

# Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles

## Évaluer et caractériser

Anaïs Tibi et Olivier Therond





# Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles

Caractériser et évaluer



# Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles

Caractériser et évaluer

Anaïs Tibi et Olivier Therond

Éditions Quæ



*Collection Matière à débattre et décider*

Les cultures intermédiaires pour une production durable.

Ouvrage collectif

2013, 112 p.

Quand la ville mange la forêt.

Les défis du bois-énergie en Afrique centrale

J.-N. Marien, É. Dubiez, D. Louppe, A. Larzillière, coord.

2013, 240 p.

Qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive ?

M. Griffon

2013, 224 p.

Douleurs animales en élevage.

Expertise scientifique collective Inra

2013, 136 p.

Que faire des déchets ménagers ?

André Le Bozec, Sabine Barles, Nicolas Buclet, Gérard Keck

2012, 232 p.

Gestion des risques naturels.

Leçons de la tempête Xynthia

Valentin Przyluski et Stéphane Hallegatte

2012, 264 p.

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex, France

[www.quae.com](http://www.quae.com)

© éditions Quæ, 2018.

ISBN (papier) : 978-2-7592-2916-1

ISBN (PDF) : 978-2-7592-2917-8

ISB (ePub) : 978-2-7592-2918-5

Le Code de la propriété intellectuelle interdit la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Le non-respect de cette disposition met en danger l'édition, notamment scientifique, et est sanctionné pénalement. Toute reproduction, même partielle, du présent ouvrage est interdite sans autorisation du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6<sup>e</sup>.

# Sommaire

<b>Préface</b>	7
<b>Principaux acronymes utilisés</b>	9
<b>Introduction</b>	11
Contexte et nature de la question posée à l'Inra	11
Organisation du travail conduit par l'Inra	12
<b>1 – Cadre pour l'analyse des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles</b>	15
Le concept de service écosystémique et sa transposition au fonctionnement des écosystèmes agricoles	15
Identification et évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles	20
<b>2 – Les services écosystémiques « intrants »</b>	29
Services écosystémiques « intrants » et potentiel de production végétale	29
Régulation des caractéristiques physico-chimiques du sol	31
Les régulations biologiques	54
<b>3 – La production de biens agricoles végétaux et animaux</b>	67
Poids relatifs des services écosystémiques « intrants » dans la production de biens végétaux	67
La production animale française : quantification de la part réalisée à partir des matières premières végétales produites localement	79
<b>4 – Services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société</b>	89
Les services de régulation de la qualité biophysique du cadre de vie	90
Contribution au potentiel récréatif du paysage	109
<b>5 – L'évaluation économique des services écosystémiques : précautions et difficultés</b>	115
Méthodes mobilisables	115
Évaluation économique de la contribution des services écosystémiques « intrants » à la production agricole	117
Évaluation économique d'un service écosystémique rendu à la société : l'exemple de la régulation du climat global	126

Des évaluations économiques rendues difficiles par défaut d'articulation entre indicateurs biophysiques et économiques	128
<b>6 – Vers la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques</b>	133
De l'analyse individuelle des services à une approche « multiservice »	133
Services écosystémiques, conservation de la biodiversité et impacts environnementaux	147
<b>7 – Conclusions et perspectives</b>	157
Un cadre d'analyse des services écosystémiques adapté aux écosystèmes anthropisés	157
Les services écosystémiques « intrants » rendus à l'agriculteur	157
Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société	162
De l'évaluation biophysique à l'évaluation économique des services écosystémiques	165
Vers une gestion de l'offre en services écosystémiques des écosystèmes	165
<b>Perspectives de recherche et développements futurs</b>	167
Mobiliser des données sources plus précises	167
Du niveau absolu au niveau relatif de fourniture des services écosystémiques	169
Du niveau potentiel de services écosystémiques au niveau effectivement rendu par les écosystèmes	169
Explorer d'autres types de systèmes de culture	170
Poursuivre la caractérisation du statut et du rôle de l'animal d'élevage dans la fourniture de services écosystémiques	171
Étudier la résilience de la fourniture des services écosystémiques aux changements	171
<b>Annexe I. Composition du groupe de travail de l'étude</b>	173
<b>Annexe II. Correspondance entre la typologie CICES v4.3 et la liste des services écosystémiques instruits dans l'étude</b>	179
<b>Annexe III. Récapitulatif des méthodes d'évaluation biophysique (indicateurs) mises en œuvre dans EFESE-EA pour quantifier les services écosystémiques</b>	183

# Préface

**EN RÉPONDANT À LA DEMANDE D'ÉVALUATION DES SERVICES** des agroécosystèmes en France, dans le cadre du programme national FESE porté par le ministère en charge de l'Écologie, le travail coordonné par la délégation à l'Expertise collective, à la Prospective et aux Études de l'Inra, dont ce livre présente la synthèse, a relevé plusieurs défis.

Le premier défi est d'avoir, pendant plus de deux ans, rassemblé une quarantaine d'experts scientifiques de divers champs disciplinaires et origines institutionnelles, et mobilisé les compétences de l'Inra en modélisation des écosystèmes agricoles, ingénierie de données et cartographie. Synthèse d'un rapport de près de 1 000 pages, le présent ouvrage présente les avancées conceptuelles et méthodologiques, et les principaux résultats obtenus par ce collectif pluridisciplinaire.

Le deuxième défi est d'ordre conceptuel. La transposition de la notion de service écosystémique au cas des écosystèmes agricoles, fortement gérés voire construits, n'a rien d'évident et en est encore à ses débuts. Elle a donc nécessité d'élaborer une conceptualisation importante et originale, et de faire des choix dans un domaine scientifique où le débat est vif. Les finalités de l'agriculture et la nature plurielle des pratiques agricoles ont conduit le collectif d'experts à différencier biens et services, et à distinguer dans ces pratiques celles qui construisent l'écosystème — l'installation d'une biodiversité planifiée — de celles qui relèvent de l'apport d'intrants exogènes comme l'eau, les fertilisants et les produits phytosanitaires et qui régulent le potentiel de services écosystémiques. Dans la même veine, des propositions ont été faites pour clarifier les oppositions entre services, disservices, externalités positives et négatives de l'agriculture.

Un troisième défi réside dans la spécification des services et le choix de méthodes d'évaluation, sur les registres biophysique et économique qui correspondent aux deux dimensions essentielles, écologique et sociale au sens large, de la question des services écosystémiques. Cette spécification et cette évaluation — enrichies par la réflexion conceptuelle précédente, dont une attention particulière aux liens entre services, avantages et bénéficiaires, et une mise à plat des spécificités des écosystèmes agricoles français — ont nécessité des adaptations profondes de la typologie internationale des services écosystémiques (*Common International Classification of Ecosystem Services*) et une revue riche et profitable des méthodes d'évaluation. Au total 14 services, qui offrent une bonne couverture des catégories « services de régulation », « biens » et « services culturels », ont été étudiés. L'utilisation d'une résolution spatiale la plus fine possible (jusqu'à la parcelle), de bases de données sur les sols, le climat et les systèmes de culture, et de modèles de culture et de prairie aboutit à une évaluation à la fois précise et complète sur l'ensemble du territoire national.

Une force particulière de cette évaluation, au-delà de l'information qu'elle a fournie pour éclairer la décision publique, est d'avoir alimenté en retour la réflexion conceptuelle de

départ autour de la relation « pratiques agricoles – biodiversité – service – avantage ». Par exemple, une quantification à l'échelle nationale de la part de la production agricole permise par les services écosystémiques intrants et de celle permise par la fourniture d'intrants exogènes a été réalisée. De même, ce travail propose une mise en regard éclairante des cartographies de services fournis par les écosystèmes agricoles et des impacts négatifs de l'agriculture relatifs à des critères proches, comme la régulation de la qualité de l'eau par immobilisation de l'azote minéral (service) et l'azote lixivie (impact négatif). De façon similaire, l'évaluation économique a suscité la réflexion critique des auteurs sur les conditions d'application des méthodes et la nécessité d'une évaluation biophysique solide en amont.

La considération des bouquets de services, qui est cruciale pour repenser la gestion des écosystèmes agricoles, est apparue comme un défi supplémentaire. L'échelle de ce travail a donné une large portée à l'analyse des interactions entre services, dans laquelle apparaît le rôle central des séquences de culture, et qui permet d'identifier des leviers de gestion majeurs.

Les perspectives ouvertes sont riches sur les plans conceptuel, méthodologique et cognitif. L'appréhension du rôle de l'animal d'élevage et celle des modes de gestion de l'agro-écosystème dans la fourniture des services écosystémiques sont bien sûr centrales dans ces perspectives. De même, la relation « biodiversité planifiée – biodiversité associée » et le rôle clé de la biodiversité dans la fourniture de services doivent encore être approfondis et explicités. Les résultats de ces investigations, qui appellent un renouvellement des approches, sont fortement attendus tant les impacts potentiels sont importants.

En relevant tous les défis mentionnés ci-dessus, le collectif d'experts a non seulement répondu à la demande du ministère en charge de l'Écologie, mais il a aussi fait profiter de son travail considérable et de ses acquis la communauté française réunie dans le programme fédérateur de l'Inra sur les services des écosystèmes agricoles, qui a soutenu avec grand intérêt le projet. Plus encore, ces experts contribuent à faire progresser la réflexion des chercheurs qui investissent le domaine fondamental des liens entre l'agriculture, la biodiversité et le concept de service écosystémique, à l'interface entre science et société. Avant de convier le lecteur à se plonger dans cet ouvrage, nous souhaitons donc remercier les 71 membres du groupe de travail qui ont contribué à ce projet d'envergure, proposant un ancrage scientifique solide et ouvrant la voie à de nombreux travaux futurs sur la caractérisation et l'évaluation des services écosystémiques.

Guy Richard, Françoise Lescourret  
Métaprogramme Inra sur les services des écosystèmes agricoles et forestiers

# Principaux acronymes utilisés

C : carbone

CH<sub>4</sub> : méthane

CICES : *Common International Classification for Ecosystem Services*

CO<sub>2</sub> : dioxyde de carbone

COD : carbone organique dissous

DEPE : délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Études

EFESE : Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques

ESCo : expertise scientifique collective

GES : gaz à effet de serre

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

JRC : Joint Research Center

MAES : Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services

MEA : *Millennium Ecosystem Assessment*

Mesales : Modèle d'évaluation spatiale de l'aléa érosion des sols

MO : matière organique

MPV : matière première végétale

N : azote

N<sub>2</sub> : diazote

N<sub>2</sub>O : protoxyde d'azote

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : nitrate

P : phosphore

PaSim : *Pasture Simulation Model*

PRA : petite région agricole

RA : recensement agricole

RPG : registre parcellaire graphique

RUM : réserve utile maximale

SAA : Statistique agricole annuelle

SAU : superficie agricole utilisée

SE : service écosystémique

Spipoll : Suivi photographique des insectes pollinisateurs

SSP : service de la Statistique et de la Prospective du ministère en charge de l'Agriculture

STICS : Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard

UPC : unité pédoclimatique

VESPE : valeur économique du service de pollinisation entomophile

# Introduction

## Contexte et nature de la question posée à l'Inra

SI LA NOTION DE « SERVICE RENDU PAR LA NATURE » est utilisée de façon implicite depuis la deuxième moitié du <sup>xix</sup><sup>e</sup> siècle, le terme a réellement été introduit en 1970, dans le rapport de l'étude SCEP (*Study of Critical Environmental Problems*)<sup>1</sup> conduite par le Massachusetts Institute of Technology, première étude d'envergure visant à attirer l'attention sur les impacts environnementaux globaux des activités humaines. Le concept a été popularisé au début des années 2000 par l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (*Millennium Ecosystem Assessment* ou MEA, 2005)<sup>2</sup> commandée par le secrétaire général de l'ONU en 2000, dont l'objectif était d'évaluer, sur des fondements scientifiques, l'ampleur et les conséquences des modifications subies par les écosystèmes dont dépendent la survie et le bien-être humains.

Suite au MEA (2005), l'Union européenne s'est dotée en 2011 d'une stratégie visant à enrayer la perte de biodiversité à l'horizon 2020. Cette Stratégie de la biodiversité pour 2020 s'articule autour de six objectifs, le deuxième appelant les États membres à réaliser, avec l'appui de la Commission, sur leur territoire national, une cartographie et une évaluation de l'état des écosystèmes et des services écosystémiques qu'ils rendent. Un groupe de travail dédié a été constitué en 2013 — le Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (MAES) —, sa première action a été d'accompagner le développement d'un cadre d'analyse dont les États membres puissent se saisir afin que les diverses évaluations soient réalisées en cohérence.

En France, l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)<sup>3</sup>, programme initié en 2012 par le ministère de la Transition écologique et solidaire (MTES), cherche à construire des outils d'évaluation des services écosystémiques rendus par les différents types d'écosystèmes pour sensibiliser les acteurs aux valeurs de la biodiversité et éclairer les processus de planification nationaux et locaux de développement. Ce programme poursuit également l'objectif d'intégrer les valeurs de la biodiversité dans les systèmes de comptabilité. Le périmètre de l'EFESE s'étend à l'ensemble des écosystèmes terrestres et marins de France métropolitaine et d'outre-mer répartis en six grands types d'écosystèmes faisant l'objet d'études thématiques : les écosystèmes forestiers, les

1. 1970, « The Williamstown Study of Critical Environmental Problems », *Bulletin of the Atomic Scientists*, 26(8) : 24-30, DOI : 10.1080/00963402.1970.11457855. <https://mitpress.mit.edu/books/mans-impact-global-environment> (consulté le 10/10/2018).

2. Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and Human Well-being : Synthesis*, Island Press, Washington, DC. <http://www.millenniumassessment.org/fr/> (consulté le 10/10/2018).

3. <https://www.ecologie-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques> (consulté le 10/10/2018).

écosystèmes agricoles, les écosystèmes urbains, les milieux humides, les milieux marins et littoraux, et les zones rocheuses et de haute montagne.

C'est dans ce contexte que le MTEs a sollicité l'Inra au début de l'année 2014 pour réaliser le volet « écosystèmes agricoles » de l'EFESE (ci-après désigné EFESE-EA). Cette demande s'inscrivant dans le cadre d'un programme destiné à appuyer la décision publique, c'est à sa délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Études (DEPE) que l'Inra a confié la réalisation de ce travail, dont le présent ouvrage synthétise les résultats. Le programme fédérateur de recherche conduit par l'Inra depuis 2013 sur les services rendus par les écosystèmes s'est associé au MTEs pour soutenir cette opération<sup>4</sup>. L'objectif d'EFESE-EA était de décrire les mécanismes et les déterminants de la fourniture d'une gamme de services écosystémiques identifiés par le collectif d'experts à partir d'un état des connaissances scientifiques disponibles, puis de proposer des méthodes d'évaluation biophysique et économique de ces services à l'échelle nationale, à la résolution spatiale la plus fine possible. Il s'agissait également d'identifier les problématiques peu renseignées et pour lesquelles des travaux complémentaires semblent prioritaires. Enfin, ce travail devait contribuer à construire un système d'information pérenne pour l'évaluation des écosystèmes agricoles et des services écosystémiques associés, piloté par l'Inra, et mis à disposition de la communauté scientifique. En conséquence toutes les méthodes d'évaluation proposées et mises en œuvre par le collectif d'experts ont été conçues de façon à être traçables et reproductibles.

## Organisation du travail conduit par l'Inra

**Parmi la gamme d'activités coordonnées par la DEPE** pour éclairer les politiques et le débat publics, c'est sous la forme d'une étude que ce travail a été organisé, dans le respect de principes de travail établis par l'Inra pour l'expertise scientifique collective (encadré 1). Une quarantaine d'experts et de contributeurs scientifiques d'origines institutionnelles diverses (Inra, CNRS, MNHN, établissements d'enseignement supérieur, Fondation Tour du Valat, JRC) aux compétences disciplinaires complémentaires (écologie, agronomie, hydrologie, zootechnie, économie, etc.) ont été mobilisés pour réaliser l'étude EFESE-EA. L'ingénierie de données relative au volet d'évaluation des services écosystémiques a été réalisée en grande majorité par les équipes de l'Inra. Ce collectif était présidé par deux responsables scientifiques qui en ont guidé les réflexions et ont donné les orientations scientifiques de travail. La liste des membres du groupe de travail figure en fin d'ouvrage.

Dans un premier temps, les experts ont collecté et analysé la littérature scientifique internationale afin de stabiliser un cadre d'analyse opérationnel pour la spécification et l'évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles, d'identifier la

4. <http://www.ecoserv.inra.fr/> (consulté le 10/10/2018).

liste des services écosystémiques à instruire, et de proposer des indicateurs permettant d'évaluer les services écosystémiques. Dans un second temps, ces indicateurs ont été quantifiés à l'aide de données françaises, et les experts ont réalisé l'analyse et l'interprétation des résultats obtenus.

Un rapport scientifique consignait l'ensemble des résultats de l'étude a été transmis aux commanditaires en avril 2017. Le présent ouvrage est issu d'un document de synthèse rédigé sous la coordination de la DEPE à partir de ce rapport entre mai et octobre 2017. Les produits de l'étude sont disponibles sur le site internet de l'Inra<sup>5</sup>. Cet ouvrage ne mentionne pas les références bibliographiques analysées par les experts et qui étayent les différents éléments présentés. La liste exhaustive de ces références figure dans le rapport scientifique.

Cet ouvrage présente les résultats des travaux menés par le groupe de travail entre novembre 2014 et mars 2017. Le chapitre 1 présente le cadre d'analyse élaboré spécifiquement pour l'étude des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles, un écosystème qui se caractérise par son important degré d'anthropisation. Le chapitre 2 traite des services écosystémiques « intrants » rendus à l'agriculteur en tant que gestionnaire de ces écosystèmes. Une première estimation de la contribution des services « intrants » à la production agricole est proposée en chapitre 3. Le chapitre 4 présente les services de régulation rendus par les écosystèmes agricoles à l'ensemble de la société, et discute la possibilité de définir des « services culturels ». Si les chapitres précédents sont dédiés à l'évaluation biophysique des services écosystémiques, le chapitre 5 expose les méthodes d'évaluation économique disponibles et les difficultés liées à leur application aux services. Le chapitre 6 présente une analyse intégrée des différents services présentés individuellement dans les chapitres précédents, et propose des pistes pour raisonner la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques. Enfin, les principales perspectives de recherche ouvertes par ce travail sont présentées de manière transversale dans une section dédiée au sein de chaque chapitre.

---

5. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/EFESE-services-ecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles> (consulté le 10/10/2018).

### Encadré 1. Principes et méthodes de travail : l'expertise scientifique pour éclairer la décision publique.

Créée en 2010, la délégation à l'Expertise, à la Prospective et aux Études (DEPE) de l'Inra a pour mission d'éclairer la décision publique sur des questions sociétales complexes et de favoriser, dans le même temps, la réflexion de l'Institut sur ses propres orientations scientifiques. Au travers des trois types d'exercices qu'elle mène le plus souvent à la demande des pouvoirs publics, la DEPE se situe à l'interface entre décideurs politiques, parties prenantes, institutions scientifiques et experts. Le volet «écosystèmes agricoles» du programme EFESE a été réalisé par l'Inra en adoptant la méthode et les principes établis par sa DEPE pour la conduite des expertises scientifiques collectives (ESCo), dont les études sont des dérivées.

L'activité institutionnelle d'ESCo développée depuis 2002 à l'Inra et objet d'une charte nationale signée en 2011, se définit comme une activité d'analyse critique de la littérature scientifique produite dans des champs très divers du savoir dans le but d'éclairer la décision publique. Sans fournir d'avis ni de recommandations aux gestionnaires, elle vise à mettre en évidence les acquis scientifiques, les points d'incertitudes, les lacunes du savoir et les questions faisant l'objet de controverses scientifiques. La démarche d'ESCo peut se prolonger sous la forme d'études, qui incluent un volet de traitement et d'assemblage de données existantes (analyses statistiques, calculs, simulations à l'aide de modèles éprouvés et validés, méta-analyses...). Tous ces exercices donnent lieu à la production d'un rapport scientifique rédigé par les experts, à partir duquel sont produits une synthèse et un résumé.

Les opérations d'ESCo et d'études sont conduites dans le respect de principes garantissant la robustesse des argumentaires produits : compétence et pluralité des experts (identifiés par l'Inra à partir de leurs publications), impartialité (qui repose sur l'examen des déclarations d'intérêt des experts par le comité de déontologie de l'Inra), transparence de la méthodologie suivie et traçabilité des actions et moyens mis en œuvre au cours de l'opération. Les principes de conduite des ESCo et des études sont exposés dans un fascicule accessible sur le site internet de l'Inra<sup>6</sup>.

À ce jour, 14 ESCo et sept études ont ainsi été conduites par la DEPE de l'Inra.

6. Inra-DEPE, 2018, *Principes de conduite des expertises et des études scientifiques collectives menées pour éclairer les politiques et le débat publics (version 1, mai 2018)*, Inra, France, 63 p.

# 1 – Cadre pour l'analyse des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

**LE CONCEPT DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE (SE)** est de plus en plus utilisé dans le monde scientifique et dans celui de l'action publique, en particulier depuis les travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). De nombreux travaux, notamment engagés depuis la fin des années 2000, ont pour objectif de formaliser le lien entre la nature et le bien-être humain et de clarifier le concept de SE afin de le rendre plus opérationnel et de normaliser son utilisation. Néanmoins, les cadres conceptuels proposés sont multiples, en constante évolution, et ne font pas consensus. Des ambiguïtés persistent, tant sur le plan biophysique que sur le plan socio-économique, rendant difficiles la comparaison des travaux portant sur les SE et l'utilisation de leurs résultats dans la prise de décision et l'action publique.

## **Le concept de service écosystémique et sa transposition au fonctionnement des écosystèmes agricoles**

### **■ L'écosystème agricole : un écosystème anthropisé, géré à des fins de production de biomasse**

Du point de vue des écologues comme de celui des agronomes, l'agroécosystème est composé d'un système écologique (ou biophysique) et d'un système socio-économique en interaction. Le terme « écosystème agricole » est employé dans cet ouvrage pour désigner le système écologique de l'agroécosystème, autrement dit l'ensemble des composants biotiques et abiotiques compris ou circulant dans son emprise géographique (hors bâti). Le système socio-économique avec lequel il interagit inclut quant à lui les personnes qui gèrent le système écologique et interviennent dessus (les agriculteurs) ainsi que les moyens artificiels mis en œuvre en vue de produire de la nourriture, des fibres ou un autre produit agricole.

L'écosystème agricole est configuré et géré par l'homme dans l'objectif principal de produire de la biomasse. L'agriculteur intervient sur la nature et le fonctionnement de l'écosystème au moyen de deux types de pratiques :

- les pratiques qui déterminent la configuration de l'écosystème agricole et donc la nature et le potentiel de production pour un climat donné : choix des génotypes végétaux et animaux (espèces, variétés, races), des dates et de la densité du semis, des séquences de culture, et de la présence animale dans l'écosystème (part du pâturage dans la stratégie d'alimentation) ;
- les pratiques de gestion de la production de biomasse :
  - limitation des stress abiotiques (ex. apport d'eau et d'éléments minéraux) ou modification des conditions physico-chimiques du sol (ex. travail du sol, chaulage...) ;
  - réduction des stress biotiques (ex. traitements herbicides, antiparasitaires...) ;
  - exportation de la biomasse végétale hors de la parcelle (récolte) ou « restitution » au sol.

La composition et le fonctionnement de l'écosystème agricole sont différents de ceux d'un écosystème « semi-naturel » du fait de l'interaction entre deux composantes de la biodiversité en son sein. En premier lieu, l'ensemble des plantes et animaux intentionnellement introduits dans l'écosystème puis prélevés à des fins de production agricole constituent la biodiversité planifiée : il s'agit des espèces de plantes cultivées (annuelles, pluriannuelles ou pérennes) et d'animaux d'élevage. En second lieu, la biodiversité associée inclut les plantes adventices des cultures (présentes au sein de la parcelle), la faune du sol (macro et mésofaune endogée, communautés microbiennes du sol), et la macro et mésofaune épigée et aérienne qui circule dans l'emprise de la parcelle et son environnement. La structure et la dynamique de la biodiversité associée dépendent à la fois de la biodiversité planifiée, avec laquelle elle interagit (la biodiversité végétale servant notamment d'habitat et de source de nourriture à la biodiversité animale), des pratiques de gestion de la biomasse et de la structure des écosystèmes adjacents (ex. composition et configuration des habitats semi-naturels, espaces forestiers).

N.B. : Dans cet ouvrage, le terme « écosystème agricole » est fréquemment employé au singulier pour désigner le grand type d'écosystème objet d'EFESE-EA. Néanmoins, il est à entendre comme « l'ensemble des écosystèmes agricoles dans toute leur diversité ».

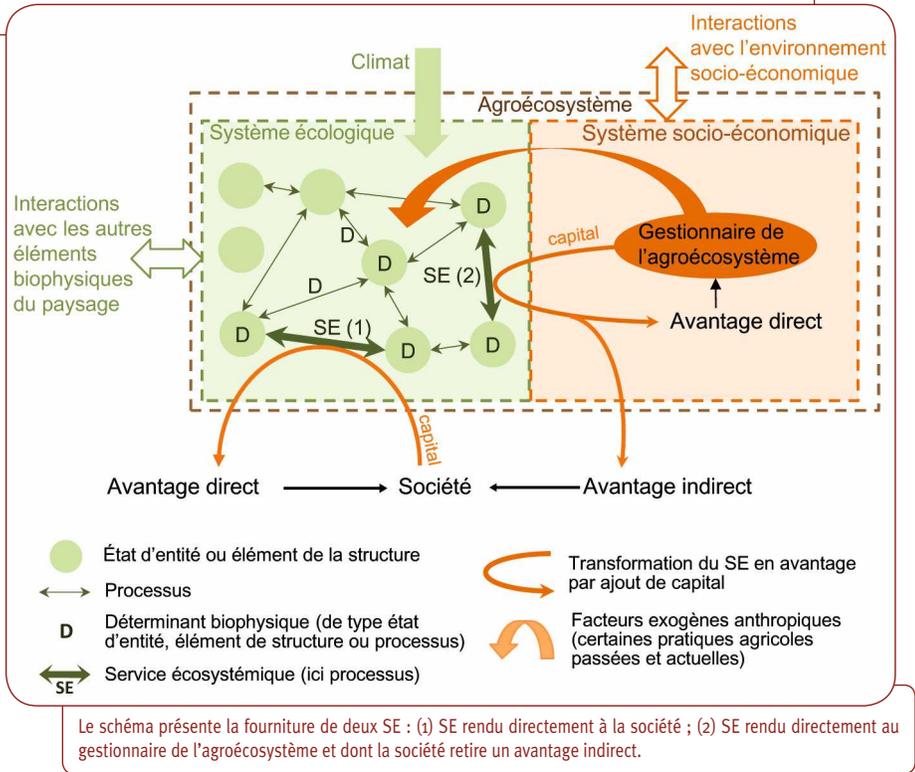
## **I Un cadre d'analyse pour caractériser et évaluer les services écosystémiques**

De nombreux cadres conceptuels articulent les concepts de structure et de processus biophysiques de l'écosystème, de SE et d'avantage le long d'une chaîne (ou cascade) qui relie le fonctionnement d'un écosystème au bien-être de l'homme. Une revue de la littérature internationale publiée en 2012 sur les définitions du concept de SE met en évidence l'existence de deux grands types de définitions : (1) celles dans lesquelles les SE sont des composantes biophysiques de l'écosystème dont sont dérivés des avantages, définition adoptée par les auteurs de la classification internationale des services de la

CICES<sup>7</sup>, et (2) celles dans lesquelles les SE correspondent aux avantages tirés par l'homme des écosystèmes, définition retenue dans le rapport du MEA.

Pour étudier les SE fournis par les écosystèmes agricoles, le choix a été fait dans EFESE-EA, en cohérence avec la CICES, de conceptualiser les SE comme les « composants » de l'écosystème dont l'homme tire des avantages qui contribuent à l'amélioration de son bien-être. Cette définition repose sur la distinction claire entre une série de concepts exposés ci-après, et synthétisés dans la figure 1-1.

**Figure 1-1. Représentation des concepts clés employés dans EFESE-EA.**



### Avantages et bénéficiaires des services écosystémiques

Les SE sont des processus écologiques ou des éléments de la structure de l'écosystème dont l'homme bénéficie, activement en mobilisant du capital matériel (énergie, eau,

7. La *Common International Classification for Ecosystem Services* (CICES) a vu le jour en 2009. La CICES a été développée dans le cadre des travaux conduits à l'initiative de l'Agence européenne pour l'environnement et de la Commission de statistique de l'ONU, visant à réviser le système international de comptabilité environnementale (*System of integrated Environmental and Economic Accounting* ou SIEA).

produits phytosanitaires...) et/ou cognitif (connaissances, par ex. pratiques agricoles), ou passivement (ex. avantage dérivé du SE de régulation du climat). Les avantages retirés des SE, déconnectés de l'écosystème sur le plan fonctionnel, peuvent être matériels (des biens) ou immatériels (des services socio-économiques<sup>8</sup>). Un SE peut être à l'origine de plusieurs avantages. Ces avantages contribuent au bien-être de l'homme.

Dans une optique d'aide à la décision publique, l'identification des avantages dérivés spécifiquement des SE par certaines catégories d'acteurs au sein de la société (du fait de la fonction propre qu'ils exercent) peut permettre de mieux cibler les enjeux et leviers d'action associés à la gestion des écosystèmes. Deux catégories de bénéficiaires ont été distinguées ici : les agriculteurs et la société dans son ensemble. En tant que gestionnaires de l'écosystème agricole, les agriculteurs tirent de certains SE des avantages spécifiques qui contribuent directement à la production agricole ; il est alors considéré que ces SE fournissent un avantage direct aux agriculteurs. La société est bénéficiaire des SE rendus par les écosystèmes agricoles, soit de façon directe (cas du SE de régulation du climat global par exemple), soit de façon indirecte par l'intermédiaire des agriculteurs (cas des SE de régulation se substituant à l'usage de certains intrants chimiques susceptibles de contaminer l'environnement). Dans ce second cas, la façon dont la société bénéficie des SE dépend directement du comportement des agriculteurs.

Notons que, en tant que citoyens, les agriculteurs appartiennent aussi à la deuxième catégorie de bénéficiaires, la société. Les autres catégories d'acteurs de la société n'ont pas été distinguées du fait de la focalisation thématique d'EFESE-EA.

### Service écosystémique, déterminants biophysiques et facteurs exogènes

L'écosystème est « composé » d'un ensemble d'entités biotiques et abiotiques et de processus en interaction. La nature des entités et leurs relations (configuration spatiale, interactions fonctionnelles...) définissent la structure de l'écosystème. La structure de l'écosystème et l'état de ses entités déterminent le régime des processus écologiques (ex. dynamique des populations, compétition entre populations) et *vice versa*. Par exemple, les processus de prédation ou de parasitisme déterminent l'état et la structure des communautés de bioagresseurs qui elles-mêmes déterminent le régime de ces processus et le niveau de dommages sur la biomasse cultivée.

Les SE correspondent au sous-ensemble des processus ou des éléments de la structure de l'écosystème dont l'homme tire directement un (ou des) avantage(s). Le niveau de fourniture des SE dépend donc de l'état des entités et du fonctionnement de l'écosystème. Dans le cadre d'analyse proposé ici, les entités et processus biophysiques principaux

8. Les termes biens et services sont ici utilisés au sens de la comptabilité nationale, et désignent l'ensemble des produits fabriqués par les entreprises, les administrations publiques, les organisations. Le concept de service au sens de la comptabilité nationale est différent du concept de service écosystémique objet de l'étude EFESE-EA conduite par l'Inra.

des écosystèmes qui déterminent le niveau de fourniture des SE sont nommés « déterminants biophysiques ». Par exemple, le SE de pollinisation correspond au processus de transfert de grains de pollen entre les fleurs mâles et femelles. Les caractéristiques des communautés de pollinisateurs (structure, composition, abondance) constituent l'un de ses déterminants biophysiques majeurs. Notons que seuls les processus liés au vivant sont considérés comme des SE. En corollaire, la biodiversité constitue un déterminant biophysique des SE. Certaines entités ou certains processus abiotiques (ex. texture du sol) sont vus comme des déterminants biophysiques lorsque leurs interactions avec les entités ou processus biotiques déterminent le niveau des SE.

Par ailleurs, certains processus naturels (le climat) ou anthropiques (activités humaines) extérieurs à l'écosystème, désignés ici comme « facteurs exogènes », exercent une influence positive ou négative sur le niveau de fourniture des SE, directement ou par le biais de leurs effets sur les déterminants biophysiques. Par exemple, le SE de fourniture de nutriments aux plantes cultivées est modulé par les phénomènes liés au changement climatique ainsi que par les pratiques de fertilisation ; ces facteurs influent directement sur l'état organique des sols, l'un des déterminants biophysiques majeurs de ce SE.

Dans le cas des écosystèmes agricoles, les pratiques agricoles jouent un rôle différent suivant leur nature. Dans la mesure où elles définissent la nature de l'écosystème agricole, les pratiques de configuration de l'écosystème contribuent à la détermination du niveau de fourniture des SE. Les pratiques de gestion de la biomasse sont considérées comme des facteurs exogènes anthropiques lorsqu'elles modulent le niveau de fourniture des SE. Elles interviennent soit par leur action historique sur l'état de l'écosystème (ex. effets des pratiques de travail du sol sur l'état organique du sol), soit par leur action sur l'expression du SE dans la période considérée pour son évaluation (ex. pratiques phytosanitaires qui, par leurs effets sur les auxiliaires et bioagresseurs des cultures, modifient le niveau des SE de régulation des bioagresseurs en cours d'année).

### **Services écosystémiques, « disservices » et « impacts des pratiques agricoles »**

Le concept de disservice recouvre souvent deux notions distinctes : (1) les effets négatifs de la biodiversité ou de certains processus des écosystèmes sur l'homme, et (2) les impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement.

Tout d'abord, il est nécessaire de distinguer les effets négatifs du fonctionnement de l'écosystème sur l'homme, et une situation de bas niveau de SE. Par exemple, les effets négatifs de la faune « sauvage » sur le fonctionnement de l'agroécosystème ou des zones urbaines, ou encore les émissions de pollens allergènes par la végétation, constituent des disservices de type (1). Un bas niveau de SE effectif correspond à un processus dont l'homme tire un faible niveau d'avantage.

Par ailleurs, transposés au cas des écosystèmes agricoles, les disservices de type (2) correspondent essentiellement à des flux de matière, depuis les écosystèmes agricoles vers

les autres écosystèmes, liés aux pratiques agricoles. Ainsi, certaines pratiques de gestion de la biomasse (traitements phytosanitaires ou apports de fertilisants) sont à l'origine de pollutions (pesticides ou nitrates) dispersées au-delà de l'écosystème agricole qui, *in fine*, réduisent le bien-être de l'homme. SE et impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement sont deux points de vue différents et complémentaires sur le fonctionnement des écosystèmes : la réduction du protoxyde d'azote ( $N_2O$ , gaz à effet de serre) en diazote ( $N_2$ ) est un SE, alors que l'émission de  $N_2O$  liée aux apports de fertilisants azotés est un impact environnemental.

Dans cette analyse des SE et disservices, il est important de noter qu'un même processus écologique peut être considéré comme un SE pour une catégorie de bénéficiaires et comme un disservice pour une autre : la définition des SE et disservices est donc dépendante des catégories d'acteurs considérées. Par exemple, la régulation des ongulés sauvages par les grands prédateurs peut être considérée comme un SE pour les forestiers, mais comme un disservice pour les chasseurs ou promeneurs. L'étude des disservices nécessiterait un travail à part entière qui n'a pas été réalisé dans l'étude dont est issu cet ouvrage. Néanmoins, pour certains SE, lorsque cela apporte une information complémentaire, des indicateurs des impacts négatifs des pratiques agricoles ont été construits et quantifiés en plus du niveau de SE (azote fixé et lixivié, chapitre 6).

## Identification et évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles

### I Typologie des SE rendus par les écosystèmes agricoles

En cohérence avec de nombreux travaux internationaux et le choix fait dans le programme français EFSE, la classification des SE proposée par la CICES version 4.3<sup>9</sup> a été utilisée ici comme typologie de référence et point de départ à l'identification des SE rendus par les écosystèmes agricoles. La CICES classe les SE en trois grandes sections :

- les « services d'approvisionnement », qui représentent la production de nutriments, d'eau, de matériaux et d'énergie par l'écosystème ;
- les « services de régulation », correspondant aux processus écologiques qui contribuent à réguler, dans un sens favorable à l'homme, des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, qualité physico-chimique) et du transport des matières (ex. érosion) ;
- les « services culturels », dont la société tire des avantages non matériels, récréatifs, esthétiques et spirituels.

9. Version la plus récente au moment de la réalisation du travail dont est issu cet ouvrage. <https://cices.eu/resources/> (consulté le 10/10/2018).

Après sélection des SE fournis par les écosystèmes agricoles français<sup>10</sup>, le collectif d'experts EFESE-EA a spécifié chacun d'entre eux sur la base de la littérature scientifique mondiale, afin de : (1) définir la nature du SE, (2) identifier les avantages qu'en retirent la société et, le cas échéant, le gestionnaire de l'agroécosystème, (3) identifier les déterminants biophysiques majeurs du niveau de fourniture du SE, et les principaux facteurs exogènes qui modulent cette fourniture. Ce travail de spécification a conduit à affiner la classification et parfois la nature de certains d'entre eux, et donc à revoir significativement la typologie CICES (annexe II).

En particulier, le statut de la production agricole est largement débattu dans les différentes évaluations internationales et la littérature scientifique. En effet, la production résulte des interactions entre SE de régulation et intrants anthropiques (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides). La définir comme un « SE d'approvisionnement » implique donc qu'une augmentation de SE peut être due à une augmentation de la production liée à un apport additionnel d'intrants exogènes à l'écosystème. Afin de pouvoir étudier distinctement la part relative du fonctionnement de l'écosystème et des apports d'intrants dans l'élaboration de la production agricole, le concept de SE d'approvisionnement n'a pas été retenu, et la production agricole est définie comme un bien agricole, autrement dit un avantage que le gestionnaire de l'écosystème agricole tire des interactions entre SE de régulation et intrants anthropiques (chapitre 3). Les SE d'approvisionnement en eau apparaissant dans la version 4.3 de la CICES ont, quant à eux, été caractérisés comme des SE de régulation des flux d'eau (chapitre 2).

La définition de services dits « culturels » est également discutable. En l'état, la majorité des items identifiés par la CICES dans cette catégorie correspond davantage à une typologie d'usages et/ou de valeurs des paysages (donc d'avantages) qu'à des SE au sens retenu ici. En conséquence, seuls les services dits « récréatifs » dans la dénomination CICES ont été étudiés (chapitre 4).

Le tableau 1-1 présente la liste finale des SE examinés dans EFESE-EA, ainsi que la nature de l'analyse réalisée. Compte tenu des modalités de réalisation de ce travail (durée du projet, compétences disciplinaires et techniques présentes dans le groupe de travail, disponibilité des données...), l'évaluation de certains SE n'a pu être menée à son terme. Pour ces SE, des pistes méthodologiques ont été proposées, en identifiant les travaux et données complémentaires qui permettraient de les mettre en œuvre.

D'autres SE identifiés comme importants dans le cas des écosystèmes agricoles français n'ont pu être étudiés, et mériteraient de faire l'objet de travaux futurs visant à les spécifier et, si possible, à les évaluer. Les principaux SE non traités dans cette étude à forts enjeux pour les écosystèmes agricoles, identifiés à ce jour, sont :

- la régulation des maladies des cultures et des animaux d'élevage ;

10. Les SE marginaux dans le contexte français ou rendus exclusivement par d'autres types d'écosystèmes (par exemple la régulation de la qualité des eaux salées) ont été exclus du champ de l'étude. Par ailleurs, certains SE rendus par les écosystèmes agricoles n'ont pu être instruits par manque de compétences thématiques dans le collectif d'experts.

- l'activité de décomposition et de recyclage de la nécromasse et de la copromasse<sup>11</sup> ;
- la régulation locale du climat (à l'échelle de la parcelle ou du paysage) ;
- la régulation de la qualité de l'air ;
- la régulation des inondations.

**Tableau 1-1. Liste finale des SE examinés dans EFESE-EA.**

Dénomination du SE	Nature de l'analyse biophysique	Nature de l'analyse économique
Pollinisation des espèces cultivées	Quantifié	Évalué
Régulation des graines d'adventices	Partiellement quantifié	Pistes méthodologiques
Régulation des insectes ravageurs	Partiellement quantifié	Pistes méthodologiques
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Quantifié	Pistes méthodologiques
Structuration des sols	Pistes méthodologiques	/
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Quantifié	Évalué
Stockage et restitution de l'eau bleue	Quantifié	/
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Quantifié	Évalué
Fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées	Pistes méthodologiques	/
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	Pistes méthodologiques	/
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone organique dissous (COD)	Partiellement quantifié	Pistes méthodologiques
Régulation du climat global par atténuation des gaz à effet de serre et stockage du carbone	Quantifié	Pistes méthodologiques
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Partiellement quantifié	/
Potentiel récréatif (activités de plein air avec prélèvement)	Pistes méthodologiques	/

11. Réalisée par des organismes respectivement nécrophages et coprophages, essentiellement invertébrés et mêmes insectes (mais aussi oiseaux charognards pour les grosses carcasses).

## ■ Évaluation biophysique des services écosystémiques

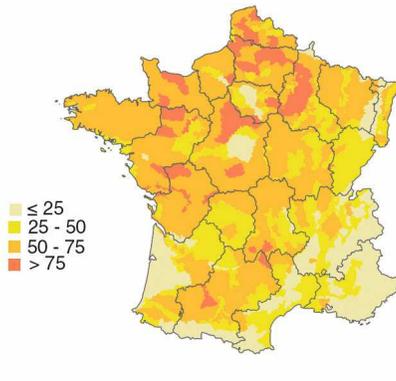
### Périmètre d'EFESE-EA

Les écosystèmes agricoles correspondent ici aux surfaces exploitées majoritairement en agriculture. Le compartiment examiné correspond au système sol-plantes-animaux, incluant la biodiversité planifiée (les animaux domestiques compris) et la biodiversité associée présentes ou circulant dans cet espace. Il n'inclut pas les zones bâties. L'écosystème agricole est principalement composé de parcelles, cultivées ou en prairie, considérées comme les unités fonctionnelles du système écologique examiné, et d'éléments semi-naturels situés dans son emprise (bords de parcelles et de routes, bosquets, mares, haies, bandes enherbées). Il est inséré dans un paysage correspondant à une mosaïque d'écosystèmes en interaction, c'est-à-dire échangeant de la matière et de l'énergie, notamment du fait du déplacement de la biodiversité associée. Lorsque l'écosystème le plus représenté dans cette matrice est de nature agricole, on parle de « paysage agricole ».

### Délimitation horizontale

La superficie agricole utilisée (SAU), qui comprend les terres arables, les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes, occupe environ 29 Mha soit 54 % du territoire français. La figure 1-2 représente la part de SAU présente dans chaque petite région agricole (PRA).

**Figure 1-2. Pourcentage de SAU dans la superficie totale par PRA en 2010.**



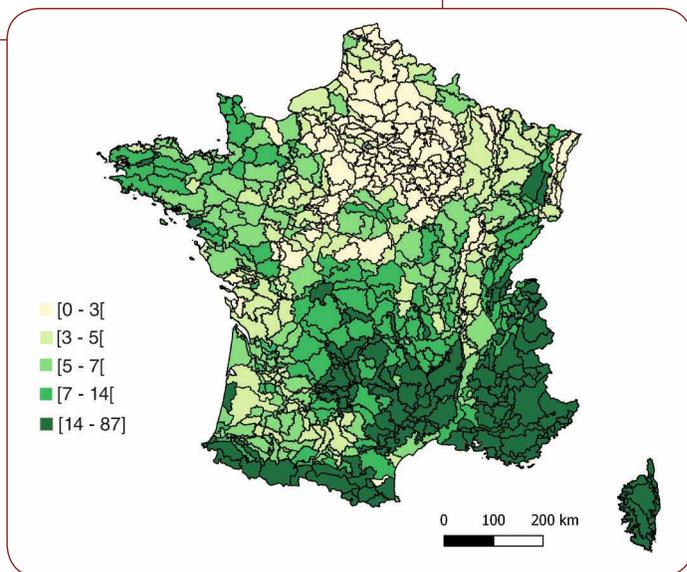
Sources : Recensement agricole (RA 2010) et Institut national de l'information géographique et forestière (IGN 2010).

Les zones géographiques dans lesquelles les écosystèmes agricoles sont peu présents (SAU inférieure à 25 % de la superficie des PRA) sont la région landaise (majoritairement

occupée par la forêt), la Sologne (caractérisée par la présence de boisements et de marécages), l'ensemble formé par le Vivarais, les Cévennes et les Causses du Larzac, et certains massifs montagneux (le massif vosgien, les Alpes, les Pyrénées et la Corse).

Les surfaces toujours en herbe, ainsi que les landes et les estives ont été considérées ici dès lors qu'elles sont principalement utilisées pour l'agriculture. Les éléments semi-naturels du paysage tels que les haies, lisières et arbres isolés sont également pris en compte, dès lors qu'ils sont situés dans l'emprise géographique des exploitations agricoles. La figure 1-3 indique, par PRA, le pourcentage de formations ligneuses situées dans l'emprise des surfaces agricoles déclarées au registre parcellaire graphique (RPG) en 2012.

**Figure 1-3. Pourcentage de formations ligneuses dans la surface RPG 2012, par PRA.**



Sources : croisement du RPG 2012 et de la couche végétation de la BD TOPO® de l'IGN.

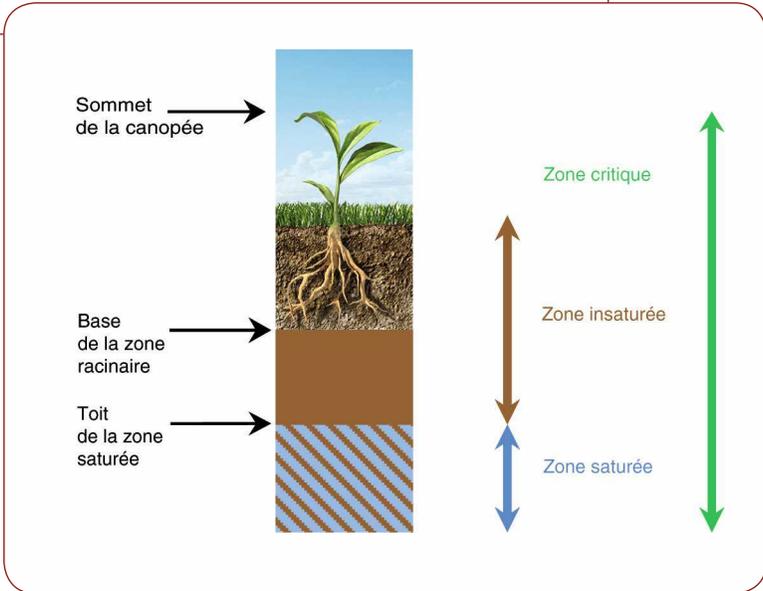
Les pourcentages les plus élevés sont observés en zone de montagne (Alpes, Pyrénées, Jura, Vosges, Massif central), dans le Massif armoricain (Bretagne, Basse-Normandie, Pays de Loire) et sur le pourtour méditerranéen (Languedoc).

### Extension verticale

Dans la perspective de l'analyse et de l'évaluation des SE, l'écosystème agricole peut être assimilé à la « zone critique » (*critical zone* ou *vadoze zone*) qui correspond à l'en-

veloppe fragile de sol, de roche et d'eau qui recouvre la surface du globe, et s'étend du sommet de la canopée au toit de la lithosphère (figure 1-4). Elle inclut la zone non saturée et la zone saturée du sol. Néanmoins, l'objet principal d'EFESE-EA étant les écosystèmes agricoles, l'extension verticale de l'écosystème considérée ici est délimitée par le toit de la zone du sol saturée en eau et le toit de la canopée (la zone saturée relevant de travaux concernant des aspects géo-hydrologiques non examinés ici).

**Figure 1-4. Extension verticale de l'écosystème agricole.**



### Caractéristiques générales de l'évaluation biophysique

À partir d'une analyse de la littérature scientifique et des travaux européens sur l'évaluation des SE (menés notamment par le Joint Research Center (JRC) de la Commission européenne et le groupe de travail MAES), le collectif d'experts EFESE-EA a identifié les méthodologies (indicateurs, données) permettant de quantifier le niveau de fourniture de chaque SE. S'inscrivant dans la démarche du programme français EFESE, ces méthodes devaient permettre de cartographier les SE rendus par les écosystèmes agricoles : (1) actuellement en place (afin de disposer d'un état des lieux des niveaux de SE actuellement fournis), (2) à la résolution spatiale la plus fine possible, et (3) à l'échelle de la France entière. Selon la nature des processus analysés, la disponibilité des données (encadré 1-1) et les limites techniques liées aux outils de quantification, chaque (groupe de) SE a donc été évalué selon une méthode et à une résolution spatiale qui lui est propre.

Deux grands types d'approches ont été employés :

- Les SE rendus par le fonctionnement du système sol-plantes-animaux de la parcelle (comme le SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées ») ont été quantifiés à l'aide de modèles de simulation dynamique des interactions entre le système de culture, le sol et le climat. Deux modèles développés par l'Inra ont été mobilisés : STICS (Simulateur multidisciplinaire pour les cultures standard) pour les écosystèmes de grandes cultures et PaSim (*Pasture Simulation Model*) pour les écosystèmes de prairies (chapitre 2, encadré 2-1). La SAU française a été découpée en 24 356 portions homogènes en termes de type de sol et de climat, et ces SE quantifiés pour chacune d'entre elles.
- Les SE dépendant des caractéristiques du paysage (comme le SE « pollinisation des espèces cultivées ») ont été quantifiés à l'aide d'indicateurs de configuration et de composition du paysage. Selon la méthode utilisée, ces différents SE ont été quantifiés pour chaque maille de 100 m de côté, 2 km de côté ou pour chaque département.

Tous les types d'écosystèmes agricoles français sont *a priori* concernés par EFESE-EA. Cependant, les écosystèmes de cultures permanentes (vignes, vergers, cultures énergétiques pérennes), les écosystèmes exploités pour le maraîchage et les écosystèmes agricoles des territoires d'outre-mer (plantations de bananiers...) n'ont, sauf exception, pas été traités par manque de données permettant de les caractériser.

Enfin, l'effet de la variabilité interannuelle du climat et de la configuration de l'écosystème (rotation des cultures) sur le niveau moyen de fourniture des SE a été pris en compte en utilisant des séries temporelles de données lorsque ces dernières étaient disponibles. La majorité des résultats présentés dans les chapitres suivants correspondent donc à des moyennes annuelles.

L'annexe III récapitule les caractéristiques principales de l'évaluation réalisée pour chaque SE quantifié (nature de l'indicateur, assiette de l'évaluation...).

Si la quantification biophysique des SE est un objectif premier d'EFESE-EA, identifier la contribution de l'écosystème à la production agricole constitue actuellement un front de recherche. Des propositions méthodologiques nouvelles ont ainsi été construites et mises en œuvre par le groupe de travail, et les premiers résultats sont proposés au chapitre 3 pour la production de biens végétaux (plantes cultivées, fourrages) et animaux (viande, lait, œufs, animaux d'élevage).

