org/10.5751/ES-08345-210143>
91. Trodahl, M.I., Jackson, B.M., Deslippe, J.R., Metherell, A.K., 2017. Investigating trade-offs between water quality and agricultural productivity using the Land Utilisation and Capability Indicator (LUCI)-A New Zealand application. ECOSYSTEM SERVICES 26, 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.013>
92. Turner, K.G., Odgaard, M.V., Bocher, P.K., Dalgaard, T., Svenning, J.-C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark : Trade-offs and synergies in a cultural landscape. LANDSCAPE AND URBAN PLANNING 125, 89–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>
93. Van der Biest, K., D'Hondt, R., Jacobs, S., Landuyt, D., Staes, J., Goethals, P., Meire, P., 2014. EBI : An index for delivery of ecosystem service bundles. ECOLOGICAL INDICATORS 37, 252–265. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>
94. Vigl, L.E., Schirpke, U., Tasser, E., Tappeiner, U., 2016. Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. LANDSCAPE ECOLOGY 31, 1903–1918. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0389-3>
95. Wang, Z., Mao, D., Li, L., Jia, M., Dong, Z., Miao, Z., Ren, C., Song, C., 2015. Quantifying changes in multiple ecosystem services during 1992-2012 in the Sanjiang Plain of China. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 514, 119–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.007>
96. Willemsen, L., Hein, L., van Mensvoort, M.E.F., Verburg, P.H., 2010. Space for people, plants, and livestock ? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. ECOLOGICAL INDICATORS 10, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.015>
97. Wu, J., Zhao, Y., Yu, C., Luo, L., Pan, Y., 2017. Land management influences trade-offs and the total supply of ecosystem services in alpine grassland in Tibet, China. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT 193, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.008>
98. Xue, H., Li, S., Chang, J., 2015. Combining ecosystem service relationships and DP-SIR framework to manage multiple ecosystem services. ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT 187. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4303-2>

99. Xu, M., Dong, X., Yang, X., Wang, R., Zhang, K., Zhao, Y., Davidson, T.A., Jeppesen, E., 2017. Using palaeolimnological data and historical records to assess long-term dynamics of ecosystem services in typical Yangtze shallow lakes (China). *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* 584, 791–802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.118>
100. Yang, G., Ge, Y., Xue, H., Yang, W., Shi, Y., Peng, C., Du, Y., Fan, X., Ren, Y., Chang, J., 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban-rural complexes. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING* 136, 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.006>
101. Yao, J., He, X., Chen, W., Ye, Y., Guo, R., Yu, L., 2016. A local-scale spatial analysis of ecosystem services and ecosystem service bundles in the upper Hun River catchment, China. *ECOSYSTEM SERVICES* 22, 104–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.022>
102. Zheng, Z., Fu, B., Hu, H., Sun, G., 2014. A method to identify the variable ecosystem services relationship across time : a case study on Yanhe Basin, China. *LANDSCAPE ECOLOGY* 29, 1689–1696. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0088-x>
103. Zhou, Z.X., Li, J., Guo, Z.Z., Li, T., 2017. Trade-offs between carbon, water, soil and food in Guanzhong-Tianshui economic region from remotely sensed data. *INTERNATIONAL JOURNAL OF APPLIED EARTH OBSERVATION AND GEO-INFORMATION* 58, 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.01.003>

Annexe 3

Liste des services écosystémiques identifiés dans les 103 papiers reviewés.

ES groups	Services name as mentioned in the papers
Air quality regulation	Air pollution reduction, Air pollution removal, Air quality, Air quality regulation
Biodiversity conservation	Biodiversity, Biodiversity conservation, Biodiversity index, Biodiversity potential
Climate regulation	Aboveground carbon sequestration, Aboveground carbon storage, Bioclimate, C stock in plant biomass, C stock in soil, C storage in biomass, Carbon, Carbon sequestration, Carbon sequestration and oxygen production, Carbon stock, Carbon storage, Carbon storage – grassland soils, Carbon storage – snowbed soils, Climate regulating, Climate regulation, Cyclone protection, Ecosystem carbon stock, Forest carbon storage, Gas regulation, Ghg emissions from agriculture, Global climate regulation, Global warming impact, Greenhouse gas regulation, Greenhouse gases, Heat island mitigation, Local climate regulation, Microclimate regulation, Soil carbon, Soil carbon stock, Soil carbon storage, Soil organic carbon, Soil organic carbon storage, Vegetation carbon stock
Cultural	Aesthetic value, Aesthetic values, Cultural heritage, Cultural heritage values, Cultural opportunities, Degree of naturalness, Education, Educational values, Heritage landscapes, Higher education, Inspiration, Land, Landscape esthetic, Learning and well-being, Natural history, Residential, Scenic beauty, Sense of place, Spiritual services
Energy	Bioenergy feedstock production, Biomass-based energy sources, Energy, Energy provision
Erosion regulation	Control of erosion, Erosion, Erosion control, Erosion prevention, Erosion regulation, Erosion resistance, Regulation of soil erosion, Sediment export, Sediment retention, Sediment yield, Soil conservation, Soil erosion by wind, Soil erosion control, Soil erosion protection, Soil export, Soil retention, Soil stability, Water erosion prevention, Wind erosion prevention