### Encadré 1-1. Principales bases de données mobilisées pour quantifier les SE.

La représentation de la distribution spatiale des modes d'occupation du sol repose essentiellement sur l'utilisation de deux bases de données :

- le registre parcellaire graphique (RPG)<sup>12</sup> a été utilisé pour caractériser l'emprise géographique et la nature des écosystèmes agricoles. Cette base recensant uniquement les surfaces agricoles concernées par les aides de la Politique agricole commune, certains types d'écosystèmes y sont faiblement représentés, notamment les surfaces de vignes et de vergers. En conséquence, les évaluations portent, sauf exception, essentiellement sur les surfaces en grandes cultures et en herbe (prairies, landes estives), qui couvrent actuellement 95 % de la SAU ;
- la couche végétation de la BD TOPO® réalisée par l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN) a été utilisée pour caractériser les éléments semi-naturels situés dans l'emprise des parcelles (haies, arbres isolés, etc.).

Une base de données développée à partir d'une analyse des RPG des années 2006 à 2012 (Leenhardt *et al.*, 2012<sup>13</sup>) permet de reconstituer les séquences de couverts végétaux pour chaque îlot cultural<sup>14</sup> en France métropolitaine. Cette base de données, développée et gérée respectivement par l'UMR AGIR et l'US ODR de l'Inra, a été mobilisée à chaque fois que l'évaluation des SE nécessitait une analyse de l'enchaînement des cultures ou de prairies.

Les données sur les choix de gestion opérés par l'agriculteur (durée de pâturage, chargement animal...) et les pratiques agricoles sont essentiellement issues de l'analyse de deux enquêtes réalisées par le service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du ministère en charge de l'Agriculture et dont les résultats sont mis à disposition par Agreste :

- le Recensement agricole (RA) 2010, dont les résultats sont accessibles par canton ou par petite région agricole (PRA) ;
- les enquêtes Pratiques culturales 2006 et 2011, utilisées pour obtenir des informations sur les pratiques culturales de semis et de fertilisation. Cette base de données représente le principal facteur limitant de l'évaluation réalisée ici en termes de résolution spatiale puisque son échelle de représentativité statistique officielle est la région administrative (de l'année d'enquête).

Enfin, la majorité des cartographies générées sont présentées avec un masque des écosystèmes non agricoles et des zones urbanisées. Comme la plupart des évaluations de SE et de biens sont focalisées sur les écosystèmes de grandes cultures et de prairies, la majorité des cartographies illustrant cet ouvrage sont présentées avec un masque additionnel des autres écosystèmes agricoles. Ces masques ont été construits par croisement des données RPG et CORINE Land Cover.

12. <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/registre-parcellaire-graphique-rpg-2010> (consulté le 10/10/2018).

13. Leenhardt D., Therond O., Mignolet C., 2012, Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ?, *Agronomie, Environnement et Sociétés*, 2(6) : 77-90.

14. Regroupement de parcelles contiguës, entières ou partielles, homogènes du point de vue de la culture, de l'histoire culturale (successions des cultures et apports de fertilisants) et de la nature du terrain.

## I Évaluation économique des services écosystémiques

L'objet « service écosystémique » constitue l'un des maillons d'une chaîne de concepts reliant l'état et le fonctionnement de la nature aux composantes du bien-être humain. Si l'analyse biophysique des SE décortique les interactions entre le fonctionnement des écosystèmes et les SE, l'approche économique cherche à établir le lien complémentaire entre les SE et le bien-être humain. Bien que les deux approches soient fortement connectées par le concept d'avantage, dérivé des SE par les bénéficiaires de ceux-ci, les articuler est souvent considéré comme un défi dans la littérature scientifique. En effet, l'approche biophysique débouche le plus souvent sur des indicateurs de SE qui ne sont pas facilement et directement utilisables par les économistes. En outre, l'approche économique tend souvent à quantifier les avantages dérivés des SE, plutôt que les SE eux-mêmes, afin d'attribuer une valeur à ces derniers. Comme indiqué au début du chapitre, l'évaluation des SE, fonctionnellement connectés à l'écosystème, ne correspond pas à l'évaluation des avantages, fonctionnellement déconnectés de l'écosystème et relevant du sous-système socio-économique. Évaluer les avantages nécessite de prendre en compte les apports de capitaux (matériels, humains, institutionnels, financiers) mis en œuvre pour exploiter les SE.

Identifier les avantages que l'homme peut tirer des SE n'est pas chose aisée. En effet, « la société » bénéficiaire des SE est en réalité composée d'une multitude d'agents économiques qui *a priori* ne bénéficient pas tous de la même manière des SE, notamment en raison des interactions économiques existant entre les agents. Par exemple, le gestionnaire de l'écosystème agricole bénéficie directement du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, l'avantage procuré étant une économie d'usage d'engrais azotés de synthèse. Indirectement, à l'échelle de la société dans son ensemble, l'utilisation du SE par l'agriculteur permet d'éviter les impacts environnementaux associés à l'apport d'azote minéral de synthèse. En conséquence, il a été fait le choix de limiter l'analyse aux seuls avantages que les bénéficiaires « société » ou « gestionnaire de l'écosystème agricole » retirent directement des SE. Le travail a donc porté séquentiellement sur : (1) l'identification et la spécification d'une liste de biens agricoles et de services écosystémiques, (2) l'évaluation biophysique (quantification du niveau de fourniture) des biens et services identifiés à l'étape (1), et (3) l'évaluation économique des SE. L'évaluation économique des SE ne pouvant être abordée qu'une fois leur niveau de fourniture quantifié, le collectif d'experts a donné la priorité, dans le temps imparti à l'étude, aux étapes (1) et (2). Le volet d'évaluation économique, abordé dans cet ouvrage de manière transversale (chapitre 5), est donc peu développé en comparaison du volet biophysique. Il pointe les enjeux et difficultés propres à ce volet et les perspectives de recherche à développer pour mener à bien ce chantier.

## 2 – Les services écosystémiques « intrants »

**LA PRINCIPALE FINALITÉ DE L'ÉCOSYSTÈME AGRICOLE** est de produire des biens végétaux (production primaire) et animaux (production secondaire, élaborée à partir de la production végétale). La production primaire ne résulte pas du seul fonctionnement de l'écosystème, mais des interactions entre certains SE de régulation et les intrants exogènes (énergie, irrigation, fertilisation, pesticides...) apportés par l'agriculteur. En conséquence, les biens agricoles peuvent être considérés comme « co-produits » par l'écosystème et les activités de l'homme.

Les SE de régulation qui déterminent la production primaire végétale peuvent être envisagés comme des facteurs de production. C'est pourquoi certains travaux les désignent comme « SE intrants ». En tant que gestionnaire de l'écosystème, l'agriculteur en est le bénéficiaire direct. Du fait de leur substitution à l'usage d'intrants de synthèse, certains de ces SE contribuent indirectement à la réduction des pollutions environnementales, ce qui constitue un avantage pour la société dans son ensemble.

### Services écosystémiques « intrants » et potentiel de production végétale

**L'ÉCOSYSTÈME AGRICOLE EST MODIFIÉ ET GÉRÉ** par l'agriculteur dans le but d'y introduire des espèces végétales et animales dont la biomasse sera exportée hors de l'écosystème après une phase de croissance, et de moduler les caractéristiques physico-chimiques du sol et le niveau des stress abiotiques et biotiques qui empêchent d'atteindre le niveau de production attendu (manque d'eau, carences en nutriments, déficit de pollinisation, dommages causés par les bioagresseurs). Tout comme les apports d'intrants exogènes par l'agriculteur (travail du sol, usage d'intrants de synthèse, etc.), un certain nombre de SE interviennent au cours du cycle biologique de production (cycle cultural) dans l'élaboration du rendement en agissant sur le niveau d'expression des facteurs qui le limitent ou le réduisent (tableau 2-1) :

- les SE de régulation de la « fertilité » du sol, qui déterminent les caractéristiques physico-chimiques du sol et donc le niveau des stress abiotiques ;
- les SE de régulations dites « biologiques », liés aux composantes de la biodiversité associée « aérienne » (au sens large), qui englobent à la fois la pollinisation par les animaux

(contribuant à la reproduction sexuée d'environ deux tiers des espèces cultivées) et les SE qui régulent les bioagresseurs des cultures.

**Tableau 2-1. Pratiques agricoles et SE « intrants » contribuant au contrôle des caractéristiques abiotiques et biotiques de l'écosystème qui limitent ou réduisent la production de biens végétaux.**

	Pratiques agricoles	SE de régulation (SE « intrants »)
<b>Caractéristiques abiotiques :</b>		
	➔ Travail du sol	➔ Structuration des sols
	➔ Apports d'engrais minéraux et organiques	➔ Fourniture de nutriments aux plantes cultivées
	➔ Irrigation	➔ Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées
	➔ Pratiques d'aménagement et de protection physique des sols	➔ Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion
	➔ Autres pratiques multi-objectifs : restitution de biomasse (résidus de culture) au sol, apports d'amendements organiques	
<b>Stress biotiques :</b>		
Dommages causés par les adventices et les ravageurs des cultures	➔ Apport de produits phytosanitaires	➔ Contrôles biologiques par conservation : régulation des graines d'adventices, régulation des ravageurs
	➔ Contrôle biologique par introduction ou apports de stimulants de la santé des plantes	
	➔ Désherbage mécanique	
Déficit de pollinisation	➔ Pollinisation manuelle	➔ Pollinisation des espèces cultivées

En interagissant avec les caractéristiques de l'écosystème, les SE de régulation et les pratiques agricoles, le climat participe à la définition du potentiel de production d'une parcelle donnée : le niveau d'exécution (ou régime) des processus à l'œuvre au sein de l'écosystème agricole, parmi lesquels les SE « intrants », est lié au climat.

Notons que, à l'échelle de la parcelle, le climat peut être régulé par la structure de l'écosystème agricole et celle de la matrice paysagère environnante qui, en modifiant locale-

ment certains paramètres climatiques (température, vitesse de déplacement de l'air...), créent un microclimat plus ou moins favorable à certains processus, donc à la fourniture de certains SE de régulation et, *in fine*, au niveau de production agricole. Cette régulation locale du climat fait aussi partie des SE rendus par l'écosystème agricole.

Le tableau 2-2 récapitule la liste des SE « intrants » et la nature de l'analyse réalisée dans FESE-EA. Lorsque cela était possible, le niveau de fourniture de ces SE a été quantifié. Deux de ces SE connus pour contribuer à la production agricole — SE de régulation des maladies des cultures et SE de régulation du climat local — n'ont pas été étudiés car leur analyse nécessite des compétences disciplinaires spécifiques non présentes au sein du collectif d'experts. Le tableau présente également les principaux avantages que les bénéficiaires peuvent tirer de ces SE. Par définition, l'agriculteur bénéficie directement de ces SE ; la société en bénéficie de façon essentiellement indirecte.

## Régulation des caractéristiques physico-chimiques du sol

### I Structuration des sols

La classification CICES propose deux sous-groupes de SE de régulation liés à la formation et au maintien des conditions biogéochimiques du sol. Le premier correspond aux processus relatifs au maintien de la fertilité du sol, au stockage des nutriments et au maintien de la structure du sol, et inclut les processus d'altération (biologique, chimique et physique) du sol et de pédogenèse. Le second se réfère aux processus de décomposition/minéralisation de la matière organique, de nitrification/dénitrification, de fixation de l'azote... Cette typologie n'est pas adaptée au cadre d'analyse présenté en chapitre 1. En effet, du fait de la diversité des processus inclus dans chaque catégorie, il est difficile d'associer aux SE un bénéficiaire humain et des avantages précis. De plus, certains des processus figurant dans la typologie CICES, comme la pédogénèse, se manifestent à des échelles temporelles bien plus longues que celle de l'année ou de la rotation culturale, rendant difficiles à la fois l'évaluation individuelle d'un SE défini par de tels processus et son inclusion dans une approche multiservice. Enfin, les SE de régulation du cycle des éléments minéraux n'apparaissent pas clairement dans cette typologie, alors qu'ils comptent parmi les processus les plus cités dans la littérature relative aux sols.

La majorité des travaux qui traitent des SE que les sols contribuent à rendre mentionnent un SE spécifique en lien avec la structure ou la formation du sol. La structure du sol, définie comme l'organisation de ses constituants liquides, solides et gazeux, constitue une propriété clef du sol. Elle est identifiée par de nombreux auteurs comme une composante essentielle de la qualité ou de la santé du sol, et comme un indicateur écologique fondamental de son état. Les premiers écrits sur les SE en lien avec les sols définissent ainsi un SE « structure du sol » qui, plus qu'un SE *stricto sensu*, correspond à l'état de la structure du sol à un instant donné.

Tableau 2-2. Liste des SE « intrants » analysés dans EFESE-EA.

Service écosystémique « intrants »	Avantages directs pour le gestionnaire de l'écosystème agricole	Avantages directs et indirects (en italique) pour la société	Évaluation biophysique
Structuration des sols	Réduction du travail du sol		Pistes méthodologiques
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Réduction de la quantité d'eau à apporter par irrigation	<i>Réduction des déficits en eau liés à l'irrigation</i>	Oui
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Réduction de la quantité de nutriments à apporter sous forme d'engrais exogènes	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des engrais</i>	Oui
Fourniture d'autres nutriments aux plantes cultivées			Pistes méthodologiques
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Préservation du potentiel agronomique de la parcelle	Réduction des phénomènes de coulées boueuses Augmentation de la qualité des eaux de surface par réduction de leur charge solide	Oui
Pollinisation des espèces cultivées	Augmentation de la production végétale et stabilisation temporelle du rendement Réduction des coûts de mise en œuvre d'autres dispositifs de pollinisation (location de ruches, pollinisation manuelle)		Oui
Contrôles biologiques par conservation (advectives, ravageurs des cultures)	Protection du rendement Réduction de l'usage de produits phytosanitaires et/ou des opérations de désherbage mécanique	<i>Réduction des pollutions liées à l'usage des pesticides</i>	Oui

En conséquence, la typologie proposée par la CICES a été retravaillée à l'occasion d'EFESE-EA de sorte à définir distinctement des SE en lien, d'une part, avec la structure du sol et, d'autre part, avec les cycles des nutriments. Le SE de structuration des sols, en accord avec plusieurs travaux récents, est défini ici comme la capacité de l'écosystème à générer et maintenir une structure du sol permettant à celui-ci de remplir ses fonctions de support, habitat, filtre et stockage. Dans une perspective agricole, ce SE bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole, car il permet de réduire les opérations mécaniques de structuration du sol (ex. labour).

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

L'état structural du sol résulte d'un ensemble de processus physiques et biologiques qui conduisent respectivement à la création de pores (fissuration, perforation...) et à leur disparition (battance, encroûtement, tassement...).

On note tout d'abord un lien très fort entre la structure et l'activité biologique du sol. Si la structure du sol détermine les caractéristiques de l'habitat de la faune (macrofaune, mésofaune, microfaune) et de la flore, celles-ci la modifient en retour. Les « ingénieurs du sol » (vers de terre, fourmis, termites...) participent ainsi à la perforation et à l'agrégation du sol. Le couvert végétal a également une action mécanique (perforation par les racines) et biochimique (micro-agrégation sous l'action des exsudats racinaires) sur les différents horizons du sol. À une échelle plus fine, les micro-organismes participent également au processus d'agrégation.

Parmi les déterminants abiotiques, la texture et la teneur en matière organique du sol constituent des propriétés clefs, dont dépend directement l'organisation du réseau poreux et la stabilité structurale.

### Facteurs exogènes

La structure du sol évolue également en permanence sous l'effet de facteurs exogènes qui créent des vides ou qui les font disparaître. Des alternances d'humectation/dessiccation du sol sous l'effet du climat peuvent ainsi conduire à fissurer le sol, tant à l'échelle de la saison que de l'année. À plus court terme, une croûte de battance peut se développer en quelques heures à la surface du sol sous l'action d'une forte pluie.

Les pratiques agricoles jouent un rôle essentiel dans la dynamique de la structure du sol, avec des effets souvent instantanés, parfois associés à des effets secondaires à plus long terme. Quelle que soit l'opération mécanisée réalisée sur une parcelle, le passage des engins peut conduire à un tassement du sol en surface ou en profondeur au niveau du passage des roues, qui peut perdurer à moyen et long terme si cet effet n'est pas compensé à court terme par des pratiques de travail du sol recréant de la porosité. Enfin, d'autres pratiques interviennent sur les processus d'agrégation/désagrégation, comme le maintien des résidus de culture à la surface du sol ou encore l'apport d'engrais organiques.

Il convient aussi de considérer la dynamique de la structure du sol dans une perspective pluriannuelle, car les pratiques agricoles peuvent moduler le niveau de SE dans un sens défavorable à court terme mais favorable à plus long terme, une fois que les processus biologiques et climatiques de régénération de la structure se seront mis en place.

### **Pistes méthodologiques pour quantifier le niveau de fourniture du SE**

Le programme MAES ayant adopté la typologie CICES des services écosystémiques, la structuration des sols n'est pas examinée de façon spécifique. Plusieurs auteurs proposent d'évaluer l'état de l'écosystème résultant du SE en utilisant des indicateurs très indirects de la structure (teneur en matière organique, abondance en vers de terre, occurrence de microarthropodes, etc.). Ces indicateurs n'ont pas été utilisés dans EFESE-EA car ils ne permettent pas d'estimer le niveau du SE.

Des méthodes d'évaluation du SE utilisant des approches de modélisation mécanistes existent, mais elles n'ont jamais été appliquées à large échelle. Ainsi, le modèle MOSES utilisé pour évaluer différents SE, fournit un indicateur d'évolution de la masse volumique du sol au cours du temps. D'autres auteurs utilisent le modèle sol-plante-atmosphère SPASMO pour produire des indicateurs de SE relatifs à la structure du sol. Cependant, dans les deux cas, le déterminisme des évolutions représentées n'est pas précisé. Une proposition plus avancée consiste à utiliser le modèle CAST (*Carbon Dynamics and Soil Stability*) afin de prévoir la dynamique temporelle de paramètres dépendant de la structure du sol, comme la diffusivité des gaz ou la perméabilité à l'eau.

Enfin, un autre type de démarche consiste à développer des relations statistiques entre différentes caractéristiques du sol ayant un lien avec la structure. Ces relations (appelées fonctions de pédo-transfert) permettent notamment de comparer l'effet de systèmes de culture ou de pratiques agricoles dans un contexte agropédoclimatique donné, mais ne peuvent pas être extrapolées à l'ensemble des situations. D'autres auteurs proposent de caractériser la dynamique de la structure du sol par l'analyse de l'évolution de mottes tassées au sein de l'horizon cultivé, mais la mise en œuvre de cet indicateur sur de grands espaces nécessite un très lourd travail de terrain.

### **I Fourniture d'éléments nutritifs aux plantes cultivées**

Dans les écosystèmes agricoles, une partie des éléments minéraux prélevés dans le sol par les racines des plantes est exportée hors des parcelles dans la biomasse récoltée. Pour compenser ces exportations, les agriculteurs apportent des fertilisants minéraux et organiques. En plus de l'azote (N), les éléments minéraux le plus souvent apportés sous forme de fertilisants de synthèse sont le phosphore (P), le potassium (K), le soufre (S) et le magnésium (Mg). Parmi ces éléments, les principaux enjeux agricoles et environnementaux sont associés aux flux de N et de P. Bien que les stratégies actuelles de fertilisation azotée, associées aux progrès génétiques, aient permis d'améliorer l'efficacité d'utilisation du N par les plantes, et de limiter les pertes dans l'environnement, les surplus azotés liés à l'activité agricole restent élevés. Comme le N, le P est un élément déclen-

cheur de l'eutrophisation des milieux aquatiques. De plus, les roches à partir desquelles sont fabriqués les engrais phosphatés proviennent de gisements localisés dans quelques pays seulement, et constituent une ressource fossile finie, non renouvelable. La disponibilité en P pour la production alimentaire mondiale est donc un enjeu majeur à moyen et long terme. Limiter le recours à la fertilisation azotée et phosphatée d'origine minérale, et évaluer la capacité des écosystèmes agricoles à fournir des nutriments assimilables par les plantes relativement à leurs besoins nutritifs, constituent donc des enjeux importants.

Si les questionnements liés au N sont largement présents dans la littérature relative aux SE, le P est plus rarement examiné sous cette approche. La revue des travaux existants sur les SE de fourniture de nutriments aux plantes cultivées met en évidence trois types d'approches : (1) la prise en compte globale de la régulation du « cycle des nutriments » ou du « cycle de l'azote », (2) l'analyse des processus permettant de rendre disponible N ou P pour la croissance végétale, et (3) l'analyse de la rétention de N et de P (vus comme des polluants) par l'écosystème. La première acception est trop large et englobe potentiellement plusieurs SE, ce qui ne permet pas d'associer précisément des avantages à des SE. La deuxième acception est la seule assimilable à la capacité du sol de l'écosystème agricole à fournir du N ou du P aux plantes cultivées. La troisième, approche retenue par le programme MAES, correspond à un processus contribuant à réguler les fuites de nutriments dans l'eau, SE dont le bénéficiaire direct est la société dans son ensemble (chapitre 4).

Du fait des enjeux spécifiques associés respectivement au N et au P en agriculture, deux SE peuvent être définis : (1) la fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, et (2) la fourniture d'autres nutriments (notamment P) aux plantes cultivées. Ces SE contribuant à la fourniture d'éléments nutritifs aux plantes cultivées, ils permettent au gestionnaire de l'écosystème agricole de réduire la fertilisation exogène tout en maintenant le niveau de production.

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

Les principaux déterminants biophysiques des SE de fourniture de N et de P aux plantes cultivées sont les processus et les propriétés de l'écosystème qui conditionnent la quantité et la forme chimique des éléments (biodisponibles ou non), ainsi que l'accès des plantes à cette ressource :

- le taux de N total et de P total dans le sol ;
- les processus et les propriétés biotiques et abiotiques du sol qui conditionnent la partition du N et du P entre leurs différentes formes (minéralisation et organisation par le microbiote du sol, affinité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates) ;
- la porosité et la teneur en eau du sol qui conditionnent la diffusion des nutriments sous forme biodisponible (soit le N minéral et le P en solution) dans la phase liquide du sol jusqu'aux racines ;
- le processus d'assimilation du N et du P par le couvert végétal.

## Facteurs exogènes

Les facteurs exogènes venant moduler la capacité de l'écosystème à fournir ces SE sont ceux qui ont un effet sur les propriétés physico-chimiques et l'activité biologique du sol. Le climat agit sur la température et la teneur en eau du sol qui ont une influence directe sur le niveau d'activité biologique (notamment la minéralisation de la matière organique). Les pratiques de fertilisation minérale et organique et les modalités de gestion des résidus de culture influencent les entrées de N et de P dans le sol et la dynamique des processus précités. Enfin, l'irrigation et le travail du sol modulent le niveau de SE car ils ont un effet sur la teneur en eau, la température, la structure du sol...

## Quantification du SE : cas du N

Du fait de la disponibilité des données et des outils (notamment de modélisation), seul le SE de fourniture de N minéral aux plantes cultivées a été quantifié dans le cadre d'EFESE-EA. Des pistes méthodologiques ont néanmoins été proposées pour la fourniture de P (cf. rapport scientifique de l'étude).

De nombreux auteurs proposent un indicateur qui décrit la quantité de N présent dans le sol pour évaluer le niveau de fourniture de ce SE. En France, des données de concentration en N total dans l'horizon de surface des sols sont disponibles dans les bases de données du Groupement d'intérêt scientifique « Sol » et permettraient l'évaluation, à un instant donné, du stock de N dans le sol. Cette variable n'est néanmoins pas un indicateur direct du SE de fourniture de N minéral aux plantes cultivées car la disponibilité en N minéral comme les besoins des cultures varient fortement au cours de l'année. Des indicateurs plus directs du niveau potentiel de SE rendu par l'écosystème agricole sont la quantité de N minéralisable ou la vitesse potentielle de minéralisation du N : ces variables peuvent être mesurées en laboratoire mais elles ne font actuellement pas l'objet d'un protocole de quantification sur l'ensemble des sols français.

## Méthode d'évaluation retenue dans l'étude

L'évaluation repose sur l'usage des modèles STICS et PaSim (encadré 2-1), qui simulent de façon dynamique les composantes du bilan azoté :

$N_{\text{sol}}$  à la récolte – sorties de N =  $N_{\text{sol}}$  au semis + entrées de N

Les sorties de N correspondent au N exporté dans la biomasse cultivée et aux pertes par lixiviation<sup>15</sup> et par volatilisation. Les entrées de N correspondent à la fixation symbiotique, à la minéralisation de la matière organique (MO) du sol et des résidus de culture, et aux apports d'engrais azotés exogènes.

Le calcul de la quantité de N exportée dans la biomasse cultivée peut permettre de quantifier le niveau de SE effectivement rendu par l'écosystème agricole, à condition que le N utilisé par la culture provienne uniquement du N minéral fourni par l'écosystème agricole grâce

15. Perte de nutriments végétaux hydrosolubles du sol, qui sont dissous et entraînés par les eaux d'infiltration à la suite de pluie ou d'irrigation.

à la minéralisation nette de la MO des sols et des résidus. Pour ce faire, un jeu de simulation représentant les systèmes de culture conduits sans fertilisation azotée, toutes choses égales par ailleurs, a été testé. Cependant, du fait d'une importante diminution de la MO sur les 30 années de simulation et donc des flux de N liés à sa minéralisation, les résultats de ces simulations se sont avérés inexploitable. Seuls les résultats des simulations représentant les pratiques actuelles dominantes (*i.e.* avec apports d'engrais azotés) ont donc pu être analysés.

**Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante(-animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau.**

Pour évaluer les SE en lien avec les cycles de l'eau, de l'azote et du carbone, il a été fait le choix de recourir à des modèles de simulation dynamique du système sol-plante(-animaux). Deux modèles développés par l'Inra ont été privilégiés, STICS<sup>20</sup> et PaSim<sup>21</sup>, qui simulent respectivement le fonctionnement des systèmes de culture (sol – grandes cultures) et celui des systèmes toujours en herbe (sol-prairies-animaux pâturant). Les grands processus simulés par ces modèles sont la croissance et le développement du couvert, et les composantes des bilans hydrique, azoté et carbone. Ces deux modèles ont fait l'objet d'évaluations antérieures et leur utilisation est maîtrisée par le collectif d'experts EFESE-EA. Un plan de simulation a été développé spécifiquement pour ce travail. En raison des contraintes de temps et de moyens inhérentes à l'étude, seuls les résultats obtenus avec le modèle STICS (pour les systèmes de grandes cultures) ont pu être exploités et sont présentés dans cet ouvrage. Le traitement des résultats issus du modèle PaSim nécessite un travail plus long qui fera l'objet d'une publication à venir.

L'utilisation des simulations dynamiques vise à estimer le niveau annuel moyen de SE fourni par une configuration temporelle de couverts végétaux correspondant aux systèmes actuels dominants en termes de surface en France. Autrement dit, l'unité fonctionnelle d'évaluation considérée n'est pas le couvert végétal annuel mais bien la rotation de cultures et/ou de prairies, ce qui permet de prendre en compte les effets pluriannuels (effet du précédent cultural et effets cumulatifs) sur le niveau moyen des SE évalués. Afin d'obtenir un bon échantillonnage de l'effet de la variabilité climatique sur les variables analysées, les simulations ont été réalisées sur une période de 30 années (1984-2013) définie en fonction de la disponibilité des données climatiques. Notons qu'il ne s'agissait pas d'analyser le comportement passé, ni d'examiner les évolutions des phénomènes au cours du temps, ni encore de prévoir le fonctionnement futur des systèmes de culture et de prairies simulés, mais bien d'en analyser le comportement moyen sur une série climatique suffisamment large pour s'abstraire de l'effet « année ».

16. <https://www6.paca.inra.fr/stics/Qui-sommes-nous/Presentation-du-modele-Stics> (consulté le 10/10/2018).

17. [https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim\\_FR.htm](https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim_FR.htm) (consulté le 10/10/2018).

**Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau. (suite)**

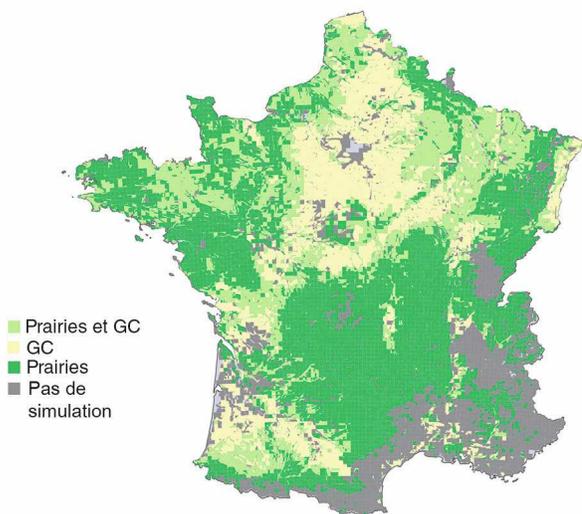
**Paramètres d'entrée des modèles**

Les simulations ont été réalisées sur des unités de surface considérées homogènes en termes de sol et de climat. Ces unités pédoclimatiques (UPC) correspondent à l'intersection spatiale entre les unités cartographiques de sol (UCS) de la carte des sols au 1/1 000 000 (base de données géographique des sols de France - BDGSF) et les mailles SAFRAN 8 km x 8 km de description du climat. Au total, 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface déclarée dans le RPG ont été considérées (figure 2-1).

Les paramètres d'entrée des modèles ont été définis pour ces UPC à l'aide de différentes bases de données (figure 2-2) :

- le climat a été caractérisé grâce à la base de données SAFRAN de Météo France ;

**Figure 2-1. Distribution des UPC considérées dans le dispositif d'évaluation selon le type de surfaces simulées.**



10 263 UPC sont concernées par des simulations « grandes cultures » (GC) et 15 623 UPC sont concernées par des simulations « prairies » ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations.

**Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante(-animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau. (suite)**

- les caractéristiques et propriétés des sols ont été fournies par l'US Inra Infosol pour chaque UCS. Une UCS peut être associée à plusieurs types de sol ;
- l'état des sols à l'initialisation des simulations en termes d'azote et de carbone organiques provient des données de la littérature ;
- les séquences de culture et les types de prairies sont issus de l'analyse des RPG annuels de 2006 à 2012. Au maximum deux rotations et deux types de prairies ont été sélectionnés par UPC, correspondant aux systèmes couvrant la plus grande surface de grandes cultures ou de prairies par UPC (systèmes « dominants ») ;
- les pratiques agricoles ont été caractérisées essentiellement à partir des données des enquêtes « Pratiques culturales » 2006 et 2010 et de l'enquête Prairies 1998 du SSP. Du fait du manque de données, les pratiques d'irrigation, considérées uniquement pour la culture de maïs, ont été simulées automatiquement par le modèle STICS de manière à couvrir 85 % des besoins en eau de la culture.

**Jeux de simulation**

Le dispositif de simulation présenté ci-dessus a permis de simuler les « systèmes actuels », autrement dit les systèmes de cultures et de prairies gérés avec les pratiques dominantes actuelles, pour huit cultures et trois types de prairies :

- fertilisation azotée minérale et organique : un ou deux modes de fertilisation dominants ont été simulés pour chaque UPC (fertilisation minérale seule et/ou fertilisation organique + minérale) ;
- mode d'exportation de la biomasse défini en cohérence avec les pratiques de fertilisation azotée : exportation des grains dans les systèmes orientés « grandes cultures » avec fertilisation minérale seule, versus exportation des pailles des céréales et récolte du maïs en ensilage dans les systèmes orientés « élevage » avec fertilisation organique ;
- enfouissement des résidus de culture ;
- irrigation du maïs dans les UPC où la majorité des surfaces en maïs sont irriguées (information fournie par le RPG) ;
- implantation de couverts intermédiaires dans les séquences de culture des UPC situées en zone vulnérable (selon la directive Nitrates) ;
- modes d'exploitation des prairies : type et nombre d'utilisations (fauche, ensilage, pâturage, fauche de refus) ;
- chargement animal : nombre d'unités gros bétail pâturant à un instant t par hectare sur la base des informations du RA 2010.

Plusieurs jeux de simulation alternatifs ont également été construits afin de tester l'effet de certaines pratiques sur le niveau de fourniture des SE (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations « systèmes actuels ») :

- simulations alternatives « sans irrigation du maïs » dans les UPC où il est classiquement irrigué ;

**Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plantef-(animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau. (suite)**

- simulations alternatives « sans fertilisation azotée » pour toutes les UPC concernées ;
- simulations alternatives « sans couverts intermédiaires » dans les UPC situées en zone vulnérable.

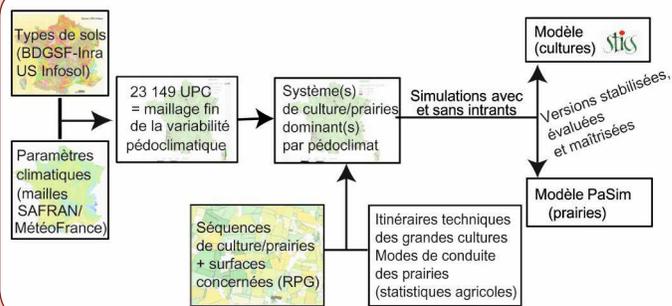
Exemple : On considère une UPC caractérisée par deux types de sols, l'un représentant 25 % de la surface de l'UPC et l'autre les 75 % restants. Deux séquences de culture dominantes ont été affectées à cette UPC :

- 15 % de l'UPC porte une rotation blé tendre/blé tendre/betterave sucrière, conduite selon deux modes de fertilisation azotée : 40 % des surfaces fertilisées avec des engrais minéraux uniquement, et 60 % avec des engrais organiques complétés par de la fertilisation minérale ;
- 85 % de l'UPC porte une monoculture de maïs fourrage non irrigué avec fertilisation minérale uniquement.

Cette UPC étant située en zone vulnérable, chacun de ces trois systèmes de culture est simulé avec et sans couvert intermédiaire. Ce sont donc six combinaisons [séquence x fertilisation x couvert intermédiaire] qui sont simulées sur 30 ans dans cette UPC et ce pour deux types de sols (soit 12 simulations sur 30 ans en tout pour cette UPC).

La cohérence des résultats de simulation annuels en termes de rendements et de quantité de biomasse aérienne à la récolte a été vérifiée en comparaison avec les statistiques agricoles sur les rendements annuels à l'échelle départementale. Suite à cette analyse, sur 32 318 simulations des systèmes de culture « actuels » (combinaisons [type de sol x séquence x fertilisation x couvert intermédiaire]), 30 580 simulations de systèmes de culture ont été conservées pour les analyses.

**Figure 2-2. Synoptique simplifié du dispositif de simulation des systèmes de culture et de prairies en France.**



**Encadré 2-1. L'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante(-animaux) pour évaluer les SE liés aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau. (suite)**

**Stratégies d'analyse des résultats de simulations**

Pour chaque variable de sortie du modèle, la valeur calculée à la résolution de l'UPC (permettant la réalisation des cartographies) correspond à une moyenne des valeurs obtenues pour chaque combinaison [type de sol x séquence x fertilisation x couvert intermédiaire] pondérée par le poids de chacun de ces quatre facteurs dans la surface de l'UPC. Les variables, estimées au pas de temps journalier, ont été agrégées à l'échelle de l'année afin de pouvoir calculer les indicateurs de SE comme des moyennes annuelles sur 30 ans ou comme une différence entre un état initial (valeur à l'initialisation des simulations) et un état final (valeur obtenue pour la 30<sup>e</sup> année de simulation), selon les besoins de l'analyse.

Deux indicateurs ont été calculés :

- Le premier représente le niveau de SE potentiellement rendu par l'écosystème (par opposition au niveau de SE effectivement utilisé par l'agriculteur), et correspond à la quantité de N minéral total fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (par fixation symbiotique et minéralisation). Cet indicateur traduit la capacité de l'écosystème à « fournir » du N minéral à la culture de rente pendant son cycle de développement, compte tenu de l'état initial de l'écosystème (au moment du semis) et de son évolution interannuelle (due aux effets cumulatifs). Cet indicateur du niveau potentiel de SE reste imparfait puisque les apports exogènes d'engrais sont indirectement pris en compte par la minéralisation, pendant le cycle de la culture considérée, des résidus de la culture précédente.
- Le deuxième correspond à la quantité totale de N minéral à disposition de la culture de rente pour sa croissance, hors N apporté par fertilisation en cours de campagne. Il correspond à la quantité de N minéralisé et fixé symbiotiquement pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité de N minéral présent dans le sol au moment du semis. Cette dernière résulte de l'apport d'engrais azotés réalisé l'année précédente par la minéralisation des résidus de culture entre la récolte précédente et le semis de la culture considérée, et les reliquats de N minéral dans la solution du sol. Cet indicateur est donc potentiellement encore plus « entaché » de l'effet de la fertilisation de l'année précédente.

Afin de tester l'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de fourniture du SE, des simulations alternatives « sans couvert intermédiaire » (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) ont été lancées dans les UPC situées en zone vulnérable, où l'implantation de couverts intermédiaires est obligatoire durant l'interculture<sup>18</sup>.

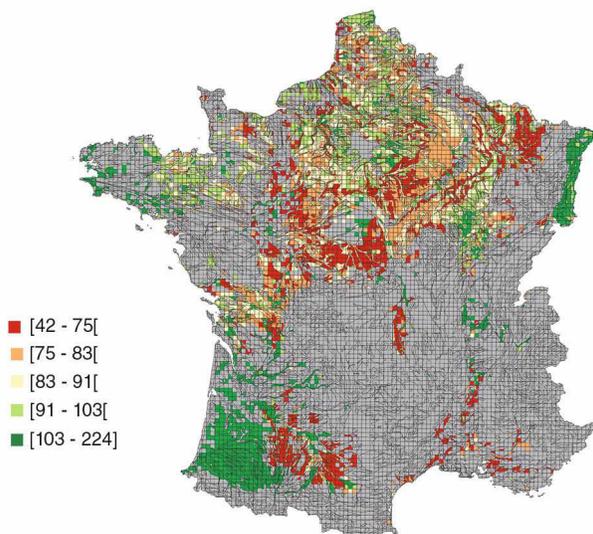
18. L'interculture est la période située entre la récolte d'une culture principale et le semis de la culture suivante.

### Résultats du modèle STICS

Les résultats ont été examinés au regard de trois variables : (1) la texture de la couche superficielle du sol (horizon de surface), (2) l'état organique initial du sol (quantité de MO du sol au début des simulations) qui détermine, pour un climat donné, le niveau initial de fourniture de N minéral par minéralisation, et (3) la longueur de la rotation.

La quantité moyenne de N fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (du semis à la récolte) varie de 42 à 224 kg N/ha (moyenne de 93 kg N/ha) (figure 2-3). La quantité totale de N minéral à disposition de la culture de rente (incluant la quantité de N minéral présente dans le sol au moment du semis) suit le même type de distribution spatiale, mais sa valeur moyenne à l'échelle nationale est de 143 kg N/ha.

**Figure 2-3. Quantité de N minéral total fournie par l'écosystème (en kg N/ha) estimée par STICS pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées.**



Résolution spatiale : UPCC ; UPCC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPCC blanches : exclues de l'analyse.

Les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

Les valeurs les plus élevées sont localisées essentiellement en Aquitaine, en Alsace et en Bretagne, et localement au cœur du Bassin parisien et dans le bassin de la Saône. Les niveaux de SE les plus faibles sont observés dans le bassin moyen de la Garonne,

sur le pourtour du Bassin parisien, en Lorraine, en Limagne et dans la moitié sud du bassin du Rhône.

Pour les deux indicateurs, les sols argileux sont associés à des valeurs moyennes beaucoup plus faibles que les autres types de sols. Ce résultat n'a pu être analysé plus avant dans le temps imparti à l'étude, et son interprétation nécessiterait d'examiner le lien existant entre le type de sol et le type de culture qui y est implanté.

De plus, les indicateurs prennent des valeurs à la fois plus élevées et plus variables pour les monocultures que pour les séquences de cultures pluriannuelles. On peut faire l'hypothèse que dans les monocultures de blé ou de maïs, souvent fortement fertilisées, les résidus de culture (pailles ou cannes de maïs) laissés sur place génèrent une importante quantité de biomasse minéralisée lors du cycle annuel de la culture suivante. Ce résultat laisse entrevoir l'effet indirect de la fertilisation azotée.

Outre la gamme de valeurs respectives de ces deux indicateurs, la principale différence réside dans leur sensibilité au taux de MO initial du sol. En effet, la quantité de N minéralisée tend à être d'autant plus élevée que la teneur initiale en MO est importante. La valeur médiane se situe autour de 75 kg N/ha pour les sols présentant les teneurs initiales en MO les plus faibles, et de 95 kg N/ha pour les sols les plus riches en MO en début de simulation. Cet effet, qui reste à confirmer sur le plan statistique, disparaît lorsque la quantité d'azote minéral présente dans le sol au moment du semis est prise en compte, laissant supposer que l'effet direct de la fertilisation (effet des apports en année n-1 sur le N minéral présent dans le sol au semis de l'année n) est plus fort que celui de la quantité de N apportée par minéralisation.

### **Effet de l'implantation d'un couvert intermédiaire pendant l'interculture sur le niveau de SE**

Dans les UPC situées en zone vulnérable, en cohérence avec l'hypothèse selon laquelle la minéralisation des résidus de la culture intermédiaire augmente la quantité de N disponible dans le sol, la présence d'une culture intermédiaire augmente la quantité de N fournie par l'écosystème à la culture de rente en comparaison avec les résultats obtenus avec le jeu de simulation « systèmes actuels ». Cet effet reste cependant modéré, dans la mesure où la différence moyenne est de 5 kg N/ha entre les valeurs médianes prises par l'indicateur simulé « avec » et « sans » couvert intermédiaire, et les deux gammes de valeurs obtenues présentent un fort recouvrement. Notons que la présence d'une culture intermédiaire ne semble pas avoir d'effet sur la quantité de N présente dans la culture de rente au moment de la récolte.

### **Perspectives d'amélioration**

Le protocole de simulation mis en place constitue une avancée méthodologique par rapport aux études classiques qui reposent sur des simulations annuelles ou pluriannuelles dans lesquelles l'état du sol est réinitialisé chaque année ou par séquences d'années. En effet, l'enchaînement des simulations sur 30 ans permet de bien prendre en compte

les effets liés aux précédents de culture — notamment la quantité de N apportée par les résidus des précédents —, qu'il s'agisse d'une culture de rente ou d'une culture intermédiaire. En revanche, le protocole d'analyse pourrait être amélioré notamment en tenant compte séparément et spécifiquement des cultures d'hiver et des cultures de printemps : la dynamique des processus de minéralisation et de fixation symbiotique est très influencée par les variations climatiques saisonnières.

Les deux indicateurs présentés ci-dessus sont dépendants, à l'échelle interannuelle, des apports exogènes de N. Dans le dispositif de simulation, les niveaux et la nature de la fertilisation azotée ont été estimés à l'échelle régionale à partir d'informations sur les pratiques dominantes. Pour éviter une surestimation trop marquée des apports de fertilisants dans les zones marginales présentant des potentiels de rendement beaucoup plus faibles que la moyenne des grandes zones de production de la région, il faudrait développer une procédure d'adaptation de ces apports en fonction de ces potentiels. Ainsi, il serait possible de réaliser un premier jeu de simulations, d'estimer les rendements potentiels par unité pédoclimatique, d'adapter la fertilisation lorsqu'elle est nettement surestimée et de relancer les simulations avec ce nouveau niveau de fertilisation.

## I Stockage et restitution de l'eau par l'écosystème

Les ressources en eau des écosystèmes sont habituellement classées en deux catégories, l'eau « verte » — quantité d'eau pluviale stockée par le sol et restituée à l'atmosphère par transpiration du couvert végétal et évaporation par le sol — et l'eau « bleue » — celle des lacs, rivières, océans et nappes phréatiques. Du point de vue des SE de régulation des flux d'eau, l'eau évaporée est considérée comme « perdue » pour les utilisateurs locaux.

La capacité de l'écosystème à stocker et à restituer de l'eau est à l'origine de deux SE interdépendants mais distincts en raison de la nature des avantages qu'en retirent le gestionnaire de l'écosystème agricole et la société dans son ensemble. Le premier SE, de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, bénéficie directement au gestionnaire de l'écosystème agricole. L'avantage que ce dernier en retire correspond à la quantité d'eau qu'il devrait apporter par irrigation en l'absence du SE, pour obtenir le même niveau de production végétale. Le deuxième SE, de stockage et restitution d'eau bleue, est rendu directement à la société dans son ensemble, qui exploite cette ressource en eau pour des usages diversifiés : agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels. Bien que ce dernier ne constitue pas un SE « intrants », sa présentation est intégrée dans cette section.

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

Les SE liés au stockage et à la restitution de l'eau reposent essentiellement sur les processus d'écoulement d'eau — sous l'effet de la gravité (percolation), par ruissellement à la surface du sol et par écoulements latéraux dans l'épaisseur du sol — et sur le processus

d'évapotranspiration. Ces processus dépendent à la fois de la nature du couvert végétal, de la dynamique de son cycle végétatif, et des caractéristiques et des propriétés du sol (teneur en eau, texture et teneur en matière organique (MO) qui conditionnent la structure du réseau poreux). L'état de la surface du sol et le taux de couverture de la végétation déterminent le partage entre infiltration et ruissellement. Deux processus hydriques peu connus contribuent aux transferts d'eau ascendants dans le sol et les plantes : les exsudations nocturnes d'eau par les racines et les remontées capillaires. Ces dernières sont de plus grande envergure que les premières, et peuvent être à l'origine de 30 à 60 % de la transpiration des cultures en zone de nappe peu profonde.

Il est important de noter qu'il existe souvent un antagonisme biophysique intrinsèque entre la percolation à la base du sol et l'évapotranspiration à la surface du sol. En effet, on décrit de façon classique que, lorsque le stock d'eau du sol est évapotranspiré par la plante pour élaborer sa biomasse, la quantité d'eau percolée (ou drainée) est faible ; de façon corollaire, la quantité d'eau percolée est d'autant plus élevée que la quantité d'eau évapotranspirée est faible.

### **Facteurs exogènes**

La capacité de l'écosystème agricole à stocker et à restituer de l'eau est modulée par le climat, en particulier par la quantité et la distribution annuelles des précipitations, ces dernières constituant l'entrée d'eau dans l'écosystème. En particulier, il a été démontré que le rapport entre la quantité annuelle d'eau percolée et la quantité annuelle d'eau évapotranspirée est fortement dépendant du climat : en règle générale, en année « sèche », la proportion d'eau pluviale évapotranspirée est nettement supérieure à la proportion d'eau drainée, alors que l'on observe le contraire pour des années « humides ».

Ces deux SE sont également sous la forte dépendance des pratiques agricoles, et notamment la fertilisation, le mode de gestion des résidus (installation d'un paillis, ou mulch, en surface), le travail du sol et l'irrigation. Concernant cette dernière, notons que la capacité du sol à stocker et à restituer de l'eau détermine l'efficacité des divers types de pratiques d'irrigation (quantité et fréquence des apports d'eau) à répondre, en complément du SE rendu à l'agriculteur, aux besoins en eau des plantes cultivées (chapitre 3).

### **Niveau de fourniture du SE**

L'approche adoptée dans EFESE-EA pour étudier les SE liés aux flux d'eau se distingue radicalement de celle adoptée par la CICES, et donc de tous les travaux qui s'inscrivent dans sa lignée. Ainsi, le programme MAES considère quatre SE d'approvisionnement en eau, en combinant le caractère superficiel/souterrain de l'eau et l'usage qui en est fait (alimentaire vs autres usages) ; les indicateurs qu'il propose se révèlent ici inappropriés.

Les autres travaux portant sur la quantification des flux d'eau abordent ces derniers sous l'angle de la distinction entre eau verte et eau bleue. Par définition, les indicateurs proposés pour quantifier le flux d'eau verte ne sont pas pertinents pour quantifier la quantité d'eau stockée et restituée par l'écosystème aux plantes cultivées, puisqu'ils ne

distinguent pas les processus de transpiration et d'évaporation. De surcroît, la quantité restituée par l'écosystème sous forme d'eau bleue, c'est-à-dire percolée, ruisselée et circulant sous forme d'écoulements latéraux hypodermiques, est classiquement représentée par le rendement en eau, défini comme la différence entre la somme annuelle des précipitations et la quantité d'eau annuelle évapotranspirée.

### Méthode d'évaluation

Le dispositif de simulation dynamique élaboré pour l'étude (encadré 2-1) a été utilisé pour estimer les composantes du bilan hydrique, selon lequel la variation  $\Delta S$  du stock d'eau du sol disponible pour les plantes (réserve utile) est calculée comme suit :

$$\Delta S = \text{Précipitations} + \text{Irrigation} - \text{Évaporation} - \text{Transpiration} - \text{Ruissellement} - \text{Drainage}$$

Deux indicateurs ont été définis :

- un indicateur du SE de stockage et restitution d'eau aux plantes cultivés : la quantité d'eau transpirée par la culture de rente entre le semis et la récolte ;
- un indicateur du SE de stockage et restitution d'eau bleue : le rendement en eau calculé sur l'année, soit du 1<sup>er</sup> septembre de l'année n au 31 août de l'année n+1.

Les deux indicateurs de niveau moyen annuel de SE ont été calculés à partir de simulations au pas de temps journalier, afin de prendre en compte les interactions entre les flux d'eau pendant des périodes clefs, comme les périodes de pluie très abondante dont les effets sur la percolation sont dépendants du développement et du type de culture.

Plusieurs jeux de simulation ont été lancés :

- des simulations « sans irrigation », y compris sur les cultures de maïs normalement irriguées, ont été réalisées afin de quantifier le niveau des SE rendu par l'écosystème agricole, en excluant les apports d'eau exogènes. Les autres pratiques agricoles n'ont pas été modifiées, et représentent le mode de gestion actuel dominant des agroécosystèmes ;
- des jeux de simulation alternatifs ont été lancés dans certaines UPC pour tester l'effet de deux pratiques agricoles sur le niveau de fourniture de SE :
  - des simulations alternatives « sans couvert intermédiaire » (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) dans les UPC situées en zone vulnérable, où l'implantation de couverts intermédiaires est obligatoire durant l'interculture ;
  - des simulations alternatives « avec irrigation » (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence) dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées.

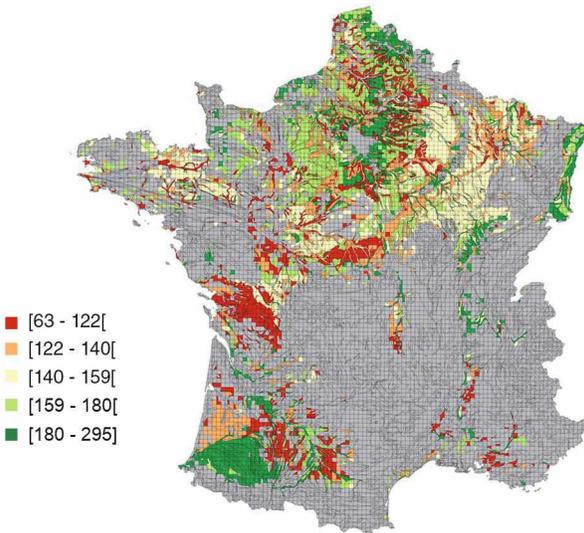
### Résultats

Comme précédemment, seuls les résultats obtenus pour les écosystèmes de grandes cultures sont présentés. Les résultats ont été interprétés au regard de trois variables : (1) la réserve utile maximale (RUM), quantité d'eau maximale que le sol peut contenir et restituer aux racines pour la vie végétale, (2) la longueur de la rotation, et (3) le type de climat défini selon le niveau moyen des précipitations et des températures annuelles observées en France métropolitaine.

### Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées

Le premier jeu de simulation, « sans irrigation », permet d'estimer le niveau de SE effectivement rendu par l'écosystème, c'est-à-dire effectivement exploité par le gestionnaire de l'écosystème agricole pour la production de biomasse. Sur l'ensemble des UPC considérées, la quantité moyenne d'eau transpirée annuellement par la culture de rente varie de 63 à 295 mm (moyenne de 153 mm, figure 2-4).

**Figure 2-4. Transpiration annuelle moyenne des cultures de rente (en mm) estimée pour des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées).**



Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : exclues de l'analyse ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

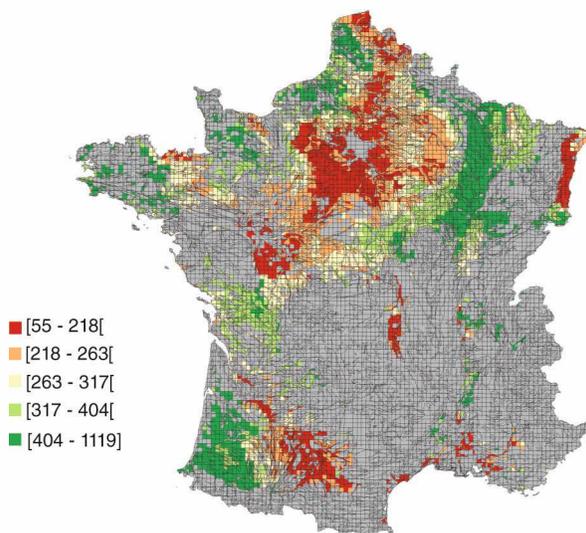
Les niveaux les plus élevés de SE sont relevés dans le piémont des Pyrénées-Atlantiques, au cœur et au nord du Bassin parisien (qui présente également des valeurs localement faibles), dans la plaine d'Alsace, ainsi que dans le bassin de la Saône. À l'opposé, les valeurs les plus faibles correspondent au bassin moyen de la Garonne (sauf le long du fleuve), au Poitou-Charentes, à l'ouest du Bassin parisien (Sarthe, Indre-et-Loire, Vienne), au Berry et à la Limagne. Des valeurs faibles existent aussi plus localement dans la vallée du Rhône, en Bretagne et en Lorraine.

Sur les trois variables explicatives testées, la transpiration varie essentiellement en fonction de la RUM. En moyenne, la transpiration est d'autant plus élevée que la RUM est élevée. Les valeurs de l'indicateur se répartissent de façon homogène entre les quatre classes de RUM prédéfinies.

#### Stockage et restitution d'eau bleue

Le rendement en eau annuel moyen varie de 55 à 1 119 mm sur l'ensemble des UPC, avec une moyenne de 315 mm (figure 2-5). Les flux d'eau bleue sont donc en moyenne deux fois plus importants que les flux d'eau restituée aux plantes cultivées.

**Figure 2-5. Rendement en eau annuel moyen (en mm) estimé pour des systèmes de culture sans irrigation (y compris dans les UPC où les cultures sont classiquement irriguées).**



Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : exclues de l'analyse ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

Les valeurs les plus élevées correspondent aux UPC situées dans la région des Landes, en Bretagne, en périphérie du Bassin parisien (côte de la Manche à l'ouest, Plateaux barrois et langrois à l'est) et en Rhône-Alpes. À l'inverse, les valeurs les plus faibles sont rencontrées dans le bassin moyen de la Garonne, en Touraine, au cœur du Bassin parisien, dans les Flandres, dans la plaine d'Alsace, en Limagne et au sud du bassin du Rhône.

Le rendement en eau varie essentiellement en fonction du type de climat, de façon très contrastée. Le climat typique du « bassin du Sud-Ouest », caractérisé par des précipitations annuelles peu abondantes, est associé aux valeurs les plus faibles (200 mm en moyenne). À l'inverse, le climat de type « montagnard », caractérisé par des précipitations élevées et des températures faibles, est associé aux valeurs les plus élevées (500 mm en moyenne). Ce dernier s'exprime sur des sols courts, facteurs favorables à la percolation de l'eau à la base du sol.

### **Effet de l'irrigation sur les flux d'eau**

Les simulations alternatives « avec irrigation sur maïs » mettent clairement en évidence l'effet positif de l'irrigation sur le niveau de transpiration de la culture de rente, notamment pour les RUM intermédiaires (40 à 120 mm). Cet effet concerne probablement les unités de simulation localisées dans la région des Landes, caractérisées par de la monoculture de maïs grain. L'irrigation ne semble en revanche pas avoir d'effet sur le rendement en eau.

Il convient toutefois de tempérer ces résultats au regard de la façon dont l'irrigation est modélisée dans ce dispositif de simulation. Faute de données d'observation sur les pratiques d'irrigation réelles, les apports d'eau sont automatisés par le modèle STICS, qui les déclenche de façon à limiter le stress hydrique de la culture (irrigation optimisée pour couvrir 85 % des besoins en eau de la culture). Ceci tend, par définition, à maximiser l'efficacité des apports d'eau vis-à-vis des besoins des cultures irriguées et, en conséquence, à très fortement limiter les flux d'eau bleue.

### **Effet de l'implantation d'un couvert intermédiaire pendant l'interculture sur le niveau de SE**

Les simulations alternatives « sans couvert intermédiaire dans les UPC situées en zone vulnérable » ne montrent pas d'effet de l'implantation d'une culture intermédiaire sur la transpiration de la culture de rente, ni sur le rendement en eau annuel. Des analyses plus précises restent à mener pour étayer ces résultats. De plus, des modalités nouvelles de gestion des cultures intermédiaires — par exemple de durée plus longue — pourraient être testées dans des applications futures et conduire à remettre en cause ou moduler ces résultats.

### **Perspectives d'amélioration**

Pour réaliser l'évaluation sur l'ensemble du territoire national dans le temps et les moyens alloués à l'étude, le bilan hydrique a été modélisé par une approche de type réservoir, faisant l'hypothèse que la pluie et l'irrigation sont les seules voies d'apport d'eau dans l'écosystème, et négligeant les écoulements préférentiels verticaux et les remontées capillaires. Par souci de simplification, les simulations ont été réalisées en considérant des parcelles à plat (pente nulle) et donc en négligeant les flux latéraux (ruissellement et écoulements hypodermiques). Ce choix de modélisation permet de fournir des informations

sur les flux d'eau pour des parcelles sans pente dans les différentes unités pédoclimatiques de France. Il serait en revanche peu adapté pour une analyse conduite à l'échelle du bassin versant du fait de sa géomorphologie.

Dans des évaluations futures, une analyse différenciée des indicateurs selon le type de culture serait à réaliser (proportion respective de cultures de printemps et de cultures d'été, ou proportion de cultures de maïs par rapport aux autres cultures). La typologie du climat pourrait également être affinée pour prendre en compte sa variabilité suivant les saisons, afin d'interpréter plus précisément les indicateurs et distinguer les effets des cultures d'hiver et des cultures de printemps.

## **I Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion**

L'érosion correspond au flux de matières arrachées du sol et transportées principalement par l'eau et le vent. Dans les écosystèmes agricoles, elle se traduit par une perte de sol dans la couche superficielle enrichie en MO. Les processus écologiques qui concourent à maintenir en place les constituants du sol et les sédiments de surface peuvent donc être définis comme un SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion.

Le gestionnaire de l'écosystème agricole en retire un avantage direct en termes de préservation du capital sol et du potentiel agronomique de la situation de production. En effet, la stabilisation de la couche de sol cultivable détermine le niveau de fourniture de nutriments aux plantes cultivées ainsi que de stockage et restitution de l'eau par l'écosystème, et donc permet de limiter la quantité d'engrais et d'eau à apporter pour maintenir le niveau de production.

De façon non spécifique aux écosystèmes agricoles, ce SE procure également des avantages directs à la société car il contribue à la limitation des phénomènes de coulées boueuses et à la qualité des eaux de surface par réduction de leur charge solide.

## **Déterminants biophysiques et facteurs exogènes**

### **Déterminants biophysiques**

La couverture végétale et, dans une moindre mesure, la constitution minérale et organique du sol sont les deux principaux déterminants biophysiques du niveau de SE. L'érosion par des agents physiques autres que l'eau (avalanche, vent) n'a pas été considérée plus avant dans EFES-EA.

Plusieurs travaux tendent à montrer que l'érosion et le ruissellement décroissent de manière exponentielle avec le taux de couverture végétale dans l'espace et le temps. La végétation intercepte les précipitations, réduisant leur capacité à désagréger le sédiment de surface ; elle favorise l'infiltration de l'eau le long de l'appareil racinaire ; enfin, plus elle est couvrante et présente un indice foliaire élevé, plus les flux d'évapotranspiration sont élevés au détriment des écoulements latéraux et profonds. Il est donc particulièrement important de prendre en compte les variations spatiales et temporelles du taux de couverture végétale.

La constitution minérale et organique du sol (texture, taux de MO, perméabilité...) détermine sa stabilité structurale, dont dépendent deux propriétés clefs : la sensibilité à la battance et l'érodibilité du sol. La sensibilité à la battance du sol correspond à sa propension à former une croûte superficielle de colmatage par déstructuration des couches superficielles du fait d'une faible stabilité structurale<sup>19</sup>. Ce processus limite les capacités d'infiltration de l'eau dans le sol. L'érodibilité du sol est définie par sa sensibilité à la désagrégation et l'arrachage de matière par l'eau de pluie.

Enfin, les risques de ruissellement sont naturellement plus accentués dans les parcelles en pente.

### Facteurs exogènes

Certaines pratiques agricoles agissent comme des facteurs exogènes modulant le niveau de fourniture de ce SE. Des études ont démontré que l'intensification du travail du sol a tendance à éroder le sol dans les situations convexes et à redistribuer la terre et la MO dans les zones concaves (érosion aratoire). Ces phénomènes sont naturellement accentués par des labours profonds et des labours orientés parallèlement à la pente. En agissant sur le taux de couverture végétale et, dans certains cas, sur la désagrégation des matières du sol, les pratiques d'irrigation modulent également le niveau de fourniture du SE.

Enfin, pour un écosystème agricole donné (sol, couverture végétale, topographie) qui détermine un potentiel de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion, le régime des précipitations influe sur le niveau d'érosion et de ruissellement. Certains types de précipitations ont en effet un impact plus important sur le niveau de fourniture de ce SE par les écosystèmes agricoles : (1) la proportion de pluies tombant pendant la période non couvrante, et (2) la récurrence des événements de pluies extrêmes. Toutes choses égales par ailleurs, lorsque la réserve utile est faible, le risque de ruissellement augmente puisque le sol arrive à saturation plus rapidement lors d'événements pluvieux.

### Niveau de fourniture du SE

L'évaluation du SE est le plus souvent réalisée par l'estimation d'un différentiel de taux d'érosion entre la situation évaluée et une situation de référence. De très nombreux modèles empiriques ont été développés pour simuler les taux d'érosion du sol à large échelle sur le continent européen en combinant des couches d'information pédologiques, climatiques et agro-écologiques. Ainsi, un modèle de type RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) est retenu par le programme MAES pour quantifier le niveau de SE. Le modèle Mesales (Modèle d'évaluation spatiale de l'aléa érosion des sols) développé par l'Inra simule un aléa érosif pouvant être converti en taux d'érosion à l'aide d'une table de correspondance. Par comparaison avec le modèle RUSLE, Mesales attache une importance plus grande à certains facteurs pédologiques comme la sensibilité du sol à la battance. Des modèles plus mécanistes comme PESERA (*PAN-European Soil Erosion Risk*

19. Résistance de la structure d'un sol aux agents de dégradation.

*Assessment*), décrivant les processus physiques en jeu dans l'érosion, sont développés actuellement mais aucune démarche de validation spatiale généralisée de ce modèle ne semble avoir été réalisée à ce jour.

La principale force des modèles RUSLE et Mesales est de s'appuyer sur un cadre de modélisation très flexible, requérant peu de paramètres et mobilisant des bases de données déjà accessibles à l'échelle européenne. Ces méthodes sont ainsi bien adaptées pour réaliser des analyses de sensibilité aux variables d'entrée et à leur distribution spatiale et temporelle.

### **Méthode d'évaluation**

Le modèle Mesales a été employé dans EFESE-EA pour quantifier le SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » en comparant le taux d'érosion de la situation « actuelle » (couverture végétale, sensibilité à la battance et érodibilité actuelles représentées à l'aide des bases de données disponibles) et d'une situation de référence. Le niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes agricoles, qui correspond à la quantité de sol stabilisée par l'écosystème considérant sa configuration topographique et de couvert végétal actuelle, a été estimé grâce au calcul du différentiel de taux d'érosion entre la situation de référence « sol nu » et la situation « actuelle ».

Pour faciliter l'interprétation de cet indicateur, le niveau « relatif » de SE par rapport au niveau maximal a été estimé en calculant le ratio entre le niveau de SE de la situation « actuelle » et celui de la situation « couvert permanent » considérée comme fournissant le plus haut niveau de SE. Ce deuxième indicateur exprime la part de SE maximal rendu par les écosystèmes agricoles actuels.

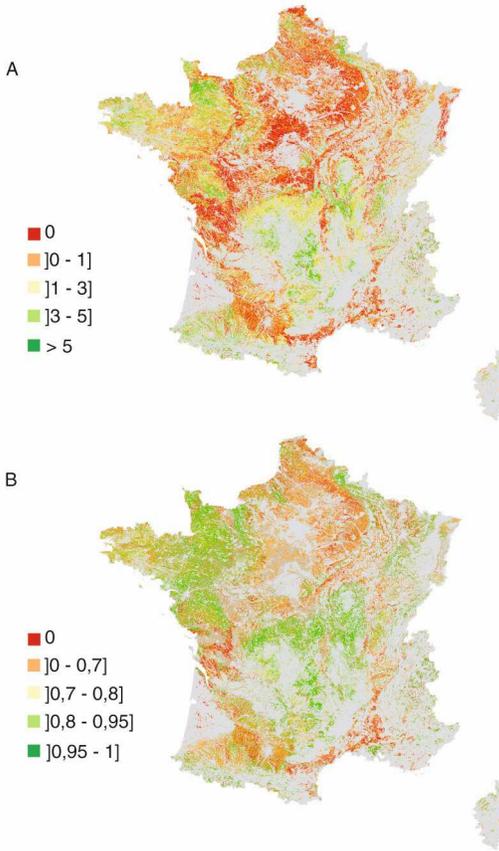
À l'occasion de cette évaluation, des améliorations majeures ont été apportées par rapport à la mise en œuvre de Mesales à l'échelle de la France entière dans des travaux précédents. La plus significative d'entre elles consiste à affiner la caractérisation de la couverture végétale à la fois dans l'espace (part de surface couverte) et dans le temps (en décrivant plus précisément le stade de développement des couverts) à partir de l'analyse de données de télédétection spatiale.

### **Résultats**

Dans les régions de très faible relief (Landes, Beauce, plaine d'Alsace), le niveau annuel de SE est quasi nul car le taux d'érosion pour un sol nu est très faible dans ces conditions topographiques (figure 2-6).

Le niveau de fourniture du SE le plus élevé est observé dans les grandes régions herbagères (Bretagne, Basse-Normandie, Massif central, Alpes, Jura...), car le taux d'érosion serait très fort sans cette couverture végétale permanente. À l'inverse, les zones présentant un faible niveau absolu et relatif de SE correspondent aux régions de grandes cultures (blé dans 30 % des cas, maïs 10 %, colza 5 %, tournesol 5 %) ou de cultures permanentes (20 %) situées dans des milieux présentant un haut niveau maximal de SE : nord et est du Bassin parisien, piémont pyrénéen, certaines zones de Bretagne, de Midi-Pyrénées, du Languedoc, du Lyonnais...

**Figure 2-6. Niveau effectif (A) et relatif (B) de fourniture du SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion.**



A : niveau effectif de SE, en T/ha/an, calculé par maille de 100 m ; B : niveau relatif de SE, sans unité, calculé par maille de 100 m ; pixels gris : pas d'écosystème agricole.

Les résultats ne permettent pas d'identifier un effet « type de culture » sur le niveau de fourniture de ce SE. Des analyses statistiques seraient à mener pour examiner la corrélation entre les niveaux de SE et l'occurrence de certaines pratiques ou de types de couverts supposés favorables à l'expression du SE. En effet, à première vue, l'examen (qualitatif) de la cartographie semble montrer notamment que certaines zones où la surface en prairies est trois fois plus étendue que celle en grandes cultures (ex. la Creuse) sont

associées à un niveau de SE plus faible que d'autres zones où la prairie est moins présente (ex. le piémont des Pyrénées-Atlantiques).

L'examen des résultats à l'échelle des saisons montre que le niveau le plus élevé de SE est atteint dans la majorité des régions en période hivernale, et dans une moindre mesure en automne, saisons pour lesquelles les précipitations sont les plus importantes. C'est particulièrement le cas pour les régions Bretagne et Basse-Normandie, ceci s'expliquant probablement par des taux de couverture du sol des terres arables significatifs durant ces saisons. Pourtant, dans certaines régions, comme le Sud-Ouest (bassin de l'Adour) et le Lyonnais, le niveau de SE tend à être plus élevé en période estivale que pour les autres saisons : ces régions sont probablement relativement moins protégées par la couverture végétale en dehors de l'été (cultures de printemps dominantes sans couvert intermédiaire).

### Perspectives d'amélioration

La principale faiblesse du modèle Mesales (et du modèle RUSLE) tient aux incertitudes associées aux variables d'entrée, notamment celles décrivant les propriétés du sol et les modes d'utilisation des terres. Une première piste d'amélioration de l'évaluation consisterait à mobiliser des sources de données plus fines sur l'occupation du sol, d'une part, qui permettraient de prendre en compte la distribution spatiale des éléments semi-naturels, et sur la dynamique intra-saisonnière et interannuelle du taux de couverture végétale, d'autre part, afin d'étudier l'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de SE. Cette évaluation pourrait être prolongée par l'analyse des effets des changements climatiques et des changements d'utilisation des terres à l'échelle (pluri)décennale.

## Les régulations biologiques

**LES SE DE RÉGULATIONS « BIOLOGIQUES »** correspondent ici à des processus qui régulent les facteurs biotiques de la production agricole. Cette catégorie regroupe à la fois le SE de pollinisation des espèces cultivées et les SE de régulation des bioagresseurs. Concernant ces derniers, deux grands types de processus peuvent être distingués : (1) les régulations liées à l'action de la biodiversité animale associée « aérienne », autrement dit la faune « naturelle » aérienne et épigée (interactions entre ravageurs et leurs ennemis naturels dites *top-down*), et (2) les régulations liées à la configuration spatiale et temporelle de la biodiversité végétale, planifiée (couverts cultivés) ou associée (flore adventice et habitats semi-naturels dans l'emprise de la parcelle et son environnement, interactions bioagresseurs-plantes dites *bottom-up*).

### La pollinisation des espèces cultivées

La pollinisation est le processus de transfert du pollen depuis les organes de reproduction mâles vers les organes de reproduction femelles des fleurs des Angiospermes. L'analyse est ici focalisée sur la pollinisation impliquant le vivant, c'est-à-dire réalisée par les ani-

maux (vs le vent). Environ deux tiers des espèces cultivées sont concernées, essentiellement des cultures fruitières et légumières ainsi que quelques cultures oléagineuses.

Étant donné que la pollinisation est un déterminant biophysique de la production de biens végétaux, le gestionnaire de l'écosystème agricole en retire des avantages directs en termes d'augmentation de la production de biens végétaux ainsi que de coûts évités, dans le cas où un défaut de pollinisation naturelle conduirait à mettre en place d'autres dispositifs de pollinisation (location de ruches, pollinisation manuelle).

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

Les principaux déterminants biophysiques impliqués dans la fourniture de ce SE sont : (1) la structure des communautés de pollinisateurs (abondance, diversité), et (2) les caractéristiques des plantes sauvages et cultivées dépendantes des pollinisateurs.

En région tempérée, les communautés de pollinisateurs sont essentiellement composées d'insectes. L'analyse présentée ici est donc restreinte à la pollinisation entomophile. La structure des communautés de pollinisateurs dépend de la composition et de la configuration de la matrice paysagère qui environne l'écosystème agricole : ce sont souvent essentiellement les habitats semi-naturels proches de la parcelle (forêts, lisières, haies, bords de route...) qui offrent un habitat, des sites de nidification et une ressource alimentaire (plantes sauvages) aux pollinisateurs.

La physiologie et la morphologie des plantes conditionnent leur dépendance aux pollinisateurs et leur degré de spécialisation vis-à-vis des taxons de pollinisateurs. La diversité spatiale et temporelle des couverts gérés, définie par les choix de culture opérés par l'agriculteur, peut conditionner l'existence de périodes de disette entre la floraison des espèces cultivées.

### Facteurs exogènes

Certaines pratiques agricoles, en agissant sur les déterminants biophysiques, constituent des facteurs exogènes susceptibles de moduler l'intensité et l'efficacité du processus de pollinisation des plantes cultivées. Les effets négatifs des pratiques sur la diversité ou l'abondance des pollinisateurs ont fait l'objet de nombreux travaux fondés par exemple sur la comparaison entre des systèmes d'agriculture « conventionnelle » et d'agriculture biologique. Le travail du sol et l'emploi de pesticides sont les principales pratiques exogènes ayant un effet sur le niveau de fourniture de ce SE.

Enfin, les changements climatiques sont susceptibles d'entraîner des modifications de la dynamique de développement des plantes (avancée de la floraison, recul de la chute des feuilles...) et des évolutions des aires de répartition des pollinisateurs. Ces changements pourraient être à l'origine d'un découplage spatial, temporel et/ou fonctionnel entre plantes et pollinisateurs. Notons que ces conséquences ne sont pas toujours observées, et que leurs implications pour la pollinisation ne sont pas encore établies.

## Niveau de fourniture du SE

La quantification du niveau de pollinisation entomophile peut être réalisée par le biais de l'estimation de son effet sur le niveau de production de graines d'une plante donnée, compte tenu des éventuelles limitations des ressources nutritives nécessaires à la plante pour le développement des graines. Les protocoles expérimentaux permettant ce type de quantification n'ont jamais été mis en œuvre à l'échelle nationale. De très nombreux travaux proposent une évaluation indirecte de ce SE, à l'aide d'indicateurs reposant essentiellement sur la relation entre la présence des habitats semi-naturels et la composition des communautés de pollinisateurs. Ainsi, l'indicateur élaboré par Zulian *et al.* (2013)<sup>20</sup> dans le cadre du programme MAES estime un potentiel relatif de pollinisation en combinant une estimation de la capacité des divers éléments du paysage à fournir des sources de nourriture et des sites de nidification, une distance maximale de déplacement (de l'abeille solitaire) et un indice d'activité des pollinisateurs dépendant de la météorologie. Cet indicateur renseigne donc sur la distribution potentielle des habitats des pollinisateurs et sur le niveau et l'espace sous influence de leur activité pollinisatrice à partir de ces habitats.

### Méthodologie d'évaluation

Dans le cadre de la présente étude, trois indicateurs du niveau de fourniture du SE ont été retenus.

L'indicateur de potentiel relatif de pollinisation du programme MAES a tout d'abord été repris, mais il n'inclut pas d'informations directes sur la composition et l'abondance des communautés de pollinisateurs.

En complément, un indicateur de la richesse « spécifique » des pollinisateurs a donc été développé en extrapolant à l'ensemble du territoire métropolitain les données d'observation collectées dans le cadre du programme participatif Spipoll (Suivi photographique des insectes pollinisateurs)<sup>21</sup>. Quatre groupes de pollinisateurs ont été considérés : hyménoptères, diptères, lépidoptères et coléoptères.

Enfin, un indice de pollinisation, indicateur plus direct du niveau de fourniture de ce SE, a été développé et calculé pour chaque département de France métropolitaine en s'inspirant d'une approche développée dans le cadre de travaux récents. L'hypothèse sous-jacente est qu'un déficit de pollinisation se traduit par l'existence d'un déficit de rendement, d'autant plus important que les cultures sont dépendantes de la pollinisation entomophile. Ce nouvel indicateur a été calculé à partir des données statistiques de rendement des cultures et des coefficients de dépendance des cultures aux pollinisateurs disponibles dans la littérature scientifique.

Si les deux indicateurs précédents permettent d'approcher le niveau de SE potentiellement rendu par les écosystèmes agricoles, ce dernier, dont la robustesse reste à évaluer, renseignerait sur le niveau de SE effectivement délivré à l'agriculteur.

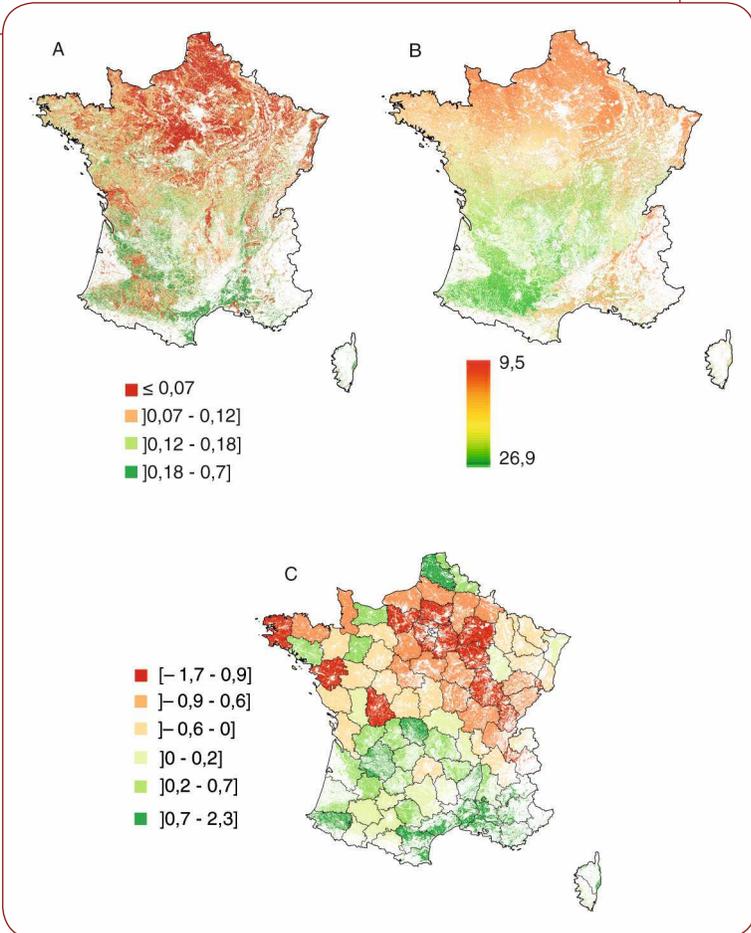
20. Zulian G., Maes J. et Paracchini M., 2013, Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe, *Land*, 2 : 472-492.

21. www.spipoll.org (consulté le 10/10/2018).

## Résultats

La figure 2-7 présente les résultats obtenus pour les trois indicateurs présentés ci-avant.

**Figure 2-7. Trois indicateurs du niveau de fourniture du SE de pollinisation des espèces cultivées dans les écosystèmes agricoles : potentiel relatif de pollinisation (A), richesse « spécifique » des pollinisateurs (B), indice de pollinisation (C).**



A : potentiel relatif de pollinisation, sans unité, calculé par maille de 100 m (Zulian *et al.*, 2013) ; B : richesse « spécifique » des pollinisateurs, nombre de « morpho-espèces », par maille de 100 m ; C : indice de pollinisation, sans unité, calculé à la résolution départementale.

Les valeurs prises par les trois indicateurs augmentent approximativement selon un gradient nord-sud. Du point de vue statistique, la corrélation positive est néanmoins moyenne. La relation plus forte est observée entre l'indicateur de potentiel de pollinisation (A) et celui fondé sur le rendement (C), construits à partir de jeux de données complètement indépendants, laissant supposer que le gradient nord-sud observé est un premier résultat robuste. Dans la littérature, l'existence de ce gradient est attribuée à une variation latitudinale des températures favorisant l'activité des abeilles aux basses latitudes. En France, une partie de ce gradient est probablement aussi liée à la configuration du paysage, avec une plus faible densité d'habitats semi-naturels au nord de la France (Bassin parisien au sens large). Notons que la répartition des morpho-espèces de pollinisateurs (B) selon ce gradient est un résultat connu dans la littérature, également observé pour presque tous les groupes taxonomiques et multifactoriel.

La différence la plus remarquable entre les trois indicateurs est le faible niveau de diversité des pollinisateurs dans le Bassin méditerranéen (indicateur B dans la figure 2-7). Ces faibles valeurs sont dues en grande partie aux variations de la richesse en diptères, qui représentent une proportion importante des morpho-espèces échantillonnées dans le programme Spipoll et qui sont peu diversifiées autour de la Méditerranée du fait d'un climat trop chaud. L'indicateur A est valide pour le modèle « abeille solitaire », et ne fournit donc pas de prédictions fiables pour le groupe des diptères. La divergence entre l'indicateur B et l'indicateur C pourrait s'expliquer par une moindre dépendance de la pollinisation au groupe des diptères dans le Bassin méditerranéen, mais cette hypothèse reste à tester d'autant que des travaux récents suggèrent un rôle important de ce groupe dans le SE « pollinisation des espèces cultivées » en général.

Par ailleurs, aucun de ces trois indicateurs n'a été validé empiriquement, et leur interprétation nécessite des précautions. L'indicateur A repose exclusivement sur l'exemple de l'abeille solitaire, alors que les autres groupes de pollinisateurs contribuent de façon non négligeable au SE. Il sous-estime donc probablement le niveau de fourniture du SE. Sa généralisation à d'autres groupes d'insectes nécessiterait des données sur l'écologie de ces groupes, actuellement très peu nombreuses mais en cours d'acquisition (programmes de suivi à grande échelle comme le Spipoll). L'indicateur B mesure la richesse spécifique des pollinisateurs, or plusieurs études montrent que l'efficacité de la pollinisation dépend plutôt de leur diversité fonctionnelle. L'indicateur n'est donc pertinent que si les morpho-espèces correspondent en partie à des groupes fonctionnels, hypothèse qui reste à valider. Enfin, une partie du gradient de valeurs obtenues par le calcul de l'indicateur C pourrait être expliquée par une adaptation locale des espèces cultivées aux conditions pédoclimatiques, corrélée à leur dépendance aux pollinisateurs. Dans le Bassin méditerranéen par exemple, les conditions pédoclimatiques sont généralement peu favorables aux grandes cultures qui ne dépendent pas des pollinisateurs, comme le blé, et plus favorables aux arbres fruitiers, très dépendants des pollinisateurs. Un tel phénomène peut engendrer une sous-estimation du niveau réel de SE « pollinisation des espèces cultivées », difficile à quantifier.

Une première analyse de corrélation entre les différents indicateurs suggère qu'au moins une partie du gradient nord-sud est due à des variations du niveau de fourniture du SE de pollinisation des espèces cultivées. Au-delà des limites précitées, l'amélioration de la prédiction du niveau de SE par ces indicateurs passe par l'amélioration des données d'entrée : (1) par une meilleure prise en compte des petits éléments semi-naturels (haies, bois) afin d'améliorer la pertinence de l'indicateur A à l'échelle locale, (2) par un enrichissement du jeu de données sur les espèces de pollinisateurs afin de neutraliser la surreprésentation des écosystèmes urbains et d'améliorer la méthode d'extrapolation spatiale sur laquelle repose l'indicateur B, et (3) par l'acquisition de données de rendement des cultures à une échelle plus fine (ex. petite région agricole), la résolution départementale actuelle pénalisant fortement le niveau d'information apporté par l'indicateur C.

### **I Les contrôles biologiques par conservation (adventices, insectes ravageurs)**

Pour le gestionnaire de l'écosystème agricole, l'alternative à l'usage des pesticides pour juguler les pressions exercées par les ravageurs des cultures et par la concurrence des adventices, et ainsi réduire les pertes de production végétale, réside dans la lutte biologique, qui peut prendre deux formes : (1) l'introduction d'auxiliaires de culture (lutte biologique par acclimatation), et (2) la gestion des entités et des processus internes à l'écosystème (lutte biologique par conservation). Dans le cadre de l'analyse des services écosystémiques, nous nous concentrons sur la deuxième approche.

Les contrôles biologiques par conservation correspondent aux processus naturels de régulation des bioagresseurs, autrement dit de l'ensemble des ennemis des cultures, qui se répartissent en trois grandes familles : les agents pathogènes (cause des maladies des plantes), les ravageurs phytophages des plantes et les mauvaises herbes qui concurrencent les plantes cultivées. Malgré l'enjeu fort qui lui est associé, la régulation des maladies n'a pu être examinée dans le cadre de l'étude.

Les SE de régulation des adventices et de régulation des ravageurs des cultures bénéficient directement au gestionnaire de l'écosystème agricole, par leur contribution à la protection du rendement, ainsi que l'économie de produits phytosanitaires (dont certains sont connus pour avoir des effets négatifs sur la santé des personnes qui les manipulent) et/ou la limitation des opérations de désherbage mécanique qu'ils permettent.

### **Déterminants biophysiques et facteurs exogènes**

#### **Déterminants biophysiques**

La configuration spatiale et la répartition temporelle des couverts végétaux constituent un déterminant majeur de la banque de graines d'adventices et des insectes ravageurs (régulation *bottom-up*). Ainsi, plusieurs travaux démontrent que la modification de la distribution spatio-temporelle de la biodiversité planifiée (ex. plantes de couverture, dates

de semis, distances entre les rangs) est un levier de gestion efficace des infestations d'adventices. En particulier, la séquence de culture a un effet significatif sur l'abondance du stock de graines d'adventices du sol (banque de graines) et donc, *in fine*, sur le développement de la flore à long terme. Concernant la régulation des insectes ravageurs c'est avant tout l'effet de la diversité des cultures au sein de la parcelle qui a été démontré. D'autres travaux ont démontré l'importance des adventices comme composantes de l'habitat de la biodiversité associée et à l'origine des régulations biologiques.

La régulation des graines d'adventices comme des insectes ravageurs des cultures repose sur les processus de prédation et de parasitisme (concernant les ravageurs) impliquant des taxons prédateurs (régulation *top-down*). Dans les écosystèmes agricoles, il est démontré que les carabes et, dans une moindre mesure, certaines espèces d'oiseaux constituent des taxons prédateurs de graines d'adventices. Les prédateurs et parasites des insectes ravageurs des cultures « naturellement » présents dans les paysages agricoles sont très divers : il s'agit d'arthropodes (coccinelles, chrysopes, carabes, araignées...), d'oiseaux ou encore de mammifères (chiroptères). Ces taxons prédateurs circulent au sein de l'écosystème agricole et dans son environnement proche qui leur offre des réserves de nourriture et des habitats (lieux d'hivernage, etc.). En conséquence, la composition (notamment la part d'habitats semi-naturels) et la configuration (proximité avec la parcelle agricole) des habitats semi-naturels ont une influence sur les communautés de prédateurs de graines.

Plus généralement, les principaux déterminants biophysiques des SE de régulation naturelle des adventices et des ravageurs des cultures sont :

- les caractéristiques des bioagresseurs considérés : abondance de la banque de graines d'adventices de la parcelle et structure des communautés d'arthropodes phytophages ;
- la configuration de la diversité végétale planifiée et associée au sein de la parcelle dans le temps (séquence de culture) et dans l'espace (diversité, densité, agencement) ;
- la structure des communautés de taxons d'auxiliaires des cultures : abondance et diversité des prédateurs de graines d'adventices et des ennemis naturels des ravageurs dans la parcelle ;
- la composition et la configuration de la matrice paysagère environnant la parcelle, en particulier la présence d'habitats semi-naturels.

### Facteurs exogènes

En plus de l'influence globale du climat sur les déterminants biophysiques mentionnés précédemment, l'usage de produits phytosanitaires et le travail du sol sont les principaux facteurs exogènes à l'écosystème agricole qui modulent le niveau de fourniture des SE de contrôle biologique. Les pratiques de désherbage et le travail du sol exercent une pression de sélection sur la flore adventice, et donc influencent la composition de la banque de graines. Ces pratiques ont également des effets plus ou moins directs sur les auxiliaires des cultures (destruction des nids et/ou des individus, limitation de la ressource alimentaire de ces taxons, écotoxicité).

## Niveau de fourniture des SE

Des travaux menés au Royaume-Uni par Bohan *et al.* (2011)<sup>22</sup> ont établi un modèle qui prédit l'abondance de la banque de graines d'adventices en fonction du type de séquences de culture. Cette méthode permet de quantifier les effets du SE de régulation des graines d'adventices par les séquences de culture, composante majeure du SE de régulation des graines d'adventices. Elle n'a cependant jamais été déployée à l'échelle d'un pays entier.

Les principales méthodes de mesure sur le terrain du niveau de contrôle biologique par les prédateurs naturels sont : (1) le suivi des populations de prédateurs présentes dans les parcelles agricoles et de la pluie de graines d'adventices à l'aide de dispositifs de piégeage *in situ*, (2) les mesures de dégâts et de rendement sur le peuplement cultivé permettant l'évaluation de l'impact des populations de ravageurs, ou encore (3) la mesure du taux de prédation par la mise en place de dispositifs comme les cartes de prédation. Les protocoles expérimentaux pour conduire ces mesures existent mais n'ont jamais été mis en œuvre à l'échelle de la France entière. Seules des bases de données locales existent. Plusieurs travaux démontrent que certaines caractéristiques des paysages constituent un indicateur de la diversité et de l'abondance de certains groupes d'auxiliaires des cultures, et même du niveau de régulation potentiel des bioagresseurs, laissant entendre la possibilité de prédire l'abondance des prédateurs de graines d'adventices et de ravageurs des cultures à partir de la connaissance de la composition et de la configuration du paysage. Aucune méthode de ce type n'a néanmoins été développée à l'échelle de la France entière.

### Méthode d'évaluation

Régulation des graines d'adventices par les séquences de culture

Un indicateur de l'effet des séquences de culture sur l'abondance de la banque de graines d'adventices a été construit en appliquant le modèle de Bohan *et al.* (2011), initialement établi sur des données collectées au Royaume-Uni, aux séquences de culture observées en France. Ce premier indicateur permet d'estimer l'abondance potentielle de la banque de graines d'adventices associées aux systèmes de culture conduits actuellement, donc le niveau de SE potentiellement rendu par l'écosystème agricole.

Contrôle biologique par les prédateurs naturels

Deux méthodologies de quantification du niveau potentiel de ces SE ont été développées à partir des travaux antérieurs sur les relations entre la composition du paysage et les niveaux de régulations biologiques des SE dans les grandes cultures. Leur mise en œuvre à l'échelle de la France entière vise à illustrer le potentiel de ces méthodologies pour l'évaluation des SE de contrôles biologiques par conservation, compte tenu

22. Bohan D.A., Powers S.J., Champion G.T., Haughton A.J., Hawes C., Squire G.R., Cussans J. et Mertens S.K., 2011, Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance?, *Weed Research*, 51 : 422-432.

de l'état des connaissances et des jeux de données disponibles. Pour chacune d'elles, l'indicateur du niveau de contrôle biologique retenu constitue une variable mesurable qui a fait l'objet d'expérimentations antérieures, et pour lesquelles on dispose donc de bases de données. Les deux cas de figure étudiés sont les suivants :

- la régulation des graines d'adventices par les carabes dans les cultures de blé, approchée par l'abondance de carabes granivores et omnivores (en faisant l'hypothèse qu'une augmentation de l'abondance de carabes induit une augmentation du niveau de prédation des graines d'adventices) ;
- la régulation des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja, approchée par le différentiel de taux de croissance des pucerons en présence et en l'absence de prédateurs naturels.

Dans chacun de ces deux cas, la méthodologie a été construite selon la démarche suivante :

- une revue de la littérature scientifique a permis d'identifier les caractéristiques majeures du paysage susceptibles d'expliquer la variable indicatrice du niveau de contrôle biologique ;
- un modèle statistique a été développé à partir des jeux de données obtenus dans le cadre de travaux expérimentaux antérieurs, de manière à rendre compte, au mieux, des relations entre caractéristiques du paysage et niveaux de régulation. Ce modèle est donc du type : *Variable du niveau de régulation = f(caractéristiques paysagères)* ;
- le modèle ainsi développé sur des données expérimentales a été appliqué aux données du RPG de France métropolitaine qui décrivent très finement l'occupation agricole du sol. Ceci a permis d'extrapoler une prédiction d'un niveau de régulation potentiel à la résolution de mailles de 2 km sur l'ensemble de la France métropolitaine, ainsi qu'une première estimation de la fiabilité des résultats.

Le tableau 2-6 récapitule les éléments constitutifs des deux propositions méthodologiques.

## Résultats

Les éléments présentés ci-après sont issus de travaux exploratoires consistant à appliquer à la France entière des modèles élaborés à partir de données qui ne sont pas nécessairement représentatives des conditions pédoclimatiques et agronomiques de l'ensemble du territoire français (données collectées dans d'autres pays, ou au contraire restreintes à un département français particulier). Aucune validation de ces méthodes n'a pu être réalisée dans le temps imparti à l'étude EFESE-EA. Ces résultats très préliminaires ont pour but d'illustrer, avant tout, le potentiel qu'offrent ces méthodes et la nature des résultats qu'elles peuvent produire. Les résultats doivent être considérés comme des informations préliminaires, et interprétés avec précaution, compte tenu des hypothèses qui sous-tendent le dispositif d'évaluation.

**Tableau 2-6. Principaux éléments descriptifs des propositions méthodologiques élaborées dans EFESE-EA pour évaluer deux cas de contrôles biologiques par conservation.**

Variable à prédire (indicateur du niveau de SE)	Caractéristiques clefs du paysage retenues d'après la revue de littérature*	Jeux de données expérimentales mobilisés pour développer le modèle
Abondance des carabes granivores et omnivores	Proportion de grandes cultures dans un rayon de 1 km autour du centre de la parcelle Proportion de prairies permanentes dans un rayon de 1 km autour du centre de la parcelle	Petit <i>et al.</i> (2017) <sup>27</sup> : expérimentation portant sur 31 parcelles de céréales d'hiver (orge et blé) situées dans 13 exploitations en Côte d'Or
Différentiel de taux de croissance des pucerons en présence et en l'absence de prédateurs naturels	Proportion de terres cultivées dans un rayon de 1 km autour du centre de la parcelle	Données compilées par Rusch <i>et al.</i> (2016) <sup>28</sup> : 15 expérimentations portant au total sur 175 parcelles de blé, orge, chou et soja situées dans cinq pays en Europe et en Amérique du Nord

\* L'étendue spatiale de 1 km a été retenue car des travaux antérieurs ont démontré sa pertinence pour comprendre certaines interactions trophiques impliquées dans les dynamiques de populations d'insectes ravageurs et d'ennemis naturels.

### Régulation des graines d'adventices par les séquences de culture

La figure 2-8 présente l'abondance moyenne (A), minimale (B) et maximale (C) de la banque de graines d'adventices, prédite par le modèle de Bohan *et al.* (2011)<sup>25</sup> appliqué à la France entière. Par construction, on fait l'hypothèse que les séquences de culture présentes en France ont un effet équivalent sur la banque de graines à celles présentes en Grande-Bretagne. On suppose également que les différences variétales au sein d'une même espèce cultivée ne génèrent pas d'effets non pris en compte par le modèle. Enfin, notons

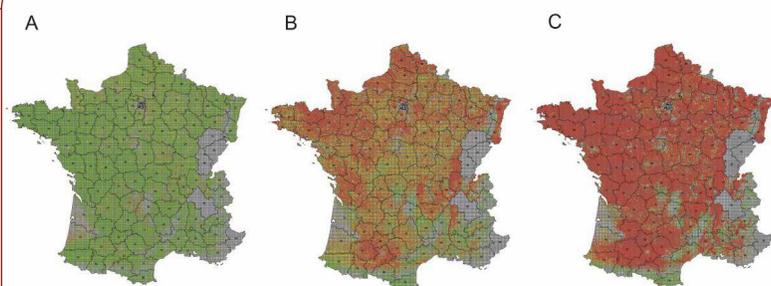
23. Petit S., Trichard A., Biju-Duval L., McLaughlin O.B., Bohan D.A., 2017, Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates, *Agriculture ecosystems and environment*, 240 : 45-53.

24. Rusch A., Chaplin-Kramer R., Gardiner M.M., Hawro V., Holland J., Landis D., Thies C., Tschardtke T., Weisser W.W., Winqvist C., Woltz M., Bommarco R., 2016, Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis, *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 221 : 198-204. DOI : 10.1016/j.agee.2016.01.039

25. Bohan D.A., Powers S.J., Champion G.T., Haughton A.J., Hawes C., Squire G.R., Cussans J. et Mertens S.K., 2011, Modelling rotations: can crop sequences explain arable weed seedbank abundance?, *Weed Research*, op. cit.

que le domaine d'application du modèle est limité aux systèmes de culture « conventionnels » reposant sur le labour (systèmes néanmoins largement dominants en France). Les abondances de graines d'adventices les plus élevées prédites par l'indicateur correspondent aux zones de grandes cultures du bassin moyen de la Garonne, de Poitou, de Bretagne, de Normandie, du nord du Bassin parisien, de la plaine d'Alsace et du sillon rhodanien. Dans une très grande majorité de mailles d'évaluation (2 x 2 km), les valeurs minimales et maximales estimées par le modèle statistique correspondent aux valeurs minimales et maximales de l'ensemble du jeu de données national. Cela semble suggérer que tout objectif de gestion des adventices *via* le choix de la séquence de culture, qu'il s'agisse de limiter au maximum la flore d'adventices ou d'en réguler la densité dans un objectif de conservation de la biodiversité, peut être atteint sur l'ensemble du territoire français.

**Figure 2-8. Distribution spatiale de l'abondance totale minimale (A), moyenne (B) et maximale (C) estimée des graines d'adventices dans la banque de graines du sol (quantité de graines au m<sup>2</sup>) en France.**



A : abondance minimale ; B : abondance moyenne ; C : abondance maximale.

Le nombre de graines d'adventices varie de l'ordre de 1 (borne inférieure de la classe verte) à plus de 10 000 graines au m<sup>2</sup> (borne supérieure de la classe rouge) ; résolution : mailles de 2 km ; pixels grisés : pas de valeur (aucune donnée disponible ou séquence de culture incluant plus d'une année de prairies) ; les valeurs minimales et maximales correspondent à la valeur minimale et maximale estimée à l'échelle de l'ilot de culture dans chacune des mailles de 2 km de côté.

#### Contrôle biologique par les prédateurs naturels

Concernant la régulation des graines d'adventices par les carabes dans les cultures de blé, les résultats obtenus tendent à indiquer une abondance plus élevée de carabes dans les parcelles de blé situées dans le bassin moyen de la Garonne et le piémont pyrénéen, le Poitou-Charentes, la Normandie, le Bassin parisien (à l'exception de la Sologne), la

plaine d'Alsace et le sillon rhodanien. Notons que ces zones sont également celles associées aux plus forts niveaux d'incertitude. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'abondance des carabes dépend à la fois de la présence de cultures et de prairies permanentes dans le paysage environnant la parcelle, or ces conditions ne sont pas souvent réunies : lorsqu'un seul de ces deux types d'éléments paysagers est fortement représenté dans la matrice paysagère, l'abondance estimée des carabes peut être élevée mais la prédiction est plus incertaine. Notons enfin que les carabes omnivores et granivores semblent se distribuer globalement de la même façon, sauf dans la moitié est du Massif central où l'indicateur prédit davantage de carabes omnivores que de carabes granivores.

Concernant la régulation des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja, par construction, les résultats obtenus montrent que des niveaux de régulation plus importants sont attendus dans des paysages présentant une proportion de terres cultivées plus faible, composés de grands massifs forestiers ou de prairies, autrement dit les paysages considérés comme plus « complexes » (ou hétérogènes). *A contrario*, toujours par construction, les niveaux attendus les plus faibles apparaissent dans les grands bassins de production agricole plutôt intensifs. Cependant, un haut niveau d'incertitude est associé aux zones géographiques présentant un haut niveau de régulation attendu (correspondant aux principaux massifs montagneux, à l'exception du Massif armoricain). Ces résultats sont à nuancer car l'importance relative des différentes guildes de prédateurs et de parasitoïdes varie fortement en fonction des contextes pédoclimatiques notamment entre l'Europe du Nord, centrale et de l'Ouest. Les relations entre simplification du paysage et niveau de régulation peuvent donc être potentiellement affectées par ces différences, et une validation ainsi qu'une calibration adaptées aux situations rencontrées sur le territoire français sont donc nécessaires.

### **Validation des méthodes et perspectives de recherche**

Les modèles établis et présentés précédemment restent à valider sur une large gamme de situations pédoclimatiques et agronomiques françaises. Notons que l'Inra (UMR BAGAP) a mis en place une base de données issue d'une surveillance à long terme des carabes dans différents sites en France, qui pourrait être exploitée à cette fin concernant l'indicateur de régulation des graines d'adventices. Au-delà de l'indispensable validation de ces modèles, les approches présentées ci-dessus devraient être complétées afin d'offrir une vision plus exhaustive des SE de contrôles biologiques par conservation. En premier lieu, l'évaluation de la prédation des graines d'adventices par les oiseaux et les mammifères n'a pu être réalisée ici. L'abondance de certaines espèces d'oiseaux connues pour leur contribution à la régulation des graines d'adventices pourrait être estimée et cartographiée en utilisant la base de données constituée dans le cadre du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC). D'autres couples ravageurs/prédateurs devraient être analysés, parmi lesquels, par exemple, les couples « tordeuses de la grappe/vigne », « mélégthes/colza » et « carapocapses/pommier et poirier ».

Ces travaux de validation et de complétion sont donc conditionnés à la réalisation d'importantes campagnes de collecte ou de traitement de données. Cependant, les méthodes

de *biomonitoring* actuellement en cours de développement pourraient compléter jusqu'à le remplacer l'échantillonnage sur le terrain dans les années à venir. Ces méthodes reposant sur le séquençage haut débit peuvent être utilisées pour établir la liste des espèces présentes dans un espace donné. Appliquées à l'échelle nationale ou continentale et combinées aux méthodes d'apprentissage automatique (*machine learning*), elles permettraient d'acquérir des données utiles pour identifier les réseaux trophiques à l'origine des SE de contrôles biologiques par conservation. L'efficacité de cette méthodologie a été démontrée pour les réseaux de champignons et bactéries présents à la surface des feuilles des plantes. Grâce à ce type d'approche, les réseaux d'interactions écologiques pourraient être comparés sur une large gamme d'échelles temporelles et spatiales, à travers différents écosystèmes.