ES groups	Services name as mentioned in the papers
Agricultural production	Aboveground biomass, Agricultural goods, Agricultural production, Agricultural productivity, Agriculture, Agriculture value, Angling, Animal kilocalories production, Animal production, Aquatic products, Arable production, Avocado crop yield, Beekeeping, Blue catfish, Blue crab landings, Cattle, Crawfish/license, Crop capacity, Crop production, Crop yield, Crop yield income, Crop-based production, Crops, Crops production, Cultivated crops, Dairy production, Egg production, Fiber provisioning, Fish, Fish capacity, Fishery, Fishing, Fodder, Food, Food and fibre production, Food from agriculture, Food production, Food productivity, Food provision, Food supply, Food yield, Forage biomass, Forage production, Forage supply, Fruit production, Fuel-wood production, Grain production, Grain provisioning, Graminoid abundance, Grassland production, Intensive livestock, Livestock, Livestock meat production, Livestock production, Maize crop yield, Maple syrup, Meat provision, Meat provisioning, Monogastric meat production, Mushroom harvesting, Mushrooms, Nutrition, Orchard production, Pasture production, Pork, Poultry, Protein content, Provision of biomass, Provisioning of agroforestry products, Reindeer winter fodder, Ruminant meat production, Tea provision, Total biomass production on agricultural land, Total buffalo biomass, Vegetable production, Wildlife products, Winter wheat yield, Yield
Habitat	Aquatic habitats, Habitat diversity, Habitat networks for focal species, Habitat openness from birch, Habitat openness from willows, Habitat potential, Habitat provision, Habitat quality, Habitat services, Habitat suitability, Maintaining habitat, Plant habitat, Strix occidentalis caurina habitat, Terrestrial habitats, Waterbird habitat suitability
Materials	Commercial fisheries, Commerical buffalo landings, Commerical catfish landings, Commerical gizzard shad landings, Genetic resources, Global floristic diversity, Herbaceous biomass, Large herb abundance, Materials, Plant cover, Plant diversisty, Plant material, Plant productivity, Plant species richnes, Raw materials, Species richness, Understory plant diversity
Natural hazard regulation	Fire hazard minimization, Flood control, Flood regulation, Flood risk mitigation, Flooding attenuation, Flow attenuation, Global protection against natural hazards
Nutrient regulation	Decomposition, Denitrification potential, Maintenance of soil fertility, Microbial biomass, N leaching, N storage in biomass, N ₂ O emission, Nitrate leaching, Nitrogen cycling, Nitrogen export, Nitrogen leaching, Nitrogen mineralisation, Nutrient cycling, Nutrient regulation, Organic matter in soil, P export, Phosphorous, Phosphorus export, Phosphorus retention in soil, Potassium (k), Soil chemical quality index, Soil fertility, Soil formation, Soil invertebrate diversity, Soil k protection, Soil moisture, Soil n protection, Soil nitrogen, Soil organic matter, Soil organic matter content, Soil organic matter decomposition, Soil p protection, Soil phosphorus retention, Soil protection, Soil quality, Soil total nitrogen storage, Total nitrogen

ES groups	Services name as mentioned in the papers
Others	Alpine vegetation state, Bee nectar plants, Beekeeping suitability, Butterfly nectar plants, Crappie, Csla (Cover-weighted speci?c leaf area), Deadwood diversity, Diversity, Diversity support, Dog walking, Emissivity, Experiential interactions, Gathering wild products, Gizzard shad, Groundcover, Heritage animal products, Industrial products, Large-mouth bass, Maintenance of hedges, Noisiness, Old river lockage, Paddle route, Protection against natural hazards, Scariness, Unpleasantness
Pest regulation	Agricultural pest regulation, Pest control, Pest regulation, Regulation of pests and diseases
Pollination	Pollination, Richness of pollinators
Primary production	Annual net primary productivity, Net primary production, Net primary productivity, Primary productivity
Recreation and tourism	Agrotourism, Birds for hunting, Campsites, Deer hunting, Forest recreation, Hunting, Hunting recreation, Leisure cycling, Nature appreciation, Nature tourism, Opportunities for recreation and tourism, Other recreation, Outdoor activities, Outdoor lifestyle, Outdoor recreation, Recreation, Recreation and ecotourism, Recreation bathing water, Recreation capacity, Recreation opportunity, Recreation potential, Recreation protected areas, Recreational fisheries, Recreational hunting, Recreational value, Safari experience, Social relations, Social relationship, Sports, Summer cottages, Swimming, Tea, Tourism, Tourist attractions, Walking
Timber production	Industrial wood production, Timber, Timber production, Timber provision, Timber stock, Timber volume, Wood production, Wood volume
Water quality regulation	Drinking water, Drinking water production, Modeled potential denitrification, Surface water quality, Water purification, Water purification-i, Water purification-ii, Water quality, Water quality – nitrogen, Water quality – phosphorus, Water quality regulation, Wetland water purification
Water quantity regulation	Drainage, Evapotranspiration, Fresh water, Freshwater, Freshwater invertebrate diversity, Freshwater supply, Groundwater quality, Groundwater recharge, Hydrological regulation, Maintenance of aquifers quality, Maintenance of clean water bodies, Rate of water infiltration into the soil, Regulation of water flows, Runoff reduction, Soil and water conservation, Soil buffering capacity, Soil storage capacity of plant-available water, Soil water, Soil water content, Soil water storage, Stormwater retention, Surface water storage potential, Water, Water availability, Water balance, Water conservation, Water flow maintenance, Water flow regulation, Water holding capacity, Water infiltration rate into the soil, Water interception, Water provision, Water regulation, Water regulation and soil moisture retention, Water retention, Water supply, Water yield

Annexe 4

Statistiques descriptives des indicateurs de SE et des déterminants potentiels des 15 296 situations de production étudiées.

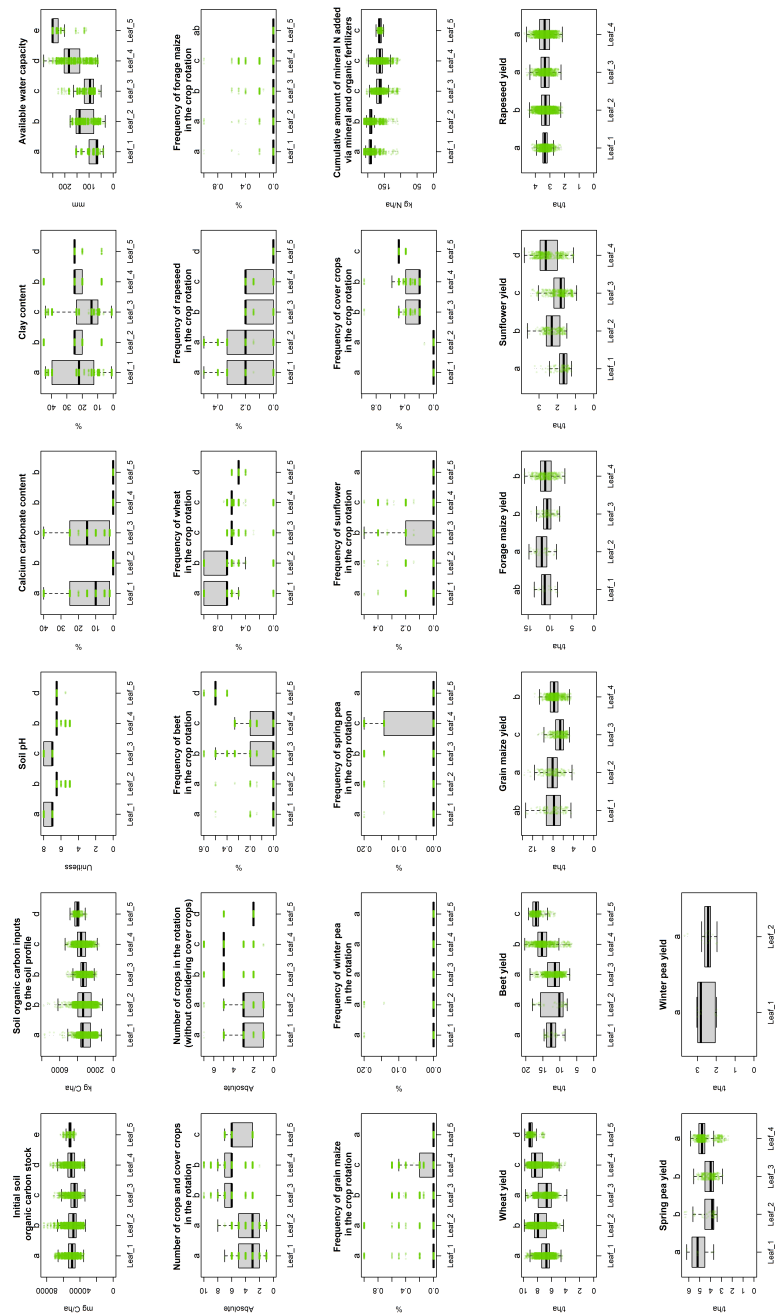
Les valeurs des indicateurs de SE sont affichées dans leurs unités d'origine.