Il est également nécessaire de développer des travaux de recherche pour analyser le poids relatif des pratiques agricoles et des caractéristiques du paysage dans la détermination du niveau de contrôle biologique par conservation. L'objectif de ces travaux serait d'estimer le poids relatif des effets des systèmes de culture (agriculture biologique, agriculture de conservation...) et du paysage dans des conditions pédoclimatiques données. Des travaux récents laissent entendre que le poids des caractéristiques du paysage peut être fortement réduit, voire négligeable, lorsque certains types de systèmes de culture sont mis en œuvre. Une des principales limites pour développer ce type d'analyse concerne la collecte de données fines sur les pratiques agricoles et les caractéristiques du paysage. Les procédures de collecte de données pour l'évaluation des cartographies décrites ci-avant devraient donc inclure des données sur ces différents éléments. L'analyse de l'effet de ces variables sur l'expression du SE pourrait conduire à une adaptation des modèles utilisés, par exemple pour prendre en compte d'autres caractéristiques du paysage (ex. affiner les catégories « grandes cultures » et « prairies permanentes » en sous-catégories selon le type de culture et la durée des prairies) et des caractéristiques des systèmes de culture en place.

Notons également que les travaux actuellement menés sur les relations entre habitats semi-naturels et régulation naturelle mobilisent des descriptions assez simplistes des paysages par très grands types d'occupation du sol. Une description plus fine et surtout fonctionnelle de ces habitats (site d'hivernation des ennemis naturels, ressources alimentaires alternatives...) est une étape essentielle pour mieux comprendre la distribution du niveau de régulation naturelle à l'échelle du paysage ou d'un territoire.

À terme, ces travaux sur l'analyse des déterminants biophysiques et des facteurs exogènes des SE de contrôles biologiques par conservation devraient contribuer à définir des stratégies de gestion des adventices et des ravageurs permettant de réduire significativement l'usage des pesticides. En effet, une meilleure compréhension des effets des systèmes de culture (configuration spatiale et temporelle des couverts végétaux et pratiques agricoles exogènes) et de la composition ou configuration du paysage, ainsi que de leurs interactions, est nécessaire pour concevoir des formes d'agriculture organisées à l'échelle du territoire pour fournir un haut niveau de SE de régulations biologiques.

# 3 – La production de biens agricoles végétaux et animaux

**DANS EFESE-EA, LA PRODUCTION DE BIENS AGRICOLES** est considérée comme un coproduit du fonctionnement de l'écosystème (les SE « intrants ») et des pratiques agricoles exogènes (apports par l'agriculteur de fertilisants, d'amendements, d'eau, d'énergie pour la structuration du sol, de produits phytosanitaires). Une méthodologie innovante visant à estimer la part relative des facteurs de production naturels et anthropiques ainsi que des premiers résultats sont présentés dans ce chapitre.

Distinguer la part de la production animale imputable à l'écosystème agricole représente un défi à la fois méthodologique et conceptuel plus difficile à relever. En effet, l'animal d'élevage est mobile, alimenté par des matières premières végétales d'origines géographiques diverses et parfois lointaines. La contribution des écosystèmes agricoles à la production de biens animaux a néanmoins été abordée dans l'étude *via* l'estimation de la part de l'alimentation des animaux (matières premières végétales) issue de la petite région agricole qu'ils occupent par opposition à la part de leur alimentation qui est importée.

## Poids relatifs des services écosystémiques « intrants » dans la production de biens végétaux

**BIEN QUE CET ENJEU NE SOIT PAS PROPRE** aux écosystèmes agricoles, très peu d'études ont à ce jour tenté d'estimer la contribution relative des facteurs de production naturels et anthropiques à la production de biens agricoles. Les méthodes permettant de réaliser cette évaluation ne font pas consensus. Les simulations dynamiques du fonctionnement des écosystèmes réalisées avec le modèle STICS pour quantifier les SE relatifs aux cycles de l'eau, de l'azote et du carbone ont également été utilisées. Elles ont permis de proposer une première évaluation de la part de la production imputable au fonctionnement de l'écosystème cultivé (pour six cultures types) et une estimation de la contribution des pratiques d'irrigation et de fertilisation à la couverture des besoins en eau et en azote de la culture de rente. Un des grands atouts de ce type de simulations est de prendre en compte la dynamique journalière des interactions entre apports intrants et processus écologiques. En revanche, le modèle utilisé ne simulant pas les effets des bioagresseurs et des pratiques phytosanitaires (encadré 2-1), seuls les processus relatifs aux cycles abiotiques sont représentés.

## I Quantifier la contribution relative des services écosystémiques « intrants » à la production agricole

La méthodologie d'évaluation présentée cherche à évaluer la part de la production végétale permise par les SE « intrants » relatifs à la fourniture d'azote et à la restitution d'eau aux plantes cultivées (désignés SE intrants « N et eau »), en moyenne annuelle, en tenant compte de l'état initial des écosystèmes agricoles.

Elle a pour objectif de poser les premiers jalons d'une démarche théorique et méthodologique, et de fournir des premiers ordres de grandeur. Ces résultats, préliminaires, sont à utiliser avec précaution et au regard des hypothèses et des méthodes qui les sous-tendent.

### Méthode d'évaluation

Pour cette évaluation, deux jeux de simulation ont été lancés avec le modèle STICS (encadré 2-1), sur la base d'une même configuration des écosystèmes agricoles (séquences de culture) :

- la simulation des systèmes de culture « avec intrants », c'est-à-dire conduits avec les pratiques de fertilisation médianes observées à l'échelle régionale, et dans lesquels l'irrigation du maïs est déclenchée automatiquement par le modèle pour couvrir 85 % des besoins en eau de la plante et l'enfouissement des résidus de culture ;
- la simulation des systèmes de culture « sans intrants », c'est-à-dire sans fertilisation, ni irrigation, ni enfouissement des résidus de culture. D'un point de vue théorique, la simulation de ce type de systèmes, sans apport exogène de matière ou d'énergie (de structuration du sol et d'enfouissement des résidus), se rapproche de l'« agriculture naturelle » sans intervention humaine (exception faite du semis). Cette simulation permet d'estimer le niveau moyen annuel de production permis par les seuls SE intrants « N et eau » considérant un état initial donné (taux de carbone et d'azote organiques).

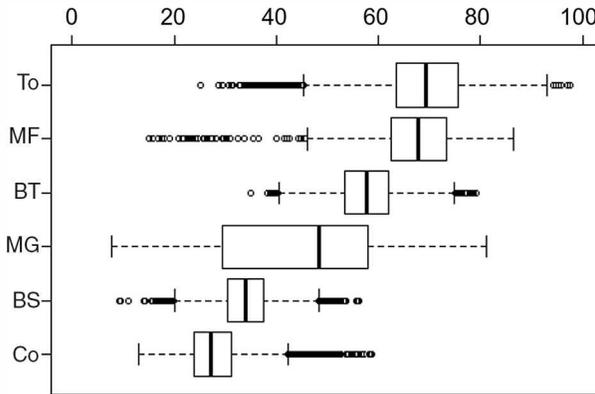
L'hypothèse qui sous-tend l'analyse est que la comparaison des rendements annuels moyens simulés selon ces deux modalités permet d'estimer la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » en prenant en compte les caractéristiques, les propriétés et l'état organique initial des sols (teneur en MO), le climat des 30 années de simulation et les pratiques « actuelles » de fertilisation, d'irrigation et d'enfouissement des résidus de culture. L'indicateur analysé ci-après est le ratio moyen (sur la période de simulation) des rendements sans et avec intrants. Il est calculé par culture (moyenne des ratios des couples culture-année), ainsi qu'à l'échelle de la rotation culturale (moyenne des ratios de tous les couples culture-année).

### Résultats par culture

On constate une grande variabilité des valeurs prises par l'indicateur selon les espèces cultivées considérées (figure 3-1). À l'échelle de la France entière (ensemble des UPC « grandes cultures » considérées dans cette analyse), le tournesol et le maïs fourrage sont associés aux valeurs les plus élevées, laissant entendre que, en moyenne,

plus de deux tiers de leur production est imputable aux SE intrants « N et eau ». Dans 95 % des cas simulés pour ces deux cultures, la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » varie entre 50 et 83 %. Le blé tendre est également associé à des valeurs élevées d'indicateur, variant essentiellement de 47 à 68 % (95 % des valeurs) avec une moyenne de 57 %. Pour le maïs grain, l'indicateur prend des valeurs plus contrastées (de 10 à 76 %) selon les zones géographiques où est simulée cette culture, la valeur moyenne se situant autour de 41 %. Enfin, la betterave et le colza sont associés aux valeurs les plus faibles, respectivement 34 et 28 % en moyenne, et dépassant rarement les 40 %. Alors que, pour le maïs grain, on peut faire l'hypothèse que c'est le niveau de SE de restitution en eau qui est le facteur limitant (voir ci-dessous), pour le colza et la betterave sucrière, la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » serait plutôt limitée par le niveau du SE de fourniture d'azote minéral.

**Figure 3-1. Distribution des valeurs de l'indicateur relatif à la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » selon les espèces cultivées considérées.**

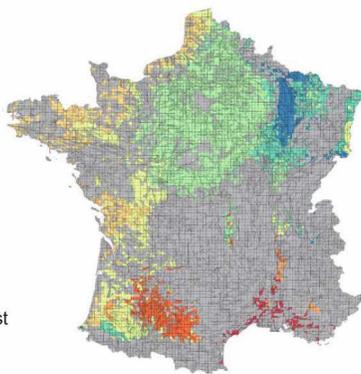


To : tournesol ; MF : maïs fourrage ; BT : blé tendre ; MG : maïs grain ; BS : betterave sucrière ; Co : colza.

Les sections suivantes détaillent les résultats obtenus pour deux de ces espèces cultivées : (1) le blé tendre, culture la plus répandue en France, et (2) le maïs, pour lequel l'indicateur prend des valeurs très variables selon le type de culture considérée (grain ou fourrage) et le contexte pédoclimatique. La variabilité des résultats a été analysée en fonction du type de climat qui caractérise chaque UPC « grande culture » (figure 3-2).

**Figure 3-2. Distribution spatiale des climats dominants attribués aux UPC « grandes cultures ».**

- Type 1 : climat de montagne
- Type 2 : climat semi-continental et climat des marges montagnardes
- Type 3 : climat océanique dégradé des plaines du Centre et du Nord
- Type 4 : climat océanique altéré
- Type 5 : climat océanique franc
- Type 6 : climat méditerranéen altéré
- Type 7 : climat du bassin du Sud-Ouest
- Type 8 : climat méditerranéen franc



UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures ».

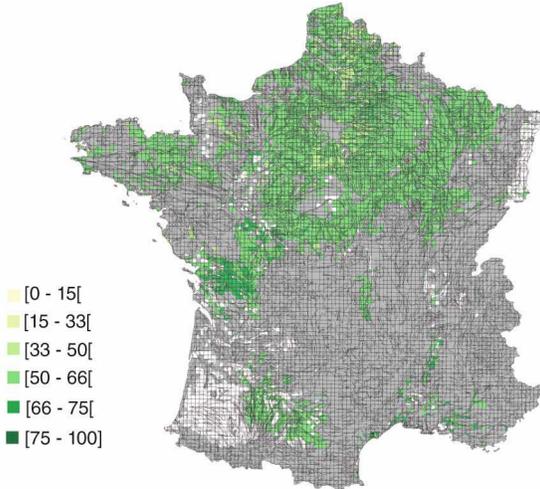
### Exemple du blé tendre

La figure 3-3 présente la distribution spatiale des valeurs de la part de la production de blé tendre permise par les SE intrants « N et eau ». L'analyse des résultats par classe de climat montre que les niveaux moyens les plus élevés de la part de production imputable aux SE intrants « N et eau » sont observés sous les climats de types 6 et 7 (60 %) et le climat 8 (65 %). La variabilité est du même ordre de grandeur dans les différents climats, et légèrement réduite pour le climat de type 8. Les effets des climats méditerranéens (types 6 et 8) et du Sud-Ouest (type 7) pourraient être liés à un potentiel de rendement plus faible dans ces zones climatiques que dans celles du grand bassin céréalier français, un même niveau de fourniture d'azote minéral et de restitution de l'eau permettant de couvrir une part d'autant plus élevée des besoins des cultures que ces besoins (potentiel de rendement) sont faibles.

Les ratios moyens les plus élevés sont observés dans les sols grossiers et les plus fins. Là encore, l'effet de ces types de sols grossiers pourrait être lié à un potentiel plus faible dans ces situations.

Si les caractéristiques des séquences de culture (longueur de la rotation) ne semblent pas discriminer les valeurs, la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » tend à être d'autant plus importante que le taux de couvert intermédiaire est faible (la médiane se situe aux alentours de 55 à 60 % avec un faible taux de couvert intermédiaire et d'environ 50 % pour les taux les plus importants). L'origine de cet effet reste à analyser au regard des caractéristiques des différents systèmes de culture concernés.

**Figure 3-3. Distribution spatiale de l'indicateur de la part de la production de blé tendre permise par les SE intrants « N et eau » (en %).**



UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ;  
 UPC blanches : blé tendre non simulé dans les rotations.

Enfin, le fait que le blé soit simulé sans irrigation dans les systèmes actuels favorise l'obtention de valeurs élevées (c'est-à-dire l'estimation d'une plus grande part de la production imputable aux SE intrants « N et eau »). L'irrigation du blé, de plus en plus répandue en France, surtout pour le blé dur, peut conduire à une augmentation significative du rendement dans les régions à déficit hydrique marqué. Telle qu'elle est estimée ici (ratio entre les rendements simulés sans et avec intrants), on peut faire l'hypothèse que la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » serait plus faible si la situation de référence (systèmes actuels avec intrants) prenait en compte l'irrigation du blé.

### Exemple du maïs

La figure 3-4 présente la distribution spatiale des valeurs de la part de la production de maïs (grain et fourrage) permise par les SE intrants « N et eau ».

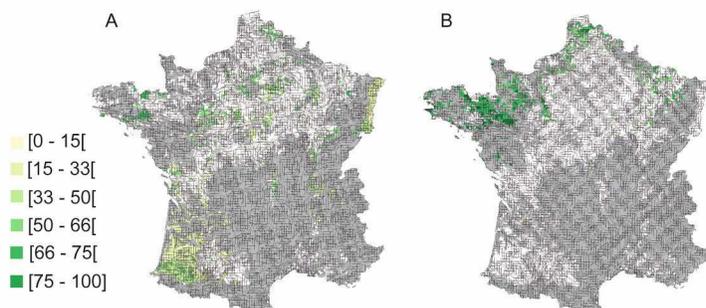
Pour le maïs grain, le niveau moyen de part de la production imputable aux SE intrants « N et eau » est très variable d'un type de climat à un autre. Il se trouve autour de 55 à 60 % dans les types de climat 1, 3 et 5 (montagne, océanique dégradé et océanique franc), autour de 45 % dans le climat de type 2 (marges de montagne), à un peu plus

de 30 % dans le climat de type 6 (méditerranéen altéré) et autour de 20 % dans les climats de types 7 et 8 (du Sud-Ouest et méditerranéen franc). La variabilité intra-zone climatique est d'autant plus élevée que les résultats (en %) sont faibles. Les stress liés au déficit hydrique climatique moyen en été et à sa variabilité interannuelle semblent donc être les principaux facteurs explicatifs de cette variabilité. Ce constat est à rapprocher de celui de la distribution majoritaire du maïs grain dans les zones les plus chaudes, et aussi souvent les moins arrosées en été, et, par voie de conséquence, des pratiques d'irrigation mises en œuvre dans ces zones climatiques (grand Sud-Ouest, Centre et Alsace). Aucun effet sol majeur n'a été identifié.

Des taux de céréales à paille et de couverts intermédiaires plus élevés sont associés à des résultats plus élevés. Cependant, là encore, ces constats seraient à analyser à la lumière de la distribution des séquences de culture et de couverts intermédiaires dans les différentes zones climatiques (possible confusion des effets séquences de couverts végétaux et climatiques du fait d'une distribution particulière de ces séquences).

Pour le maïs fourrage, contrairement au maïs grain, la part de la production imputable aux SE intrants « N et eau » est peu variable et de l'ordre de 60 à 70 % avec des niveaux légèrement plus élevés sous les climats de types 4, 5 et 6 (océanique altéré, océanique franc et méditerranéen altéré) qui répondent un peu mieux aux besoins du maïs fourrage. Ces résultats sont directement liés à la distribution spatiale du maïs fourrage qui est très concentrée dans les zones climatiques océaniques et, possiblement aussi, aux besoins en eau légèrement moindres du maïs fourrage relativement au maïs grain du fait d'un cycle de végétation plus court. Aucun autre effet majeur n'a été identifié pour cette culture.

**Figure 3-4. Distribution spatiale de l'indicateur relatif à la part de la production de maïs grain (A) et fourrage (B) permise par les SE intrants « N et eau » (en %).**

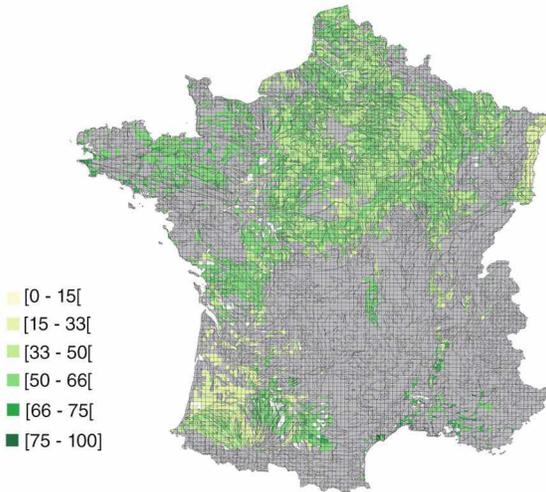


A : maïs grain ; B : maïs fourrage ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : maïs grain non simulé dans les rotations.

### Résultats à l'échelle de la rotation culturale

À l'échelle du système de culture, la part de la production imputable aux SE intrants « N et eau » serait de l'ordre de 50 % en moyenne, 95% des valeurs variant entre 29 et 71 %. Les systèmes de culture associés aux valeurs élevées sont localisés dans le bassin de la Garonne, dans la moitié sud du bassin du Rhône et en Bretagne (figure 3-5). La région des Landes et la plaine d'Alsace sont quant à elles associées à des valeurs faibles, essentiellement liées à la présence importante de maïs en monoculture. Comme pour le blé et le maïs, la variabilité des résultats a été analysée en fonction des types de climat (figure 3-6).

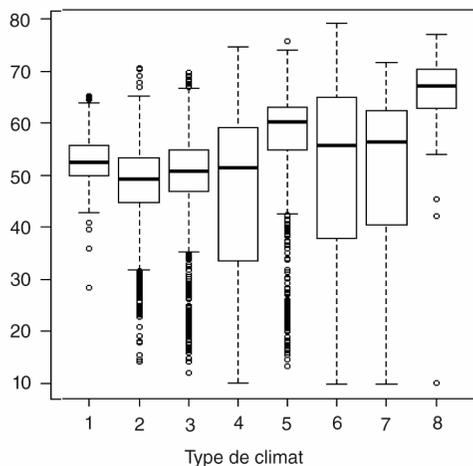
**Figure 3-5. Distribution spatiale de l'indicateur relatif à la part de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau » à l'échelle de la rotation (en %).**



UPB grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ;  
UPB blanches : exclues de l'analyse.

Les climats de types 1, 2 et 3, qui caractérisent la majeure partie de la moitié nord de la France, sont associés à des valeurs du même ordre de grandeur : la part de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau » varierait, dans la majorité des UPC situées sous ces climats, entre 30 et 70 % environ, la valeur médiane se situant aux alentours de 50 %. Les principales cultures simulées sont le blé tendre, le colza, le maïs grain (au sud de la zone et en Alsace, essentiellement en monoculture) et la betterave (dans les Hauts-de-France et en Champagne).

**Figure 3-6. Distribution par type de climat de l'indicateur relatif à la part de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau » (à l'échelle de la rotation).**



Les climats de types 4, 6 et 7, climats de transition entre le centre de la France et la façade océanique et méditerranéenne, sont associés à une très grande variabilité des valeurs prises par l'indicateur, qui couvrent presque la totalité de la plage des valeurs obtenues sur la France entière. La grande diversité des cultures, des types de séquences simulées et des types de sols qui caractérisent les UPC situées en climat de type 4 (océanique altéré), de type 6 (méditerranéen altéré) et de type 7 (du Sud-Ouest) sont à l'origine de cette variabilité. Ainsi, dans le grand bassin moyen de la Garonne (climat de type 7), des rotations type blé-(blé-) tournesol, blé-tournesol-blé-colza (sur les coteaux argilo-calcaires) et de monoculture de maïs grain (dans les sols plutôt limoneux le long de la Garonne) ont été simulées. Cette variabilité des combinaisons culture-sol-climat, incluant des cultures dont la distribution temporelle des besoins en eau et en azote diffère, conduit à une variabilité des capacités de l'écosystème à fournir l'azote et à restituer l'eau nécessaires à ces cultures sous ces différents climats.

Les valeurs associées aux UPC situées en climat de type 5 sont plus centrées sur la gamme 55 à 65 %, rarement inférieures à 40 % et n'excédant pas les 75 %. Ces UPC, présentes sur l'ensemble de la façade atlantique, englobent également une grande diversité de systèmes de culture. L'importante présence de maïs (essentiellement fourrage) explique ces hauts niveaux de résultats.

Enfin, les UPC situées en climat de type 8 sont presque exclusivement simulées en monoculture de blé. Elles sont associées aux valeurs les plus élevées de l'indicateur, en majorité comprises entre 53 et 77 %. Ces hauts niveaux de part de la production imputable aux SE intrants « N et eau » pourraient être liés aux potentiels de rendement du blé relativement faibles dans ces zones géographiques.

Plus généralement, ces résultats sont par construction directement liés à la distribution spatiale des différentes cultures ainsi qu'à leur distribution temporelle dans les séquences de culture, cette relation restant à analyser plus en détail.

## **I Estimation de la contribution relative des services écosystémiques « intrants » et des pratiques à la couverture des besoins des cultures**

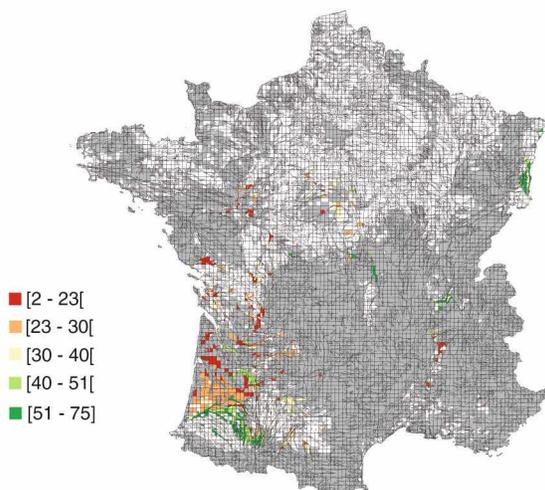
### **Contribution respective du SE intrant « eau » et de l'irrigation à la couverture des besoins en eau du maïs**

Pour estimer la contribution relative du SE intrant « eau » et de l'irrigation à la couverture des besoins en eau des cultures (ici le maïs), le ratio entre la quantité annuelle d'eau apportée par l'écosystème (différence entre la quantité d'eau transpirée par la culture et la quantité d'eau apportée par irrigation) et la quantité annuelle d'eau effectivement utilisée par la culture (quantité d'eau transpirée par celle-ci) a été calculé pour chaque UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées.

En moyenne, sur l'ensemble des UPC concernées, le SE intrant « eau » contribue à 37 % aux besoins en eau du maïs. Les situations dans lesquelles le SE contribue le plus aux besoins en eau du maïs (entre 50 et 80 %) correspondent aux UPC situées dans le piémont des Pyrénées-Atlantiques et dans la plaine d'Alsace (figure 3-7). À l'opposé, il y contribue le moins dans les Landes, en Poitou-Charentes ainsi que dans le bassin du Rhône (moins de 30 % en moyenne). Les maïs irrigués cultivés le long de la Garonne et des rivières Gascogne et de l'Adour se trouvent dans une situation intermédiaire. Là encore on retrouve un lien direct avec le déficit hydrique moyen en été de ces différentes zones climatiques : plus le déficit moyen est marqué, moins le SE de restitution en eau couvre les besoins en eau du maïs et, donc, plus l'irrigation occupe une place importante. Les UPC caractérisées par des sols à texture sableuse (ou très argileuse), reconnus pour leur faible réserve utile maximale, et situées dans les zones à fort déficit hydrique climatique sont tout particulièrement associées à une forte contribution de l'irrigation au besoin en eau du maïs (75 % en moyenne). Ceci s'explique par le fait que, durant la saison pluvieuse, le sol ne stocke qu'une faible quantité d'eau relativement aux besoins de la plante en période de pleine croissance, peu arrosée.

Enfin, dans environ 20 % des UPC, l'irrigation couvre en moyenne la quasi-totalité des besoins en eau des cultures (UPC en rouge sur la figure 3-7). Les déterminants biophysiques et facteurs exogènes de ces situations restent à analyser.

**Figure 3-7. Distribution spatiale de la contribution du SE intrant « eau » à la couverture des besoins en eau du maïs (en %).**



Seules les UPC dans lesquelles le maïs est considéré comme classiquement irrigué sont considérées ici ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées : pas de simulations « grandes cultures ».

### **Contribution respective du SE intrant « N » et de la fertilisation à la couverture des besoins en azote de la culture de rente**

Pour estimer la contribution relative du SE « fourniture d'azote minéral » et de la fertilisation à la couverture des besoins en azote des cultures, le ratio entre la quantité d'azote fournie par l'écosystème ou les apports exogènes, d'une part, et la quantité d'azote dans la culture de rente à la récolte, d'autre part, a été calculé. Trois variantes du numérateur de ce ratio ont été considérées :

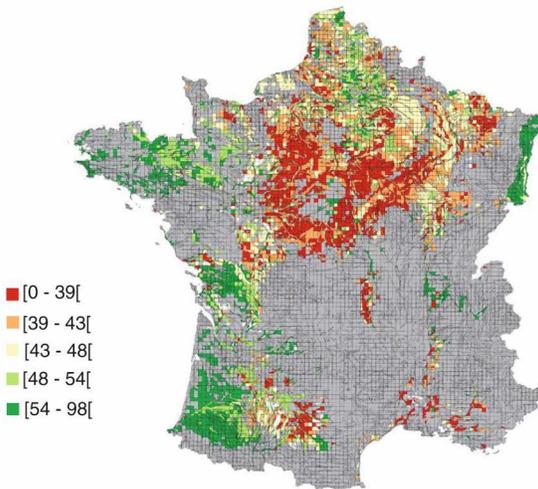
- ratio 1 : la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture (du semis à la récolte), sans prise en compte de la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis. Il s'agit donc ici d'analyser le poids relatif de l'azote minéral fourni par l'écosystème pendant le cycle de la culture dans la couverture de ses besoins en azote ;
- ratio 2 : la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis. Il s'agit donc ici d'analyser le poids relatif de l'azote minéral fourni par l'écosystème pendant le cycle de la culture et avant celui-ci dans la cou-

verture des besoins de la culture en azote. L'effet de la fertilisation apportée lors du cycle précédent sur le stock d'azote minéral dans le sol au semis est donc intégré dans cette analyse ;

- ratio 3 : la quantité d'azote minéral fournie par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture cumulée avec la quantité d'azote minéral dans le sol au moment du semis, et avec l'apport d'azote exogène (fertilisation). Il s'agit donc ici d'analyser si l'ensemble du stock d'azote minéral fourni par l'écosystème avant et pendant le cycle de la culture, et fourni par la fertilisation, est inférieur, égal ou supérieur aux besoins de la culture.

Le calcul du ratio 1 montre que, durant le cycle de la culture, l'écosystème pourvoit, en moyenne, à 40-50 % des besoins en azote de la plante. La contribution du sol est d'autant plus faible que sa teneur en argile est faible. Les zones du centre de la France et du Sud-Est présentent les ratios les plus faibles alors que les grandes zones de production du maïs grain et fourrage (le Sud-Ouest, l'Alsace et la Bretagne) présentent les ratios les plus élevés (figure 3-8).

**Figure 3-8. Distribution spatiale de la contribution du sol à la couverture des besoins de la culture en azote (en %).**



Résolution spatiale : UPC ; UPC grisées : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : exclues de l'analyse.

Si l'on prend en compte l'azote minéral présent au semis (ratio 2), la contribution aux besoins de la plante est de l'ordre de 75 %, en moyenne, pour tous les types de sol, avec une contribution légèrement plus faible des sols très argileux (lesquels correspondent à des sols dont la teneur en argile est supérieure à 60 %, peu utilisés en grandes cultures et donc représentant peu de simulations). Pour certaines simulations, ce ratio est supérieur à 1 : il existerait donc des situations (pour certaines séquences de culture dans certains types de sols et sous certains climats) dans lesquelles les besoins en azote des cultures sont en moyenne couverts par l'azote disponible dans le sol au moment du semis et fourni par l'écosystème pendant le cycle de culture. Les caractéristiques de ces situations restent à identifier.

Enfin, si l'on prend en compte l'intégralité des apports exogènes d'azote dans le calcul de ce bilan (le reliquat de ceux de l'année n-1 ainsi que ceux de l'année n), le ratio moyen est largement supérieur à 1, et aucune valeur n'est inférieure à 1 : quelle que soit l'unité de simulation (séquence de culture, type de sol, type de climat), la quantité moyenne d'azote minéral disponible pour la croissance végétale est supérieure aux besoins de la plante. Considérant que les apports d'azote dans le dispositif de simulation correspondent à la médiane des apports recensés par région administrative dans l'enquête Pratiques culturelles 2011, ces résultats suggèrent qu'à l'échelle du système de culture, en moyenne, une économie de fertilisation (minérale ou organique) serait possible. Ce constat semble cohérent avec le fait que les pratiques de fertilisation des agriculteurs sont majoritairement basées sur la méthode du bilan (partiel ou complet) et donc sur la couverture des besoins de la culture correspondant à un objectif de rendement peu fréquemment atteint (deux années sur cinq). Cette analyse est à modérer au regard de deux limites majeures du dispositif de simulation. D'une part, les dates de semis et de fertilisation sont fixes pour l'ensemble des unités de simulation par région administrative, donc non conditionnées par les types de sols et par le climat annuel. De ce fait, il est possible que les dates de semis et d'apports d'azote soient, certaines années climatiques, non adaptées au climat de l'année et que, en conséquence, le développement de la plante ne soit pas représentatif de ce qu'il a été ces années-là. Dans ce type de situation une sous-estimation du développement de la culture engendre une sous-estimation des quantités d'azote acquises par la culture. D'autre part, étant donné que le niveau de fertilisation par culture est constant pour toutes les unités pédoclimatiques au sein d'une région, il est possible que, ponctuellement, dans des unités de simulation à faible potentiel (zones marginales de culture), le niveau de fertilisation simulé soit surestimé. La fréquence de cette surestimation, *a priori* faible au sein des régions, reste à estimer précisément.

Pour aller plus loin sur les économies potentielles de fertilisation, une analyse des systèmes de culture concernés par ces ratios supérieurs à 1 reste donc nécessaire, de même qu'une analyse temporelle de l'évolution des flux d'azote au cours de la saison culturale. Il est possible que, annuellement, la disponibilité de l'azote présent dans le sol ne soit pas synchronisée avec les périodes de besoin de la plante et qu'il soit perdu, par exemple par lixiviation au-delà du volume de sol exploré par les racines.

## **La production animale française : quantification de la part réalisée à partir des matières premières végétales produites localement**

**DANS EFESE-EA, LES ANIMAUX D'ÉLEVAGE AU PÂTURAGE** sont considérés comme une des composantes biotiques de l'écosystème agricole. En consommant des ressources végétales et en produisant des déjections, les animaux présents dans l'écosystème (herbivores et monogastriques) jouent un rôle majeur dans les flux de matière et d'énergie de celui-ci. Outre le rôle de déterminant biophysique qu'ils jouent dans la fourniture de certains SE, les animaux d'élevage permettent une production secondaire de biens agricoles, en utilisant une partie de la production primaire végétale.

L'élevage est susceptible de mobiliser des ressources végétales différentes en fonction de l'espèce animale et du type de système de production considérés. L'efficacité alimentaire des animaux est très variable selon les ressources végétales (céréales, oléoprotéagineux, pâturages, foins, pailles, tourteaux, pulpes...), les espèces/races animales (ruminants ou monogastriques) et les systèmes de production (type d'infrastructures, allotement des animaux...). S'il est possible de différencier des catégories d'élevage en fonction du type de surfaces présentes sur l'exploitation et utilisées pour l'alimentation animale (encadré 3-1), il subsiste une grande diversité au sein de chaque catégorie, notamment en termes de poids des relations « directes » et « indirectes » entre les animaux et les surfaces, entre autres liée à la part de l'alimentation produite sur la ferme et au devenir des déjections animales.

Évaluer la contribution du fonctionnement de l'écosystème agricole à la production de biens animaux consisterait à estimer, pour chaque flux de matières premières végétales (MPV) entrant dans la composition de l'alimentation animale (y compris celles importées de l'étranger), la part de la production de ces MPV imputable aux SE de régulation relativement à celle imputable aux intrants anthropiques. La section précédente propose une première évaluation de la part de production végétale imputable aux SE « intrants » pour certaines cultures. Mettre en œuvre le même type d'approche pour les biens animaux se heurte néanmoins à des difficultés méthodologiques encore plus importantes, notamment parce que la production animale dépend d'une production végétale à plusieurs échelles : celle issue de l'exploitation, celle provenant de la zone géographique dans laquelle l'exploitation se situe, et celle supra locale (possiblement provenant de différents continents). En conséquence, l'évaluation de la part de la production animale permise par les SE « intrants » n'a pu être réalisée dans le cadre de l'étude.

En revanche, du fait des enjeux environnementaux et économiques associés à la connexion entre l'élevage et les surfaces cultivées, l'étude propose une première estimation de la part de la production animale permise par les biens végétaux produits localement. Il s'agit d'évaluer la capacité des écosystèmes agricoles situés dans l'emprise géographique d'un territoire donné à satisfaire la consommation alimentaire du cheptel présent dans ce territoire.

**Encadré 3-1. Catégories d'élevage selon le type de surfaces consacrées à l'alimentation du bétail sur l'exploitation.**

**L'élevage conduit en bâtiment, avec peu ou pas de surfaces associées**

Il s'agit majoritairement d'exploitations élevant des monogastriques (porcs, volailles), très concentrées dans la région ouest de la France. La majorité de l'alimentation est constituée de rations achetées à des fabricants d'aliment du bétail, et les surfaces d'épandage des déjections sont plus ou moins distantes de l'exploitation. Les interactions entre les animaux et les surfaces sont donc principalement indirectes.

**La polyculture-élevage associant des animaux d'élevage et des surfaces cultivées**

Il s'agit d'exploitations où les animaux (monogastriques, ruminants laitiers, ruminants à l'engraissement) sont alimentés majoritairement à partir des productions végétales issues de l'exploitation. Dans ce type d'élevage, les interactions entre les animaux et les surfaces peuvent être plus ou moins directes (pâturage, animaux alimentés en bâtiment à partir de la biomasse végétale récoltée sur place, déjections stockées puis épandues sur les cultures de l'exploitation).

**L'élevage d'herbivores basé sur le pâturage de surfaces intensifiées (prairies cultivées, prairies permanentes fertilisées)**

Il s'agit majoritairement d'élevages de ruminants en zone de plaine ou de basse altitude. Durant la saison de pâturage (pouvant durer de quelques mois à toute l'année), les interactions entre animaux et surfaces sont directes. En dehors de la saison de pâturage, et parfois en complément du pâturage, les animaux sont alimentés avec des fourrages produits sur place et des aliments produits hors de l'exploitation (concentrés, paille, foin, ensilages).

**L'élevage d'herbivores basé sur des surfaces de végétation spontanée peu intensifiées**

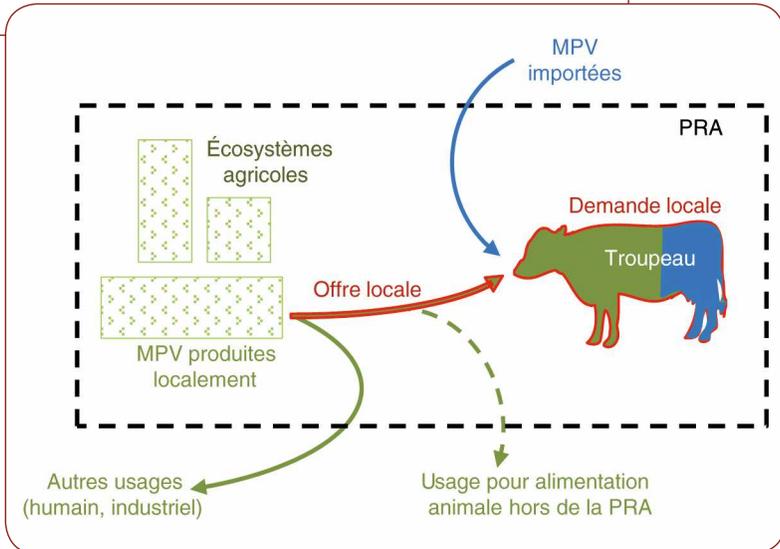
Il s'agit souvent d'élevages de ruminants en zone de montagne ou d'élevages pastoraux sur parcours secs en régions périméditerranéennes. Les milieux exploités sont souvent associés à de forts enjeux environnementaux et utilisés à plusieurs fins (ex. agriculture et chasse ou tourisme). La faible productivité des surfaces implique une forte emprise spatiale : jusqu'à plusieurs centaines d'hectares pour une seule exploitation. Dans ces élevages, les animaux interagissent directement avec les surfaces végétales. Les conditions difficiles du milieu peuvent imposer plusieurs mois d'alimentation en bâtiment et induire ainsi des relations indirectes entre les animaux et les surfaces.

**Méthode d'évaluation**

La contribution de la production végétale locale à la production de biens animaux a été estimée grâce au calcul du ratio entre l'offre locale de MPV produites au sein du territoire et la consommation de MPV par les animaux présents dans ce territoire

(figure 3-9). Le coefficient obtenu correspond ainsi à la part de la consommation alimentaire du cheptel du territoire couverte par les ressources végétales produites au sein de ce territoire. Cet indicateur a été calculé pour chaque PRA. Tous les types d'animaux sur toute la durée de leur cycle de vie (pas seulement au pâturage pour les ruminants) ont été considérés. Cinq espèces animales (bovins, ovins, caprins, porcins, volailles) et quatre types de biens animaux (lait, viande, animaux d'élevage<sup>26</sup>, œufs) ont été inclus dans cette analyse.

**Figure 3-9. Représentation schématique des flux de MPV à l'échelle de la petite région agricole (PRA).**



Offre : quantité de MPV produites au sein de la PRA et destinées à l'alimentation animale. Différents types de MPV entrent dans la composition de l'alimentation animale : des biens végétaux issus de plantes cultivées et consommés sous forme de concentrés, des fourrages et des coproduits ou tourteaux issus de la transformation, par les industries, des biens végétaux issus de plantes cultivées.

N.B. : le flux potentiel de MPV produites au sein de la PRA mais consommées par des animaux localisés hors de la PRA (flèche en pointillé vert) n'a pas été estimé. La quantité de MPV produites pour l'alimentation animale a été considérée comme intégralement destinée aux animaux de la PRA.

Consommation : quantité totale de MPV nécessaires à l'alimentation du troupeau.

26. Un animal d'élevage est un animal vendu vivant à un autre éleveur pour être engraisé ou devenir un animal reproducteur.

### Quantification de l'offre locale en MPV

La production totale de biens végétaux par les écosystèmes agricoles français a été évaluée en combinant les données de rendement par culture recensées par la Statistique agricole annuelle (SAA) à l'échelle du département avec celles des surfaces allouées à chaque culture à la résolution de la PRA fournies par le RA de 2010. Le bilan d'approvisionnement établi à l'échelle nationale par le service de la Statistique et de la Prospective du ministère en charge de l'Agriculture ainsi que les données de FranceAgriMer permettent de calculer une clef de répartition nationale de la production de biens végétaux selon leur usage : alimentation animale, alimentation humaine, usage industriel, transformation, semences et pertes. La même clef de répartition nationale a été appliquée à toutes les PRA. Aussi, la variabilité de cette répartition d'une PRA à une autre n'ayant pas pu être considérée, les résultats à l'échelle de chaque PRA sont à analyser avec précaution. Il est possible que, localement, la part de la production végétale destinée à l'alimentation animale soit sensiblement plus élevée ou au contraire moindre que la moyenne nationale.

### Quantification de la consommation en MPV du cheptel local

Aucune base de données commune ne permet de calculer les consommations alimentaires de l'ensemble des cinq cheptels inclus dans l'analyse. Pour les ruminants, la consommation en MPV a été estimée par l'Institut de l'élevage (Idele), dans le cadre du programme Autosysel<sup>27</sup> à partir des données issues du dispositif Inosys - réseaux d'élevage 2008. Pour les monogastriques, elle a été estimée à partir de la base de données du Céréopa<sup>28</sup>.

Le ratio de l'offre sur la consommation locale en MPV a été estimé en matière sèche et en matière azotée. Deux variantes de l'indicateur de contribution de l'écosystème local à la production de biens animaux ont donc été calculées, la plus petite des deux valeurs obtenues étant retenue puisqu'elle représente le facteur limitant de la production animale. Pour chaque PRA, ce coefficient a ensuite été multiplié par la quantité totale de biens animaux produits au sein de la PRA, calculée à partir des données de la SAA, afin d'estimer une production animale « sur ressources propres de la PRA ».

## Résultats

Seules les PRA orientées vers les activités d'élevage ont été retenues dans l'analyse, soit 571 PRA.

### Capacité des PRA à satisfaire la consommation alimentaire des animaux

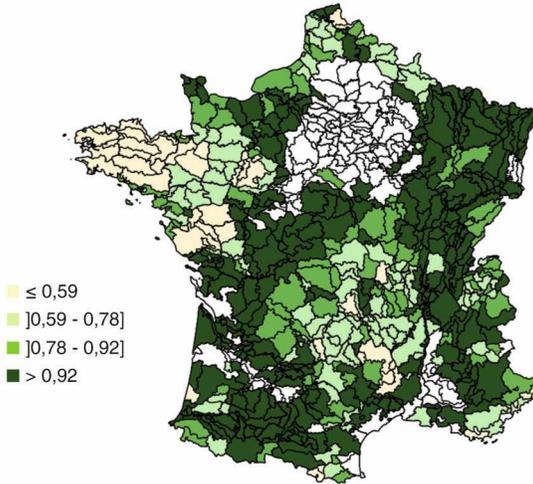
La figure 3-10 permet de visualiser la contribution de la production végétale locale à la production de biens animaux, à la résolution de la PRA. En moyenne, sur les 571 PRA considérées dans l'analyse, les ressources végétales produites localement couvrent 86 % de la demande alimentaire du cheptel. La production totale de biens animaux sur

27. Autonomie alimentaire et protéique des systèmes d'élevage herbivore français.

28. Centre d'études et de recherche sur l'économie et l'organisation des productions animales.

ressources propres de l'écosystème agricole est ainsi estimée à 1,1 million de tonnes de protéines. L'examen des résultats à la résolution des PRA fait apparaître une importante hétérogénéité des valeurs prises par l'indicateur, qui varient de 0,25 à 1 (25 à 100 %).

**Figure 3-10. Capacité des écosystèmes agricoles locaux à satisfaire la consommation alimentaire des animaux, à la résolution PRA.**



La répartition des valeurs en quatre classes a été réalisée avec l'algorithme de Jenks (maximisation de la variance interclasses et minimisation de la variance intra-classes) ; zones blanches (Corse comprise) : PRA non retenues dans l'analyse.

Exemple : une capacité de 0,75 signifie que les ressources végétales produites au sein de la PRA couvrent les trois quarts de la consommation alimentaire de l'ensemble des animaux présents au sein de cette PRA.

Au total, 71 % des PRA présentent une capacité supérieure à 0,78. Ces PRA se situent dans les plaines herbagères à vocation laitière (Basse-Normandie, Lorraine), ainsi que dans les zones de polyculture-élevage du Bassin aquitain et de la bordure est-sud-ouest du Bassin parisien où l'élevage est en forte régression, et elles couvrent également une partie de la zone herbagère de la bordure nord du Massif central à vocation allaitante.

Les autres PRA présentent une capacité comprise entre 0,25 et 0,78. Ces territoires correspondent essentiellement au cœur des grands bassins de production animale : (1) l'ensemble Grand-Ouest (constitué des PRA de Bretagne, Pays-de-Loire et nord-ouest du Poitou) où se combinent élevage de ruminants, de monogastriques, et surfaces cultivées pour l'alimentation

des animaux, et (2) le Massif central (notamment l'Auvergne) à vocation lait-viande, avec d'importantes surfaces en prairies permanentes de montagne. On trouve aussi ponctuellement des PRA associées à de telles valeurs dans le Nord-Pas-de-Calais, les montagnes laitières (Vosges, Franche-Comté, Alpes) ainsi que la zone pastorale méditerranéenne.

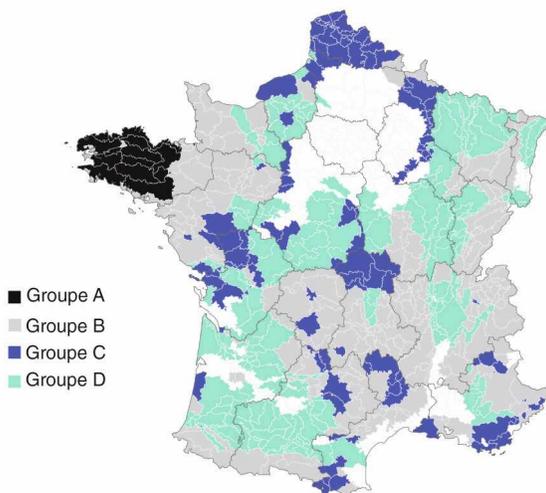
La mobilité des troupeaux par rapport à l'utilisation des surfaces pastorales n'est pas prise en compte dans l'étude. Par conséquent, les PRA situées dans des zones d'élevage transhumant (Var, plaine de la Crau, Pyrénées) ont une faible capacité à satisfaire la consommation des animaux présents car ces derniers utilisent des surfaces végétales dans d'autres PRA pendant trois à quatre mois de l'année.

Dans les zones périméditerranéennes, toutes les surfaces pastorales utilisées ne font pas l'objet d'une déclaration PAC et la ressource végétale issue de ces surfaces est souvent sous-estimée, en ne prenant en compte que la ressource herbacée alors que les troupeaux consomment aussi des feuillages de ligneux, parfois en quantité significative.

### Typologie des profils de production et de capacité des PRA

Une analyse multivariée combinant analyse en composante principale et classification ascendante hiérarchique a permis d'identifier quatre groupes de PRA, considérant leur capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents et leur niveau de production totale (figure 3-11).

**Figure 3-11. Typologie des PRA selon leur capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents et le niveau de production de biens animaux associé.**



Le tableau 3-1 détaille les caractéristiques moyennes de ces quatre groupes de PRA. La capacité de la PRA à satisfaire la consommation des animaux tend à décroître avec le niveau de densité animale. Au-delà de 1,5 UGB<sub>AT</sub><sup>29</sup> par hectare de SAU, la capacité se dégrade fortement en raison du déséquilibre entre les surfaces végétales conditionnant la disponibilité en ressources alimentaires et les effectifs animaux. Quel que soit le groupe considéré, c'est la capacité à satisfaire la consommation en concentrés protéiques qui constitue le facteur le plus limitant de la capacité totale.

Les résultats ont été analysés en fonction d'indicateurs de composition de la SAU, apportant des informations sur l'orientation des systèmes d'alimentation des animaux : surface en céréales et oléoprotéagineux (SCOP), surface fourragère principale (SFP), surface en maïs fourrage et surface toujours en herbe (STH).

**Groupe A : une production de biens animaux très élevée  
mais dépendante de biens végétaux produits en dehors du territoire local**

Les 12 PRA qui composent ce groupe sont toutes situées en Bretagne où se concentrent élevages monogastriques et laitiers intensifs. Le niveau de production de biens animaux est élevé (en moyenne, 114 kg/ha de SAU de protéines issues des ruminants et 190 kg/ha de SAU de protéines issues des monogastriques) et fondé sur une densité animale très supérieure à la moyenne globale, en lien avec la prépondérance des monogastriques dans la composition du cheptel. Le groupe A se détache ainsi nettement des autres groupes selon ces caractéristiques.

La capacité fourragère de ces PRA repose sur le maïs, environ trois fois plus présent dans la SFP que la moyenne globale. La capacité globale est largement inférieure aux autres groupes en raison de l'extrême faiblesse de la capacité à satisfaire la consommation en concentrés protéiques (en moyenne 8 %), indispensables en complément du maïs ensilage. La disponibilité en surfaces SCOP par animal est faible, illustrant la surdensité animale et donc le déséquilibre animal/végétal qui caractérise ce groupe.

**Groupe B : une production de biens animaux élevée et permise  
par les biens végétaux, principalement fourragers, produits sur le territoire**

Ce groupe est formé des zones d'élevage herbager de plaine et de moyenne montagne (plutôt sans transhumance). Les PRA se distribuent dans quatre régions. La première recouvre l'essentiel de la Basse-Normandie et des Pays-de-Loire (bassin laitier). La seconde englobe l'essentiel du Massif central (Limousin et Auvergne) et sa périphérie nord-est-sud-ouest (élevage allaitant et systèmes mixtes lait-viande). La troisième, également laitière, englobe la plaine laitière de l'Est ainsi que les montagnes humides

29. Unité gros bétail « alimentation totale » : permet de comparer les animaux en fonction de leur consommation totale d'aliments (grossiers et/ou concentrés), même s'ils consomment des aliments de type différent. Une UGB<sub>AT</sub> est définie comme une vache laitière de 600 kg consommant 3 000 unités fourragères (UF) par an lui permettant de produire 3 000 kg de lait. Une vache laitière actuelle représente donc au total 1,45 UGB<sub>AT</sub>.

**Tableau 3-1. Caractéristiques moyennes des quatre groupes de PRA définis selon leur niveau de production et la capacité à satisfaire la consommation alimentaire des animaux présents.**

Groupe	Nombre de PRA	Densité animale (UGB <sub>N</sub> /ha SAU)	Proportion de ruminants (% UGB)	Niveau de production animale (kg protéines/ha SAU)	Capacité à satisfaire la consommation des animaux* :	
					en fourrage	en concentrés
A	12	3,6	30	300	1,00	0,08
B	250	1,1	86	70	1,00	0,20
C	97	0,9	81	55	0,84	0,60
D	212	0,6	79	37	1,00	0,91
Global	571	0,9	81	60,5		0,86

\* Ratios calculés en matière azotée totale.

(Vosges, Franche-Comté). La quatrième recouvre la partie haute montagne des Alpes et des Pyrénées. Le niveau moyen de production animale, essentiellement dû à l'élevage ruminant, est quatre fois plus faible que dans le groupe A et associé à une densité animale légèrement plus élevée que la moyenne globale. La capacité fourragère très élevée repose surtout sur une surface fourragère très importante composée en grande majorité de STH. La densité animale n'est pas le facteur limitant de la capacité. Bien que fondé sur la consommation de fourrages, le niveau de production élevé implique l'utilisation de concentrés protéiques que la SCOP ne fournit pas en quantité suffisante.

**Groupe C : une production de biens animaux modeste et largement permise par les biens végétaux produits sur le territoire**

Le niveau de production de biens animaux atteint en moyenne 55 kg de protéines/ha de SAU dont les trois quarts sont issus des ruminants. Ce groupe est très hétérogène à la fois en termes de capacité des ressources végétales à satisfaire la consommation alimentaire du cheptel (qui varie de 0,25 à 1) et en termes de composition de la SAU. Il conviendrait donc d'affiner la typologie au sein de ce groupe. Contrairement aux autres groupes, la capacité globale est également limitée par celle à satisfaire la consommation des animaux en fourrages. Cette limitation de la capacité semble liée à la faible disponibilité de la SFP au regard de la population animale.