Group	Variable definition	Units	Mean	Std. dev	Minimum	Median	Maximum
Driver variable	Number of crops and cover crops in the rotation	Absolute	4.34	2.04	1.00	5.00	10.00
	Number of crops in the rotation (without considering cover crops)	Absolute	3.05	1.66	1.00	3.00	7.00
	Frequency of cover crops in the crop rotation	%	0.11	0.16	0.00	0.00	0.96
	Frequency of wheat in the crop rotation	%	0.70	0.21	0.00	0.66	1.00
	Frequency of rapeseed in the crop rotation	%	0.14	0.14	0.00	0.20	0.50
	Frequency of beet in the crop rotation	%	0.05	0.13	0.00	0.00	0.60
	Frequency of forage maize in the crop rotation	%	0.01	0.07	0.00	0.00	1.00
	Frequency of grain maize in the crop rotation	%	0.04	0.14	0.00	0.00	1.00
	Frequency of sunflower in the crop rotation	%	0.02	0.07	0.00	0.00	0.50
	Frequency of spring pea in the crop rotation	%	0.01	0.05	0.00	0.00	0.20
	Frequency of winter pea in the rotation	%	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20
	Cumulative amount of mineral N added via mineral and organic fertilizers	kg N ha ⁻¹	180.05	17.97	102.29	188.56	211.56
	Soil organic carbon inputs to the soil profile	kg C ha ⁻¹	3318.10	743.02	1205.06	3455.17	7792.09
	Initial soil organic carbon stock	mg C ha ⁻¹	49482.54	7042.64	33513.10	49223.50	83675.60
	Soil pH	Unitless	6.70	0.68	5.00	6.50	8.00
	Calcium carbonate content	%	5.40	10.64	0.00	0.00	40.00
ES indicator	Agricultural production	10 ⁷ kcal ha ⁻¹ yr ⁻¹	4.72	1.65	1.64	4.74	12.05
	Nitrogen provision to crops	kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹	77.57	24.20	18.04	73.82	194.89
	Water provision to crops (called green water)	Dimensionless	0.88	0.09	0.33	0.89	1.00
	Blue water provision	Dimensionless	0.40	0.06	0.18	0.41	0.68
	Water quality regulation	Dimensionless	0.87	0.05	0.60	0.88	0.99
	Climate regulation (carbon sequestration in the soil)	Dimensionless	-0.0012	0.0027	-0.0074	-0.0015	0.019

Annexe 5

Box-plots des déterminants utilisés pour caractériser les feuilles de l'arbre de régression multivariée.

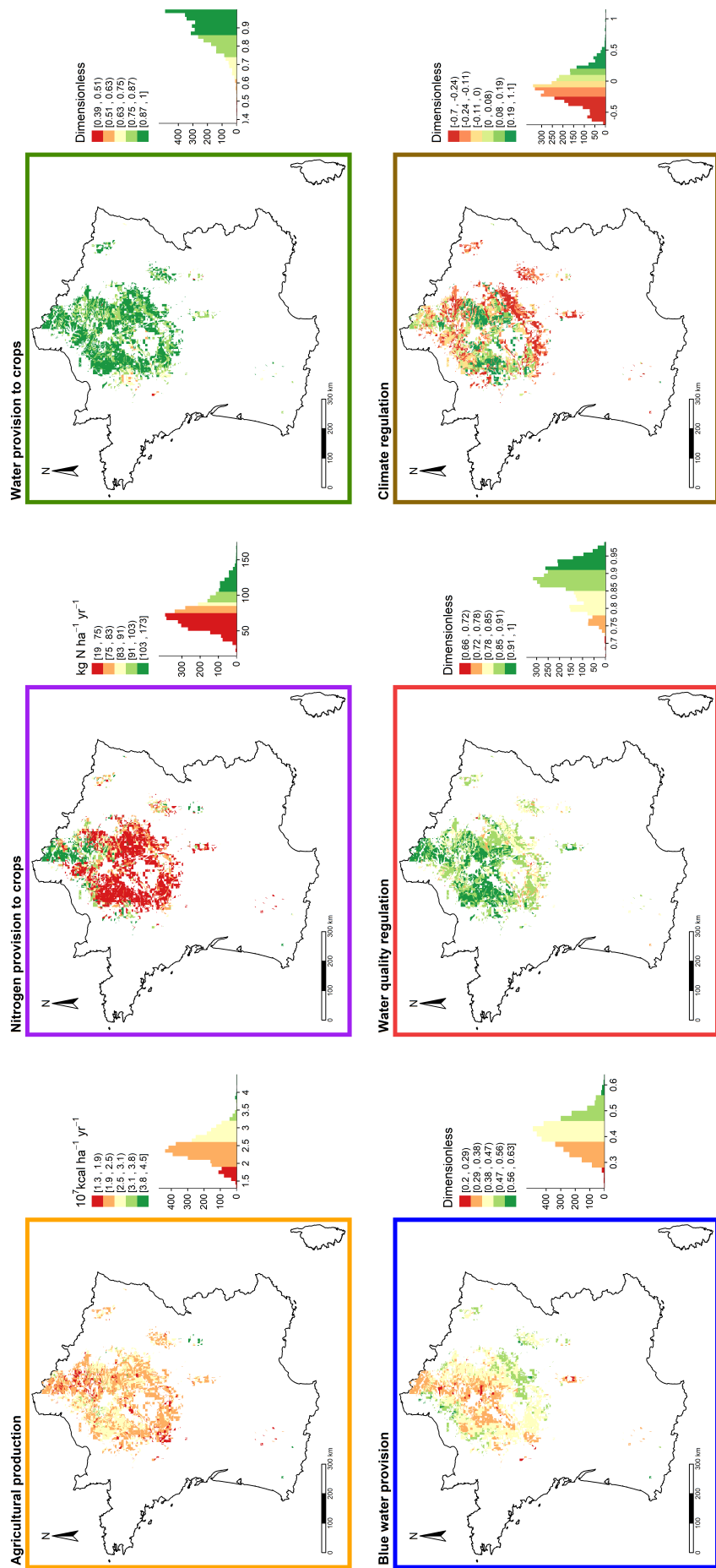
The central solid line in the box is the median of drivers values of production situations in each leaf and dots represent outliers (values outside the whisker range). The edges of the box are the 25th and 75th percentiles. Boxplot whiskers are minimum and maximum values. The green area that overlaps each box represents the distribution of values (open circles) of the production situations. Letters above the boxplots indicate whether the leaves of the tree differ significantly (different letters) or not (the same letter) (results of the Kruskal-Wallis ANOVA test).



Annexe 6

Cartographie des niveaux de la production agricole et des cinq SE à l'échelle de la zone d'étude selon leurs unités d'origine.

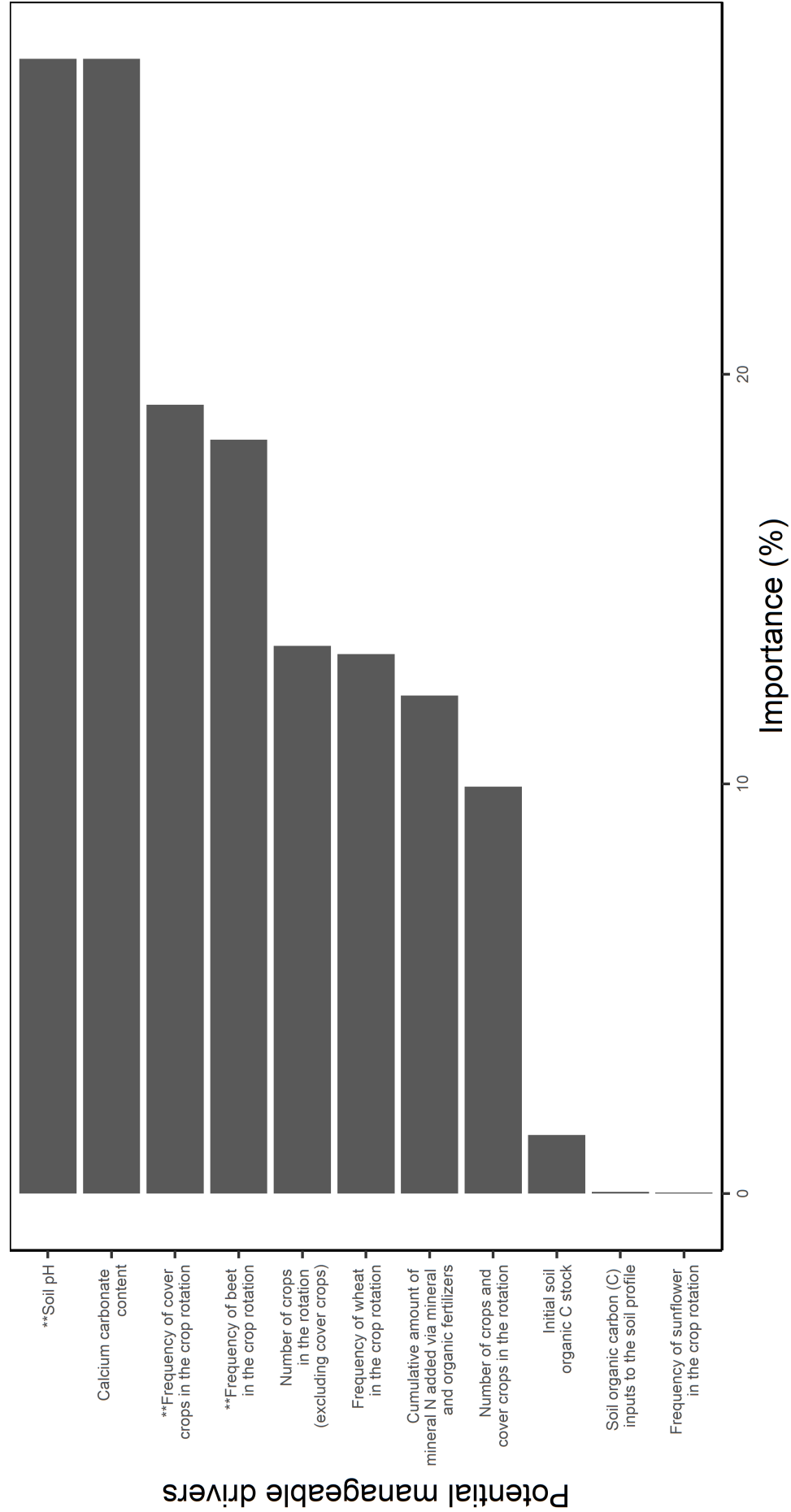
Les cartes ont été générées à l'aide du logiciel statistique R.