**Groupe D : une faible production de biens animaux entièrement permise par les biens végétaux produits localement**

Les PRA du pourtour du Bassin parisien et du Grand Bassin aquitain, où l'élevage n'est pas une orientation principale et a très fortement régressé au cours des 30 dernières années, paraissent quasiment autosuffisantes en ressources végétales. Ce résultat s'explique par une faible présence animale, et donc un faible niveau de production. La disponibilité en SCOP est la plus élevée des quatre groupes avec une moyenne de 1 ha de SCOP par UGB<sub>AT</sub>.

**Perspectives d'amélioration**

Les résultats doivent être interprétés comme des tendances, du fait des approximations qui ont été faites afin de renseigner les diverses composantes de l'indicateur.

Tout d'abord, le coefficient de disponibilité de chaque MPV pour l'alimentation animale a été établi au niveau national à partir des bilans Agreste et FranceAgriMer. Ces coefficients « moyens », appliqués indifféremment à toutes les PRA, peuvent masquer de fortes disparités régionales concernant la destination des MPV, et donc conduire à surestimer ou à sous-estimer l'offre locale en MPV. Il conviendrait donc d'estimer la variabilité spatiale de ces coefficients.

Ensuite, il n'existe pas de bases de données harmonisées permettant d'estimer les consommations alimentaires des cheptels. Deux stratégies sensiblement différentes ont donc été appliquées respectivement aux ruminants et aux monogastriques. En particulier, l'estimation de la demande en MPV des ruminants repose sur la description des rations

moyennes, par système d'élevage, des cheptels présents dans les fermes des réseaux d'élevage de l'Idèle, dont il sera nécessaire d'évaluer la représentativité en matière de système d'alimentation.

Enfin, l'offre végétale exploitée par l'élevage pastoral (des zones périméditerranéennes, des Causses et des coteaux du Sud-Ouest) tend à être sous-estimée dans cette première analyse. En effet, ce type d'élevage exploite des surfaces embroussaillées ou boisées qui n'entrent pas dans le calcul de l'offre végétale. De plus, la mobilité des troupeaux n'a pas été prise en compte par souci de simplification, or les effectifs d'animaux rattachés aux PRA situées dans des zones d'élevage transhumant utilisent également des surfaces végétales d'autres PRA pendant trois à quatre mois de l'année.

Plus globalement, les résultats livrés par cette première évaluation mettent en évidence la question du choix du maillage géographique adéquat pour estimer la production de biens animaux permise par les ressources végétales locales. En effet, les PRA sont considérées comme des systèmes fermés, sans circulation de l'offre végétale ni des animaux (sauf pour les bovins vendus vivants). Une amélioration de la méthode consisterait à prendre en compte ces flux entrants/sortants pour affiner l'évaluation de la capacité du territoire à couvrir la consommation des animaux. Il serait également possible de réaliser l'analyse à des niveaux d'organisation supra PRA définis en tenant compte de l'orientation des bassins de production ainsi que des caractéristiques pédoclimatiques ou phytoécologiques.

# 4 – Services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société

**LE FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES AGRICOLES** rend d'autres types de services écosystémiques, dont le bénéficiaire direct est la société dans son ensemble (incluant les agriculteurs en tant que citoyens). Ces SE sont essentiellement de deux ordres : (1) des SE de régulation qui contribuent à moduler des phénomènes portant préjudice au bien-être humain (le changement climatique ou la diffusion de polluants dans les différents compartiments de l'environnement), et (2) des SE dits « culturels » dont la société tire des avantages récréatifs, esthétiques et spirituels (tableau 4-1).

Ce chapitre présente tout d'abord les SE rendus par les écosystèmes agricoles qui contribuent à la régulation de la qualité de l'eau et du climat global. Historiquement, la majorité des travaux en agronomie se sont focalisés sur l'estimation des impacts négatifs des activités agricoles sur l'environnement, et non pas sur les SE (chapitre 1).

Ensuite sont présentés les services dits « récréatifs » rendus par les paysages agricoles. Ces « services » possèdent un statut particulier dans la mesure où la classification qu'en propose la CICES correspond davantage à une typologie des usages et/ou des valeurs des paysages qu'à des services écosystémiques au sens retenu dans le cadre d'analyse de l'étude. Après une introduction générale sur l'identification de « services culturels », l'enjeu est de proposer dans cette section une définition des « services récréatifs » compatible avec le cadre d'analyse adopté dans l'étude, en identifiant les processus ou les éléments de la structure des écosystèmes agricoles qui contribuent à offrir un cadre à la pratique d'activités récréatives.

**Tableau 4-1. Liste des SE rendus par les écosystèmes agricoles à la société et nature du travail réalisé par le collectif d'experts.**

Service écosystémique	Avantages directs dérivés par la société	Évaluation biophysique
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Réduction des phénomènes de coulées boueuses	Oui (chapitre 2)
Stockage et restitution de l'eau bleue		Oui (chapitre 2)
Atténuation naturelle des pesticides par les sols	Quantité d'eau bleue de qualité adaptée aux usages (domestiques, industriels, agricoles, touristiques)	Pistes méthodologiques
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone organique dissous (COD)		Oui (cas de l'azote)
Régulation du climat global	Conservation des conditions actuelles de vie et d'activité humaine	Oui
Potentiel récréatif	Activités récréatives de plein air avec/sans prélèvement.	Oui (cas des activités récréatives de plein air sans prélèvement)

## Les services de régulation de la qualité biophysique du cadre de vie

### ■ Contribution à la régulation de la qualité de l'eau restituée par les écosystèmes agricoles

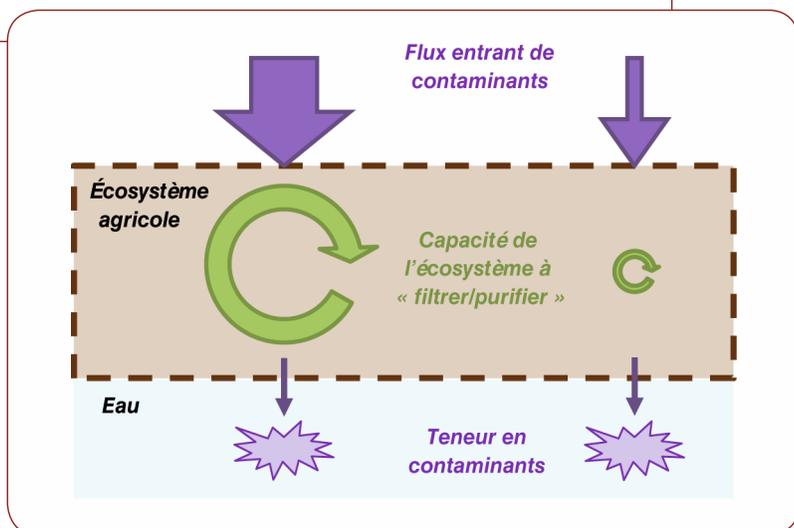
Les divers usages que la société fait de l'eau (agricoles, industriels, domestiques, récréatifs et culturels) reposent sur l'accès à une eau présentant un bon état écologique. De par ses capacités de rétention et de filtration, le sol modifie la composition physico-chimique de l'eau de pluie qui s'y infiltre et s'en échappe vers les cours d'eau, les lacs, les aquifères ou les réservoirs (eau bleue).

La qualité de l'eau circulant au-delà de l'écosystème est appréciée ici d'après sa teneur en substances chimiques et agents biologiques, dont l'augmentation peut avoir pour conséquence une perturbation des usages de l'eau bleue (boisson, usages récréatifs, irrigation...). Les contaminants considérés sont de natures diverses : biologique (pathogènes,

virus), organique (composés traces organiques ou CTO, par ex. des substances médicamenteuses) ou minérale (éléments traces minéraux ou ETM). Ces composés entrent dans l'écosystème agricole selon plusieurs voies, naturelles (eau pluviale, retombées atmosphériques) ou anthropiques (traitements phytosanitaires, apports d'engrais, épandage d'effluents d'élevage, de boues d'épuration...). Les nutriments essentiels au développement des plantes (azote, phosphore...) peuvent également constituer, sous certaines formes chimiques et à certaines concentrations, des contaminants des milieux aquatiques.

Dans la littérature scientifique, les SE de régulation en rapport avec la qualité de l'eau sont considérés selon deux grandes approches. L'approche majoritaire examine les mécanismes permettant la rétention des contaminants par le sol, autrement dit la capacité de l'écosystème à « purifier » (ex. dégrader) ou à « filtrer » l'eau (ex. retenir les contaminants). Les autres travaux portant sur ces SE s'attachent principalement à quantifier les contaminants présents dans l'eau. Ils s'inscrivent donc dans la démarche classique adoptée par les agronomes pour évaluer l'impact des pratiques agricoles sur l'environnement. Les flux de contaminants sortant de l'écosystème agricole par le biais des flux d'eau (ruissellement, flux latéraux hypodermiques, percolation) ou de matière solide (érosion, exportation de la biomasse cultivée) ou encore gazeuse (ex. volatilisation) sont des impacts de l'agroécosystème sur les différents compartiments de l'environnement (air et eaux). Dans une perspective d'évaluation des SE, cette seconde approche n'est pas adaptée puisqu'elle ne permet pas d'estimer l'effet des caractéristiques et du fonctionnement de l'écosystème agricole sur la régulation des flux de matière (figure 4-1).

**Figure 4-1. Représentation de deux situations archétypales d'exposition de l'écosystème agricole à des contaminants.**



Une même teneur en contaminants observée dans l'eau drainée peut résulter de deux situations archétypales : (1) le flux entrant de contaminants dans l'écosystème est important, contrebalancé par une capacité élevée du système sol-plante à empêcher la dispersion de ces contaminants dans l'eau drainée, ou (2) l'écosystème est soumis à un flux entrant de faible ampleur mais dont le système sol-plante « filtre/purifie » peu les contaminants.

En conséquence, les SE de régulation de la qualité de l'eau ont été examinés dans EFESE-EA sous l'angle de la capacité du système sol-plante à limiter la fuite des contaminants vers les masses d'eau. Considérant la classification CICES et la littérature scientifique, une distinction a été réalisée entre le SE de régulation de la qualité de l'eau drainée (percolée) vis-à-vis de l'azote (N), du phosphore (P) et du carbone organique dissous (COD) et le SE d'atténuation naturelle des pesticides. Ces deux SE sont liés aux deux grandes sources de pollutions d'origine agricole : les pratiques de fertilisation azotée et phosphatée, et les pratiques phytosanitaires.

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

Une fois entrés dans l'écosystème agricole, plusieurs mécanismes concourent à limiter la fuite des contaminants vers les masses d'eau : l'absorption par les plantes et la possible exportation de celles-ci, la rétention par le sol par adsorption sur ses constituants abiotiques (argiles et matières organiques ou MO), la transformation par des processus abiotiques et biotiques (dégradation des pesticides, minéralisation/organisation du N et du P) et les émissions sous formes gazeuses.

Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD

L'ion orthophosphate étant fortement lié à la phase solide du sol, le transfert de P des écosystèmes agricoles vers le réseau hydrographique se fait principalement par entraînement particulaire lors d'épisodes érosifs (à l'exception de quelques situations très particulières comme les sols très sableux ou certains sols drainés). L'ion nitrate et le COD étant solubles, ils sont majoritairement entraînés dans les eaux qui percolent au-delà de la rhizosphère lors d'épisode de drainage. Les flux de N ou de COD au-delà de la zone explorée par les racines dépendent donc fortement de l'ampleur des flux d'eau verticaux. Notons que tout ce qui est entraîné au-delà de la rhizosphère n'atteint pas forcément les ressources en eau et donc n'est pas obligatoirement un contaminant de celles-ci.

Les déterminants biophysiques de la régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD sont communs aux SE « fourniture de nutriments aux plantes cultivées », « stockage et restitution de l'eau » et « stabilisation du sol et contrôle de l'érosion » (chapitre 2). Les caractéristiques abiotiques (stock en nutriments et en eau du sol, teneur en MO) et le fonctionnement du sol ont ainsi un rôle clef, tout comme la nature et la distribution spatio-temporelle des plantes de couverture au moment des périodes de drai-

nage ou de ruissellement potentiels. Dans le cas de systèmes pâturés, les restitutions par les animaux ont un impact sur la quantité de nutriments entrant dans l'écosystème. Les quantités de N restituées, de manière non homogène sur la surface, par les vaches alimentées au pâturage, varient ainsi de 150 à 500 kg de N/ha selon le chargement animal et la durée du pâturage.

#### Atténuation naturelle des pesticides par les sols

Les pesticides interagissent avec les composants biotiques et abiotiques du sol. Ils se distribuent dans les phases liquide, solide et gazeuse du sol et dans la biomasse. Les pesticides restant dans la phase liquide du sol sont dits « biodisponibles », c'est-à-dire qu'ils contribuent à l'exposition des organismes vivant dans les sols. La dissipation locale des pesticides, autrement dit la diminution apparente de leur concentration dans le sol, repose sur trois grands types de processus liés aux composantes biotiques et abiotiques du système sol-plante : leur rétention dans le sol, leur transformation, et leur dispersion vers les autres compartiments de l'environnement (plantes, animaux, atmosphère, masses d'eau).

Les propriétés physico-chimiques du sol (notamment texture, taux de MO, température) et des pesticides déterminent la capacité de ces derniers à s'adsorber sur les constituants du sol. Lorsqu'elle est durable, l'adsorption peut conduire à la formation de résidus liés dont on ne connaît ni la nature ni le devenir. Ces caractéristiques abiotiques déterminent également la transformation des pesticides par photolyse ou hydrolyse, ainsi que leur volatilisation et leur transfert vers les masses d'eau.

La biodégradation microbienne est par ailleurs le principal processus responsable de la transformation des pesticides dans les sols, déterminée par l'abondance et la diversité fonctionnelle des micro-organismes du sol. Elle peut être partielle (co-métabolisme), conduisant à l'accumulation de métabolites qui sont parfois plus persistants et plus toxiques que la molécule mère dont ils dérivent, ou totale (métabolisme), conduisant à la minéralisation du pesticide, par exemple en  $\text{CO}_2$  et  $\text{NH}_4$ . Le pH du sol est un paramètre édaphique majeur déterminant la biodégradation des pesticides. Les interactions biotiques dans les sols sont aussi connues pour influencer la biodégradation microbienne des pesticides. L'intensité de la biodégradation de plusieurs herbicides varie selon le type de couvert végétal implanté, ou encore en fonction du micro-environnement créé par la faune du sol (galeries des vers de terre, etc.). La nature et la distribution spatio-temporelle du couvert végétal régissent également l'absorption d'une partie des pesticides par le système racinaire.

Notons que l'atténuation naturelle des pesticides n'est pas parfaite : l'adsorption est un mécanisme réversible, pouvant contribuer à des phénomènes de pollution ultra-différée dont la dynamique est encore mal connue. La transformation des pesticides peut également conduire à l'accumulation de molécules filles responsables de contaminations. De ce fait, le sol est une source de contamination secondaire dont il reste difficile de prédire le comportement.

## Facteurs exogènes

Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD

La fertilisation (minérale ou organique) agit sur la quantité et la forme chimique des nutriments qui entrent dans le système sol-plante. L'intensité et la dynamique de minéralisation du N est par ailleurs modulée par la gestion des résidus de récolte (exportation des résidus de culture à maturité physiologique, mulch, enfouissement) et le climat (influence de la température et du rayonnement sur le développement des plantes).

Les flux d'eau sont quant à eux influencés par le travail du sol (action sur la réserve utile en eau des sols), l'irrigation et le climat (pluviométrie, évapotranspiration).

Atténuation naturelle des pesticides par les sols

La contamination des sols agricoles au moment de l'application des pesticides sur les cultures dépend du type de produit utilisé et des modalités de son emploi, notamment la concomitance entre la date de traitement et le stade de développement du couvert, qui module la quantité de pesticide intercepté par le feuillage.

De nombreux paramètres climatiques, dont la température et l'humidité du sol, ainsi que les pratiques culturales modulent la biodégradation des pesticides. L'application répétée de traitements phytosanitaires constitue également une pression de sélection sous l'effet de laquelle les populations microbiennes s'adaptent, rendant plus efficace le processus de métabolisation totale. Le travail du sol provoque des changements profonds de sa structure et de sa porosité qui affectent la connectivité hydraulique et, par conséquent, la distribution des micro-organismes présents. L'apport de matière organique végétale (paille) ou animale (lisier) favorise la croissance et l'activité de la biomasse microbienne se développant dans la détritusphère. Enfin, le chaulage, par son action sur le pH du sol, influe sur la dégradation des pesticides.

## Méthodes d'évaluation de la régulation de la qualité de l'eau

Il n'existe actuellement pas de méthode permettant d'évaluer la capacité du sol à réguler la fuite des pesticides dans l'eau drainée, probablement en raison de la complexité et de l'imbrication des processus abiotiques et biotiques en jeu. Les données et les méthodes actuellement disponibles ne donnent qu'une vision partielle du SE. Elles permettent soit de quantifier les résidus de quelques pesticides dans les sols ou dans les eaux (mesure de l'impact environnemental des pratiques phytosanitaires), soit d'évaluer une partie des processus impliqués dans la transformation de ces molécules.

Dans la littérature scientifique portant sur l'évaluation du SE de régulation de la qualité des eaux, les SE en lien avec la capacité du sol à empêcher la fuite des nutriments vers les masses d'eau tentent de quantifier le « travail écologique » réalisé par l'écosystème. Le programme MAES recommande d'estimer la quantité de nutriments « retenue » par le système sur une période de temps donnée, approchée par la concentration en nutriments dans le sol. D'autres auteurs calculent la différence entre le niveau de pression écologique (ex. quantité de N apporté) et la qualité de l'environnement (ex. quantité de

N lixivié). Une autre approche consiste à élaborer un indice de vulnérabilité des sols à la lixiviation, mais elle ne prend pas en compte la capacité de l'écosystème agricole à retenir des nutriments grâce à leur absorption par les couverts végétaux avant et/ou pendant les périodes de drainage et de ruissellement. Les outils manipulés par les agronomes permettent quant à eux de considérer cette dimension sol-plante dans l'évaluation du SE. Outre les mesures de terrain, dont la mise en place à large échelle géographique est coûteuse, les modèles qui simulent dynamiquement les bilans d'eau et de N sous l'effet du pédoclimat et des pratiques, parmi lesquels figurent STICS et PaSim (encadré 2-1), sont notamment utilisés à cette fin.

### Niveau de fourniture du SE

Du fait de l'état des données et des outils (notamment de modélisation) actuellement disponibles, seul le niveau de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N a été considéré pour la quantification du niveau de fourniture de ce SE. Des pistes méthodologiques ont tout de même été proposées pour évaluer l'atténuation naturelle des pesticides par les sols et la régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du P et du COD.

### Méthodologie d'évaluation retenue dans l'étude

Le dispositif de simulation élaboré spécifiquement pour EFSE-EA a été utilisé pour estimer le niveau effectif de régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du N par les écosystèmes agricoles. L'indicateur calculé correspond à la quantité annuelle moyenne de N non lixivié, c'est-à-dire « retenu » par le système sol-plante ou perdu sous forme d'émissions gazeuses. L'évaluation étant focalisée sur la régulation des flux de N dans l'eau, les émissions gazeuses de N sous forme de diazote ( $N_2$ ), protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) et ammoniac ( $NH_3$ ) sont prises en compte mais ne sont pas examinées spécifiquement ici. Ces émissions gazeuses sont à l'origine d'impacts négatifs des agroécosystèmes (émissions de  $N_2O$  et de  $NH_3$ ) et sont liées au niveau de SE « régulation du climat global » (réduction du  $N_2O$  en  $N_2$ ) mais, du point de vue de la régulation de la qualité de l'eau, elles correspondent à des quantités d'azote qui ne sont pas lixiviées. L'analyse d'un SE « régulation de la qualité de l'air », non traité dans l'étude, permettrait d'évaluer les effets de l'écosystème sur les flux de  $NH_3$ . D'un point de vue général, cela pointe le fait que l'indicateur choisi pour l'évaluation de chaque SE est en relation directe avec les flux de matière ou d'énergie d'intérêt pour l'évaluation de celui-ci.

L'indicateur du SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N est calculé comme suit :  
 N non lixivié = Entrées de N minéral (fertilisation, minéralisation nette) – Lixiviation de N  
 Cette quantité est également exprimée en proportion des entrées de N (quantité de N non lixivié divisée par les entrées de N minéral). Ces deux indicateurs sont évalués en considérant les apports d'intrants (pratiques agricoles « actuelles »).

Des simulations « systèmes actuels », dans lesquelles la conduite des systèmes est représentative du mode de gestion actuel dominant des agroécosystèmes (en termes de fertilisation azotée, gestion des résidus de culture et irrigation du maïs), ont d'abord

permis d'estimer le niveau (absolu ou relatif) de SE effectivement rendu par les écosystèmes agricoles.

Les deux indicateurs ont également été calculés selon différents jeux de simulation alternatifs :

- l'effet de la présence de couverts intermédiaires a été testé en utilisant un jeu de simulation alternatif « sans couvert intermédiaire » dans les UPC situées en zone vulnérable (autres pratiques inchangées) ;
- l'effet de l'irrigation a été testé en utilisant un jeu de simulation alternatif « sans irrigation » dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées (autres pratiques inchangées par rapport aux simulations de référence).

### Niveau de fourniture du SE

Seuls les résultats obtenus sur grandes cultures avec le modèle STICS sont présentés ci-après. Les deux indicateurs ont été interprétés au regard de différentes caractéristiques des écosystèmes agricoles modélisés : type de sol, réserve utile, type de climat, type de séquence<sup>30</sup>, etc.

La quantité annuelle moyenne de N minéral non lixivié varie de 122 à 363 kg N/ha/an (moyenne de 242 kg N/ha/an), soit de 55 à 100 % (moyenne de 86 %) du N minéralisé par l'écosystème et apporté par fertilisation azotée (figure 4-2).

Les niveaux absolus de SE les plus élevés (plus de 264 kg N non lixivié/ha/an) sont essentiellement situés dans le sud-ouest de la France (Landes, piémont des Pyrénées-Atlantiques et le long de la Garonne), au cœur du Bassin parisien, dans les Flandres et ponctuellement en Alsace et dans le sillon rhodanien. Il est possible que ces régions soient associées à un plus haut niveau d'absorption de N par les cultures en place (par exemple le maïs irrigué).

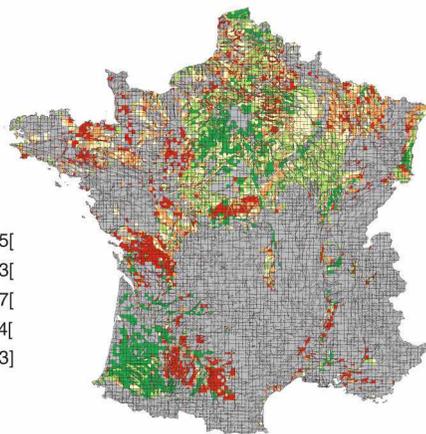
Certaines régions présentant un niveau absolu de SE plus faible sont associées à un niveau relatif de SE élevé ; c'est par exemple le cas du bassin moyen de la Garonne, du Grand Ouest et du Plateau lorrain, où environ 90 à 100 % du N n'est pas lixivié. La divergence de résultats entre les deux indicateurs peut s'expliquer par le fait qu'une faible quantité de N non lixivié peut résulter d'une faible quantité de N minéral présent dans l'écosystème — notamment en raison de faibles apports exogènes (de l'ordre de 50 kg N/ha sur tournesol).

On trouve enfin des valeurs plus faibles, tant en quantité qu'en proportion, dans le sud du bassin du Rhône, dans le Berry et dans le Poitou. Les points rouges disséminés sur la carte pourraient représenter des situations spécifiques caractérisées par des potentiels de rendement faibles et des apports (simulés) de N minéral trop élevés. Il conviendrait donc de les examiner plus précisément afin d'en comprendre les déterminants pour confirmer ou infirmer le résultat obtenu.

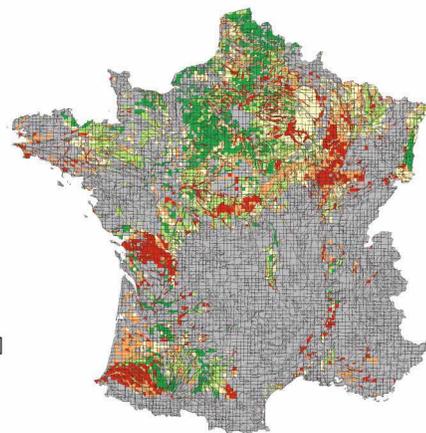
30. Toutes les combinaisons [indicateur x variable] n'ont pas été examinées dans le temps imparti à l'étude.

**Figure 4-2. Quantité (A) et proportion (B) annuelles moyennes de N non lixivié estimées pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques observées.**

A



B



A : quantité de N non lixivié (en kg N/ha/an) ; B : proportion de N non lixivié (%) ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : exclues de l'analyse.

La quantité de N non lixivié est fortement corrélée positivement avec la quantité de N absorbé par le couvert. Cette relation positive existe également — bien que moins forte

— avec l'indicateur de niveau relatif de SE. L'indicateur de niveau absolu de SE est d'ailleurs également corrélé positivement avec le niveau de fertilisation minérale azotée et la quantité de N minéralisé, et semble d'autant plus élevé que la réserve utile est importante. Ces corrélations peuvent s'expliquer par la relation positive entre l'absorption de N par le couvert et la croissance des cultures, celle-ci étant favorisée par les apports d'engrais, une minéralisation importante et des sols à forte réserve utile. En résumé, une grande majorité du N minéral est « retenue » par le sol et le couvert des systèmes actuels de grandes cultures et, pour une petite part, perdue sous forme d'émissions gazeuses.

Les indicateurs ne sont pas ou peu corrélés avec l'intensité du drainage : seule une faible corrélation négative est établie entre la proportion de N non lixivié et la quantité d'eau drainée, résultat surprenant et à consolider puisqu'il est avéré, dans la littérature scientifique, que le drainage conditionne fortement le niveau d'azote lixivié.

### **Effet du type de séquence de culture sur le niveau de fourniture du SE**

À l'échelle de la France, aucune corrélation n'émerge entre les indicateurs du niveau de SE et les différentes caractéristiques des rotations : taux de céréales, de maïs, de cultures d'hiver, de légumineuses, ou encore longueur de rotation. En revanche, la comparaison des simulations « avec » et « sans couvert intermédiaire » montre un effet globalement positif de la couverture du sol pendant les périodes d'interculture sur les niveaux absolu et relatif du SE, et ce quel que soit le type de climat, la texture du sol ou la nature des séquences. Ce résultat est cohérent avec le fait que le niveau de fourniture du SE est étroitement lié au prélèvement de N par le couvert, le couvert intermédiaire constituant une source de prélèvement complémentaire dans le temps à celle de la culture de rente. Cet effet reste néanmoins limité du fait de la faible fréquence d'introduction de ces couverts dans les séquences simulées : en moyenne, les couverts intermédiaires absorbent 13 kg N/ha/an.

### **Effet de l'irrigation sur le niveau de fourniture du SE**

Toutes choses égales par ailleurs, la comparaison des simulations « avec » et « sans irrigation » dans les UPC comportant des cultures de maïs classiquement irriguées montre que l'irrigation améliore le niveau de SE tant en absolu qu'en relatif. Cet effet positif est essentiellement dû à une augmentation de la quantité de N absorbé par la culture de rente lorsqu'elle est irriguée. Un élément probablement déterminant de ce résultat est l'absence d'ajustement de la fertilisation azotée au potentiel de rendement atteignable sans irrigation : la fertilisation est simulée ici de façon identique pour les deux situations alors que les potentiels d'absorption sont très différents du fait de la limitation en eau. Il est donc probable que l'effet de l'irrigation soit moindre si la fertilisation azotée est réduite, mais il demeure tout de même positif.

### **Perspectives d'amélioration**

Il serait tout d'abord intéressant d'approfondir l'analyse de l'effet des pratiques sur le niveau de fourniture de ce SE en réalisant des simulations plus précises. En premier lieu, comme

pour l'évaluation de la fourniture de N minéral aux plantes cultivées (chapitre 2), les pratiques de fertilisation n'ont pu être représentées qu'à grands traits (résolution régionale) du fait du manque de finesse des données permettant de les caractériser. Il faudrait à la fois adapter leur estimation au potentiel de rendement de chaque situation pédoclimatique, et examiner en détail l'effet du type de fertilisation azotée (minéral versus organique) sur le niveau de SE. En second lieu, l'effet limité de l'implantation d'un couvert intermédiaire sur la quantité et la proportion de N non lixivité pourrait résulter de la faible occurrence de ces couverts dans les simulations. Les effets d'une implantation plus systématique de ces couverts, avec des durées d'installation plus longues, pourraient être également examinés. Notons que l'analyse n'a que peu porté sur l'impact de la gestion des résidus et des modalités de travail du sol, points qui mériteraient un *focus* particulier dans de futures études.

À plus long terme, il serait souhaitable de décrire les dynamiques temporelles du niveau de SE en fonction de l'évolution du taux de MO des sols sous l'effet des systèmes de culture simulés. Il devrait en effet être possible d'observer des tendances à la baisse ou à la hausse du niveau de SE du fait de cette dynamique. Plus globalement, l'effet de systèmes de culture dit « alternatifs », comme ceux basés sur la combinaison d'un non-travail du sol, d'une couverture du sol permanente et de rotations diversifiées, mériterait d'être exploré. Pour cela, il faudra développer une meilleure compréhension des processus en jeu, évaluer la capacité des modèles de simulation à représenter ces systèmes de culture et, si besoin, adapter ceux-ci pour réaliser une évaluation de ce type de systèmes sur une large gamme de situations pédoclimatiques.

Cette évaluation du SE devrait être complétée en intégrant les contaminants ignorés ici, notamment les pesticides, le P et le COD.

Des recherches sont nécessaires pour acquérir des données sur la biodégradation des pesticides dans différents pédoclimats et développer des modèles prédictifs permettant d'évaluer le potentiel d'atténuation des sols agricoles. Des études récentes d'écologie microbienne utilisent des techniques moléculaires basées sur l'extraction directe des acides nucléiques du sol pour quantifier l'abondance et l'activité des populations microbiennes dégradant des pesticides. Elles suggèrent que ces acides nucléiques pourraient constituer des bio-indicateurs rendant compte de l'exposition aux pesticides et du potentiel d'atténuation chimique. Les méthodologies employées ont été standardisées auprès de l'ISO (Organisation internationale de normalisation), mais elles ne sont pas encore déployées à grande échelle. Une directive cadre européenne sur la protection des sols pourrait imposer l'estimation de l'impact *a posteriori* des pesticides sur les micro-organismes du sol, et donc conduire à la systématisation de ces analyses de sol. Notons que l'EFSA (*European Food Safety Authority*) a publié plusieurs avis scientifiques relatifs à l'évaluation *a priori* du risque environnemental causé par les pesticides, encourageant les scientifiques à développer des bio-indicateurs microbiens capables de rendre compte des SE rendus par les sols, comme l'atténuation naturelle des pesticides.

La quantité de P non perdue par érosion pourrait constituer un indicateur du niveau de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du P. Il pourrait être calculé en développant une

méthodologie intégrant la distribution spatiale des stocks de P dans la couche arable des sols agricoles français (cartographie existante réalisée par Delmas *et al.*, 2015<sup>31</sup>) et une cartographie des risques érosifs de ces sols (celle produite pour l'évaluation du SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion, chapitre 2). Cet indicateur pourrait être affiné en tenant compte des apports de fertilisants phosphatés pour en analyser l'effet sur le niveau de SE.

Un modèle de culture comme EPIC<sup>32</sup>, qui simule les flux de COD dans le sol et hors du sol exploré par les racines, pourrait être utilisé pour une première évaluation de la capacité des écosystèmes agricoles à limiter la perte de COD dans l'eau percolée sous la rhizosphère. Son utilisation nécessiterait un important travail de calibration pour les conditions agropédoclimatiques françaises.

## ■ Contribution des écosystèmes agricoles à la régulation du climat

L'augmentation de la température à la surface du globe depuis le début de l'ère industrielle, témoin du changement climatique, dépend de la concentration en gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. La régulation du climat correspond aux mécanismes contribuant à limiter l'augmentation de la température moyenne du globe, et suppose donc une réduction des émissions mondiales de GES. En France, le secteur agricole représente 19 % de ces émissions<sup>33</sup>. L'atténuation des émissions de GES liées à ce secteur constitue donc un enjeu important dans le cadre de la politique engagée par la France (objectif de réduction de 75 % des émissions de GES d'ici 2050 par rapport à 1990). La réduction de l'impact de l'agriculture peut se faire par le biais des évolutions du système agroalimentaire global, des modifications des pratiques agricoles ou encore en favorisant certains processus à l'œuvre dans les écosystèmes, comme le stockage de carbone dans le sol ou dans la biomasse ligneuse, ou encore les processus d'atténuation des émissions de GES.

La plupart des travaux relatifs aux flux de GES associés aux écosystèmes agricoles ne mobilisent pas le concept de SE. Une difficulté méthodologique dans l'analyse des relations entre le fonctionnement de l'agroécosystème, les émissions de GES et la régulation du climat consiste à distinguer ce qui relève de l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles (notamment les apports d'engrais azotés), de ce qui relève du SE de régulation de ces émissions fourni par l'écosystème agricole.

Dans EFESE-EA, le SE de régulation du climat global est défini comme l'ensemble des processus de stockage de C dans le sol et dans la biomasse ligneuse directement associée aux écosystèmes agricoles (haies en périmètre de champ, arbres dans la parcelle ou en périphérie), et d'atténuation des émissions de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) et de méthane

31. Delmas M., Saby N., Arrouays D., Dupas R., Lemerrier B., Pellerin S., Gascuel-Oudou C., 2015, Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils, *Soil Use and Management*, 31 : 259-269. DOI : 10.1111/sum.12192

32. <http://epicapex.tamu.edu/epic/> (consulté le 10/10/2018).

33. Incluant les émissions de  $CO_2$  liées à la consommation d'énergie fossile du secteur.

(CH<sub>4</sub>), les deux principaux GES d'origine agricole. À noter que les flux de GES liés à la consommation d'énergie et aux changements d'affectation des sols sont hors du périmètre de l'évaluation.

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

#### Stockage de C

Une fraction importante du C organique apporté au sol est rapidement minéralisée par la biomasse microbienne, mais une part de ce C est incorporée durablement dans le sol avec un temps de résidence pouvant aller de plusieurs années à plusieurs siècles.

La biodiversité planifiée et la biodiversité associée jouent un rôle clef dans le stockage de C dans le sol. La nature et la distribution spatio-temporelle des couverts végétaux (prairie, culture), ainsi que les prélèvements de biomasse et les restitutions de déjections par les animaux pâturant, conditionnent la quantité de C apportée au sol — par l'intermédiaire des racines, des restitutions de la biomasse végétale aérienne (ex. matériel sénescent, résidus) et des restitutions animales —, sa nature biochimique et donc sa biodégradabilité. Les caractéristiques des couverts végétaux jouent également un rôle dans l'intensité de la respiration hétérotrophe liée à l'activité microbienne, qui correspond à une voie de sortie du C vers l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>). La faune du sol et la biomasse microbienne sont à l'origine des transformations du C incorporé (consommation, redistribution, minéralisation...).

Concernant les déterminants abiotiques, la structure et la texture du sol conditionnent sa température et son oxygénation ainsi que sa teneur en eau qui, combinées aux caractéristiques du sol en termes de composition (ex. allophanes, carbonates, nutriments), influencent l'activité des organismes du sol et donc la vitesse de minéralisation du C et les processus de stabilisation du C organique. Enfin, le SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion contribue à la conservation des stocks de C par protection des couches superficielles des sols, souvent les plus riches en C organique (chapitre 2).

Le C stocké dans la biomasse ligneuse associée aux écosystèmes agricoles provient du CO<sub>2</sub> prélevé dans l'atmosphère par photosynthèse. Il est déterminé par la nature et la distribution spatio-temporelle de la végétation ligneuse présente (arbres isolés, bosquets, haies de différentes natures...). Notons que près de 80 % des îlots du RPG (2012) incluent des formations ligneuses dans leur emprise spatiale (hors vignes et vergers).

#### Flux de N<sub>2</sub>O et de CH<sub>4</sub>

Si les émissions de CO<sub>2</sub> représentent 10 % des émissions du secteur agricole, le N<sub>2</sub>O et le CH<sub>4</sub> comptent respectivement pour 50 % et 40 % en équivalent CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>e).

Dans l'état actuel des connaissances, il est difficile de distinguer les facteurs biophysiques dont dépendent les émissions de N<sub>2</sub>O et ceux dont dépend la capacité du sol à les réguler. Le N<sub>2</sub>O est produit lors des transformations microbiennes du N dans les sols et dans les

effluents d'élevage (étapes de nitrification<sup>34</sup> et dénitrification<sup>35</sup>). Les émissions sont essentiellement liées à l'usage des engrais azotés, minéraux et organiques. Outre la nature des communautés bactériennes présentes, dont dépend en partie le potentiel de dénitrification, les principaux facteurs physico-chimiques identifiés dont dépendent les émissions sont : la concentration en nitrate et en ammonium, la disponibilité en C organique, le degré de saturation en eau du sol (qui contrôle l'importance relative de la nitrification et de la dénitrification), la température du sol (qui contrôle l'activité des micro-organismes) et le pH (dont dépend en particulier la capacité du sol à réduire le  $N_2O$  en  $N_2$ ).

La production de  $CH_4$  résulte de l'activité d'une microflore méthanogène active lors de la fermentation de matières organiques en conditions anaérobies. En France, la quasi-totalité des flux de  $CH_4$  dans les écosystèmes agricoles sont liés aux émissions entériques des ruminants, qui résultent de l'activité de micro-organismes hébergés dans leur tube digestif. L'espèce, le génotype et l'âge de l'animal jouent aussi un rôle prépondérant. Les émissions de  $CH_4$  liées aux effluents d'élevage se produisent très majoritairement hors de l'écosystème agricole (en bâtiment d'élevage ou sur le site de stockage) et, de ce fait, ne sont pas considérées ici.

### Facteurs exogènes

Indépendamment du climat, qui influence l'intensité des processus en jeu dans les cycles de l'azote et du carbone, certaines pratiques ont un effet sur le stockage de carbone dans les sols et dans la biomasse ligneuse et sur les flux de  $N_2O$  et de  $CH_4$ .

#### Stockage de C

La fertilisation, l'irrigation, la gestion des résidus de récolte (exportation, mulch, enfouissement), les modes d'exploitation ou d'entretien des prairies (fauche, broyage) et les apports d'amendements organiques (volume, nature et modalités d'apport) déterminent le volume et la dynamique des retours de C au sol. Le travail du sol peut influencer sur le stockage de C en incorporant des matières organiques et en modulant la vitesse de minéralisation du C du sol. Les modes d'entretien ou d'exploitation des formations ligneuses associées aux écosystèmes agricoles (haies, bosquets...) déterminent leur croissance et donc la dynamique de stockage de C associée.

#### Flux de $N_2O$ et de $CH_4$

Les pratiques de fertilisation azotée minérale et organique conditionnent les concentrations en nitrate et en ammonium dans les sols. Les pratiques de gestion du statut acido-basique du sol par chaulage ou amendement agissent également sur les émissions de  $N_2O$ , qui sont diminuées par une augmentation du pH. Le travail du sol et la gestion de l'eau (drainage, irrigation) modifient les conditions physico-chimiques dont dépendent les transformations du N du sol. Enfin, l'alimentation des ruminants et les modes d'épandage des effluents d'élevage déterminent fortement les émissions de  $CH_4$ .

34. Oxydation biologique de l'ammonium en nitrite puis en nitrate :  $NH_3 \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$

35. Réduction successive des formes oxydées solubles de N en composés gazeux :  $NO_3^-$  (nitrate)  $\rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$  (diazote).

## Niveau de fourniture du SE

La plupart des travaux relatifs au SE de régulation du climat global portent sur des écosystèmes peu anthropisés, et utilisent le stockage de C dans le sol ou dans la végétation ligneuse comme indicateurs du niveau de SE. Les études ciblées sur le secteur agricole traitent plutôt de l'impact des agroécosystèmes sur le climat que de la capacité de l'écosystème agricole à le réguler. Initialement focalisées sur l'un des trois GES ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{CH}_4$ ), un nombre croissant de références portent sur le bilan GES complet des agroécosystèmes, c'est-à-dire le bilan annuel des émissions nettes des trois GES pondérées par leurs pouvoirs de réchauffement global respectifs. Les approches diffèrent selon le périmètre du système considéré et les échelles spatio-temporelles associées. Deux grandes catégories d'approches peuvent être distinguées : (1) les approches de type « source-puits », qui quantifient les flux de GES intervenant entre l'écosystème considéré et l'atmosphère à l'échelle d'une parcelle, d'un ensemble de parcelles, d'un territoire ou encore d'un pays, et (2) les approches de type « analyse de cycle de vie » (ACV), qui évaluent les impacts environnementaux (notamment « l'empreinte carbone ») d'un système à l'origine d'un produit ou d'un service, depuis l'extraction des matières premières nécessaires à sa fabrication jusqu'à son traitement en fin de vie.

L'approche de type « source-puits » est plus appropriée à l'analyse des SE puisqu'elle se focalise sur le fonctionnement des écosystèmes. Cette approche est d'ailleurs celle privilégiée dans les travaux du programme MAES, basés sur des indicateurs de stock ou de flux de C rapportés à l'unité de surface d'écosystème. L'approche de type ACV considère quant à elle la totalité du système socio-écologique, dont l'agroécosystème n'est qu'une des sous-parties. Elle ne peut donc être appliquée aux seuls écosystèmes agricoles.

## Méthodologie d'évaluation

Le SE recouvre deux composantes : le stockage de C dans le sol, et l'atténuation des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  et de  $\text{CH}_4$ . La capacité des sols à réduire le  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{N}_2$  est très variable en fonction des types de sols, et dépend des communautés microbiennes hébergées et des conditions physico-chimiques qui contrôlent leur fonctionnement. L'identification des facteurs biologiques et physico-chimiques à l'origine de cette variabilité à différentes échelles constitue un front de recherche actuel. Aussi, les connaissances disponibles ne permettent pas d'envisager une cartographie de cette composante du SE de régulation du climat à l'échelle de la France. La caractérisation et les méthodes d'évaluation d'un SE de régulation des émissions entériques de  $\text{CH}_4$  restent également à développer.

En conséquence, seule la composante « stockage de C » du SE a été quantifiée dans EFSE-EA. En cohérence avec les travaux existants, deux indicateurs ont été calculés : (1) la quantité de C stockée dans la matière organique du sol et la biomasse ligneuse, qui mesure une quantité de C durablement soustraite de l'atmosphère du fait de la présence de l'écosystème, et (2) la variation annuelle de stock de C dans le sol, qui mesure la contribution actuelle de l'écosystème à la réduction de la concentration en  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère. Ces deux indicateurs correspondent aux deux éléments qui contribuent à

la composante « stockage de C » du SE de régulation du climat global : (1) le maintien du stock actuel de C déjà présent dans l'écosystème, et (2) le stockage additionnel de C atmosphérique au fil du temps.

Le stock de C dans les sols a été calculé à une résolution fine à partir des résultats de travaux antérieurs sur les teneurs en C des sols et les stocks associés. Le stock de C dans la biomasse ligneuse a été estimé en multipliant un ordre de grandeur de la quantité de C stockée par unité de surface de formation ligneuse<sup>36</sup> avec les surfaces occupées par ces formations dans les îlots du RPG (couche végétation de la BD TOPO® de l'IGN). Grâce à l'information sur l'occupation des sols contenue dans le RPG, ces deux indicateurs ont pu être calculés à la résolution de l'îlot cultural puis agrégés à la résolution de l'UPC.

Le taux d'évolution annuel moyen du stock de C organique dans le sol a été simulé à l'aide des modèles STICS et PaSim. Il correspond à la variation annuelle moyenne du stock de C dans le sol entre le premier et le dernier jour de simulation (simulations effectuées sur 30 années, encadré 2-1). Dans la même logique que pour l'évaluation de la régulation de la qualité de l'eau drainée vis-à-vis du N, des simulations « systèmes actuels » ont permis d'estimer le niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes agricoles, considérant les apports d'intrants réalisés sur la période de référence. L'effet de la présence de couverts intermédiaires sur le niveau de fourniture du SE a été testé en utilisant un jeu de simulation alternatif « sans couvert intermédiaire » dans les UPC situées en zone vulnérable (autres pratiques inchangées).

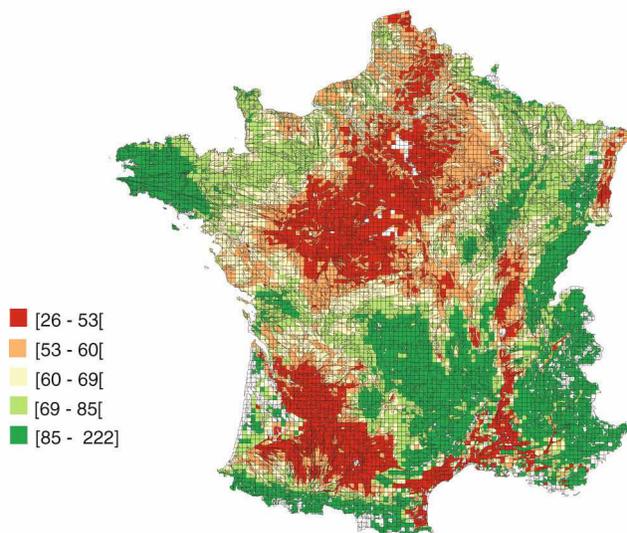
### Stock actuel de C dans les écosystèmes agricoles

Le stock total de C des écosystèmes agricoles, associé à la fois au sol et aux formations ligneuses situées dans leur emprise, atteint une moyenne de 71 t C/ha (figure 4-3). La figure 4-4 présente la distribution spatiale du stock de C des formations ligneuses en pourcentage du stock total.

En moyenne, le stock de C dans l'horizon 0-0,3 m du sol est de 59 t C/ha sous grandes cultures et 76 t C/ha sous prairies. Ces valeurs sont proches de celles de la littérature scientifique. Les stocks de C dans l'horizon 0-1 m (non représentés ici) sont d'un peu moins du double de ceux observés sur l'horizon 0-0,3 m. Ces résultats traduisent un effet combiné du pédoclimat et du mode d'occupation du sol sur les stocks de C. En cohérence avec la littérature scientifique, les stocks les plus élevés sont observés dans les zones d'altitude (Alpes, Pyrénées, Massif central, Jura, Vosges) et/ou dans les zones de prairies (Bretagne, Basse-Normandie). Ces stocks élevés en zone montagneuse s'expliquent par l'effet combiné du climat montagnard (températures faibles et pluviométrie élevée avec périodes d'anoxie peu favorables à la minéralisation du C du sol) et du mode d'occupation du sol (dominance de la prairie permanente). À l'inverse, les stocks les plus faibles sont observés dans les zones de plaine et sous grandes cultures (Bassin parisien, Bassin

36. Données issues de l'outil Climagri® développé par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie : <http://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-l'action/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-climagri> (consulté le 10/10/2018).

**Figure 4-3. Stock total de C des écosystèmes agricoles (sol 0-30 cm et formations ligneuses) en t C/ha.**



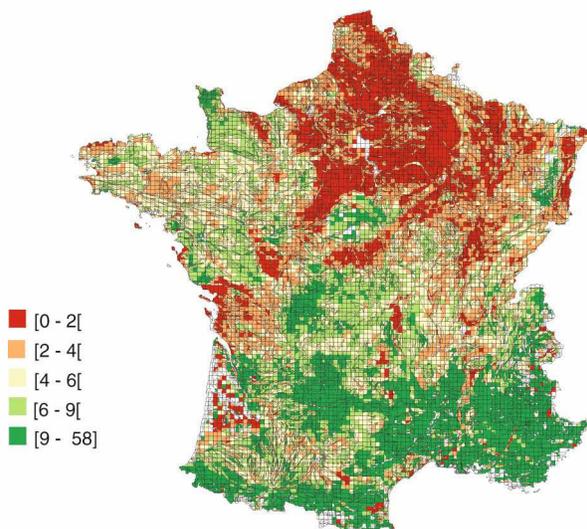
Résolution spatiale : UPC ; UPC blanches (Corse comprise) : non estimées ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

aquitain, vallée de la Saône et du Rhône, Alsace, Limagne). À noter des stocks élevés sous grandes cultures en Bretagne, Charente-Maritime, Lorraine et Plateau barrois, pouvant s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairies en Bretagne et en Charentes) et/ou le type de sol et le climat (sol argileux du Marais poitevin, sol argileux et climat froid sur la bordure est du Bassin parisien).

En extrapolant ces résultats à l'ensemble des surfaces de grandes cultures (15,8 Mha) et de prairies (9,7 Mha) estimés à partir du RPG, l'horizon 0-30 cm des sols de grandes cultures et de prairies représentent au total un stock de l'ordre de 1,75 milliards de tonnes de C, soit 47 % du stock total de C des sols français<sup>37</sup>. Ce stock équivaut à 16 ans d'émissions françaises de GES, tous secteurs cumulés (le double si l'on considère l'horizon 0-1 m). Malgré un stock par unité de surface moindre que celui des prairies, les écosystèmes agricoles de grandes cultures représentent le stock le plus important du fait d'une surface concernée plus importante.

37. Estimé à 3,725 Pg d'après : Meersmans J. *et al.*, 2012, A high resolution map of French soil organic carbon, *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4) : 841-851. DOI : 10.1007/s13593-012-0086-9

**Figure 4-4. Stock de C associé aux formations ligneuses en % du stock total de C des écosystèmes agricoles.**



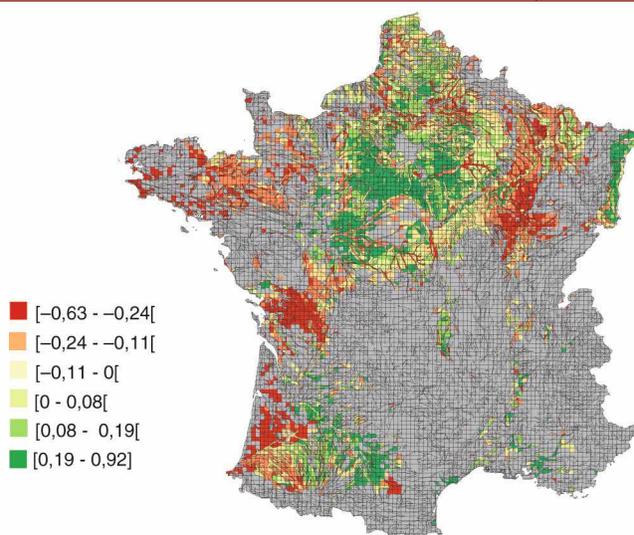
Résolution spatiale : UPC ; UPC blanches (Corse comprise) : non estimées ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

La figure 4-4 met en évidence l'importance relative du stock de C du sol dans la constitution de celui des écosystèmes agricoles. Le stock de C associé aux formations ligneuses représente en moyenne 7 % du stock de C total de l'écosystème (moins de 5 % si l'on considère le stock du sol sur l'horizon 0-1 m — et très rarement plus de 20 %). Ce pourcentage est particulièrement faible dans le Bassin parisien (à l'exception de la bordure ouest), malgré un stock de C dans le sol faible, du fait des très faibles surfaces de formations ligneuses. Il est plus important en zone méditerranéenne, en zone de montagne et en Sologne. En valeur absolue, le stock de C associé aux formations ligneuses varie de 0 à 8 t C/ha, avec une moyenne de 5 t C/ha. La distribution géographique des valeurs est, par construction de l'indicateur, directement liée à celle des formations ligneuses : les valeurs plus faibles sont observées dans les zones de grandes cultures, notamment dans le Bassin parisien où les formations arborées sont peu nombreuses. À l'inverse, les zones de montagne (et, dans une moindre mesure, la zone bocagère de l'Ouest) présentent les valeurs de stock les plus élevées. Notons que, si les formations ligneuses contribuent peu au stock de C total des écosystèmes agricoles, leur conservation est associée à un enjeu fort du fait de l'importance des éléments semi-naturels dans la fourniture de nombreux SE (régulation des bio-agresseurs, pollinisation, etc.).