Annexe 7

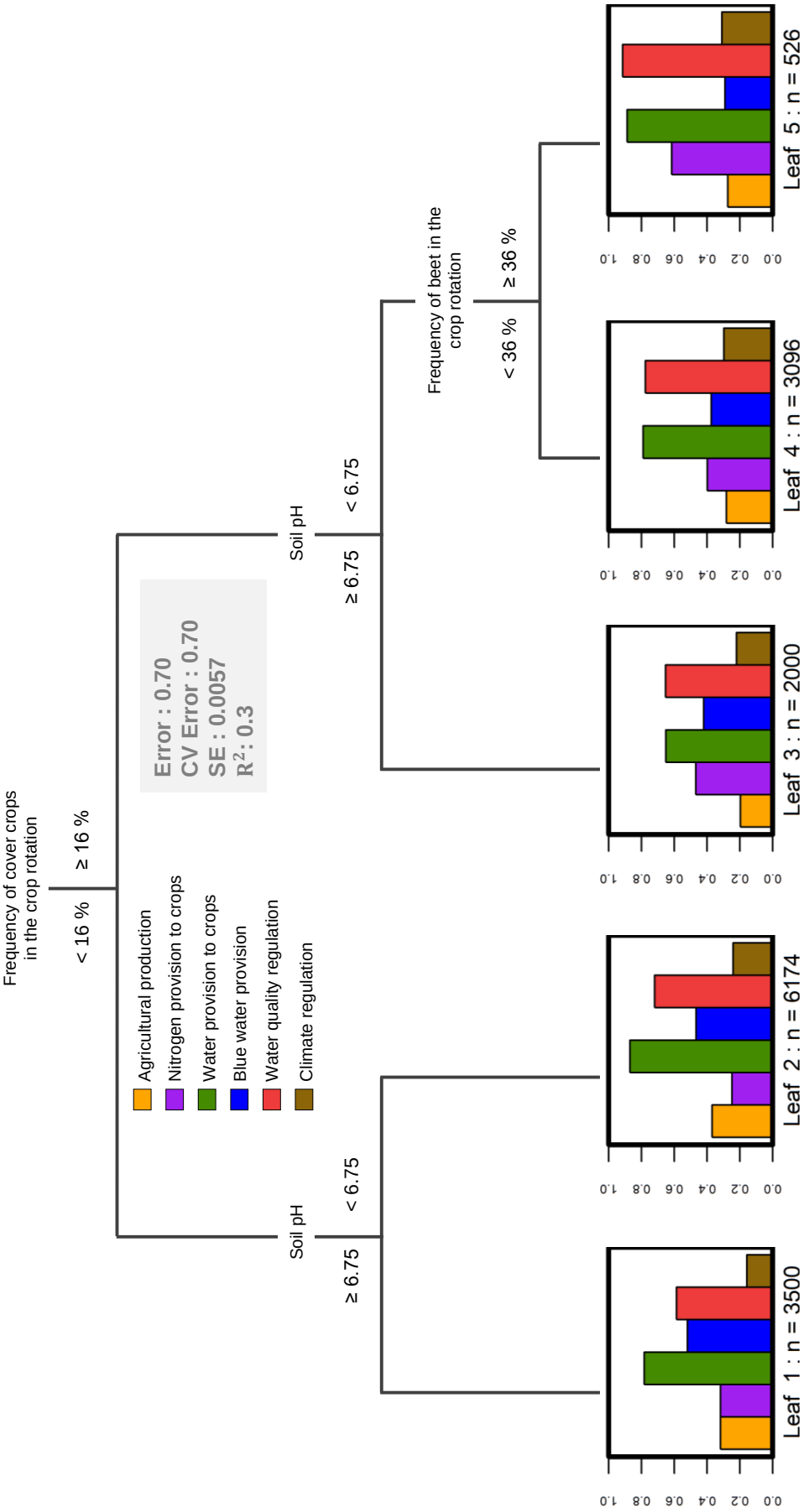
Importance des déterminants dans l'arbre de régression multivariée final.

“**” symbol represents the variables that appear in the tree. All rest were surrogates.



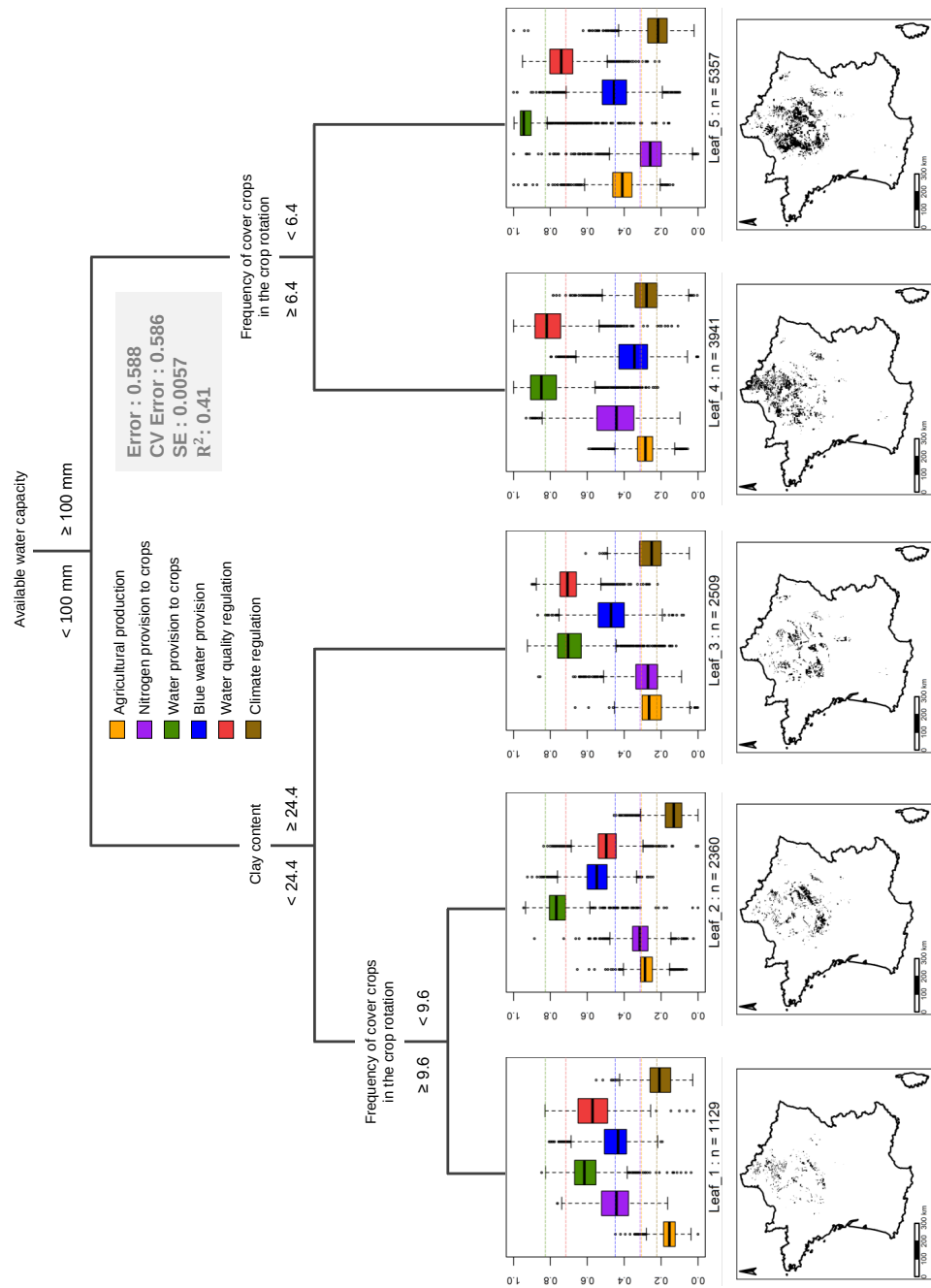
Annexe 8

Visualisation habituelle du diagramme en battons des feuilles fournies par l'arbre de régression multivariée.