### Taux d'évolution annuel du stock de C organique dans le sol des écosystèmes de grandes cultures

La figure 4-5 présente la variation moyenne annuelle du stock de C dans les sols de grandes cultures simulée avec STICS selon les pratiques agricoles mises en œuvre actuellement. On observe des taux de stockage annuels majoritairement compris entre  $-0,5\%$  et  $+0,4\%$  (soit entre  $-5\text{‰}$  et  $+4\text{‰}$ ), avec en moyenne un déstockage de  $-0,03\%$  par an ( $-0,3\text{‰}$ ).

**Figure 4-5. Stockage moyen annuel de C dans l'horizon 0-0,3 m du sol estimé pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées (en %).**



Taux de variation relatif moyen annuel du stock de C ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; UPC blanches : exclues de l'analyse ; les trois classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale.

Les situations de déstockage (en rouge) correspondent aux zones où il existe un stock initial élevé (Bretagne, Charente-Maritime, Lorraine et Plateau barrois) (figure 4-3). Ce résultat laisse entendre que les systèmes de culture actuellement pratiqués dans ces régions ne permettraient pas de maintenir le stock de C du sol à son niveau actuel. En Bretagne, où les stocks de C dans les sols cultivés sont élevés, les simulations montrent une tendance à la diminution malgré des apports d'engrais organiques liés à la présence d'élevages. Sous les hypothèses du plan de simulation, ces apports ne permettent pas de compenser la dynamique de déstockage liée aux faibles restitutions de résidus (maïs

récolté en ensilage et paille exportée) et aux conditions climatiques favorables à la minéralisation. À l'inverse, dans les régions de grandes cultures caractérisées par un faible stock initial, les simulations montrent que les systèmes de culture actuellement en place permettent de maintenir et parfois d'augmenter légèrement les stocks (Bassin parisien, bassin moyen de la Garonne, Alsace). Ce résultat converge avec d'autres travaux, et peut s'expliquer par les pratiques simulées dans ces régions où l'élevage est peu présent et qui sont situées en zone vulnérable aux nitrates : enfouissement des pailles et des cannes du maïs grain, implantation de cultures intermédiaires.

À noter que, dans les régions de grandes cultures, les accroissements de stocks simulés sont majoritairement inférieurs à 2 ‰ (0,2 ‰), et très rarement supérieurs à 3 ‰ (0,3 ‰). L'examen de la corrélation entre l'indicateur du niveau de SE et le type de sol montre que le stockage de C est plus élevé en sol argileux qu'en sol sableux, en accord avec ce que l'on sait des facteurs biophysiques et facteurs exogènes qui contrôlent la dynamique du C du sol. Cet « effet sol », combiné au climat océanique favorable à la minéralisation, peut d'ailleurs expliquer la diminution des stocks simulés dans les Landes. Le stockage de C est d'autant plus élevé que les apports organiques sont importants, mais la relation est lâche, probablement en raison de la multiplicité des facteurs qui conditionnent le devenir de ces matières (ex. le niveau de stock actuel, le climat).

La comparaison des simulations avec et sans cultures intermédiaires confirme l'effet positif de ces dernières sur le stockage de C : en moyenne, sur l'ensemble des simulations, la perte de C est réduite de 38 kg C/ha/an en présence de cultures intermédiaires. Comme pour le SE de régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis de l'azote, cet effet limité de l'implantation d'un couvert intermédiaire sur le déstockage de C serait lié à la faible occurrence de ces couverts dans les simulations et à la durée de couverture simulée.

### Perspectives d'amélioration

Cette évaluation montre qu'une quantification spatialisée des possibilités de stockage additionnel selon les contextes pédoclimatiques et agronomiques est réalisable. Les leviers techniques mobilisables sont assez bien connus, mais les pistes à privilégier selon les contextes, et les possibilités de combiner plusieurs leviers, doivent être davantage explorées. Un traitement plus approfondi des résultats des simulations, consistant à analyser l'effet des successions de culture, de la nature des fertilisants, du mode de gestion des couverts intermédiaires, du mode d'exploitation des formations ligneuses, etc., permettrait d'y contribuer. Parallèlement, il est nécessaire de poursuivre l'effort de recherche sur les processus à l'origine des émissions de  $N_2O$ , dont cette évaluation confirme le poids dans le bilan GES des écosystèmes agricoles. Notons qu'une fonction de pédotransfert<sup>38</sup> permettant de cartographier la capacité du sol à réduire le  $N_2O$  en  $N_2$  à l'échelle de la France est en cours de développement par l'Inra.

38. Outil fondé sur des relations statistiques permettant d'estimer certaines propriétés du sol (difficiles à mesurer directement) à partir d'autres bien connues.

Des approches systémiques et à large échelle doivent compléter celles à l'échelle locale. D'autres configurations de systèmes de culture que celles en place actuellement pourraient être simulées pour en tester les effets en termes de stockage de C à l'échelle d'un territoire (ex. réassociation agriculture-élevage, recyclage accru des produits organiques d'origine urbaine). Compte tenu du rôle central du C organique dans plusieurs propriétés et SE rendus par les sols, l'effet d'une augmentation des teneurs sur ces autres services devrait aussi être examiné.

## Contribution au potentiel récréatif du paysage

### La définition de « services culturels » rendus par les écosystèmes

Pour définir les « services culturels », la CICES s'appuie sur les avantages immatériels que les êtres humains tirent de leur contact avec la faune, la flore ou les écosystèmes. Cette classification distingue deux grandes sous-catégories selon la nature des interactions « culturelles » qu'entretient l'homme avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages : interactions « spirituelles et symboliques » et interactions « physiques et intellectuelles » (tableau 4-2).

**Tableau 4-2. Contenu de la catégorie « services culturels » de la CICES.**

	Typologie CICES	Exemples
Interactions « spirituelles et symboliques » avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages	Valeur symbolique ou sacrée	Plantes et animaux emblématiques, lieux associés à la spiritualité...
	Valeur d'existence ou de transmission	Volonté de préserver la biodiversité et satisfaction de savoir qu'elle existe
Interactions « physiques et intellectuelles » avec les composantes biophysiques des écosystèmes et les paysages	Interactions physiques <i>in situ</i>	Activités récréatives <i>in situ</i> : promenade, chasse et pêche, observation de la faune...
	Interactions intellectuelles et <i>ex situ</i>	Écosystème comme objet d'expérimentations, de représentations artistiques...

Cette définition est en décalage avec la posture — adoptée par la CICES — consistant à distinguer les concepts de SE et d'avantage (chapitre 1). Cette ambiguïté a été relevée à

plusieurs reprises à l'occasion des consultations publiques sur cette classification organisées par l'Agence européenne pour l'environnement. Ainsi, la catégorie des « services culturels » est la plus fréquemment citée comme problématique en raison de la difficulté à définir et décrire ce type de services. Les commentaires recueillis invitent à revoir la terminologie et les définitions pour supprimer tous les termes renvoyant à la notion d'avantage plutôt que de service (ex. le terme « récréation » renvoie à la manière dont la société utilise l'écosystème), et à aborder ces services sous l'angle des éléments biophysiques dont l'usage conduit à une modification du bien-être humain. Notons que le programme français EFSE fait un premier pas vers la clarification de cette catégorie de services, en choisissant de ne pas considérer les interactions spirituelles et symboliques comme des SE. Les composantes biophysiques qui les sous-tendent sont assimilées à la notion de patrimoine naturel.

En cohérence avec les recommandations émises sur la CICES au cours des consultations, une distinction a été faite dans EFSE-EA entre les composants associés à une représentation intellectuelle ou symbolique, et ceux servant de support à des interactions physiques. Le *focus* a été mis sur l'analyse des seconds, plus facilement identifiables en l'état actuel des connaissances et des données disponibles. Les paragraphes ci-après proposent ainsi une spécification et des premières pistes d'évaluation des SE liés au développement d'activités récréatives *in situ* (services dits « récréatifs »). Ces SE ont été définis comme les caractéristiques biophysiques des écosystèmes agricoles contribuant à la constitution d'un cadre propice à la pratique d'activités récréatives.

Les SE liés à la pratique d'activités récréatives sans prélèvement sur la faune ou la flore ont été distingués de ceux permettant des activités avec prélèvement (chasse et cueillette d'espèces animales et végétales sauvages, etc.), car les caractéristiques biophysiques et les avantages retirés de ces deux SE sont de natures différentes. L'analyse des « services récréatifs avec prélèvement » n'a pas été développée ici en raison du manque de données permettant de caractériser avec finesse la capacité des écosystèmes à héberger cette faune et cette flore sauvages. Le lien entre la faune sauvage et les écosystèmes agricoles est difficile à établir car les animaux sauvages sont très mobiles entre les types d'écosystèmes (écosystèmes agricoles, zones humides, forêts, etc.).

### **I Les caractéristiques de l'écosystème agricole comme support d'activités récréatives sans prélèvement**

Les activités récréatives « sans prélèvement » recouvrent plusieurs types d'activités de plein air : observation de la faune et de la flore *in situ*, randonnée, agriturisme, etc. Ces activités peuvent s'exercer dans des espaces aménagés spécifiquement par l'homme à des fins récréatives (comme les parcs urbains) mais elles peuvent aussi être réalisées dans des paysages composés d'une mosaïque d'écosystèmes. Il s'agit donc de caractériser et d'évaluer le potentiel récréatif des écosystèmes agricoles.

Les liens entre les usages récréatifs et les écosystèmes passent par la notion de paysage, définie comme « une portion du territoire telle que perçue par les populations »

par la Convention européenne du paysage. Le paysage fait ici référence à un ensemble d'attributs matériels biophysiques, mais c'est la perception que les observateurs ont de cet ensemble d'objets, au travers du regard qu'ils y portent et en raison de la dimension culturelle qu'ils y associent, qui en fait un paysage jugé agréable ou non. C'est à partir d'une perception positive de cette réalité matérielle (préférence) que le public établit une relation entre ces éléments biophysiques et leurs usages récréatifs.

La pratique d'activités récréatives de plein air nécessite dans la plupart des cas que les individus se déplacent depuis leur lieu de résidence vers les écosystèmes fournisseurs de services. En conséquence, l'exploitation du potentiel récréatif des écosystèmes, donc le niveau de SE effectivement rendu par les écosystèmes, dépend de leur accessibilité au public.

## Déterminants biophysiques et facteurs exogènes

### Déterminants biophysiques

Les écosystèmes agricoles offrent des paysages spécifiques (bocage, prairies, paysages viticoles, etc.) qui se composent d'éléments biophysiques : les surfaces cultivées, les zones de végétation naturelle et semi-naturelle (haies, bordures de champs, fossés, etc.), les surfaces minérales. Ainsi, l'assolement et la structure du parcellaire et l'organisation spatiale des habitats semi-naturels, qui détermine celle du paysage (talus, haies, bosquets, arbres isolés...), sont les déterminants biophysiques majeurs du potentiel récréatif de ces écosystèmes. Les éléments patrimoniaux et construits situés dans l'emprise des écosystèmes agricoles (bâtiments, granges, murets, etc.) sont également des composantes clefs du paysage perçu par le public. Remarquons qu'il est souvent difficile d'identifier la part respective des éléments des écosystèmes et celle des éléments bâtis et construits dans la constitution du paysage.

### Facteurs exogènes

Les activités humaines qui déterminent la structure du paysage sont les principaux facteurs exogènes du niveau de fourniture de ce SE. Dans le cas des écosystèmes agricoles, les pratiques de gestion de la biomasse exportée (récolte, gestion des résidus de récolte laissés sur place, etc.) modifient l'apparence des écosystèmes et donc leur potentiel récréatif.

Il convient de souligner que des infrastructures et des aménagements (pistes cyclables, chemins de randonnées, lieux d'observation des animaux, etc.) sont nécessaires pour accéder aux sites et bénéficier de leur potentiel récréatif.

## Quantifier le niveau de fourniture de SE

Dans le cadre du programme MAES, l'évaluation du SE s'appuie sur des indicateurs socio-économiques des usages récréatifs : nombre de visiteurs dans les espaces agricoles, nombre d'entreprises rurales proposant des prestations de services touristiques,

longueur des chemins pédestres et des pistes cyclables. Ces variables permettent d'approcher le niveau de SE effectivement rendu par les paysages dans leur ensemble, mais non de quantifier la contribution spécifique des écosystèmes agricoles.

Des travaux conduits par le Joint Research Centre (JRC) proposent un indicateur combinant : (1) une estimation du potentiel récréatif du site, fondé notamment sur la notion de naturalité des espaces, et (2) une estimation de la proximité du site par rapport aux lieux d'habitation. Cet indicateur est ensuite analysé au regard d'un indicateur de demande potentielle en SE, représentée par le nombre de trajets potentiels des individus résidant à proximité du site.

### Méthodologie d'évaluation

En reprenant la méthodologie élaborée par le JRC (Paracchini *et al.*, 2014)<sup>39</sup>, le niveau de SE potentiellement rendu par les écosystèmes agricoles a été évalué en calculant le degré de naturalité de chaque maille « agricole » du territoire national (subdivisé en mailles de 100 m de côté). Cet indicateur estime le niveau d'anthropisation d'un écosystème par rapport à un écosystème naturel potentiel.

### Potentiel récréatif des écosystèmes agricoles

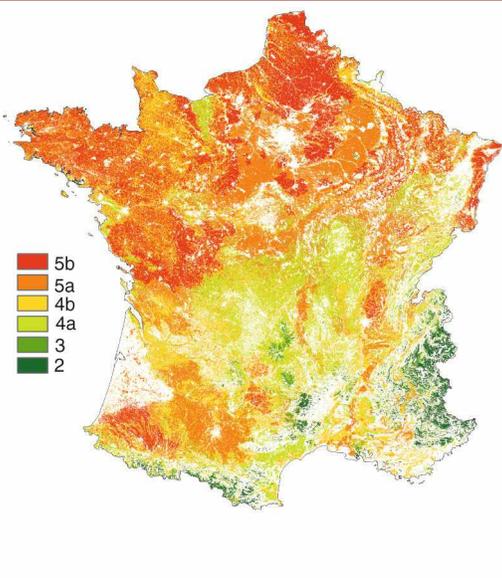
La cartographie du degré de naturalité des écosystèmes agricoles français, indicateur de la capacité des écosystèmes agricoles français à offrir un cadre à la pratique d'activités récréatives, est présentée en figure 4-6.

Moins de 5 % de la SAU est associée à un degré de naturalité élevé (classes 2 et 3). Ces écosystèmes correspondent aux pelouses et pâturages naturels situés en haute montagne (Alpes, Pyrénées) et localement dans le Massif central (Grands Causses, sud-est du Limousin). La grande majorité des écosystèmes agricoles français se caractérisent par un degré de naturalité moyen (reste du Massif central, Basse-Normandie, montagnes de l'Est, correspondant à des zones de vignobles et de prairies) ou faible (les deux bassins de grandes cultures, le Grand Ouest et le Sud-Ouest).

L'indicateur retenu ici repose sur l'hypothèse d'une relation positive entre l'attractivité des écosystèmes et leur degré de naturalité. Certains types d'écosystèmes agricoles (surfaces exploitées en prairie, en viticulture ou en arboriculture, etc.) ont un degré modéré à faible de naturalité, mais hébergent des attributs paysagers réputés attrayants pour les activités récréatives (ex. le bocage de Basse-Normandie, le vignoble du Val-de-Loire ou de Bourgogne). Le degré de naturalité est donc insuffisant pour rendre compte du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles et mériterait d'être complété par un descripteur de la dimension culturelle associée aux écosystèmes ou aux paysages agricoles (mosaïque d'écosystèmes en majorité de type agricole).

39. Paracchini M.L., Zulian G., Kopperoinen L., Maes J., Schägner J.P., Termansen M., Zandersen M., Perez-Soba M., Scholefield P.A., Bidoglio G., 2014, Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU, *Ecological Indicators*, 45 : 371-395.

Figure 4-6. Degré de naturalité des écosystèmes agricoles.



L'indicateur est sans unité, calculé pour chaque maille de 100 m x 100 m. La gamme de couleurs varie du rouge (faible degré de naturalité) au vert (haut degré de naturalité).

### Vers la quantification du niveau de SE effectivement rendu

L'exploitation du potentiel récréatif des écosystèmes est conditionnée à leur accessibilité, et ce, quel que soit le type d'écosystème considéré. Le niveau de SE effectivement rendu à la société ne peut donc être quantifié qu'en tenant compte de l'accessibilité de ces écosystèmes.

Faute de données représentatives de la fréquentation effective des sites à l'échelle de la France entière, un indicateur de fréquentation potentielle des sites a été proposé par le JRC et peut être calculé pour n'importe quel pays. Il consiste à estimer le nombre potentiel de trajets journaliers de courte distance (environ 8 km au maximum) entre le lieu de résidence et les sites offrant l'opportunité de pratiquer des activités récréatives. Il repose sur l'hypothèse selon laquelle la probabilité d'un déplacement depuis le lieu de résidence vers une autre localité diminue en fonction de la distance euclidienne entre les deux sites. Cet indicateur pourrait donc être employé pour calculer le nombre de trajets potentiels depuis les lieux de résidence (pixels « urbains ») vers les écosystèmes ou les paysages agricoles (pixels « agricoles »). Pondérer le potentiel récréatif des écosystèmes agricoles par leur fréquentation potentielle ainsi estimée donnerait une première appréciation de la manière dont les Français sont susceptibles de bénéficier du potentiel récréatif des écosystèmes agricoles situés à proximité de leur lieu de résidence.

Sous réserve de disposer d'un indicateur du potentiel récréatif des écosystèmes plus robuste que le degré de naturalité, plusieurs améliorations pourraient être apportées à l'indicateur de fréquentation potentielle de ces écosystèmes :

- considérer des distances-temps plutôt que des distances euclidiennes. On peut faire l'hypothèse que les individus sont plus enclins à se déplacer si le trajet est inférieur à une certaine durée, autrement dit la probabilité d'effectuer un trajet d'un point vers un autre décroît avec la distance-temps ;
- intégrer dans le calcul le consentement des individus à se déplacer selon que l'on se place dans le cadre d'activités récréatives journalières ou de séjours de plus longue durée. Ce consentement à se déplacer peut dépendre partiellement des caractéristiques démographiques des aires urbaines de résidence (notamment la densité de population et les classes socioprofessionnelles) ;
- prendre en compte l'accessibilité « interne » des sites par le biais des sentiers et chemins de randonnée situés dans leur emprise, et qui pourrait être caractérisée à l'aide de la BD TOPO® de l'IGN.

# 5 – L'évaluation économique des services écosystémiques : précautions et difficultés

**L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE A ÉTÉ ABORDÉE** dans EFESE-EA selon l'approche développée dans la littérature scientifique consistant à attribuer une valeur aux services écosystémiques à partir de la quantification biophysique de leur niveau de fourniture.

Ce type d'approche permet de donner un ordre de grandeur des coûts qui devraient être supportés par la société si le recours à l'utilisation de technologies de substitution s'imposait (engrais azotés de synthèse en remplacement du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées), ou celui des pertes liées à la disparition des SE (pertes de récoltes en l'absence de régulation des insectes ravageurs).

Une analyse des méthodes d'évaluation économique des SE a donc été réalisée pour huit des 12 SE de régulation examinés dans EFESE-EA et pour lesquels l'évaluation biophysique a été menée à son terme. Les résultats obtenus sont préliminaires et doivent être utilisés avec précaution. Ils visent avant tout à illustrer les difficultés d'ordre méthodologique ainsi que conceptuel associées à l'évaluation économique des SE.

## Méthodes mobilisables

**SEULS LES SE EFFECTIVEMENT EXPLOITÉS** par la société ou le gestionnaire de l'écosystème agricole ont été évalués dans EFESE-EA. Les méthodes dites « des préférences révélées »<sup>40</sup>, fondées sur l'observation du comportement marchand réel des bénéficiaires des SE, donc sur des informations généralement facilement accessibles et objectives, ont été privilégiées. Pour des SE actuellement inexploités mais qui seraient susceptibles de l'être dans le futur (ressources génétiques issues du microbiote du sol, etc.), l'évaluation économique devrait s'appuyer sur des scénarios explicites impliquant des hypothèses fortes, tant sur les choix politiques que sur l'évolution du contexte international.

40. Méthodes qui permettent d'obtenir des valeurs *ex post*, estimées à partir des prix pratiqués sur des marchés où sont échangés des biens dont la consommation est liée au SE d'intérêt.

Une approche habituelle en économie est de considérer une certaine correspondance entre les comportements observés sur les marchés (à savoir les quantités offertes et demandées pour les biens échangés) et la satisfaction que chaque individu en retire, mesurée en termes d'utilité pour l'agent consommateur et de profit pour l'agent producteur. Lorsqu'un bien ou un service<sup>41</sup> est directement échangé sur un marché, il est classique de recourir à son prix de marché comme indicateur de sa valeur économique. Le prix unitaire révèle en effet l'adéquation entre la quantité offerte et celle demandée, c'est-à-dire celle devant satisfaire les besoins des agents. La valeur économique des biens agricoles échangés sur les marchés est donc mesurée en utilisant leur prix d'échange, et n'a pas été examinée plus avant dans EFES-EA.

Au contraire, les SE contribuent à la satisfaction d'une demande qui émane des agents économiques sensibles à la variation de leur niveau de fourniture sans faire directement l'objet de transactions sur des marchés. La demande de la société (ou du gestionnaire de l'écosystème agricole, selon le bénéficiaire considéré) n'est donc pas directement observable. En revanche, il est possible d'observer la variation de consommation de certains biens marchands liés à ces SE, par exemple, certains intrants exogènes pouvant se substituer aux SE « intrants ». L'estimation de la valeur des SE « intrants » à partir de la demande pour des intrants exogènes a été au cœur du développement des approches mobilisant des fonctions de production, qui cherchent à caractériser les avantages retirés des SE en termes de variation de profit (du fait des économies réalisées sur les achats d'intrants et de la variation du rendement productif). L'opérationnalisation de cette méthode s'appuie sur l'explicitation des liens de cause à effet entre la variation du SE, le comportement de l'agent producteur, les usages de technologies de substitution et les variations de la production agricole. L'application de telles méthodes pour l'évaluation économique n'est donc possible que lorsque les connaissances scientifiques sur les interactions entre SE, comportements socio-économiques et production agricole sont suffisamment avancées.

En l'absence d'informations sur ces interactions, deux méthodes sont fréquemment utilisées pour réaliser l'évaluation économique des SE<sup>42</sup>.

L'une consiste à estimer le coût de remplacement du SE par une technologie visant à compenser totalement son absence (ou sa disparition). Ce coût est estimé par le prix de marché de la technologie utilisée à la place du SE. Cette méthode a ainsi été utilisée pour évaluer le SE de fourniture d'azote minéral et le SE de stockage et restitution de l'eau aux

41. Au sens de la comptabilité nationale.

42. Deux autres méthodes relatives à l'approche des préférences révélées sont peu adaptées à l'évaluation des SE de régulation. La méthode des coûts de transports ne pourrait s'appliquer qu'à l'évaluation du potentiel récréatif d'un paysage, *via* le montant des dépenses engagées pour accéder à un lieu donné et pour y exercer une activité récréative. La méthode des prix hédoniques consiste quant à elle à estimer la contribution de l'environnement à la valeur d'un bien en examinant son effet sur le prix de ce bien. Cette méthode s'applique donc essentiellement aux biens immobiliers dans un environnement présentant des caractéristiques particulières (attributs paysagers, pollution ponctuelle, etc.). Outre leur caractère spécifique lié à certains types d'objets économiques, ces méthodes peuvent difficilement être appliquées à grande échelle.

plantes cultivées, pour lesquels l'évaluation biophysique a permis d'estimer la quantité d'intrants (respectivement les engrais azotés et l'eau d'irrigation) que ces SE peuvent permettre à l'agriculteur d'économiser. L'application de la méthode des coûts de remplacement peut fournir une estimation fiable de la valeur économique des SE, à condition que la technologie choisie pour l'évaluation fournisse le même avantage, qu'elle constitue une solution fiable, socialement acceptable, et que son coût soit inférieur ou égal à la valeur de l'avantage dérivé du SE. Dans le cas contraire, l'option la plus logique pour le gestionnaire de l'écosystème agricole serait de reconfigurer l'écosystème (et donc de stopper la production ou modifier le mode de production) plutôt que de maintenir la production « à tout prix » en l'absence du SE.

L'autre méthode estime le coût des dommages évités grâce à l'existence du SE. Appliqué au cas des SE « intrants », il s'agit d'estimer le coût des pertes de production qui surviendraient dans le cas où l'écosystème agricole ne fournirait pas (ou plus) le SE, considérant qu'aucune mesure ne serait prise par le gestionnaire de l'écosystème agricole en cas de disparition du SE. Une manière équivalente d'aborder le problème est de quantifier la part de la production agricole liée au SE (toutes choses égales par ailleurs). La valeur économique est ensuite obtenue en utilisant les prix de marché associés aux biens agricoles concernés. C'est dans cette logique qu'ont été évaluées la part de la production agricole liée au SE de pollinisation des espèces cultivées et, de manière exploratoire, celle imputable aux deux SE intrants « N et eau » considérés conjointement.

La limite de ces approches s'appuyant sur des prix de marché réside dans le fait qu'elles supposent que les prix sont de bons indicateurs de la demande sociale et de la rareté des biens et services utilisés pour remplacer les SE. Les prix du marché intègrent souvent un ensemble d'enjeux sociaux ou politiques, comme des subventions, et ne sont pas forcément le reflet des préférences des consommateurs ou des citoyens.

Enfin, du fait de la diversité des méthodes d'évaluation employées, il serait incorrect d'additionner les valeurs économiques calculées pour chaque SE en vue d'estimer la valeur globale des SE rendus par les écosystèmes agricoles.

## **Évaluation économique de la contribution des services écosystémiques « intrants » à la production agricole**

Dans EFSE-EA, une valeur économique a pu être calculée pour trois SE « intrants » : (1) les deux SE de fourniture d'azote minéral et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, et (2) le SE de pollinisation des espèces cultivées dont la contribution à l'élaboration du rendement est mesurable.

## ■ Propositions pour les services écosystémiques de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées

La méthode des coûts de remplacement a été retenue pour évaluer les SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées. Concernant l'azote, la compensation d'un déficit de SE de fourniture d'azote minéral par des apports d'engrais exogènes est la réponse optimale que le gestionnaire de l'agroécosystème peut apporter en faisant l'hypothèse que le niveau d'apport initial est optimal<sup>43</sup>. La même logique peut être appliquée au SE de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées.

Soulignons que, calculée suivant la méthode des coûts des dommages évités, la valeur économique de ces SE serait la valeur de la part de la production perdue en l'absence de SE. Le dispositif de simulation élaboré dans EFESE-EA ne permet pas d'estimer la production en l'absence de chacun de ces deux SE. Il a cependant estimé le niveau de production agricole imputable à ces deux SE considérés conjointement (toutes choses égales par ailleurs, voir chapitre 3), qui peut être considéré comme les « dommages évités » du fait de la présence de ces deux SE. La valeur de cette production a été estimée en guise de complément à l'évaluation économique de chacun de ces deux SE « intrants » par la méthode des coûts de remplacement (encadré 5-1).

L'évaluation biophysique des SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées a permis de quantifier le niveau de fourniture de ces deux SE, à savoir la quantité moyenne annuelle d'azote minéral fourni par l'écosystème pendant la période de croissance de la culture de rente (par fixation symbiotique et par minéralisation), et la quantité moyenne annuelle d'eau transpirée par celle-ci<sup>44</sup>. L'évaluation économique de ces SE peut donc être réalisée en estimant le coût des engrais azotés de synthèse et de l'eau d'irrigation qu'il faudrait apporter pour maintenir le niveau de production en l'absence du SE — en supposant que le gestionnaire de l'écosystème agricole compense l'absence du SE par des apports optimisés relativement aux besoins de la culture. Les coûts respectifs de remplacement de chacun de ces SE, pour une culture et un espace géographique donnés, sont alors calculés de la manière suivante :

- pour le SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées :

Valeur économique du SE ( $VESE_{\text{azote}}$  en €/an/ha) = Quantité moyenne d'azote fournie par l'écosystème à la culture (en kg N/ha/an) x Prix de marché de l'azote (€/kg N)

- pour le SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées :

Valeur économique du SE ( $VESE_{\text{eau}}$  en €/an/ha) = Quantité moyenne d'eau transpirée par la culture (en m<sup>3</sup>/ha/an) x Coût de l'irrigation (en €/m<sup>3</sup>)

43. Cela revient à faire l'hypothèse économique que l'agriculteur est rationnel, au sens où il utilise la quantité d'azote maximisant son profit, et que la réponse marginale du rendement à l'azote est décroissante (une unité apportée supplémentaire augmente moins le rendement que l'unité apportée précédente).

44. L'évaluation biophysique a livré des résultats à l'échelle du système de culture entier et non pas culture par culture. Une première étape de calcul consiste donc à appliquer aux résultats une procédure de changement d'échelle afin d'obtenir une valeur par culture et par unité pédoclimatique (UPC).

Si l'on dispose facilement, grâce à la SAA, d'un prix de marché moyen de l'azote (0,85 €/kg N sur la période janvier 2008 - janvier 2016), le coût de l'irrigation est, quant à lui, plus difficile à établir. En effet, ce coût est très variable suivant les ressources mobilisées et les équipements d'irrigation employés. Une analyse de ces coûts recensés dans la littérature grise portant sur le contexte français conclut que le coût moyen de l'irrigation à l'échelle de la France entière varie de 0,04 €/m<sup>3</sup> à 0,335 ct €/m<sup>3</sup>. Il n'est pas possible de spatialiser ces données, or on sait que le coût de l'irrigation présente une forte variabilité géographique. En l'absence de données plus précises, ces deux valeurs extrêmes ont donc été utilisées en guise de fourchette.

Les résultats de l'évaluation économique de ces deux SE sont présentés dans le tableau 5-1. Ils correspondent à un premier ordre de grandeur du coût de remplacement de ces deux SE pour les surfaces d'écosystèmes agricoles couvertes par les huit cultures majeures en France (représentant 91 % des surfaces de grandes cultures et cultures industrielles de France métropolitaine).

**Tableau 5-1. Valeurs annuelles moyennes de SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées à l'échelle de la France entière estimées pour huit cultures par la méthode des coûts de remplacement.**

	SE fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées (€/an/ha)	SE stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées (€/an/ha)		Surface totale de la culture = surface occupée par la culture à l'échelle France entière (ha ; moyenne RPG 2010-2012)
		Coût minimal	Coût maximal	
Betterave sucrière	103	7	59	437 165
Blé tendre	61	6	46	6 006 826
Orge	63	6	46	1 548 366
Colza	75	7	58	1 590 907
Maïs fourrage	83	7	55	1 264 859
Maïs grain	116	7	62	1 643 784
Pois de printemps	149	5	42	291 370
Tournesol	59	4	29	722 950

Les valeurs correspondent à des moyennes sur la période 2010-2012. Pour chaque culture, la représentativité de la surface prise en compte dans le dispositif de simulation relativement à la surface totale de la culture à l'échelle de la France entière a été calculée en divisant la surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée par la surface totale de la culture (issue du RPG).

**Encadré 5-1. Valeur de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau ».**

La valeur monétaire de la production végétale permise par ces deux SE ( $VE_{\text{prodSE}}$ ) a été calculée comme suit pour chacune des cultures concernées par l'analyse :

$VE_{\text{prodSE}}$  (€/an) = Part moyenne de la production permise par les SE intrants « N et eau » x Rendement moyen sur les années 2010-2012 (t/an) x Surface moyenne sur les années 2010-2012 (ha) x Prix moyen sur les années 2010-2012 (€/t)<sup>45</sup>

Pour rappel (chapitre 3 et encadré 2-1), le niveau de production végétale permis par les SE intrants « N et eau » correspond aux rendements annuels moyens estimés par le modèle STICS en l'absence d'intrants (irrigation, fertilisation azotée, travail du sol et enfouissement des résidus de culture). Dans le cadre de la quantification biophysique (chapitre 3), le niveau de production permis par les deux SE intrants « N et eau » est exprimé en pourcentage de la production totale — autrement dit permise par les effets combinés de ces deux SE et des apports d'eau et d'azote. Dans le cadre de l'évaluation économique, c'est bien le niveau absolu de production permis par ces deux SE qui est considéré comme les « dommages évités » du fait de la présence de ces SE.

La valeur de  $VE_{\text{prodSE}}$  obtenue pour chaque culture a été extrapolée à la surface totale de la culture à l'échelle de la France entière. Les résultats de cette évaluation sont présentés dans le tableau 5-2.

**Tableau 5-2. Valeurs annuelles moyennes de la production permise par les SE intrants « N et eau » estimées pour sept cultures à l'échelle de la France entière.**

	Part moyenne de la production permise par les SE intrants « N et eau » (%)	Valeur moyenne de la production permise par les SE intrants « N et eau » à l'échelle de la France métropolitaine (M€/an)	Valeur totale moyenne de la production agricole à l'échelle de la France métropolitaine (M€/an)	Représentativité des surfaces prises en compte dans le dispositif de simulation (%)
Betterave sucrière	34	456	1 373	69
Blé <sup>a</sup>	58	4 917	8 605	66
Orge <sup>b</sup>	58	1 027	1 794	72
Colza	28	615	2 320	68
Maïs fourrage <sup>c</sup>	67	1 093	1 589	31
Maïs grain	41	1 173	3 129	53
Tournesol	68	539	757	53
Total	/	9 822	19 567	

45. Estimé à partir de la base de données FAOSTAT.

**Encadré 5-1. Valeur de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau ». (suite)**

Pour chaque culture, la représentativité de la surface prise en compte dans le dispositif de simulation relativement à la surface totale de la culture à l'échelle de la France entière a été calculée en divisant la surface occupée par la culture dans les UPC où elle est simulée par la surface totale de la culture (issue du RPG).

Les données sur le prix moyen de la culture de pois n'étant pas disponibles dans le référentiel FAO, cette culture n'a pas été considérée ci-après. Elle représente en moyenne, sur la période 2010-2012, environ 2 % de la surface en grandes cultures et cultures industrielles.

- a. Les surfaces de blé dur ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en termes de ratio de production permise par les SE et de prix.
- b. Les surfaces d'orge ont été assimilées à des surfaces de blé tendre en termes de ratio de production permise par les SE.
- c. La valeur économique du maïs fourrage a été estimée à partir de celle du maïs grain en appliquant un coefficient (0,5) pour traduire les niveaux moyens de rendement exprimés en tonne de matière sèche par hectare (t MS/ha) en équivalent tonne de grain de maïs par ha (t/ha), puis en appliquant le prix (€/t) du maïs grain.

Les sept cultures listées dans le tableau 5-2 couvrent 89 % des surfaces de grandes cultures et de cultures industrielles en France métropolitaine sur la période 2010-2012. Toutes cultures confondues et à l'échelle de la France entière, la valeur moyenne annuelle de la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » est de l'ordre de 9,8 milliards d'euros, soit 50 % de la valeur moyenne de la production totale pour les surfaces considérées (valeur totale de production = 19,6 milliards d'euros).

La fiabilité des valeurs obtenues pour chaque culture est dépendante de la qualité des simulations STICS et de la qualité de l'extrapolation. Cette dernière dépend de la représentativité des surfaces simulées relativement à la surface totale de chaque culture. Pour certaines cultures (notamment le maïs grain, le tournesol et le maïs fourrage), la surface cultivée prise en compte dans le dispositif de simulation est faible comparée à la surface totale de ces cultures en France, car elles sont peu présentes dans les séquences dominantes (en termes de surface) simulées avec STICS dans chaque UPC (encadré 2-1). La simulation d'un plus grand nombre de séquences dans un plus grand nombre d'UPC contribuerait à améliorer la représentativité des estimations biophysiques et donc de l'évaluation économique. Cette amplification des simulations pourrait être orientée de manière à mieux couvrir les surfaces des cultures faiblement représentées dans le plan de simulation actuel.

En raison de la différence entre les méthodes d'évaluation employées respectivement pour évaluer chacun des SE intrants « N et eau », d'une part, et la valeur monétaire de la production végétale permise par ces SE, d'autre part, ces deux séries de résultats ne doivent en aucun cas être comparées : leur évaluation n'est pas fondée sur la même situation de référence ni sur le même type de technologie de substitution.

**Encadré 5-1. Valeur de la production végétale permise par les SE intrants « N et eau ». (suite)**

Enfin, sommer ces deux valeurs revient à faire l'hypothèse que les facteurs de production qui entrent en jeu sont complètement substituables, ce qui n'est pas le cas (du fait des interactions biophysiques entre les processus relatifs à l'azote et à l'eau). En d'autres termes, la comparaison directe entre la somme des deux premières valeurs avec la troisième n'a pas de sens. Ce sont donc deux sources d'information complémentaires sur l'évaluation des SE « intrants » relatifs à l'eau et l'azote.

Ces valeurs n'ont pas vocation à être utilisées pour faire des extrapolations à l'échelle nationale. Calculer une valeur nationale revient à envisager les situations extrêmes dans lesquelles il faudrait fertiliser ou irriguer l'ensemble des surfaces cultivées en réaction à la disparition de chacun des deux SE. En plus de leur caractère improbable sur le plan biophysique, de telles situations d'absence généralisée de l'un ou l'autre de ces SE auraient un impact important sur la disponibilité et le prix des engrais de synthèse et de l'eau d'irrigation, ainsi que des rétroactions sur le comportement des gestionnaires des écosystèmes agricoles ; deux phénomènes qui ne sont pas pris en compte dans le calcul réalisé à l'hectare. À titre de comparaison, le coût d'une sécheresse totale en France serait en réalité celui d'une perte de l'ensemble des récoltes. En conséquence, il serait souhaitable de borner le coût d'irrigation ou de fertilisation par le coût d'opportunité, c'est-à-dire la différence entre les marges réalisées par l'agriculteur en situation actuelle (en présence du SE) et en situation « sans SE ». En effet, au-delà d'un certain seuil, il devient plus rentable de stopper la culture ou d'en changer la nature, autrement dit de reconfigurer l'écosystème agricole.

Contrairement au SE de stockage et de restitution de l'eau aux plantes cultivées, l'évaluation biophysique du SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées n'a permis de quantifier que le niveau potentiel rendu par l'écosystème agricole, et non pas celui effectivement exploité par l'agriculteur. La valeur économique calculée sur cette base est donc surestimée. De plus, dans cette approche, il est fait l'hypothèse que le gestionnaire de l'écosystème agricole compenserait l'absence de SE de fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées par l'utilisation exclusive d'engrais de synthèse. D'autres stratégies de fertilisation pourraient être développées, notamment l'épandage d'engrais organique ou la réduction des exportations de biomasse. Le niveau des coûts de remplacement peut conduire l'agriculteur à reconfigurer l'écosystème, par exemple en introduisant des légumineuses comme culture de rente ou en couvert intermédiaire. Élaborer des hypothèses d'adaptation des pratiques combinant ces trois leviers et évaluer leurs effets biophysiques et économiques ne relevait cependant pas du champ de l'étude.

## **I Actualisation de l'évaluation économique du service écosystémique de pollinisation des espèces cultivées**

Étant donné l'importance de la pollinisation dans la production de très nombreuses cultures, notamment la plupart des fruits et légumes, plusieurs propositions d'évaluation économique de ce SE existent dans la littérature scientifique. Dans EFESE-EA, l'analyse a été focalisée sur la pollinisation des espèces cultivées. Du point de vue de l'évaluation économique, seul l'avantage retiré de ce SE par l'agriculteur a été considéré.

L'évaluation de ce SE par la méthode des coûts de remplacement impose d'identifier les autres techniques disponibles pour chaque culture, et leur coût de mise en œuvre. Les options identifiées actuellement, comme la pollinisation manuelle, présentent un coût de mise en œuvre plus élevé que leur coût d'opportunité, induisant l'arrêt de la production en question plutôt que la recherche de la compensation du SE déficient. Aussi, pour approcher la valeur de ce SE, c'est l'approche des dommages évités qui a été retenue.

### **Méthode d'évaluation**

Certains travaux ont consisté à extrapoler les impacts de l'absence de pollinisation sur le rendement à partir de situations où les pollinisateurs avaient été exclus. Malgré l'intérêt de cette démarche, les résultats restent trop partiels pour être standardisés. La méthode privilégiée par l'EFESE et reprise ici est fondée sur l'utilisation de ratios de dépendance des rendements des cultures aux pollinisateurs estimés en situations contrôlées, elle est proposée par Gallai *et al.* (2009)<sup>46</sup> et reprise par la Food and Agriculture Organization (FAO). Cette méthode repose donc sur les mêmes données que celles utilisées pour calculer l'indice de pollinisation permettant d'estimer le niveau effectif de SE (chapitre 2). Depuis la mise en œuvre de cette méthode par le Commissariat général au développement durable, les ratios de dépendance des cultures aux pollinisateurs ont été affinés ou révisés (certains à la baisse notamment). Ainsi, 18 cultures ou catégories de cultures dépendantes des pollinisateurs, dont les rendements sont connus (moyennes départementales issues de la SAA), ont été considérées dans cette analyse. Il s'agit de cultures fruitières, maraîchères et oléagineuses. Elles représentent un peu moins de la moitié des cultures pour lesquelles sont renseignés des ratios de dépendance aux pollinisateurs. Les autres cultures n'ont pu être prises en compte car elles ne figurent pas dans la base FAOSTAT utilisée pour collecter les prix à la production. La production de semences n'a pas non plus été prise en compte par manque de données. Ces deux exclusions du calcul conduisent ainsi à sous-estimer la valeur économique du service de pollinisation entomophile (VESPE).

### **Résultats et précautions d'interprétation**

La valeur agrégée du SE de pollinisation des espèces cultivées s'élève en moyenne à 2 milliards d'euros sur les années 2010-2012 (avec une faible variation entre les trois années).

46. Gallai N., Salles J.M., Settele J., Vaissiere B.E., 2009, Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline, *Ecological Economics*, 68(3) : 810-821.

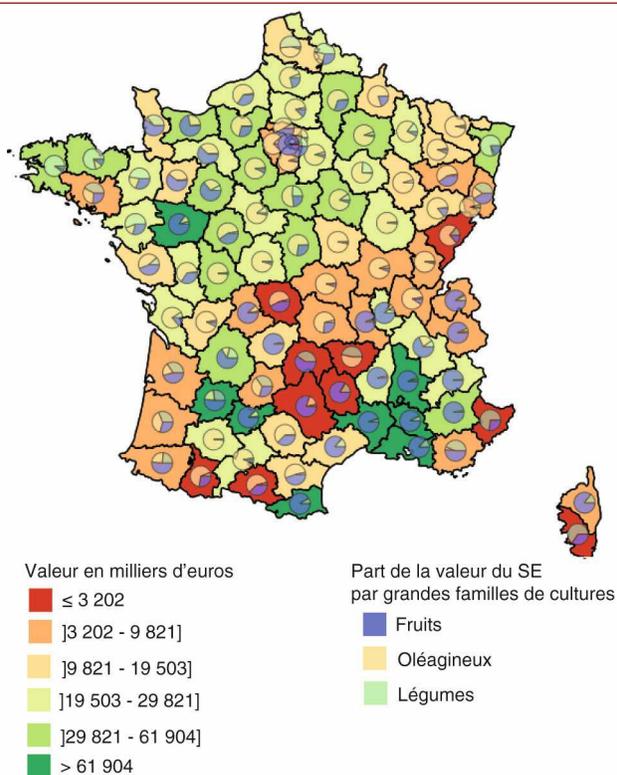
La figure 5-1 présente la distribution spatiale de la VESPE moyenne sur ces trois années à l'échelle du département.

La variation de la valeur du SE entre les départements dépend principalement de deux facteurs :

- la valeur de la production agricole dans chaque département, qui varie considérablement tant en fonction de la SAU que des principales orientations techniques des exploitations ;
- l'importance relative des cultures dépendantes des pollinisateurs dans la valeur de la production agricole de chaque département.

Ainsi, les départements dans lesquels la valeur du SE apparaît la plus élevée sont ceux où les productions fruitières et d'oléagineux sont les plus significatives, et dans une moindre mesure les productions maraîchères (chou-fleur notamment).

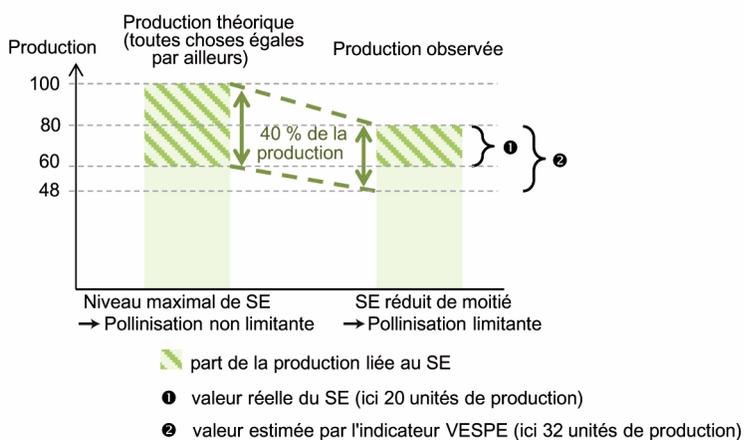
**Figure 5-1. Distribution spatiale de la valeur économique annuelle moyenne du SE de pollinisation des espèces cultivées sur les années 2010-2012.**



Valeurs de VESPE (et pourcentage par grandes familles de cultures) pour les trois départements de la petite couronne d'Île-de-France : département 92 = 8 136 € (fruits) ; département 93 = 38 683 € (oléagineux) ; département 94 = 237 236 € (75 % fruits, 17 % oléagineux, 8 % légumes).

La méthode apparaît simple et peu coûteuse en données d'entrée, mais l'indicateur est associé à certains biais qu'il convient de prendre en compte lors de la lecture des résultats. Implicitement, l'hypothèse est faite que le SE de pollinisation des espèces cultivées atteint son niveau maximal sur l'ensemble du territoire et pour l'ensemble des cultures. Les résultats de l'évaluation biophysique tendent au contraire à montrer que le processus de pollinisation peut être un facteur significativement limitant de la production de biens agricoles (chapitre 2). Un calcul fictif permet d'illustrer l'effet de ce biais sur les résultats de l'évaluation économique (figure 5-2). Supposons une culture dont la part du rendement dépendant de la pollinisation entomophile est de 40 %, et dont la production « maximale » sans déficit de pollinisation (toutes choses égales par ailleurs) est de 100 unités. S'il existe un déficit de pollinisation, et que le niveau de SE effectivement rendu à l'agriculteur n'est qu'à la moitié de son maximum, la récolte sera diminuée de la moitié de 40 %, et la production observée (mesurée dans la SAA) n'atteindra que 80 unités. En considérant que la production observée correspond à la production « maximale », le calcul de la VESPE conduit à surestimer la valeur de la production attribuable au SE. Autrement dit, lorsque le ratio de dépendance est appliqué à un niveau de production non limité par la pollinisation, il permet d'estimer correctement la valeur économique du SE. En revanche, lorsqu'il est appliqué à un niveau de production limité par la pollinisation, il tend à fournir une estimation biaisée située entre le niveau de SE effectif et le niveau maximal. Plus le ratio de dépendance et le déficit de pollinisation sont élevés, plus la surestimation de la valeur économique du SE par l'indicateur VESPE l'est aussi. Sous réserve de disposer d'un indicateur générique et fiable du déficit de pollinisation, cette information pourrait facilement être intégrée dans le calcul d'une VESPE qui serait alors corrigée du biais identifié ci-dessus.

**Figure 5-2. Illustration de la prise en compte partielle du biais associé à l'indicateur de VESPE dans une situation de déficit de pollinisation.**



Le calcul de la VESPE est très contingent de la qualité du facteur de dépendance des cultures aux pollinisateurs, qui n'est connu que de façon indirecte. Cette estimation de l'effet de la pollinisation sur la production est de plus considérée « toutes choses égales par ailleurs », ce qui est fréquent en analyse économique, mais ne prend pas en compte les interactions pouvant exister entre ce SE et les choix variétaux et les pratiques agricoles.

Rappelons enfin que la pollinisation concerne également la flore sauvage et est ainsi à l'origine, indirectement, d'un ensemble de SE (ex. culturels) pour la société qui ne sont pas pris en compte dans l'indicateur de VESPE.

### Évaluation économique d'un service écosystémique rendu à la société : l'exemple de la régulation du climat global

**IL EST RECONNU QUE LE SE DE RÉGULATION DU CLIMAT GLOBAL** ne peut être évalué suivant une approche basée sur l'estimation des coûts de remplacement de stockage du carbone du fait des incertitudes liées au coût, à la fiabilité et à l'acceptabilité sociale des technologies concernées, ainsi que des fortes hétérogénéités entre les situations considérées (contexte pédoclimatique, système de production, etc.). C'est donc en considérant la réduction ou l'évitement des émissions de GES que cette valeur peut être estimée, en s'appuyant sur la valeur associée à une tonne de carbone (ou de CO<sub>2</sub>) non émise dans l'atmosphère. À cause de la disjonction temporelle entre la mise en œuvre des actions de réduction de ces émissions et la mesure de leurs effets en termes de changement effectif de la quantité de GES dans l'atmosphère (et donc de changement climatique), l'estimation de la valeur économique du SE repose sur la construction de scénarios d'évolution du contexte socio-économique (démographie, occupation et usage des sols, etc.). Avec cette démarche, la stratégie d'évaluation diffère selon la définition que l'on retient de la « valeur » : coût associé à la réduction des émissions de GES, prix pratiqués sur les marchés du carbone (qui donnent le coût d'une tonne de carbone non émise dans les secteurs couverts par ces marchés), coût social du carbone (coût marginal des dommages économiques dus à une plus forte concentration de GES dans l'atmosphère), ou encore coût des actions à entreprendre pour ne pas émettre une tonne de carbone supplémentaire ou pour la faire absorber par un puits de carbone. Au vu des diverses méthodes de tarification du carbone dont sont issues ces « valeurs », l'usage du prix tutélaire du carbone tel qu'il est estimé par la commission Quinet pour fixer le montant de la taxe carbone (qui s'applique aux émetteurs de CO<sub>2</sub> en vertu du principe pollueur-payeur) semble être le meilleur compromis, car il constitue la valeur utilisée pour l'ensemble des investissements publics en France.

Sur le plan biophysique, deux composantes clefs du SE de régulation du climat global ont été définies : (1) un service de conservation du stock de carbone, et (2) un service de stockage additionnel de carbone. Un travail complémentaire reste à effectuer pour articuler les deux indicateurs correspondants. Dans la même logique, deux grandeurs

peuvent être évaluées sur le plan économique : (1) la valeur du stock actuel total de carbone de l'écosystème, et (2) celle du flux annuel de carbone stocké ou émis par l'écosystème agricole. Cette distinction est importante dans la mesure où les quantités de carbone évaluées sont d'ordres radicalement différents. De plus, elle pose la question de la permanence du stockage : rien n'indique que la quantité stockée à l'année  $t$  par l'écosystème agricole l'est de façon définitive, or le prix du carbone s'applique généralement à une tonne qui ne sera jamais émise. L'évaluation d'un flux annuel de carbone séquestré permet de mettre de côté cette question : ce qui est émis par le système est considéré comme un flux à effet négatif sur le climat.

Choisir d'évaluer le stock versus le flux de carbone au sein de l'écosystème dépend aussi probablement des menaces ou des mutations qui pèsent sur ce dernier : si un écosystème est menacé de disparition, par le biais d'un changement radical d'usage du sol par exemple, on peut prendre en compte la quantité de carbone séquestrée qui risque d'être émise dans l'atmosphère en cherchant à évaluer son stock. Si on s'intéresse plutôt à des changements de pratiques ou à des menaces plus marginales sur l'écosystème, une analyse en termes de séquestration du carbone sur une période donnée est alors probablement plus pertinente. Il pourrait donc être souhaitable d'évaluer les deux types de composantes : d'une part, la fonction de séquestration annuelle du carbone permettant de réduire la quantité de GES présente dans l'atmosphère, mentionnée ci-dessus, et, d'autre part, la fonction de protection qu'offre le stockage du carbone à long terme.

Le calcul de la valeur économique des flux de carbone associés à l'écosystème agricole ( $V_{flux}$ ) à l'horizon  $T$  considéré pourrait prendre la forme suivante :

$$V_{flux} = \sum_{t=0}^T \frac{VE_t \times CNS_t}{(1+a)^t}$$

avec  $VE_t$ , la valeur économique de la tonne de  $CO_2$  considérée à l'année  $t$  (en euros constants),  $CNS_t$  la quantité nette de C stockée dans l'écosystème agricole à l'année  $t$ , et enfin  $a$  le taux d'actualisation public<sup>47</sup>.

Dans le cas où les stocks sont évalués, il faut prendre en compte le caractère temporaire du stockage de carbone dans l'écosystème. Une solution serait d'évaluer la part de la quantité totale de carbone stocké non menacé par un changement de pratiques (ou de configuration de l'écosystème), le reste n'étant associé à aucune valeur puisque non stocké sur le long terme. Il s'agirait donc de n'évaluer que la fraction du capital stocké à très long terme (au moins 30 ans). Le calcul de la valeur économique du stockage de carbone à long terme ( $V_{stock}$ ) à l'horizon  $T$  pourrait prendre la forme suivante :

$$V_{stock} = \sum_{t=0}^T TR \times \frac{VE_t \times CS_t}{(1+a)^t}$$

47. Dans la littérature, ce taux est fixé à 4 ou 4,5 % selon les travaux.

où TR représente le taux de rémunération retenu pour ce capital immobilisé à très long terme<sup>48</sup>, VE, la valeur économique de la tonne de CO<sub>2</sub> considérée à l'année t (en euros constants), CS<sub>t</sub> la part du stock considéré comme immobilisé à très long terme par l'écosystème, et a le taux d'actualisation public. Une étude appliquée à l'écosystème forestier réalisée par le Centre d'analyse stratégique estime à environ 25 % la part du capital stocké à très long terme dans la biomasse ligneuse et à environ 75 % celle dans le sol. Dans le cas des écosystèmes agricoles de grandes cultures et de prairies, la prise en compte de la partie aérienne semble, en règle générale, peu pertinente. Concernant le stock dans les sols, le pourcentage mobilisé à très long terme serait à définir.

### **Des évaluations économiques rendues difficiles par défaut d'articulation entre indicateurs biophysiques et économiques**

Au contraire des SE présentés précédemment, lorsque la quantification biophysique du SE repose sur un indicateur d'état d'un des déterminants biophysiques de son niveau de fourniture (cas de l'abondance de carabes utilisée comme indicateur du niveau de régulation des graines d'adventices) et non pas d'un indicateur de son niveau de fourniture, les méthodes des dommages évités et des coûts de remplacement ne sont pas applicables. Quatre SE se situent dans ce cas de figure : les deux SE de contrôles biologiques par conservation rendus à l'agriculteur, le SE de régulation de la qualité de l'eau drainée rendu à la société, et le SE de stabilisation des sols et de contrôle de l'érosion rendu aux deux types de bénéficiaires.

### **I Les contrôles biologiques par conservation**

Premièrement, notons que l'ensemble des travaux collectés sur les méthodes d'évaluation économique des SE de contrôles biologiques portent sur le SE de régulation des insectes ravageurs des cultures, et non sur la régulation des graines d'adventices. Dans ces travaux, la méthode des dommages évités est la plus employée. La méthode des coûts de remplacement du SE par des pratiques agronomiques (pesticides, travail mécanique...) est également mobilisée.

Dans EFSE-EA, les indicateurs utilisés pour quantifier les SE de contrôles biologiques prédisent la densité des bioagresseurs (nombre de graines d'adventices, taux de croissance des pucerons) ou de leurs prédateurs (carabes), mais ils n'estiment pas les dommages causés par les bioagresseurs sur les cultures. En conséquence, la méthode des dommages évités ne peut être appliquée. Relier ces indicateurs biophysiques aux pertes de récoltes associées exigerait d'employer des fonctions de dommages, mais ces dernières, difficiles à établir pour la diversité des couples cultures/bioagresseurs, sont peu ou pas disponibles. Des actions de recherche nationales et internationales visent actuel-

<sup>48</sup>. Il est proposé un taux de 4 % dans la littérature.

lement à faire progresser la connaissance sur ces relations pour les principaux ravageurs des grandes cultures. En admettant que l'on parvienne à identifier ces fonctions de dommages, l'évaluation par les dommages évités conduit à supposer que l'agriculteur n'adapte pas ses pratiques en fonction du niveau de SE. Autrement dit, elle consiste à estimer les niveaux de dommages occasionnés par les bioagresseurs en l'absence totale de SE mais à pratiques agronomiques constantes.

Contrairement aux SE de fourniture d'azote minéral et de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, la relation entre régulations biologiques et pesticides est complexe et rend difficile l'établissement du lien entre le niveau de SE et les technologies pouvant s'y substituer. La quantité de pesticides permettant de compenser l'absence de SE ne peut être inférée à partir des indicateurs de SE développés dans FESE-EA. Il est alors impossible d'appliquer la méthode des coûts de remplacement. De plus, Les pesticides remplacent le SE en réduisant les dommages dus aux ravageurs, mais ils sont également susceptibles d'avoir des effets négatifs sur la structure ou l'activité des communautés d'auxiliaires des cultures (prédateurs et parasitoïdes des insectes ravageurs). Le niveau de SE dépend aussi du contexte paysager dans lequel se situe la parcelle et donc du niveau global d'intensification de l'agriculture, ce qui est rarement inclus dans les évaluations.

Une option envisageable pour une évaluation économique future des SE de contrôles biologiques consisterait à définir comment les pratiques agricoles s'adaptent aux variations du niveau de SE. Un modèle intégré, articulant les approches économique, agronomique et écologique, pourrait générer les données manquantes afin d'évaluer les SE sous un certain nombre d'hypothèses clairement identifiées. Pour être pertinent, un tel modèle doit être calibré afin de prendre en compte les spécificités locales des SE de régulations biologiques. Les principales variables d'entrée d'un modèle de ce type seraient :

- les paramètres représentant les traits de vie des populations de ravageurs et de leurs prédateurs (taux de croissance et de prédation, mobilité dans l'espace, etc.), permettant de simuler l'évolution des populations sous différents scénarios d'usage des sols et de pratiques agricoles ;
- les paramètres de calibration d'une fonction de dommages, permettant de simuler l'effet des ravageurs sur les cultures ;
- les paramètres d'un modèle économique d'usage des sols et de pratiques agronomiques.

Un tel modèle pourrait être utilisé sous différents scénarios de décision économique, et l'analyse de sensibilité aux principaux paramètres faciliterait l'obtention de plages de valeurs probables des SE à différentes échelles géographiques. Ce modèle pourrait être amélioré grâce à la progression des connaissances sur les phénomènes écologiques et économiques qui déterminent les SE.

## ■ La régulation de la qualité de l'eau drainée

Si la qualité des milieux aquatiques a fait l'objet d'un grand nombre d'études visant à estimer sa valeur, celles-ci portent essentiellement sur les zones humides, qui présentent des caractéristiques éloignées des spécificités des écosystèmes agricoles. Une autre

catégorie de travaux concerne le coût que représentent les impacts environnementaux liés aux pratiques agricoles, approche non applicable au SE rendu par les écosystèmes tel que défini ici. C'est le cas de travaux réalisés par le Commissariat général au développement durable sur les coûts des principales pollutions agricoles, qui évaluent les coûts directs de la dégradation de la qualité des ressources et des milieux aquatiques due aux quantités d'azote et de pesticides d'origine agricole dans les nappes et eaux de surface, en mobilisant les coûts des traitements de potabilisation.

Une étude menée par le Centre d'analyse stratégique estime la valeur économique de la capacité des écosystèmes agricoles à mettre à disposition une eau de bonne qualité sanitaire vis-à-vis des polluants. Cette étude s'appuie sur la méthode des coûts de remplacement et mobilise trois types de données : (1) la consommation d'eau potable annuelle moyenne, (2) le coût de traitement évité, et (3) la contribution moyenne de l'écosystème à une eau de qualité, correspondant dans cette méthode à la quantité d'eau purifiée par l'écosystème. Si la consommation moyenne annuelle d'eau potable peut être approchée par les données collectées dans le cadre du Système d'informations sur les services publics d'eau et d'assainissement (SISPEA)<sup>49</sup>, et le coût du traitement évité repris par exemple du rapport CAS ou adapté des travaux du Commissariat général au développement durable (2011), la principale des interrogations concerne la quantité d'eau considérée « de bonne qualité » qui provient des écosystèmes agricoles et rejoint les masses d'eau bleue. L'indicateur biophysique utilisé dans EFESE-EA pour estimer le niveau de SE de régulation de la qualité de l'eau par rapport à la pollution azotée ne correspond pas à une quantité d'eau de qualité restituée par l'écosystème agricole, mais à une quantité d'azote non lixivié. Il reste donc à développer des méthodes capables d'utiliser cet indicateur biophysique comme point de départ de l'évaluation économique.

## ■ La stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion

### Évaluation économique du SE rendu au gestionnaire de l'écosystème agricole

Le SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » bénéficie au gestionnaire agricole. Mobiliser la méthode des dommages évités demande de caractériser l'effet de l'érosion (et des différentes manifestations de la dégradation des sols) sur la productivité agricole, or il est difficile d'établir le lien entre une quantité de sol non érodée (stabilisée) et une quantité de biens agricoles non produite. Appliquer alors la méthode des coûts de remplacement demande de définir les pratiques de substitution permettant de maintenir le rendement, sachant que les pratiques de conservation potentiellement envisageables ne sont pas les mêmes selon le degré d'exposition des parcelles à l'érosion.

49. <http://www.essonne.gouv.fr/Politiques-publiques/Environnement-risques-naturels-et-technologiques/Eau/Systeme-d-Informations-sur-les-Services-Publics-d-Eau-et-d-Assainissement> (consulté le 10/10/2018).

### Évaluation économique du SE rendu à la société dans son ensemble

Ce SE bénéficie par ailleurs directement à la société car il limite les phénomènes de coulées boueuses et contribue à la qualité des eaux de surface par la réduction de sa charge solide. En théorie, la valeur économique peut être estimée suivant la méthode des coûts de remplacement, en considérant les dépenses associées aux techniques de traitement de l'eau bleue en vue de ses usages domestiques, industriels ou encore récréatifs. La méthode des dommages évités peut aussi être utilisée, en considérant que l'une des valeurs économiques du SE correspond au coût de la restauration des infrastructures et du bâti endommagés par des coulées de boue. En pratique, outre les difficultés pointées dans le cadre de l'évaluation économique des autres SE, la mise en œuvre de ces méthodes à large échelle est délicate car les effets de l'érosion varient selon les contextes socio-économiques et écologiques des bassins versants étudiés, et ne peuvent donc être appréhendés de façon générique. Les méthodes des préférences révélées s'avèrent donc inapplicables pour évaluer le SE à l'échelle de la France entière du point de vue du bénéficiaire qu'est la société.



# 6 – Vers la gestion du niveau de fourniture des services écosystémiques

**L'ÉVALUATION DU NIVEAU ACTUEL DE FOURNITURE** des différents SE donne des informations clefs pour mettre en place une stratégie de gestion de l'offre de SE des écosystèmes intégrant des enjeux locaux ou globaux. Une même aire géographique (parcelle, PRA, bassin versant, etc.) produit plusieurs SE, dont certains reposent en partie sur des déterminants biophysiques communs, et sont influencés par les mêmes facteurs exogènes. Dès lors, toute modification dans la gestion de l'écosystème (notamment par les pratiques agricoles) est susceptible d'affecter le niveau de fourniture de plusieurs SE. Considérée sous le prisme d'un seul SE ou de la seule production de biens agricoles, la gestion de l'écosystème devient celle de la maximisation de ce SE ou de ce bien, potentiellement au détriment d'un ou plusieurs autres. Un cas emblématique est celui de la maximisation de la production de biens agricoles qui s'opère dans les agroécosystèmes basés sur l'utilisation des intrants, au détriment de la diversité biologique sur laquelle repose l'ensemble des SE.

Pour concevoir une stratégie de gestion des SE à l'échelle d'un territoire, il est donc nécessaire de passer de l'analyse individuelle des SE à une approche multiservice visant à caractériser l'offre globale de SE, la manière dont ces SE interagissent, et les leviers existants pour conserver ou développer tout ou partie de ces SE. Les stratégies et les politiques de gestion des SE doivent ensuite être articulées avec celles qui poursuivent d'autres objectifs, comme la conservation de la biodiversité ou la minimisation des impacts environnementaux des pratiques agricoles.

## De l'analyse individuelle des services à une approche « multiservice »

**HISTORIQUEMENT, LA MAJORITÉ DES TRAVAUX EXISTANTS** sur les SE porte sur l'évaluation d'un seul ou d'un nombre limité de SE, et plus rarement sur une large gamme de SE fournis par un écosystème. Une méta-analyse rapporte ainsi que 50 % des études traitent un SE isolément sans considérer les relations entre SE. Ces dernières années ont

vu le développement des analyses multiservices. Dans les travaux qui abordent cette question, les relations entre SE sont examinées soit sous l'angle biophysique (offre de SE), soit sous l'angle de l'usage qui est fait des SE ou celui des préférences des acteurs (demande de SE, non examinée dans EFESE-EA). Les relations entre SE ont donc été analysées dans EFESE-EA uniquement en termes d'offre de SE, selon deux approches complémentaires : (1) l'analyse des niveaux de fourniture de SE à l'échelle d'un territoire (bouquets de SE), et (2) l'identification des relations fonctionnelles entre SE (interactions). Si l'approche par bouquets constitue un outil de diagnostic des niveaux moyens de SE délivrés au sein d'un territoire, elle n'est pas suffisante pour engager des actions visant à faire évoluer l'offre des SE.

### **I Identification des bouquets de services écosystémiques**

Un bouquet (ou un panier) de SE est défini ici comme un ensemble de SE observés au sein d'une unité spatiale et sur une période donnée. La « forme » du bouquet est caractérisée par les niveaux respectifs des SE qui le composent, sans pour autant que les causes possibles de leur concomitance soient établies. Ainsi, deux SE peuvent apparaître conjointement au sein d'une même unité spatiale sans directement interagir. Différentes méthodes existent pour analyser la cooccurrence spatiale de la fourniture de SE. Notons que l'analyse des bouquets de SE est le plus souvent statique. L'étude de leur dynamique temporelle est actuellement un front de recherche (encadré 6-1).

Mise en œuvre à l'échelle d'un territoire donné, l'analyse des bouquets de SE peut permettre au décideur de réaliser un diagnostic sur l'offre de SE, avant de formuler des objectifs de gestion de ces derniers. Cette approche constitue actuellement encore un défi méthodologique.

### **Méthodes d'analyse de la concomitance spatiale de niveaux de SE**

L'analyse des bouquets de SE est une extension de l'approche dite « par paire », consistant à analyser la corrélation et le recouvrement spatial du niveau de fourniture des SE pris deux à deux. Transposée à l'étude du niveau de  $n$  SE au sein d'entités spatiales données, cette démarche s'appuie notamment sur l'analyse et la classification multivariée d'unités spatiales caractérisées par le niveau moyen des SE qu'elles fournissent. L'analyse en composantes principales (ACP) et le test de corrélation de Pearson sont les deux méthodes quantitatives les plus utilisées pour l'identification des corrélations entre SE. Les méthodes de partitionnement de données (*data clustering*) permettent l'identification de groupes d'unités spatiales partageant le même patron de niveaux de SE, autrement dit, la même forme de bouquet de SE. Les plus utilisées dans l'étude des SE sont la classification ascendante hiérarchique et l'algorithme des « k-moyennes ». Dans la lignée de ce dernier, la méthode des cartes auto-adaptatives (fondées sur des réseaux de neurones artificiels) offre une possibilité intéressante pour l'étude de la répartition spatiale de jeux de données multidimensionnelles complexes et la cartographie des résultats.

Généralement, la réalisation d'une analyse de bouquets de SE passe par six étapes :

- quantification de chaque SE, analyse de la cohérence des résultats, identification du domaine d'application et des limites de l'évaluation individuelle (chapters 2, 3 et 4) ;
- choix des critères de construction des bouquets (ex. par type de bénéficiaire) et de la résolution spatiale de l'analyse des bouquets ;
- agrégation (ou, plus rarement, désagrégation) et standardisation des valeurs de chaque SE à la résolution spatiale d'analyse des bouquets et analyse des résultats de changement d'échelle ;
- évaluation des relations deux à deux entre SE à la résolution spatiale d'analyse des bouquets de SE (étape optionnelle mais facilite l'analyse des résultats des étapes suivantes) ;
- classification des unités spatiales en fonction de la forme de leur bouquet de SE et analyse des formes de bouquets par classe ;
- analyse des relations entre bouquets de SE et déterminants biophysiques ou facteurs exogènes.

#### **Encadré 6-1. Dynamique temporelle des bouquets de SE.**

L'analyse de la dynamique temporelle des bouquets de SE nécessite de déterminer la dynamique (inter- ou intra-annuelle) des déterminants biophysiques et facteurs exogènes. Comprendre cette dynamique est d'autant plus primordial que l'évaluation s'effectue souvent dans un contexte de changement climatique et/ou d'évolution d'usage des sols. Dans les évaluations existantes, le niveau de fourniture est estimé soit en utilisant des données historiques, soit sur la base de prédictions dans le cadre d'une démarche de scénarisation. À ce jour, deux types de stratégies ont été utilisées pour analyser la dynamique des bouquets de SE sous différents scénarios : l'approche matricielle utilisée pour suivre l'effet du changement de l'occupation du sol, et les modèles « états et transitions » utilisés pour analyser et représenter l'effet du changement d'état de l'écosystème sur les bouquets de SE.

Dans le cadre de l'approche matricielle, la valeur de fourniture d'un SE est définie par une évaluation à dire d'experts, ou à partir d'observations ponctuelles, pour chaque catégorie d'occupation du sol, puis reste inchangée quel que soit le scénario. Par conséquent, la prédiction des bouquets de SE sous différents scénarios repose uniquement sur les changements dans la configuration spatiale des différents types d'occupation du sol au sein du territoire examiné.

Dans le cas des modèles « états et transitions », il s'agit de représenter le lien entre la dynamique des états d'un écosystème (ex. transformation progressive d'une prairie en friche) et la dynamique des bouquets de SE associés à ces différents états. Les approches basées sur des modèles « états et transitions » peuvent mobiliser à la fois l'estimation à dire d'experts, des observations/mesures de terrain et la modélisation des mécanismes impliqués dans la fourniture des SE.

## Difficultés associées à la mise en œuvre de l'analyse des bouquets

### La prise en compte d'une multiplicité de types d'écosystèmes

Pour être utile à la prise de décision, l'analyse des bouquets de SE doit être conduite à une résolution spatiale compatible avec les contraintes inhérentes à la gestion d'un territoire ou au déploiement d'actions publiques ou de gestion des écosystèmes. Le plus souvent, des écosystèmes de natures différentes (forestiers, aquatiques, urbains, divers types d'écosystèmes agricoles, etc.) coexistent au sein des aires concernées. Il est donc nécessaire de disposer, pour chaque SE, d'un jeu d'indicateurs adaptés aux spécificités de chacun des types d'écosystèmes présents dans ce territoire. Certains SE sont évalués à l'aide de variables « génériques » (le SE de régulation du climat global est évalué suivant la quantité de carbone stocké dans le sol, quel que soit le type d'écosystème considéré). Pour d'autres SE, en revanche, il peut être nécessaire de décliner les indicateurs en fonction de la nature des écosystèmes (les SE de régulation des bioagresseurs sont évalués avec des indicateurs de composition paysagère définis par rapport aux écosystèmes agricoles).

La majorité des travaux actuels sur l'évaluation des bouquets semble occulter cette difficulté, en considérant un niveau nul de SE pour un type d'écosystème donné quand la variable n'est pas adaptée à ce type d'écosystème. Ce raccourci méthodologique conduit à ne pas distinguer les situations où il y a une absence réelle de fourniture du SE, de celles pour lesquelles il manque une valeur pour caractériser son niveau de fourniture du fait de l'absence d'indicateur adapté.

Une façon de s'affranchir de cette difficulté est de conduire l'analyse des bouquets de SE par type ou sous-type d'écosystème (analyse distincte des bouquets de SE rendus par les écosystèmes de grandes cultures de ceux rendus par les écosystèmes de prairies). Cette option pose cependant plusieurs problèmes méthodologiques. En effet, si l'analyse doit être conduite à l'échelle d'un pays entier, à une résolution géographique donnée (unité spatiale), le *focus* sur un type d'écosystème implique de sélectionner les unités spatiales sur lesquelles conduire l'analyse, étant entendu que certaines d'entre elles n'incluent pas (ou peu) le type d'écosystème examiné. Cette sélection nécessite la définition de critères et de seuils permettant d'identifier les unités spatiales à retenir dans l'analyse. Ces critères et ces seuils doivent être définis avec d'autant plus de soin que la fourniture de certains SE par un écosystème dépend des caractéristiques du paysage environnant, et donc des autres types d'écosystèmes exclus de l'analyse. Les méthodes de détermination de tels seuils relèvent de questions de recherche qui n'ont pas été examinées dans EFES-EA.

### L'application d'une procédure de changement d'échelle aux indicateurs

L'analyse des bouquets de SE à une résolution spatiale donnée nécessite que tous les SE étudiés soient quantifiés à la même résolution spatiale. Dans le cas contraire, une procédure de changement d'échelle (agrégation ou désagrégation) doit être appliquée

aux indicateurs afin d'estimer un niveau de fourniture « moyen » de chaque SE. Selon les méthodes employées, le changement d'échelle peut avoir un effet important sur l'estimation du niveau de fourniture des SE. Le niveau de fourniture moyen d'un SE à l'échelle de la PRA peut ainsi masquer des valeurs très contrastées à la résolution de l'ilot cultural. Les méthodes de détermination des procédures de changement d'échelle et de leurs effets sur les résultats de l'analyse des bouquets relèvent de questions de recherche. Une évaluation de l'effet des diverses méthodes de changement d'échelle sur le niveau de fourniture « moyen » des SE et sur l'identification des bouquets de SE pourrait être réalisée en guise d'analyse de sensibilité. Ce travail pourrait s'accompagner d'une réflexion plus globale autour de la comparaison des évaluations de biens et services à différentes échelles et sur l'identification des bouquets associés.

### Démonstration du potentiel de l'analyse des bouquets de SE

L'évaluation individuelle des SE doit être totalement stabilisée avant de réaliser une analyse des bouquets. Comme indiqué dans les chapitres 2, 3 et 4, certains indicateurs de SE présentent des limites méthodologiques et/ou représentent imparfaitement le niveau de fourniture des SE. De plus, l'assiette de l'évaluation (types d'écosystèmes agricoles concernés) est hétérogène entre SE.

Du fait de l'organisation de l'étude EFESE-EA, l'évaluation de certains SE n'était pas stabilisée au moment où l'analyse de bouquets de SE a été lancée. Cette analyse a été réalisée en guise d'illustration, et les résultats qu'elle livre ne doivent pas être utilisés pour eux-mêmes.

L'analyse de bouquets a été appliquée aux écosystèmes de grandes cultures, à l'échelle des PRA, sur la base de résultats intermédiaires de l'évaluation biophysique des SE. Seules les PRA présentant une part significative de surfaces agricoles en grandes cultures ont été retenues pour conduire l'analyse<sup>50</sup>. Deux analyses de bouquets de SE ont été conduites en parallèle, l'une relative aux SE rendus au gestionnaire de l'écosystème agricole, l'autre à ceux rendus à l'ensemble de la société. Chaque analyse porte donc sur sa propre liste de SE/biens, les deux listes n'étant pas exclusives l'une de l'autre (un même SE pouvant être rendu aux deux types de bénéficiaires). La valeur moyenne de chaque SE a été estimée, puis les valeurs moyennes de SE par PRA ont été standardisées. Dans un second temps, une analyse des corrélations entre les niveaux de SE et de production de biens végétaux a été réalisée. Dans un troisième temps, une typologie (classification) des formes des deux bouquets étudiés (« agriculteur » et « société ») à l'échelle des PRA a été déterminée selon la méthode des cartes auto-adaptatives. Cette dernière classe les PRA en sous-ensembles homogènes (ou *clusters*) partageant les mêmes caractéristiques en termes de cooccurrence de niveaux de fourniture de SE/biens en leur sein et dans leur voisinage.

50. Seuil arbitraire choisi à titre illustratif : PRA dans lesquelles la surface en grandes cultures représente plus de 33 % de la surface totale en grandes cultures et prairies.



- enfin, un complexe relatif au stock de carbone dans le sol et à la restitution de l'eau bleue, positivement liés entre eux, et au stockage annuel de carbone dans le sol de l'écosystème, négativement lié aux deux précédents.

Ce type d'analyse permet de noter l'isolement d'un indicateur de SE dans ce réseau de corrélations, ou le positionnement d'un indicateur à l'interface entre deux groupes de SE. Cette représentation permet aussi de visualiser des indicateurs corrélés négativement à un ensemble d'autres, corrélés positivement entre eux. Étant donné le caractère uniquement illustratif des résultats, l'analyse de la signification fonctionnelle de ces relations n'a pas été poussée plus avant.

### Analyse des bouquets de SE et biens agricoles

L'analyse des bouquets de SE a été réalisée en deux grandes étapes : (1) identification de groupes de PRA présentant un profil similaire en termes de fourniture de biens et services (c'est-à-dire la même forme de bouquets) par type de bénéficiaire, et (2) analyse de la congruence spatiale des différentes formes de bouquets associées aux deux types de bénéficiaires.

La figure 6-2 propose une illustration synthétique des principaux résultats de ces deux étapes. Les diagrammes radars permettent de visualiser les différentes formes de bouquets identifiées pour les deux types de bénéficiaires. L'analyse des bouquets « agriculteur » fait émerger trois groupes de PRA dont chacun est caractérisé par une forme distincte de bouquet. De même, quatre types de formes de bouquets « société » associés chacun à un groupe de PRA ont été déterminés. Dans ces diagrammes radars, le niveau de chacun des SE est standardisé et varie entre 0 et 1. La représentation de la distribution des formes de bouquets dans les PRA permet d'observer le type de cooccurrence spatiale des SE/biens pour chaque type de bénéficiaire<sup>51</sup>.

Par exemple, sur le jeu de données utilisé à titre illustratif, le bouquet « A » de SE rendus aux agriculteurs pourrait être caractérisé de la façon suivante :

- A1 : des niveaux élevés de SE à l'exception du SE de régulation des graines d'adventices par les carabes ;
- A2 : une fourniture globalement intermédiaire entre A1 et A3 en moyenne, le plus haut niveau de régulation des graines d'adventices par les carabes et les plus bas niveaux de régulation des insectes ravageurs, de stabilisation des sols et de pollinisation des espèces cultivées ;
- A3 : caractérisé par les plus bas niveaux de fourniture, en moyenne, pour les SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, de régulation des graines d'adventices et de production végétale totale, mais par les niveaux les plus élevés de stabilisation des sols et de régulation des insectes ravageurs.

51. Les différentes formes d'un même bouquet de SE (ici par bénéficiaire) peuvent être comparées entre elles, mais pas à celles d'un autre bouquet (autrement dit, une forme de bouquet « agriculteur » ne peut être comparée à une forme de bouquet « société »).

Dans la deuxième étape, l'analyse de la concomitance spatiale entre les quatre formes du bouquet « société » et les trois formes du bouquet « agriculteur » est représentée par un tableau de contingence des PRA (nombre de PRA à l'intersection de chaque couple possible de bouquets « agriculteur » et « société »). De la même manière que pour les bouquets eux-mêmes, cette analyse de la congruence des bouquets « agriculteur » et « société » a été spatialisée. Sur le jeu de données test employé ici, une forte congruence est observée entre les clusters A2 et S2, les clusters A3 et S1, et les clusters A3 et S4 (figure 6-2).

Ce type d'analyse de congruence de bouquets de SE rendus à différents types de bénéficiaires peut permettre de qualifier la capacité des unités spatiales d'analyse à fournir des SE à plusieurs types de bénéficiaires (multifonctionnalité) ou au contraire leur spécialisation.

### Limites de la méthodologie

Dans la méthode des cartes auto-adaptatives, l'affectation d'une forme de bouquet à une PRA est liée à la position spatiale des PRA. Une perspective d'analyse serait d'identifier les PRA attribuées alternativement à différentes formes de bouquets de SE au cours du processus itératif, de manière à estimer l'incertitude d'affectation d'une forme de bouquet à chacune des PRA. Il serait également intéressant d'explorer l'intérêt des méthodes de partitionnement flou (*fuzzy clustering*) pour réaliser ces affectations.

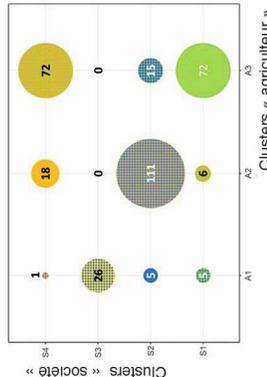
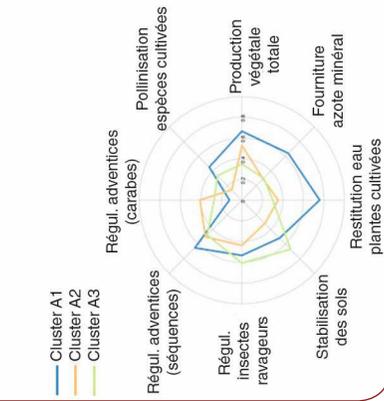
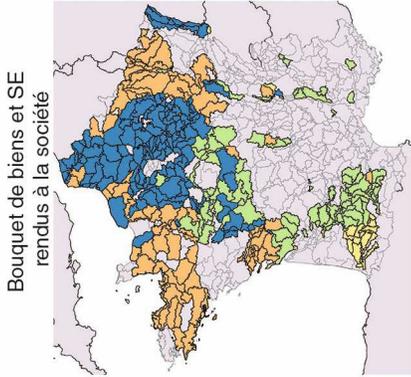
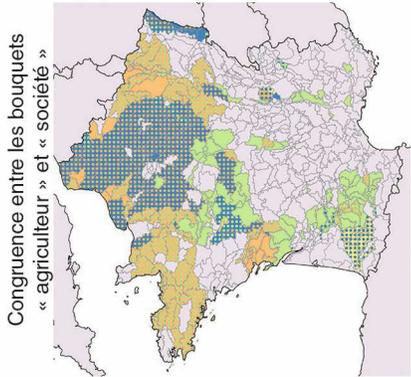
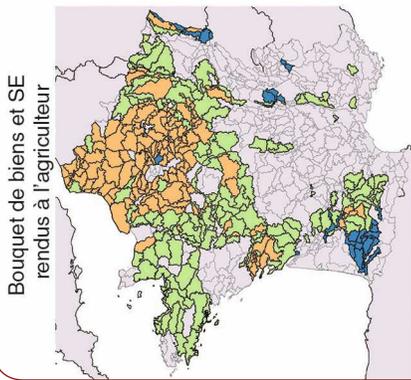
Plus généralement, de nombreuses méthodologies et méthodes associées sont mobilisables pour identifier les formes de bouquets de SE, avec chacune leurs qualités et leurs faiblesses. La résolution spatiale, le type d'écosystème, la liste des SE et des biens considérés et les méthodes d'analyse et de représentation des résultats, doivent être choisis au regard des objectifs de l'analyse. Par exemple, si l'on cherche à déterminer l'impact relatif de la gestion et de la composition du paysage sur la forme des bouquets de SE, des échelles du type bassin versant, entité de développement territorial ou PRA semblent pertinentes.

## I Des déterminants biophysiques aux interactions entre services écosystémiques

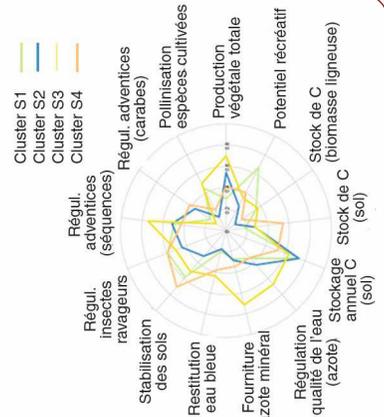
Les méthodologies d'analyse des bouquets de SE ne permettent pas d'inférer la covariation des SE dans le temps puisqu'elles ne fournissent pas d'information sur les mécanismes écologiques à l'origine des antagonismes et des synergies<sup>52</sup> entre eux. Pour réaliser une

52. Dans la littérature internationale, les termes *trade-off* ou *synergy* sont utilisés pour décrire : (1) des interactions écologiques (biophysiques) entre SE, (2) la variabilité temporelle dans la fourniture d'un SE, (3) la concomitance spatiale des SE, (4) les interactions biophysiques issues de la gestion des SE, (5) le décalage (pour *trade-off*) entre la fourniture et la demande, (6) le compromis (pour *trade-off*) entre coût et bénéfice, ou encore (7) les compromis entre les différents bénéficiaires. Dans la présente étude, le terme « antagonisme » est employé pour désigner une relation biophysique antagoniste entre des SE, et le terme « compromis » lorsque qu'il est question des négociations sociales relatives à la demande de SE ou à leurs modes de gestion.

Figure 6-2. Nature des résultats pouvant être obtenus grâce à la mise en œuvre de l'analyse des bouquets de SE/biens.



La taille des bulles est proportionnelle au nombre de PFA communes à chaque paire de clusters. La couleur des bulles correspond à la combinaison des deux codes couleur utilisés pour représenter les deux clusters « agriculteur » et « société ».



analyse solide des interactions, une connaissance approfondie des relations biophysiques entre les SE est nécessaire.

Étant donné la diversité des processus biophysiques impliqués dans la fourniture des différents SE examinés dans EFESE-EA, chaque SE a été spécifié par le (ou les) expert(s) du collectif dont les compétences disciplinaires étaient les plus adaptées à l'objet examiné (écologues, agronomes, hydrologues, zootechniciens, etc.). En conséquence, la liste transversale des déterminants biophysiques des différents SE n'a pu être établie qu'après avoir spécifié l'ensemble des SE, et unifié les concepts et vocabulaires propres à chaque discipline. Il a ensuite été possible d'identifier les déterminants « clefs » qui modulent la fourniture de plusieurs des SE de régulation analysés.

La biodiversité constituant un enjeu central des politiques et des stratégies de gestion des SE, l'analyse porte avant tout sur les composantes de la biodiversité qui déterminent plusieurs SE. Il est important de rappeler que la liste de déterminants identifiée est relative à la liste, non exhaustive, de SE examinée dans EFESE-EA.

La figure 6-3 qui résulte de cette analyse transversale illustre le fait que l'écosystème agricole est un système complexe dans lequel de nombreuses interactions entre entités existent. Par souci de simplification, cette figure ne représente pas les boucles de rétroaction (*feedbacks*) des SE vers les composantes de la biodiversité représentées ni vers les autres composantes de la biodiversité (ex. flore ou faune sauvages du paysage, qui n'apparaissent pas non plus dans la figure). Cette représentation, simplifiée au regard des nombreuses interactions existantes, a été conçue dans une logique d'identification des principales « cibles » d'une stratégie de gestion des écosystèmes agricoles qui vise-rait à développer les SE rendus au gestionnaire de cet écosystème et à la société.

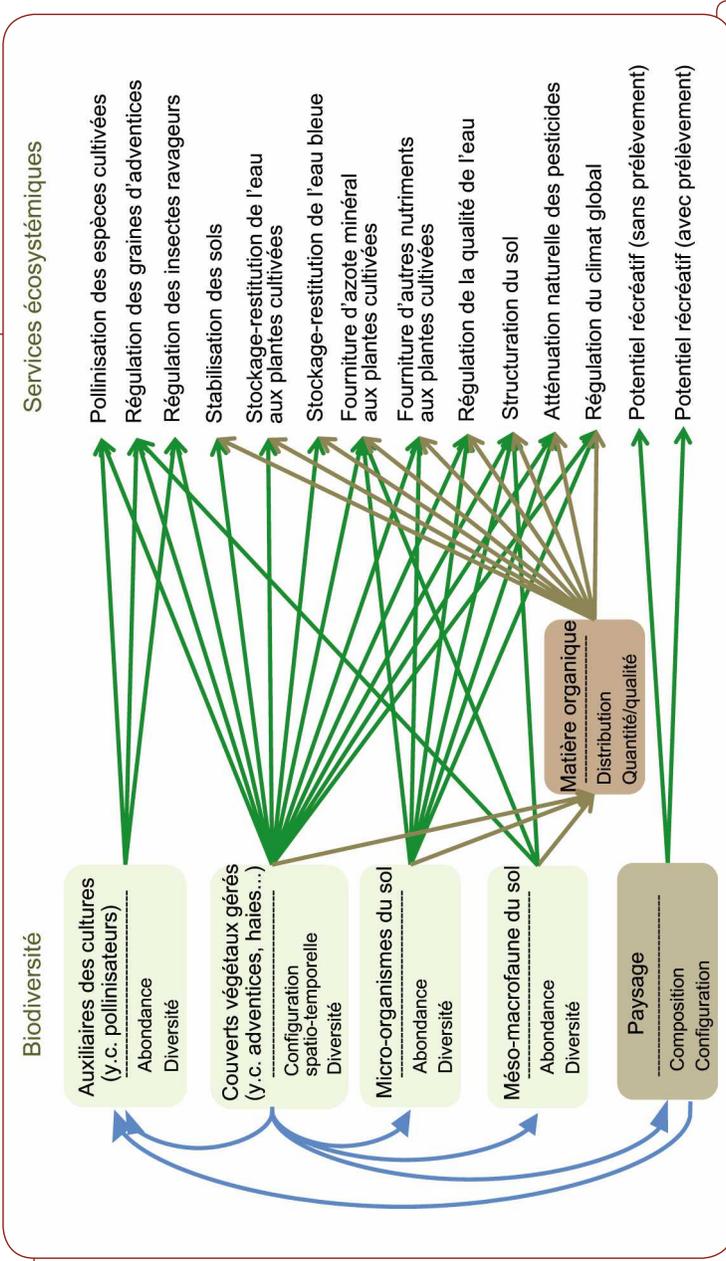
Il est difficile de décrire l'ensemble des relations présentées dans cette figure du fait de leur nombre et de la complexité à laquelle chacune renvoie, mais cette figure souligne l'importance de :

- la distribution spatio-temporelle et la diversité des couverts végétaux gérés (couvert cultivé, flore adventice de la parcelle et éléments semi-naturels dans son emprise tels que les haies et les arbres isolés) ;
- l'abondance et la diversité de trois composantes de la biodiversité associée : auxiliaires des cultures (pollinisateurs, prédateurs des bioagresseurs), méso et macrofaune endogée, micro-organismes du sol ;
- la quantité, la qualité et la distribution dans le sol de la MO ;
- la composition et la configuration du paysage.

Les six grands types de déterminants biophysiques ont été établis pour les 14 SE retenus dans le cadre de l'étude (12 SE de régulation et deux SE culturels).

Il est tout d'abord important de noter le rôle central que joue, au sein de la parcelle, la configuration spatio-temporelle des couverts végétaux gérés. Ces derniers incluent les couverts semés ou plantés à d'autres fins que la production agricole (ex. les bandes enherbées et fleuries), ainsi que la biodiversité végétale associée gérée comme les adventices

Figure 6-3. Principales relations entre les SE via les composantes de la biodiversité.



Les boucles de rétroaction entre SE et biodiversité et SE et matière organique ne sont pas représentées.

et les habitats semi-naturels présents dans la parcelle. Les couverts végétaux gérés déterminent directement le niveau de fourniture de 11 des 12 SE de régulation étudiés et, indirectement, le douzième (atténuation naturelle des pesticides) en agissant sur l'abondance et la structure des communautés microbiennes. Cet effet indirect impliquant les communautés microbiennes du sol détermine également le niveau de fourniture de cinq autres SE de régulation, comme les SE de fourniture de nutriments (N, P, etc.) aux plantes cultivées, de structuration du sol et de régulation du climat global. Les couverts végétaux gérés déterminent également fortement la composition et la configuration des paysages agricoles et donc les SE qui en dépendent directement (potentiel récréatif du paysage). Bien sûr, au-delà de leur effet direct (régulation dite *bottom-up*), ils déterminent également indirectement les trois SE de régulations biologiques par leurs effets sur l'abondance des communautés d'auxiliaires des cultures (régulation *top-down*). Ils déterminent aussi la structure et l'abondance de la méso et macrofaune du sol et donc les SE qui en dépendent, directement (structuration du sol) et indirectement par l'intermédiaire de la MO (huit SE de régulation).

Si les couverts végétaux gérés participent grandement à la constitution de l'état organique des sols, les communautés microbiennes tout comme la méso et la macrofaune du sol ne sont pas en reste. Là encore, des avancées méthodologiques ont été proposées grâce à la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes(-animaux). Cette dernière permet de prendre en compte la dynamique des interactions entre les couverts végétaux (séquences de culture), l'état organique des sols et les SE relatifs aux cycles de l'eau, de l'azote et du carbone. Peu d'évaluations de SE conduites à large échelle sont basées sur ce type de simulations dynamiques.

Cette représentation permet aussi de mettre en lumière les différents niveaux d'organisation en jeu dans la fourniture des SE étudiés, principalement ceux de la parcelle et du paysage. Les SE reposant sur la biodiversité du sol sont rendus par le système sol-plante de la parcelle. Certains processus liés aux flux d'eau latéraux dépendent du fonctionnement du bassin versant (flux d'eaux hypodermiques, ruissellement), mais c'est bien la résultante de ces processus au niveau de la parcelle (quantité d'eau concernée) qui contribue à la fourniture des SE « intrants ».

Les SE rendus par la faune épigée et aérienne dépendent à la fois de la configuration de la parcelle et de celle de la matrice paysagère qui l'environne (notamment les éléments semi-naturels), qui fournissent un habitat et des ressources alimentaires à ces taxons : bien que ces SE s'expriment à l'échelle de la parcelle agricole (ou d'un ensemble de parcelles), ils sont liés aux caractéristiques du paysage agricole (jusqu'à des distances de un à plusieurs kilomètres au-delà des limites de la parcelle).

Remarquons que le SE « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion », en contribuant au maintien des sols, est fortement lié à la fourniture des SE « fourniture de nutriments aux plantes cultivées », « stockage et restitution de l'eau » et « régulation de la qualité de l'eau ». Le SE « structuration des sols », par son effet sur la structure des sols, possède aussi un rôle clef. Les SE « fourniture de nutriments aux plantes cultivées » interagissent plus particulièrement avec le SE « régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD ».

Cette schématisation du fonctionnement de l'écosystème et de ses interactions avec le paysage donne des informations sur les composantes clefs sur lesquelles les agriculteurs et les autres gestionnaires du paysage peuvent intervenir pour modifier ou conserver le niveau des SE. Elle pointe le rôle très important de la configuration spatio-temporelle de l'écosystème agricole (et du paysage) et donc des pratiques à l'origine de celle-ci. Elle permet d'appréhender les possibles effets des modifications intentionnelles ou non de l'état des composantes de l'écosystème sur différents SE. De façon intégrative, cette représentation met clairement en lumière les très nombreuses interactions indirectes entre SE et, donc, le besoin de développement d'outils d'aide à la décision pour mettre en place une gestion durable de l'état des écosystèmes et des SE associés. Ces outils rendraient possible une connaissance plus précise des relations entre SE suivant les conditions pédoclimatiques locales, et permettraient peut-être d'anticiper les possibles effets de changements climatiques.

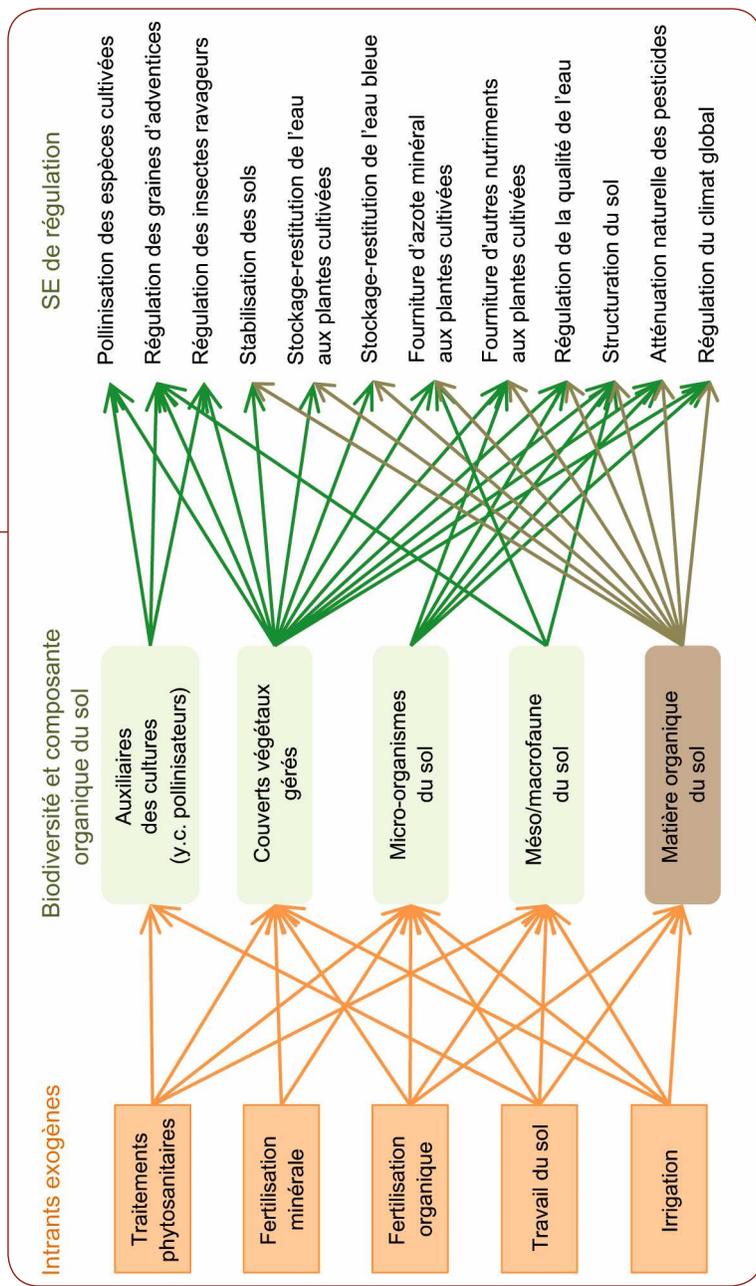
Cette analyse permet ainsi de « dépasser » les approches générales, peu ciblées, reposant sur des indicateurs « génériques » de maintien du bon état écologique des écosystèmes. Elle peut fournir un cadre pour la conception des dispositifs d'observation de l'état de l'environnement et de la biodiversité, fondés sur des mesures de terrain (ex. Observatoire national pour la biodiversité ou ONB) en cours de développement.

## **■ Identifier les leviers potentiels de gestion des services écosystémiques**

Il est aussi important d'identifier les leviers opérationnels permettant d'agir sur ces variables compte tenu de la configuration de l'écosystème et du paysage. Ces leviers correspondent aux facteurs anthropiques exogènes à l'écosystème, qui, par leur action sur les déterminants biophysiques, viennent moduler le niveau de fourniture de SE. Dans le cas des écosystèmes agricoles, ces facteurs exogènes anthropiques sont les pratiques agricoles de gestion de la biomasse et des sols (quatre principaux types de pratiques). Ces pratiques n'ont pas été hiérarchisées selon le poids de leurs effets sur les déterminants biophysiques clefs. Déterminer précisément le sens dans lequel chacune de ces pratiques module les caractéristiques de l'écosystème nécessiterait de catégoriser la nature et l'intensité de ces pratiques et d'analyser les relations entre ces catégories et le niveau de fourniture des SE. Cependant, suivant la même démarche que pour l'identification des composantes clefs de l'écosystème et du paysage, l'analyse transversale des facteurs exogènes de chaque SE a permis d'identifier les grands types de pratiques pouvant constituer des leviers de gestion et leurs relations avec les différents SE analysés.

La figure 6-4 propose une représentation des relations indirectes entre les pratiques agricoles exogènes et les SE par le biais des déterminants biophysiques de ces derniers. Les boucles de rétroaction entre niveau de SE et facteurs exogènes anthropiques ne sont pas matérialisées par souci de simplification. Notons enfin que si le climat peut être considéré comme un facteur exogène agissant sur l'ensemble des composantes de l'écosystème agricole (voir chapitre 1), il n'est pas représenté dans cette figure focalisée sur les facteurs exogènes anthropiques.

Figure 6-4. Principales relations indirectes, à l'échelle de la parcelle, entre les facteurs exogènes anthropiques et les SE de régulation.



Les traitements phytosanitaires modulent le niveau des SE de régulations biologiques car ils ont des effets, le plus souvent négatifs, sur la structure et l'abondance des communautés d'auxiliaires des cultures, sur les espèces végétales hôtes de ceux-ci (comme certaines adventices) et sur les communautés microbiennes des sols ainsi que la méso et la macrofaune. Nonobstant, les pesticides peuvent avoir des effets positifs sur le niveau de fourniture de certains SE dans certaines situations. Par exemple, un usage régulier d'un même produit phytosanitaire peut favoriser le SE d'atténuation naturelle des pesticides en contribuant à la sélection de communautés capables de biodégrader ce produit. Notons que ce type de pratiques phytosanitaires peut conduire au développement de résistances aux molécules utilisées.