Annexe 9

Nouvel arbre de régression multivarié avec ajout supplémentaire des déterminants liés au climat et aux propriétés du sol.



Annexe 10

Statistiques descriptives de la production agricole et des SE évalués à l'échelle de la Beauce.

“WW” = winter wheat ; “CC” = cover crop ; “MG” = maize grain ; “SB” = sugar beet.

Valeurs moyennes sur 30 ans des indicateurs de SE selon les scénarios

Soil type	Crop rotation	Cover crop species	Cover crop management	Water provision (mm)	Blue water provision (Dimensionless)	Nitrogen provision to crops (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Water regulation (Dimensionless)	Climate lation (Dimensionless)	Agricultural production (10 ⁶ kcal ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	168.89367	0.18908	90.2891	0.87109	0.00187	2.58583
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	176.7368	0.17851	97.31197	0.8512	0.00511	2.44901
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	173.38747	0.18744	108.23533	0.85751	0.00421	2.60941
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	178.822	0.19891	71.98073	0.86199	-0.00289	2.48615
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	181.16173	0.19455	74.93647	0.83336	-0.00215	2.4621
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	177.8032	0.20699	83.64093	0.82905	-0.00246	2.58103
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	169.3005	0.1854	76.46737	0.87102	-0.00213	2.47585
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	178.31853	0.17491	84.89153	0.85454	0.00002	2.44031
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	171.4294	0.18783	93.18483	0.86176	-0.00041	2.57645
Cambisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	180.30717	0.20387	66.7631	0.71779	-0.00485	2.42732
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	182.94437	0.17833	76.65083	0.87901	0.00986	2.73734
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	193.62217	0.16819	84.22687	0.86641	0.01352	2.62108
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	188.45987	0.17823	95.21857	0.86899	0.01222	2.79126
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	194.38687	0.18586	59.43083	0.85666	0.00395	2.66078
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	197.58437	0.18113	62.93803	0.85322	0.00483	2.64575
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	191.06413	0.19518	69.52237	0.86226	0.0045	2.77
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	187.5124	0.16856	62.38547	0.88203	0.00524	2.66722
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	194.51717	0.16001	70.35773	0.86918	0.00754	2.60817
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	188.92017	0.17394	77.44703	0.8769	0.00725	2.76793
Fluvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	197.1829	0.18955	56.2478	0.77028	0.0016	2.63065
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	156.84703	0.19476	78.28977	0.8509	0.00482	2.41644
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	165.19197	0.1831	80.0134	0.83839	0.00834	2.32016
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	163.34253	0.19044	94.4544	0.8527	0.0072	2.50702
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	172.57493	0.20242	65.42067	0.85775	-0.00098	2.45566
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	175.13203	0.19847	69.24183	0.8238	-0.00017	2.42093
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	171.8174	0.21079	76.75707	0.85091	-0.00043	2.53262
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	163.52293	0.18792	70.41707	0.86718	-0.00031	2.42378
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	171.92277	0.17861	77.90163	0.85154	0.00211	2.40623
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	166.12417	0.19116	86.36313	0.858	0.00152	2.49505
Luvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	173.77157	0.2066	60.81317	0.70434	-0.00305	2.38982
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	157.59357	0.17963	101.20123	0.76983	-0.00953	2.26731
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	158.2147	0.17979	104.8178	0.76787	-0.00752	2.28672
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	158.16763	0.17982	107.01703	0.76612	-0.00782	2.28564
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	160.29327	0.18533	92.25417	0.77798	-0.01453	2.24079
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	161.34213	0.18369	98.1188	0.77285	-0.01359	2.26186
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	161.60597	0.18602	98.66143	0.77363	-0.01377	2.26751
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	158.54783	0.17357	94.3213	0.78224	-0.01388	2.22858
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	160.40053	0.17275	101.97273	0.77926	-0.01243	2.26673
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	160.44347	0.17257	102.7254	0.7781	-0.01273	2.27312
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	160.0827	0.191	90.4171	0.71491	-0.01591	2.22842
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	165.07743	0.17874	81.57247	0.7879	-0.00037	2.31014
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	165.59493	0.17902	84.76983	0.78532	0.00217	2.32677
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	165.5743	0.17889	87.13547	0.78401	0.00165	2.33485
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	174.17857	0.17615	77.4406	0.79449	-0.00852	2.33679
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	175.27363	0.17481	82.53643	0.79148	-0.00743	2.35635
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	175.31783	0.17681	82.5184	0.79165	-0.00764	2.35833
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	172.02983	0.16288	78.99963	0.7985	-0.00769	2.32585
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	173.68347	0.16212	85.48407	0.79558	-0.00586	2.35695
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	173.4985	0.16213	86.4798	0.79494	-0.00621	2.358
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	174.52963	0.18236	76.8698	0.72792	-0.01017	2.3351
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	145.6523	0.18788	83.702	0.76389	-0.00487	2.15388
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	146.82837	0.18811	86.37497	0.76434	-0.00303	2.18033
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	146.6856	0.188	88.53787	0.76067	-0.00333	2.18428
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	155.73933	0.18587	85.4299	0.77366	-0.013	2.2072
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	156.6861	0.18446	91.00237	0.77048	-0.01201	2.22646
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	157.09663	0.18664	91.2636	0.77013	-0.01217	2.23191
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	154.33583	0.17511	87.43307	0.77885	-0.01223	2.20627
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	155.64427	0.17461	94.24437	0.77567	-0.01082	2.22959
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	155.4282	0.17449	94.96867	0.77467	-0.01104	2.22989
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	155.8077	0.19191	84.04533	0.71178	-0.01443	2.19964

Valeurs minimales sur 30 ans des indicateurs de SE selon les scénarios

Soil type	Crop rotation	Cover crop species	Cover crop management	Water sion to crops (mm)	Blue water pro- vision (Dimen- sionless)	Nitrogen pro- vision to crops (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Water regulation (Dimen- sionless)	Climate lation (Dimen- sionless)	Agricultural production (10 ⁷ kcal ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	110.6365	0.02203	16.643	0.82662	-0.00552	1.67763
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	124.4015	0.02228	4.8655	0.74391	-0.00346	1.5311
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	120.7425	0.02233	18.8615	0.80925	-0.00298	1.70632
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	133.5445	0.02709	43.852	0.76283	-0.00944	1.64435
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	135.845	0.02629	49.459	0.70767	-0.0083	1.62372
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	126.43	0.0281	52.0935	0.57945	-0.00857	1.82557
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	118.2175	0.02505	53.0135	0.76913	-0.00864	1.84696
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	123.035	0.02502	52.548	0.75825	-0.00697	1.60868
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	121.5295	0.025	65.5035	0.77002	-0.00748	1.96705
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Bare soil	137.2324	0.02642	45.189	0.52619	-0.01215	1.62353
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	122.7	0	21.511	0.8274	-0.00228	2.01599
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	145.9275	0	13.739	0.78383	-0.00342	1.73406
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	134.8045	0	25.0135	0.82072	0.0014	2.02996
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	150.492	0.00053	25.8415	0.57403	-0.00841	1.7763
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	155.467	0.0002	29.0935	0.69744	-0.00692	1.74083
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	144.0985	0.00135	32.0175	0.71296	-0.00768	1.91723
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	137.2455	0	30.1175	0.77086	-0.00703	2.03299
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	148.293	0	28.5795	0.76941	-0.00443	1.71896
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	133.611	0	50.2775	0.7827	-0.00542	2.02651
Fluvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	155.773	0.00143	27.735	0.56284	-0.01206	1.74367
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	105.346	0.02409	-31.085	0.74627	-0.008	1.62171
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	107.7805	0.02396	-23.762	0.739	-0.00369	1.39728
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	118.4525	0.02378	8.025	0.78642	-0.00174	1.66354
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	129.0275	0.02947	34.653	0.73947	-0.00754	1.62578
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	129.173	0.02804	42.063	0.66245	-0.00624	1.63016
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	121.9555	0.03045	43.7365	0.71145	-0.00651	1.788
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	107.727	0.02542	42.781	0.75599	-0.00705	1.72349
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	119.949	0.02646	44.4595	0.74494	-0.0048	1.62007
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	107.6115	0.02591	55.1115	0.75816	-0.00537	1.72754
Luvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	129.081	0.02776	38.0445	0.52972	-0.01054	1.62844
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	105.27967	0.0165	44.27967	0.72142	-0.01939	1.56416
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Residues buried	Residues buried	107.092	0.01624	43.66233	0.70774	-0.01442	1.60267
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mulch	Mulch	107.005	0.0162	43.84867	0.70695	-0.01636	1.60158
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	118.48067	0.01643	69.66333	0.69318	-0.02584	1.65399
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	117.023	0.01619	75.70633	0.67849	-0.02388	1.65791
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	120.757	0.01622	76.439	0.68831	-0.02439	1.68072
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	103.649	0.01647	68.48333	0.72972	-0.02497	1.50981
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	106.535	0.01646	75.83367	0.72669	-0.02329	1.59513
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	106.089	0.01639	75.58333	0.72644	-0.02331	1.58923
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	117.762	0.01622	69.68	0.5979	-0.02763	1.61442
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	120.32367	0.00531	29.84767	0.72938	-0.01333	1.68715
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	122.213	0.00534	29.104	0.71501	-0.00996	1.73006
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	120.846	0.0053	28.93633	0.71399	-0.01016	1.71186
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	133.851	0.00482	50.70033	0.67565	-0.0216	1.80258
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	133.64933	0.00485	55.72033	0.66713	-0.0193	1.80987
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	135.195	0.00485	54.99567	0.67594	-0.01994	1.81828
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	119.533	0.00478	48.50933	0.73166	-0.02094	1.71475
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	120.26033	0.00484	54.076	0.732973	-0.01572	1.73125
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	119.67633	0.00484	54.36933	0.72973	-0.01779	1.72722
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	135.56133	0.00497	53.77433	0.60676	-0.02428	1.8155
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	98.32667	0.0171	19.51	0.71121	-0.01703	1.48169
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	104.25333	0.01699	25.03333	0.70229	-0.01259	1.59434
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	103.638	0.01701	25.485	0.69098	-0.01343	1.58324
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	112.96667	0.01672	61.03767	0.66915	-0.02437	1.57826
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	111.23667	0.01692	67.06533	0.65647	-0.0221	1.56794
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	115.583	0.01693	67.071	0.66653	-0.02265	1.59074
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	98.49033	0.01696	59.55967	0.72005	-0.02362	1.47838
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	98.33667	0.01686	67.099	0.71677	-0.02051	1.47877
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	98.47267	0.01712	67.136	0.71829	-0.02095	1.48393
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	113.63267	0.01675	61.56767	0.59014	-0.02678	1.58217

Valeurs maximales sur 30 ans des indicateurs de SE selon les scénarios

Soil type	Crop rotation	Cover crop species	Cover crop management	Water sion (mm)	provi- crops	Blue water pro- vision (Dimen- sionless)	Nitrogen (kg N ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Water regulation (Di- mensionless)	Climate lation (Dimen- sionless)	regu- (Dimen- sionless)	Agricultural production (10 ⁷ kcal ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	274.1975		0.32963	168.225	0.91498	0.01167		3.64143
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	276.987		0.32387	192.862	0.89619	0.01449		3.70624
Cambisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	276.324		0.34069	192.1425	0.91222	0.0137		3.68526
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	272.875		0.3495	117.0955	0.91045	0.00436		3.57535
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	275.046		0.3421	128.4345	0.90085	0.00373		3.61206
Cambisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	275.295		0.37275	127.9245	0.90369	0.00322		3.60622
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	272.293		0.33476	124.0725	0.91102	0.00463		3.56861
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	277.2615		0.30707	149.943	0.8972	0.00551		3.6784
Cambisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	277.0885		0.33496	148.606	0.90849	0.00406		3.65683
Cambisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	271.5335		0.34086	114.4495	0.85223	0.00357		3.54486
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	276.889		0.32646	147.6635	0.91518	0.0304		3.98848
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	278.815		0.3176	164.3485	0.91518	0.02644		3.6974
Fluvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	277.4245		0.34022	164.4865	0.91655	0.0181		3.66758
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	278.1005		0.33921	101.99	0.9215	0.01204		3.58643
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	279.4065		0.33413	111.641	0.91794	0.0124		3.6261
Fluvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	279.6825		0.38444	112.0275	0.92031	0.01297		3.61933
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	276.757		0.30754	109.8575	0.91108	0.0148		3.58887
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	280.208		0.30644	131.648	0.90746	0.01592		3.68178
Fluvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	280.292		0.30696	131.17	0.91518	0.0145		3.65326
Fluvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	277.6365		0.33516	100.232	0.91096	0.01025		3.5567
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues exportation	274.3375		0.36241	157.8595	0.91309	0.02725		3.65607
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Residues buried	276.085		0.32618	177.739	0.89583	0.02917		3.7018
Luvisol	WW-CC-MG	Mixture of species	Mulch	275.8805		0.34137	180.522	0.91078	0.01944		3.6915
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues exportation	272.718		0.35245	110.263	0.90908	0.0065		3.58089
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Residues buried	274.971		0.34351	121.2375	0.89527	0.00594		3.62124
Luvisol	WW-CC-MG	Mustard	Mulch	275.297		0.36912	120.161	0.90908	0.0054		3.61275
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues exportation	271.8985		0.33905	118.6985	0.90683	0.00656		3.59521
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Residues buried	276.6785		0.30558	140.833	0.89084	0.00832		3.6711
Luvisol	WW-CC-MG	Reygrass	Mulch	276.517		0.34471	140.3555	0.90998	0.00696		3.66051
Luvisol	WW-CC-MG	Bare soil	Bare soil	271.133		0.33963	108.2935	0.8546	0.00515		3.55562
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	208.85633		0.31437	154.51033	0.812	-0.00231		2.9669
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	210.67733		0.31599	166.535	0.812	-0.00184		3.02674
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	210.261		0.31522	165.61	0.81095	0.0001		3.0253
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	202.00467		0.31818	118.512	0.81869	-0.00586		2.76184
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	209.634		0.31761	130.35433	0.81761	-0.00614		2.82888
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	208.90733		0.31939	129.28867	0.8161	-0.00648		2.8351
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	200.69467		0.30413	124.706	0.81281	-0.00584		2.76987
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	209.62833		0.30475	140.80333	0.81245	-0.00545		2.86545
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	209.27033		0.30439	139.64833	0.81132	-0.00485		2.86985
Cambisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	202.336		0.32223	114.436	0.81406	-0.00676		2.71599
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	219.59633		0.30775	137.14267	0.82759	0.01714		3.01639
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	221.12067		0.30929	148.20633	0.82766	0.01598		3.07054
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	220.163		0.30833	147.09733	0.82767	0.0123		3.06397
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	216.27067		0.31287	103.369	0.83011	-0.00069		2.83086
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	222.08133		0.31305	114.422	0.82914	0.00093		2.90135
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	221.85467		0.31418	112.912	0.82911	0.00129		2.90345
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	211.43267		0.29872	108.264	0.82337	0.00165		2.82809
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	220.17467		0.29903	122.11233	0.82329	0.00388		2.92871
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	219.76133		0.29876	121.71633	0.82323	0.00383		2.93525
Fluvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	216.98167		0.31762	100.28367	0.82699	-0.00167		2.80414
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues exportation	202.77467		0.31639	147.074	0.8112	0.01626		2.93056
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Residues buried	205.20933		0.31731	158.335	0.81119	0.01397		2.9793
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mixture of species	Mulch	204.574		0.31645	157.24067	0.81207	0.01158		2.98158
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues exportation	194.90067		0.32022	111.88933	0.81529	-0.00521		2.71286
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Residues buried	202.02333		0.31935	123.01233	0.81527	-0.0048		2.78278
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Mustard	Mulch	201.25933		0.32102	121.672	0.81483	-0.00456		2.78702
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues exportation	194.18933		0.30637	117.96933	0.81033	-0.00424		2.73104
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Residues buried	202.57167		0.30685	132.502	0.80989	-0.00212		2.81725
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Reygrass	Mulch	202.00433		0.30628	131.386	0.80917	-0.00251		2.82466
Luvisol	WW-WW-CC-SB	Bare soil	Bare soil	194.81567		0.32457	108.06467	0.81514	-0.00558		2.66756

Analyse des relations entre services écosystémiques en lien avec le fonctionnement du sol dans les écosystèmes cultivés

Résumé :

Les écosystèmes fournissent de nombreux bénéfices essentiels au bien-être humain, dénommés services écosystémiques (SE). Dans certains cas, ces SE peuvent présenter des antagonismes (augmentation d'un SE et diminution d'un autre) ou des synergies (deux SE ou plus varient dans le même sens). Analyser et quantifier ses relations (antagonismes ou synergies) à l'échelle des écosystèmes demeure un défi scientifique majeur pour leur gestion durable.

Dans cette thèse, nous avons analysé et quantifié à l'échelle des écosystèmes cultivés de la France métropolitaine, les relations entre différents SE et biens liés au fonctionnement du sol : la production agricole (biens végétaux), deux services rendus à l'agriculteur – fourniture en azote et en eau verte aux plantes cultivées – et trois services rendus à la société – stockage et restitution de l'eau bleue, régulation de la qualité de l'eau et régulation du climat global via le stockage du carbone dans le sol.

En général, nos résultats contribuent à améliorer les connaissances actuelles sur les relations entre SE à l'échelle des écosystèmes cultivés et les moyens de leur gestion.

Mots clés : Services Ecosystémiques, Relations, Classification méthodologique, Systèmes de culture, STICS, Gestion des écosystèmes agricoles

Relationships between ecosystem services related to soil functioning in arable ecosystems in France

Abstract :

Ecosystems provide several benefits essential to human well-being, called ecosystem services (ES). In some cases, these ES may present trade-offs (provision of one ES increases while another decreases) or synergies (two or more ES change in the same direction). Analyzing and quantifying these relationships (trade-offs or synergies) at the ecosystem level remains a major scientific challenge for their sustainable management.

In this thesis, we analyzed and quantified in arable ecosystems of mainland France, the relationships between different ES and goods related to soil functioning : the agricultural production, two services to farmers – nitrogen provision to crops and water provision to crops – and three services to society – blue water provision, water quality regulation, and climate regulation via the carbon sequestration in soils.

In general, our results contribute to improving current knowledge on the relationships between ES in arable ecosystems and the strategies of their management.

Keywords : Ecosystem Services, Relationships, Methodological classification, Cropping systems, STICS, Agricultural ecosystem management