Le travail du sol a des effets du même type que les traitements phytosanitaires. Il représente une perturbation du fonctionnement biologique des communautés microbiennes et de la méso et macrofaune des sols, et peut donc influencer sur le niveau des SE qui en dépendent. Il peut aussi représenter une perturbation des auxiliaires de culture circulant sur le sol, ou utilisant celui-ci comme site de nidification. Enfin, il a un rôle clef sur la distribution de la matière organique dans le sol et sur sa dynamique.

Les fertilisations minérale et organique ont un effet sur la croissance des couverts végétaux. La fertilisation organique, plus particulièrement, influence la dynamique des communautés microbiennes, de la méso et macrofaune et les caractéristiques de la matière organique des sols.

L'irrigation, en modifiant la teneur en eau du sol, influe sur la croissance des couverts végétaux, le fonctionnement de la vie du sol et la dynamique de la matière organique.

Plus généralement, à l'échelle de la parcelle, l'enjeu réside dans la conception et la mise en œuvre de combinaisons de pratiques de configuration de l'écosystème et de gestion de la biomasse et des sols, autrement dit de systèmes de culture et de prairies, qui favorisent la fourniture des SE attendus par les différents bénéficiaires.

## **Services écosystémiques, conservation de la biodiversité et impacts environnementaux**

**LES LEVIERS DE GESTION IDENTIFIÉS DANS LES PARAGRAPHES** précédents ne sont *a priori* pas obligatoirement les mêmes si d'autres types de SE et/ou d'écosystèmes sont considérés, ou si l'objectif du décideur est différent. L'analyse qui suit présente les relations entre les stratégies et les politiques de gestion des SE et celles relevant de la conservation de la biodiversité pour elle-même, ou de la minimisation des impacts environnementaux des pratiques agricoles.

### **■ Niveau de fourniture de services écosystémiques et conservation de la biodiversité**

Depuis la fin des années 1990 et surtout le début des années 2000, le concept de biodiversité, au cœur de nombreuses études scientifiques en écologie, est de plus en plus

associé à celui de SE. Les deux termes sont très liés, mais l'étude de la « variabilité du vivant » et celle des SE ne recouvrent pas exactement les mêmes objectifs. En particulier, il existe une dichotomie de valeurs : la biodiversité est souvent associée à une valeur intrinsèque tandis que les SE matérialisent des valeurs utilitaires. Par ailleurs, il existe un débat sur le statut de la biodiversité dans le cadre conceptuel des SE : le maintien de la biodiversité par le fonctionnement de l'écosystème est-il ou n'est-il pas un SE ?

### **Mécanismes expliquant la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes : implications pour la gestion des SE**

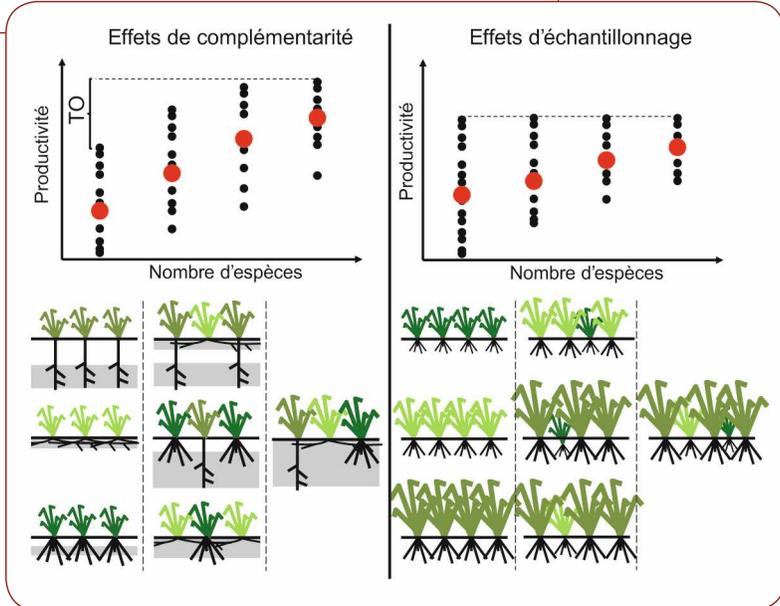
Les premiers travaux sur la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes datent des années 1990. Ils portent sur les effets de la diversité en espèces présentes dans les prairies, et montrent une relation positive entre la productivité des prairies et le nombre d'espèces de plantes dans ces écosystèmes. Ces premiers résultats expérimentaux ont depuis été confortés et généralisés à d'autres processus écologiques, à d'autres niveaux de diversité et à d'autres écosystèmes. Les synthèses montrent que la diversité, quel que soit son niveau d'organisation, est souvent associée à un fonctionnement plus efficace de l'écosystème. Ces synthèses soulignent aussi des exceptions à cette tendance, et la nécessité d'approfondir les connaissances sur les relations entre biodiversité, processus écologiques et SE.

Deux grands types de mécanismes ont été identifiés pour expliquer ces relations entre diversité et fonctionnement des écosystèmes (figure 6-5), avec des conséquences directes pour la gestion de la biodiversité dans une optique de conservation des SE :

- la complémentarité de niche, spatiale ou temporelle, entre espèces : des espèces ou des génotypes différents sont susceptibles d'utiliser des ressources ou des habitats différents, ce qui permet une meilleure exploitation de l'ensemble des ressources disponibles. Cet effet est d'autant plus fort que la diversité des niches écologiques en présence est élevée, que ces niches soient occupées par des espèces ou des génotypes différents ;
- l'effet d'échantillonnage ou effet de sélection : une plus grande diversité augmente la probabilité d'échantillonner les espèces ou les individus les plus productifs. Si, de plus, ces espèces ou ces individus très productifs déterminent la productivité de l'ensemble de l'écosystème (ils sont compétitifs et ne sont pas exclus par des individus ou espèces moins productifs), alors on attend mécaniquement une relation positive entre diversité et productivité.

Dans une optique de gestion des SE, il est important de pouvoir distinguer les mécanismes de complémentarité de niche des effets d'échantillonnage. Les premiers impliquent que toute la biodiversité ou presque est importante pour assurer un bon fonctionnement de l'écosystème. Les seconds impliquent que, dans certaines conditions, on peut se reposer sur la ou les quelques espèces (ou génotypes) les plus efficaces pour assurer ce bon fonctionnement. Il résulte de la complémentarité de niche une plus grande productivité de certains mélanges d'espèces que de la meilleure des espèces (effet dénommé *transgressive overyielding*). Ce phénomène n'est pas possible avec le seul effet d'échantillonnage,

**Figure 6-5. Représentation schématique des effets de complémentarité et d'échantillonnage.**



Les points rouges représentent les valeurs moyennes de productivité en fonction du nombre d'espèces.

où la productivité moyenne du mélange est strictement comprise entre la productivité moyenne et la productivité maximale de ses éléments constitutifs. Des méthodes statistiques permettent de séparer les effets de complémentarité des effets d'échantillonnage à partir de données sur les productivités individuelles des espèces/génotypes en mélange vs en cultures pures ; une récente méta-analyse montre que les deux effets sont en général présents, avec une prédominance des effets de complémentarité dans les écosystèmes terrestres.

### La conservation des SE implique-t-elle une conservation de (toute) la biodiversité ?

Le concept de SE est présenté dans certains travaux comme le seul outil efficace pour assurer la conservation de la biodiversité. La place de plus en plus importante accordée aux SE dans les questions de conservation engendre des débats nourris. Les controverses portent en particulier sur les risques d'une focalisation unique sur les SE, qui pourrait occulter la complexité réelle des défis écologiques, sociaux et politiques. Les

conséquences de la mise en avant de valeurs essentiellement utilitaristes sont également très discutées. Enfin, certains auteurs questionnent la pertinence de choix stratégiques pour la conservation : qui, de la conservation de la biodiversité ou des SE, est la fin ou le moyen ? Sur le plan biophysique, partant du postulat selon lequel il est important de conserver toute la biodiversité, la problématique peut être reformulée de la façon suivante : quelle biodiversité est conservée en optimisant les SE ? Cette question peut être traitée en considérant deux aspects : (1) quelle part de la biodiversité est indispensable pour assurer la fourniture de l'ensemble des SE ou, en d'autres termes, les espèces sont-elles redondantes ? et (2) existe-t-il des compromis entre conservation de la biodiversité et des SE ?

La part de biodiversité conservée du fait de la conservation des SE dépend tout d'abord du nombre d'espèces nécessaires pour assurer un SE donné, et notamment de la part relative des effets d'échantillonnage par rapport aux effets de complémentarité. Si les effets d'échantillonnage sont prédominants, alors le fonctionnement de l'écosystème et la fourniture du SE peuvent être assurés par un très petit nombre d'espèces efficaces, et la conservation de la biodiversité dans son ensemble requiert d'autres arguments que ceux liés à la préservation ou au développement des SE. Le rôle prédominant des effets de complémentarité fait actuellement consensus. Malgré cela, il peut exister une certaine redondance fonctionnelle entre espèces/génotypes, qui peut être évaluée à partir de la forme de la relation observée entre un indicateur de biodiversité (nombre d'espèces par exemple) et un indicateur de fonctionnement de l'écosystème (productivité, niveau de fourniture de SE) : la pente de cette relation est en général assez forte lorsque la diversité est faible, puis tend à saturer, suggérant une redondance de certaines espèces. Cependant des travaux complémentaires sur les prairies montrent que les espèces importantes pour le fonctionnement d'un écosystème ne sont pas les mêmes selon le lieu, la date, le processus ou les pressions considérés. Ainsi, bien que certaines espèces puissent apparaître redondantes à un moment ou à un endroit donné, la quasi-totalité des espèces de prairies sont impliquées dans le maintien des SE dans des environnements soumis à des perturbations régulières ou à des variations aléatoires. Ces résultats sont corroborés par de récents travaux sur une diversité d'écosystèmes et de groupes taxonomiques, qui montrent que la diversité biologique est nécessaire pour supporter différents processus de l'écosystème. Ces travaux suggèrent qu'une grande partie de la biodiversité est indispensable au maintien des SE à un moment donné et dans le temps, mais plus encore quand on considère plusieurs SE et plusieurs environnements soumis à des perturbations régulières ou à des variations aléatoires, la biodiversité favorisant la résilience des écosystèmes.

Des études isolées commencent à suggérer que, pour certains SE considérés individuellement, un nombre réduit d'espèces suffit à assurer le SE. Par ailleurs, le SE peut parfois être assuré de façon très efficace par des espèces non indigènes, ou domestiquées. C'est le cas par exemple des agents de contrôle biologique qui se sont installés dans les écosystèmes agricoles de leur région d'introduction et qui peuvent assurer un contrôle

de certaines espèces non ciblées initialement. Le maintien du SE n'est alors pas dépendant de la biodiversité sauvage indigène, celle-ci risquant donc d'être négligée dans un programme de conservation ciblant uniquement les SE.

La conservation conjointe de la biodiversité, des SE et de la production de biens agricoles se heurte à l'existence d'antagonismes biophysiques entre ceux-ci. Quelques études montrent une relation positive entre fourniture de SE et niveau de biodiversité, aussi bien à une échelle mondiale que locale. En revanche, de nombreuses études montrent un antagonisme fort entre production agricole et conservation de la biodiversité. Le constat de cet antagonisme a conduit au développement d'un débat sur l'utilisation des terres : faut-il concentrer l'agriculture intensive sur un territoire donné pour conserver ailleurs plus d'espaces uniquement dédiés à la conservation de la biodiversité (*land sparing*) ou au contraire favoriser sur l'ensemble du territoire une agriculture moins intensive et compatible avec certaines composantes de la biodiversité (*land sharing*) ? Ces deux stratégies présentent des avantages distincts (meilleure optimisation versus meilleure résilience). Le choix de chaque stratégie dépend de la forme de la relation entre rendement et variable de biodiversité (abondance d'une espèce par exemple). La forme de cette relation peut fortement changer en fonction de la nature des formes d'agriculture mises en œuvre, basées sur les intrants exogènes ou sur les SE. Les solutions pour analyser ces antagonismes et dépasser le débat *land sharing/land sparing* passent par une réflexion sur le poids relatif des effets des formes d'agriculture sur ceux-ci et sur les effets multi-échelle (de la parcelle au paysage) de la répartition spatiale des activités de production et de conservation de la biodiversité.

## **I Niveau de fourniture de services écosystémiques et gestion des impacts environnementaux des agroécosystèmes**

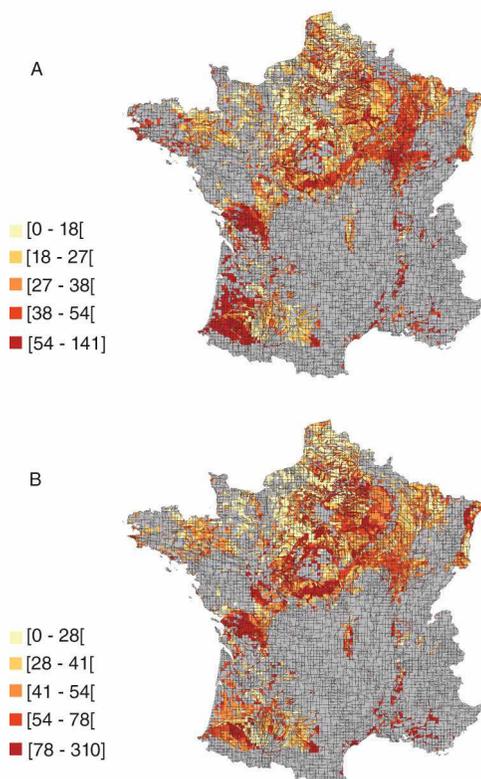
Comme indiqué dans le chapitre 1, l'étude des SE rendus par l'écosystème et celle des impacts environnementaux de l'agroécosystème fournissent des informations complémentaires sur le fonctionnement du système sol-plante : la connaissance du niveau de l'un ne permet pas d'inférer directement le niveau de l'autre. Les travaux engagés dans EFESE-EA permettent d'illustrer cette complémentarité. En effet, en complément de l'évaluation du niveau de fourniture des SE de régulation de la qualité de l'eau et du climat global, le niveau des impacts environnementaux liés à ces SE a été estimé : la quantité d'azote perdue par lixiviation au-delà de l'écosystème d'une part, et le bilan net de gaz à effet de serre (GES) entre l'écosystème agricole et l'atmosphère d'autre part.

### **Lien entre l'impact des systèmes de culture sur la qualité de l'eau drainée et sa régulation par l'écosystème**

L'impact des systèmes de culture « actuels » sur la qualité de l'eau de drainage a été estimé à l'aide de deux indicateurs calculés à l'aide du modèle STICS : la quantité de N effectivement lixivié et la concentration en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) des eaux de drainage. En moyenne, pour l'ensemble des simulations, la quantité de N lixivié est de 36 kg N/ha/an,

et la concentration nitrique de  $54 \text{ mg NO}_3^-/\text{l/an}$ . Les valeurs annuelles moyennes prises par ces deux indicateurs suivent globalement le même patron de distribution spatiale, à l'exception notable de deux zones géographiques. La zone formée par les Landes et le piémont pyrénéen et celle du nord du bassin de la Saône présentent des quantités de N lixivié relativement élevées, qui ne sont pas associées à une concentration nitrique supérieure aux autres zones géographiques. Un effet dilution de la quantité annuelle d'eau drainée au-delà du système racinaire pourrait expliquer ces comportements particuliers (figure 6-6).

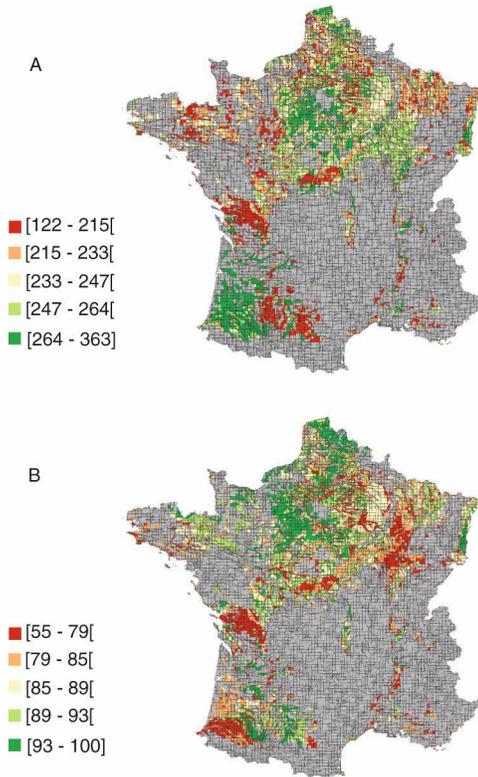
**Figure 6-6. Indicateurs d'impact des systèmes de grandes cultures, estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées.**



A : quantité annuelle moyenne de N lixivié (kg N/ha/an) ; B : concentration annuelle moyenne en  $\text{NO}_3^-$  dans les eaux drainées ( $\text{mg NO}_3^-/\text{l/an}$ ) ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

Ces deux indicateurs d'impact sont faiblement corrélés avec l'indicateur du niveau absolu de fourniture du SE (la quantité de N non lixivié), et plus fortement avec celui du niveau relatif (la proportion de N non lixivié, figure 6-7). Dans tous les cas, cette corrélation est négative, signifiant que l'impact du système de culture sur la qualité de l'eau drainée tend à être d'autant plus faible que le niveau de SE est fort. Cette relation assez lâche montre qu'une même capacité de « rétention » de N par le système sol-plante peut être associée à des niveaux d'impacts très différents. Par exemple, les situations dans lesquelles 80 % de N entrant dans le système n'est pas lixivié sont asso-

**Figure 6-7. Indicateurs du niveau de fourniture du SE « régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N », estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques observées.**



A : quantité annuelle moyenne de N non lixivié (en kg N/ha/an) ; b : proportion annuelle moyenne de N non lixivié (en %) ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures » ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles.

ciées à des quantités de N lixivié variant de 20 à 100 kg N/ha/an, et à des concentrations nitriques variant de moins de 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l à plus de 150 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l. Ce résultat illustre donc bien la complémentarité des informations apportées par les deux types de variables : SE et impacts.

### Impact des systèmes de culture sur le climat : émission de GES

L'impact des systèmes de culture sur le climat a été évalué à l'aide du bilan net annuel des flux de GES entre l'écosystème agricole et l'atmosphère. Les flux annuels de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O, pondérés par leurs PRG<sup>53</sup> respectifs, ont été estimés à l'aide du modèle STICS (les flux de CH<sub>4</sub> sont considérés comme négligeables en grandes cultures). Les flux bruts de CO<sub>2</sub> associés au cycle court du carbone (photosynthèse, respiration autotrophe) n'ont pas été considérés car ils se compensent en grande partie. Le bilan net moyen annuel des GES tient donc compte des émissions de N<sub>2</sub>O et du stockage/déstockage de C du sol<sup>54</sup>. La figure 6-8 présente la distribution spatiale des valeurs de ce bilan simulé pour les systèmes de grandes cultures conduits avec les pratiques actuelles.

Les ordres de grandeur du bilan GES obtenus par les simulations sont cohérents avec des résultats publiés par ailleurs pour des systèmes de culture tempérés. Les agro-écosystèmes cultivés sont des sources de GES dans leur très grande majorité (valeurs positives). En moyenne, pour l'ensemble des simulations, les émissions nettes de GES atteignent environ 1 029 kg CO<sub>2</sub>e/ha/an. Ce résultat s'explique majoritairement par les émissions de N<sub>2</sub>O, également présentées en figure 6-8, de l'ordre de 1,9 kg N-N<sub>2</sub>O/ha/an en moyenne. Les zones les plus émettrices se situent dans le Sud-Ouest, en Poitou-Charentes, en Bretagne, en Limagne et en Alsace. Seuls quelques pourcents des cas simulés, situés en Beauce et au nord de la Camargue, sont des puits de GES en raison des faibles émissions de N<sub>2</sub>O qui les caractérisent.

Les émissions de N<sub>2</sub>O tendent à être d'autant plus élevées que les apports exogènes de N le sont, confirmant le rôle de la fertilisation azotée dans ces émissions. La relation est néanmoins lâche et traduit la multiplicité des facteurs impliqués dans la production de N<sub>2</sub>O (température, teneur en eau, pH, etc.). On observe enfin un effet favorable de la présence de cultures intermédiaires sur le bilan GES (-130 kg CO<sub>2</sub>e/ha/an en moyenne) qui, en plus d'augmenter légèrement le stockage de C dans le sol (voir chapitre 4), réduisent légèrement les émissions de N<sub>2</sub>O.

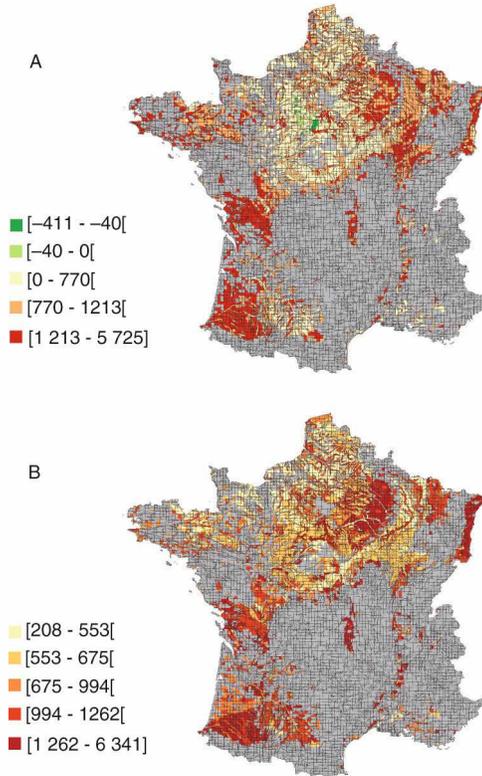
Bien que l'analyse détaillée des relations entre le niveau de SE de régulation du climat global (figure 6-9) et le bilan net de GES reste à réaliser, la comparaison qualitative de la distribution spatiale des résultats montre que, même si les deux indicateurs semblent globalement être corrélés négativement, le même niveau de bilan net de GES est associé à différents niveaux de SE et inversement. Ainsi, par exemple, dans les Landes, le piémont pyrénéen, voire la Champagne, des hauts niveaux de bilan net de GES semblent aussi

53. Pouvoir de réchauffement global, 298 fois plus élevé pour le N<sub>2</sub>O que pour le CO<sub>2</sub>.

54. Sans prendre en compte le stockage/déstockage de C dans les formations ligneuses associées à l'écosystème agricole.

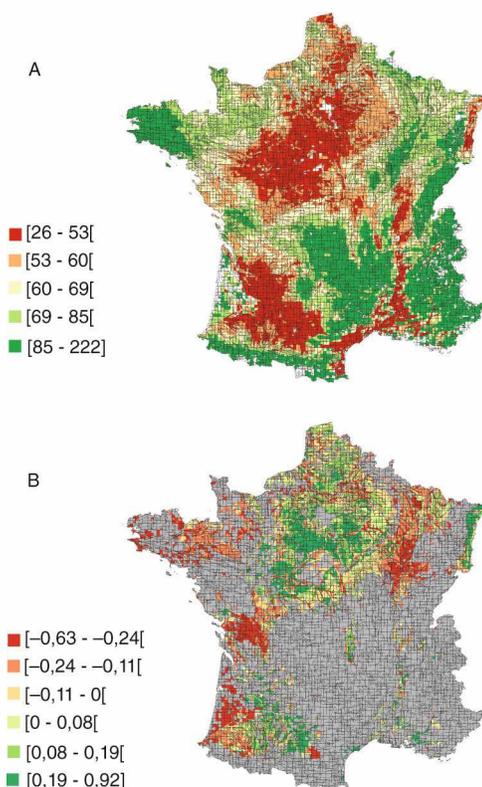
bien être associés à des hauts que des bas niveaux de SE. Autre exemple, en Limagne et en Basse-Alsace, les deux indicateurs semblent corrélés positivement : un haut niveau de SE est associé à des hauts niveaux de bilan net de GES.

**Figure 6-8. Bilan net moyen annuel des GES (A) et des émissions de N<sub>2</sub>O (B), estimés pour des systèmes de culture conduits avec les pratiques agricoles observées.**



A : bilan net moyen annuel de GES (kg CO<sub>2</sub>e/ha/an), les deux classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale ; B : émissions de N<sub>2</sub>O (kg CO<sub>2</sub>e/ha/an), les classes de valeurs correspondent à des quintiles ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : pas de simulations « grandes cultures ».

**Figure 6-9. Indicateurs du niveau de fourniture du SE « régulation du climat global ».**



A : stock total de C des écosystèmes agricoles (sol 0-30 cm et formations ligneuses) en t C/ha ; les classes de valeurs correspondent à des quintiles ; B : stockage moyen annuel de C dans l'horizon 0-30 cm du sol estimé pour des systèmes de culture « actuels » ; les trois classes négatives et les trois classes positives sont respectivement de taille égale ; résolution spatiale : UPC ; UPC grisées (Corse comprise) : non estimées.

## 7 – Conclusions et perspectives

### Un cadre d'analyse des services écosystémiques adapté aux écosystèmes anthropisés

L'ÉCOSYSTÈME AGRICOLE EST FORTEMENT MODIFIÉ par son gestionnaire (l'agriculteur) au moyen de pratiques pour produire des biens agricoles. L'un des enjeux forts associés à la compréhension des SE rendus par ces écosystèmes est la conception de systèmes de production reposant sur les SE, peu consommateurs en intrants exogènes et répondant aux enjeux de société. Le cadre d'analyse des SE rendus par les écosystèmes agricoles et de la production de biens agricoles doit donc permettre de clarifier le statut et de spécifier les rôles respectifs des SE, liés au fonctionnement du système sol-plantes-animaux et du paysage, et des pratiques dans la production agricole. Pour ce faire, en cohérence avec la CICES, les SE sont définis ici comme les processus écologiques ou les éléments de la structure de l'écosystème dont l'homme retire des avantages, parfois en mobilisant du travail, du capital matériel ou cognitif, dans le but d'améliorer son bien-être.

Ainsi, le cadre d'analyse proposé dans EFES-EA distingue, d'une part, les déterminants biophysiques des SE, endogènes à l'écosystème, et, d'autre part, les facteurs exogènes à l'écosystème qui viennent moduler l'expression du niveau des SE et de la production agricole. Cette conceptualisation offre la possibilité d'analyser le potentiel de SE délivré par une configuration spatio-temporelle d'écosystème donnée et la façon dont les pratiques agricoles d'apport d'intrants exogènes amplifient ou réduisent le potentiel de SE. Pour autant, elle ne conduit pas l'agronome à changer de posture d'analyse : c'est bien une combinaison cohérente entre une configuration spatiale et temporelle de couverts végétaux et les pratiques agricoles de gestion de ceux-ci qui peut permettre d'atteindre des objectifs en termes de production agricole, de développement des SE rendus à l'agriculteur pour réduire les intrants exogènes, et de fourniture de SE à la société.

### Les services écosystémiques « intrants » rendus à l'agriculteur

AU COURS DU CYCLE DE PRODUCTION (CYCLE CULTURAL), un certain nombre de SE interviennent dans l'élaboration du rendement en agissant sur le niveau d'expression des facteurs qui le pénalisent (manque d'eau, carences en nutriments, déficit de pollinisation, dommages causés par les bioagresseurs). Ces SE de régulation peuvent être considérés comme des facteurs de production tout comme les intrants exogènes (eau d'irrigation,

engrais de synthèse, produits phytosanitaires, etc.). En tant que gestionnaire de l'écosystème agricole, l'agriculteur est le bénéficiaire direct de ces SE dits « intrants ».

Les SE « intrants » se répartissent en deux grands types selon leur rôle dans l'élaboration du rendement végétal :

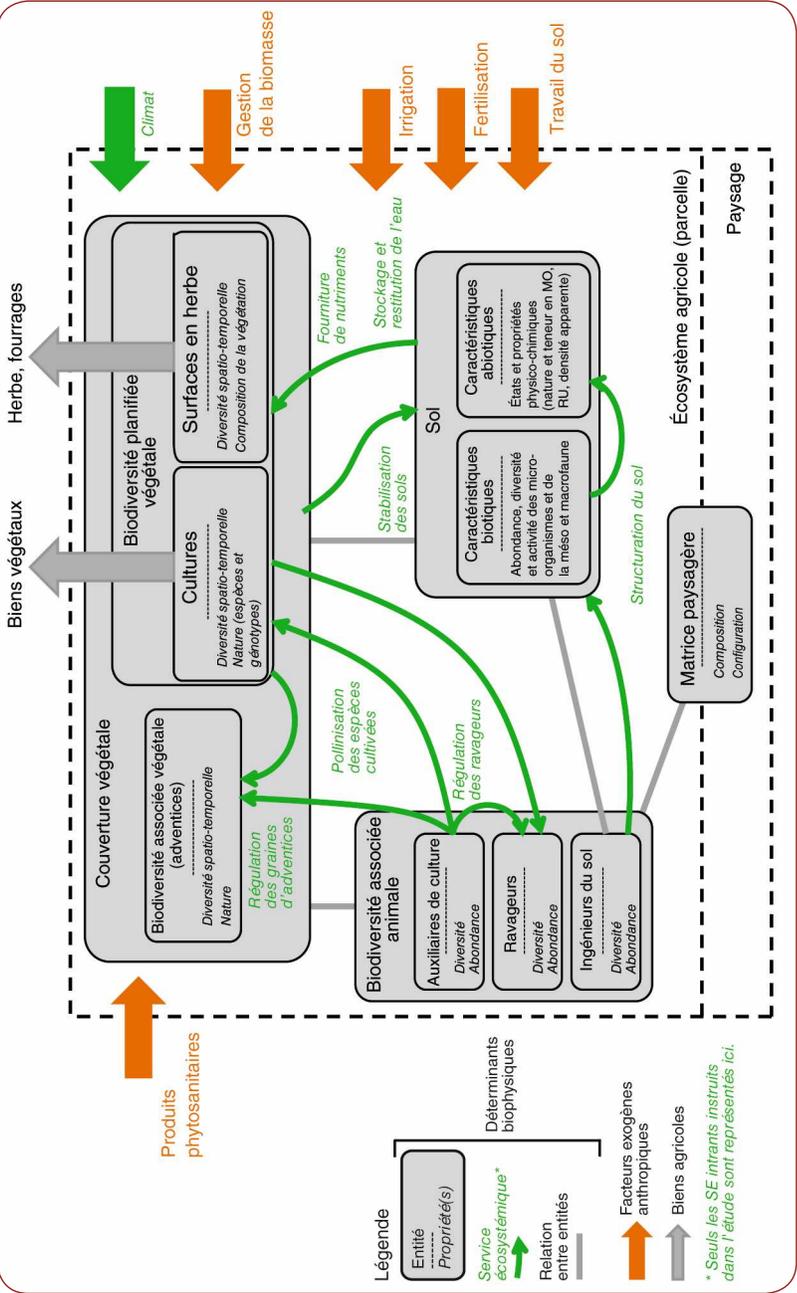
- les SE qui régulent les stress abiotiques (ou facteurs limitants) de la production de la biomasse végétale, en fournissant au couvert cultivé (prairie ou culture) les conditions propices à la croissance racinaire et en limitant le déficit hydrique et les carences en éléments nutritifs : SE « structuration du sol », « fourniture de nutriments aux plantes cultivées », « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » et « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion ». Ces SE reposent fortement sur les composantes biotiques et abiotiques du « sol » (faune du sol, systèmes aérien et racinaire des plantes, taux de matière organique, réserve utile en eau, etc.), avec un rôle central du SE « structuration des sols », lui-même déterminant biophysique de ces autres SE ;
- les SE dits de « régulations biologiques » qui régulent les stress biotiques (ou facteurs réducteurs) et, ainsi, protègent le rendement en limitant les pertes dues à un déficit de pollinisation ou à l'action de bioagresseurs : SE « pollinisation des espèces cultivées », « régulation des graines d'adventices » et « régulation des insectes ravageurs ». Le niveau de ces SE est déterminé majoritairement par la composante « biodiversité animale associée ». Ces SE dépendent donc à la fois de l'écosystème agricole au sens strict (parcelle) mais aussi des caractéristiques du paysage qui déterminent la dynamique de cette biodiversité.

## I Déterminants et facteurs exogènes clefs des services écosystémiques « intrants »

La figure 7-1 propose une représentation schématique des principales entités de l'écosystème agricole sur lesquelles repose la fourniture des SE « intrants », et de la façon dont ces derniers participent à l'élaboration de la production agricole. L'analyse transversale des déterminants biophysiques de ces SE identifie quatre grands types de déterminants biophysiques majeurs de leur niveau de fourniture :

- la nature et la distribution spatiale et temporelle de la biodiversité planifiée à l'échelle de la parcelle, déterminées par le choix d'espèces et de génotypes gérés par l'agriculteur (semés, plantés, mis en pâture) y compris l'intensité et la fréquence de pâturage des surfaces en herbe par les animaux d'élevage le cas échéant, qui conditionnent la nature du couvert végétal et certaines caractéristiques du sol ;
- la nature et la distribution spatio-temporelle de la biodiversité associée végétale (adventices) et animale à l'échelle de la parcelle, résultant des interactions entre les processus écologiques déterminés par la biodiversité planifiée, de la composition ou de la configuration du paysage et de facteurs exogènes à l'écosystème (climat et pratiques agricoles exogènes) ;
- l'état des caractéristiques (notamment le taux de MO) et des propriétés (notamment densité apparente et réserve utile) abiotiques du sol résultant des interactions avec la biodiversité planifiée et la biodiversité associée, qui conditionnent la fertilité du sol ;

Figure 7-1. Représentation schématique des déterminants biophysiques et facteurs exogènes majeurs de la production primaire agricole.



- la composition et la configuration du paysage environnant l'écosystème agricole, qui conditionnent des flux de matière ou d'énergie à l'échelle supra-parcellaire ainsi que la circulation d'une partie de la biodiversité associée.

Deux grands types d'effets des pratiques exogènes sur l'écosystème agricole peuvent être distingués : (1) la modification des caractéristiques abiotiques du sol qui influent sur les SE relatifs aux cycles du carbone, de l'azote et de l'eau, et (2) la perturbation, plutôt positive (ex. fertilisation organique) ou plutôt négative (ex. travail du sol, phytosanitaires), de la biodiversité associée, végétale ou animale, qui influe sur le niveau des SE qui en dépendent.

## **I Quantifier le niveau absolu des services écosystémiques « intrants »**

La quantification des SE « fourniture d'azote minéral », « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » et « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » met en évidence, outre le rôle important du climat, celui de la nature de la séquence de culture, notamment le type de culture (printemps versus hiver) composant la rotation et l'implantation ou non d'un couvert pendant l'interculture. Les indicateurs permettent d'estimer le niveau absolu des SE et d'en observer la distribution spatiale, mais pas de qualifier les gammes de valeurs en termes de niveau « faible » ou « fort » de SE. Pour éclairer la prise de décision des bénéficiaires des SE, il est nécessaire d'évaluer dans quelle mesure l'écosystème répond aux besoins des cultures, notamment en azote minéral et en eau, compte tenu du contexte pédoclimatique dans lequel ces SE s'expriment. Autrement dit, ces indicateurs doivent être retravaillés de sorte à exprimer le niveau de fourniture de ces SE relativement aux enjeux de production agricole.

Le niveau de fourniture du SE « pollinisation des espèces cultivées » est principalement expliqué par la composition et la configuration du paysage et par le climat. Bien que ce SE soit l'un des plus étudiés dans la littérature, il n'existe actuellement pas d'indicateur direct de son niveau de fourniture. Le nouvel indicateur proposé dans EFES-EA visant à estimer l'effet de la pollinisation sur la production agricole tend à montrer que celle-ci serait un facteur limitant du rendement des cultures dépendantes de ce SE dans plusieurs régions de France.

En l'absence de données françaises permettant d'évaluer le niveau de fourniture des SE de régulation des bioagresseurs à l'échelle de la France entière (ex. mesures de taux de prédation ou de parasitisme, ou encore de pertes de rendement), seuls quelques exemples d'estimations du potentiel de SE fondées sur des données internationales ou locales ont été explorés. Les premiers résultats permettent d'identifier des tendances dans la variation spatiale des niveaux de régulation des graines d'adventices par les carabes prédateurs de graines, et de régulation des pucerons, mais ne sont valables que pour des situations pédoclimatiques et agronomiques bien particulières.

Pour les trois SE de régulations biologiques, un travail de validation des méthodes et des résultats d'évaluation préliminaires reste à mener. La prise en compte des caracté-

ristiques des systèmes de culture, comme l'intensité du travail du sol, le taux et le type de couverture du sol, la nature et l'intensité des traitements phytosanitaires et de fertilisation, reste un front de recherche majeur qui pourrait amener à réviser profondément la vision du poids relatif des facteurs liés au système de culture et de ceux liés au paysage.

### **I Un premier pas vers la quantification de la contribution relative des services écosystémiques « intrants » à la production agricole**

En moyenne, à l'échelle des successions culturales actuellement pratiquées en France, la part de la production de biens végétaux imputable aux SE intrants « N et eau » serait de l'ordre de 50 %. Déclinée culture par culture, cette part varie fortement selon la culture considérée. L'analyse transversale des résultats présentés en chapitre 3 permet de dégager des grandes tendances sur les relations entre SE intrants « N et eau », pratiques de fertilisation et d'irrigation, et niveau de production agricole.

Tout d'abord, les situations (combinaisons UPC x systèmes de culture) où les SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » et « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » présentent les niveaux les plus bas ne correspondent pas obligatoirement à des situations dans lesquelles la part de la production permise par ces SE « intrants » est faible. Par exemple, les monocultures de blé situées dans la moitié sud du bassin du Rhône représenteraient des situations à faible niveau de SE intrants « N et eau » mais aussi des situations où la part de la production permise par ces deux SE serait relativement élevée. Le niveau de chaque SE est donc à analyser au regard des besoins des cultures de la rotation dans le pédoclimat considéré.

À l'échelle de la rotation, les faibles niveaux de la part de la production permise par les SE intrants « N et eau » sont souvent associés à la présence de monocultures de maïs grain dans des zones climatiques qui présentent un important déficit hydrique climatique en été, parfois même caractérisées par des sols à faible réserve utile, et donc de faibles niveaux de SE « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées ». Dans ces situations, l'irrigation semble indispensable pour maintenir de hauts niveaux de rendement. La caractérisation des situations dans lesquelles l'irrigation couvre la très grande partie des besoins en eau des cultures (plus de 75 %) nécessiterait des analyses plus approfondies que celles initiées dans EFES-EA.

Le blé, qui présente un niveau de production permis par les SE intrants « N et eau » assez élevé, en moyenne, tire quant à lui vers le haut les résultats moyens obtenus à l'échelle de la rotation du fait de sa fréquence dans les séquences de culture simulées. Ce phénomène est amplifié lorsqu'il est en rotation avec le tournesol (coteaux argilo-calcaires du Sud-Ouest), une des rares grandes cultures dominantes conduites avec peu d'apports d'intrants (fertilisants et produits phytosanitaires), qui présente les plus hauts niveaux de la part de la production permise par les SE intrants « N et eau ». À l'inverse, dans les séquences du type blé-(blé)-colza (ou blé-orge-colza), les niveaux de la part de la

production imputable au SE intrants « N et eau » sont légèrement tirés vers le bas par la présence une année sur deux ou trois du colza. Comme le colza a d'importants besoins en azote, il est principalement cultivé dans le grand Bassin parisien où le niveau moyen de SE de fourniture d'azote minéral est faible. Il en résulte que le niveau moyen de production de colza permis par les SE intrants « N et eau » est faible.

Notons que, à l'échelle du système de culture, la quantité totale d'azote minéral disponible — soit la somme de la quantité d'azote minéral disponible au semis, de celle fournie par l'écosystème pendant le cycle de la culture, et de celle fournie par la fertilisation — est supérieure au besoin des cultures dans toutes les situations analysées. Ces résultats laissent entendre qu'il existe des marges de manœuvre importantes pour mieux transformer la capacité de l'écosystème à fournir de l'azote (niveau potentiel de SE) en une fourniture effective d'azote aux plantes cultivées (niveau effectif de SE) se traduisant *in fine* en une réduction significative des apports d'azote exogènes (avantage que l'agriculteur retire du SE). Il est question ici, avant tout, de développer des outils de pilotage de la fertilisation ainsi que des formes et des technologies d'épandage des engrais azotés qui permettent d'optimiser les apports pour couvrir les besoins des cultures considérant leur dynamique et celle du SE de fourniture d'azote minéral.

## Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles à la société

**CES SE NE SONT PAS SPÉCIFIQUEMENT RENDUS** par les écosystèmes agricoles, mais ces derniers contribuent à la fourniture de SE qui bénéficient à la société dans son ensemble. Ces SE relèvent de deux grandes catégories :

- des SE de régulation qui contribuent à moduler des phénomènes portant préjudice au bien-être humain (changement climatique, pollution environnementale) ;
- des SE dits « culturels » dont la société retire des avantages récréatifs, esthétiques et spirituels.

## La complémentarité des approches « services écosystémiques » et « impacts »

Les écosystèmes agricoles contribuent, de par leur fonctionnement, à la qualité biophysique du cadre de vie, en régulant la qualité de l'eau (utilisable ensuite pour des usages variés) et le climat. Une analyse transversale des caractéristiques de ces SE met en évidence le rôle central de trois éléments de l'écosystème dans leur fourniture : (1) la configuration spatiale et temporelle de l'écosystème (couverts végétaux gérés et animaux), (2) la matière organique du sol, et (3) la biodiversité du sol.

Notons que si ces SE sont produits par l'unité fonctionnelle que constitue la parcelle agricole (incluant les éléments semi-naturels situés dans son emprise), l'espace géo-

graphique au sein duquel les bénéficiaires en retirent les avantages est bien plus large. Ainsi, les SE de régulation de la qualité de l'eau s'expriment potentiellement à l'échelle du bassin versant, tandis que le SE de régulation du climat global s'exprime à l'échelle de la planète entière.

En complément du niveau de fourniture de ces deux SE, le niveau des impacts négatifs des activités humaines sur la qualité de l'eau et le climat global a également été estimé. L'analyse comparative des résultats livrés par ces deux types d'évaluations, SE et impacts environnementaux, illustre le fait qu'elles apportent des informations complémentaires et non redondantes : connaître le niveau de l'un n'est pas suffisant pour en déduire le niveau de l'autre.

Concernant la régulation de la qualité de l'eau, le niveau de SE est d'autant plus élevé que le niveau de biomasse produite est important : c'est avant tout un processus de rétention de l'azote dans la biomasse qui détermine le niveau de SE. Comme cela a été démontré dans des travaux antérieurs, la couverture du sol pendant les périodes de ruissellement (régulation du P) ou de drainage (N et COD) potentiels est un déterminant majeur du niveau de ce SE. L'évaluation montre également l'intérêt de ne pas se contenter d'estimer un niveau absolu de SE rendu : dans certaines situations, une faible quantité d'azote non lixivié (indicateur du niveau absolu de fourniture du SE) correspond à une très grande part de l'azote entrant dans le système (apports d'engrais, minéralisation). C'est le cas dans les parcelles de tournesol, où les apports d'engrais sont faibles.

L'impact des systèmes de culture actuels sur la qualité de l'eau de drainage a été estimé à l'aide de deux indicateurs : la quantité d'azote effectivement lixivié et la concentration en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) dans ces eaux. Ces deux indicateurs d'impact sont corrélés négativement avec les indicateurs du niveau absolu et du niveau relatif de fourniture du SE, signifiant que l'impact du système de culture sur la qualité de l'eau drainée tend à être d'autant plus faible que le niveau de SE est fort. Cependant, la relation n'est pas très forte, montrant qu'une même capacité de « rétention » de l'azote par le système sol-plante peut être associée à des niveaux d'impacts très différents. Par exemple, les situations dans lesquelles 80 % de l'azote entrant dans le système n'est pas lixivié sont associées à des quantités d'azote lixivié variant de 20 à 100 kg N/ha/an, et des concentrations nitriques variant de moins de 50 mg  $\text{NO}_3^-$ /l à plus de 150 mg  $\text{NO}_3^-$ /l.

Concernant la régulation du climat global, les deux composantes clefs de ce SE que sont le niveau actuel du stock de carbone et la dynamique actuelle de stockage sont très liées l'une à l'autre : pour des pratiques agricoles et un pédoclimat donnés, le niveau de stock actuel détermine fortement le niveau potentiel de stockage additionnel. Cette interaction est à l'origine d'un constat qui peut troubler : ce serait dans les zones à plus faible niveau de stock — autrement dit les grands bassins céréaliers intensifs — que l'on trouverait principalement les écosystèmes stockant du carbone, alors que, dans les zones d'élevage, les systèmes de culture en place pourraient conduire à un déstockage important. Les valeurs obtenues pour les systèmes qui stockent sont majoritairement inférieures à

0,2 %, autrement dit bien en deçà de l'accroissement annuel de 0,4 % du stock de carbone du sol visé par l'initiative « 4 pour 1 000 » lancée par la France.

L'impact des systèmes de culture actuels sur le climat a été évalué à l'aide du bilan net annuel des échanges de CO<sub>2</sub> et de N<sub>2</sub>O entre l'écosystème agricole et l'atmosphère (les flux de CH<sub>4</sub> sont considérés comme négligeables en grandes cultures). Les résultats montrent que les agroécosystèmes cultivés sont des sources de GES dans leur très grande majorité (bilan GES positif), du fait principalement des émissions de N<sub>2</sub>O. Seuls quelques cas simulés sont des puits de GES en raison des faibles émissions de N<sub>2</sub>O qui les caractérisent. Les émissions de N<sub>2</sub>O tendent à être d'autant plus élevées que les apports exogènes d'azote le sont, confirmant le rôle de la fertilisation azotée dans ces émissions. La relation est néanmoins lâche, traduisant la multiplicité des facteurs impliqués dans la production de N<sub>2</sub>O (température, teneur en eau, pH...). On observe un effet favorable de la présence de cultures intermédiaires sur le bilan des GES, à la fois car elles augmentent le stockage de carbone dans le sol et qu'elles réduisent les émissions de N<sub>2</sub>O. Une première comparaison qualitative de la distribution spatiale des résultats d'évaluation du SE et des impacts associés tend à montrer qu'un même niveau de bilan net de GES est associé à différents niveaux de SE et inversement.

Notons qu'il n'est pas fait de distinction explicite, dans l'analyse exposée ci-dessus, entre le statut du processus de stockage et celui de déstockage de carbone par l'écosystème. Pourtant, alors que le processus de stockage correspond bien à l'une des deux composantes du SE, le déstockage relève plutôt soit d'un disservice soit d'un impact négatif des activités agricoles (voir chapitre 1). La clarification du statut du processus de déstockage de carbone dans les écosystèmes agricoles reste donc à affiner et à stabiliser.

### **■ Limites de l'approche par type d'écosystème pour caractériser les « services culturels »**

Les écosystèmes agricoles sont des éléments constitutifs du paysage plus ou moins perçus par l'homme comme attractifs pour la pratique d'activités récréatives. Pour autant, tels que définis dans la typologie CICES, les « services » récréatifs correspondent davantage à une typologie d'usages et/ou de valeurs des paysages qu'à des services écosystémiques au sens retenu dans le cadre d'analyse adopté dans EFSE-EA. Comme les SE de régulations biologiques, le potentiel récréatif résulte du paysage dans son ensemble. À leur différence, il s'exprime à l'échelle du paysage tout entier, espace au sein duquel plusieurs types d'écosystèmes se côtoient. En conséquence, une approche par grands types d'écosystèmes n'apparaît pas pertinente pour examiner ce type de « services » rendus à la fois par la nature et par l'agencement relatif des différents types d'écosystèmes au sein du paysage. Ainsi, les éléments présentés dans le cadre de l'étude visent plutôt à proposer des pistes pour redéfinir les « services » récréatifs, et pour identifier les limites associées aux méthodes d'évaluation existantes.

## **De l'évaluation biophysique à l'évaluation économique des services écosystémiques**

L'application des méthodes d'évaluation économique existantes aux SE examinés dans EFESE-EA illustre l'importance de bien comprendre les mécanismes biophysiques qui sous-tendent la fourniture des SE et de disposer d'une quantification biophysique avant de pouvoir appliquer les théories et les méthodes économiques à ces objets. Même lorsque ces conditions sont réunies, les résultats délivrés par les évaluations économiques sont à prendre avec précaution, étant donné les hypothèses faites pour procéder aux calculs, et les limites inhérentes aux différentes approches utilisées.

La méthode des coûts de remplacement, qui utilise le coût de l'usage des technologies de substitution, appliquée au SE de fourniture d'azote minéral et au SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées, ne doit être envisagée qu'à une résolution spatiale fine. Les deux valeurs obtenues pour ces SE ne peuvent être sommées, bien qu'estimées selon la même méthodologie, car ces deux évaluations s'appuient sur des situations de référence et des technologies de substitution différentes. Sommer ces deux valeurs reviendrait à supposer que les facteurs de production qui entrent en jeu sont substituables, ce qui n'est pas le cas, notamment du fait des interactions biophysiques entre les processus relatifs à l'azote et à l'eau.

La méthode des dommages évités, consistant à estimer la valeur de la production imputable à un SE, reste très liée à la qualité de l'évaluation biophysique de celle-ci. L'actualisation de l'évaluation biophysique du SE de pollinisation des espèces cultivées fondée sur cette méthode illustre bien cette difficulté.

Bien que ces deux types méthodes d'évaluation économique fournissent une évaluation monétaire, du fait de la différence entre les méthodes d'évaluation employées, les deux séries de résultats associés ne doivent en aucun cas être comparées.

Lorsque la caractérisation biophysique du niveau du SE repose sur des indicateurs indirects, les méthodes évoquées ne sont pas applicables. Pour dépasser ces blocages et mettre en œuvre la méthode des dommages évités, des travaux de recherche sont à poursuivre sur les relations quantitatives entre SE, niveau de production, pratiques agricoles et modes de gestion du paysage.

## **Vers une gestion de l'offre en services écosystémiques des écosystèmes**

L'approche par bouquets de SE, largement mise en avant comme outil d'aide à la décision, peut permettre de caractériser précisément l'offre en SE d'un territoire (niveau de fourniture d'un ensemble de SE donné). Elle constitue encore actuellement un défi méthodologique, et sa mise en œuvre à l'échelle d'une entité spatiale compatible avec

les enjeux des politiques territoriales, impliquant de considérer une mosaïque d'écosystèmes, n'est pas encore directement opérationnelle. Si cette démarche offre une image à l'instant t du niveau de fourniture des SE, elle ne fournit pas d'information sur la nature des interactions entre SE. Inférer les effets de différentes actions sur la variation du niveau de fourniture des SE suppose une connaissance approfondie des relations biophysiques entre les SE, qui ne peut être obtenue qu'après avoir réalisé une spécification biophysique poussée de tous les SE.

Les travaux réalisés dans EFESE-EA ont permis de fournir un premier niveau d'information concernant les déterminants biophysiques clefs de la fourniture des SE par les écosystèmes agricoles, et les leviers d'actions majoritaires à considérer. Des travaux ultérieurs devraient poursuivre cette analyse. À court terme, en s'appuyant sur les expertises disciplinaires mobilisées dans EFESE-EA, il devrait être possible d'enrichir les représentations en renseignant le sens des relations (positif ou négatif) entre les différentes composantes, et leur poids dans ces interactions. Il serait alors possible de construire des diagrammes d'interaction du type « *fuzzy cognitive maps* » et, dans un deuxième temps, d'inférer l'effet de changements de niveau de facteurs exogènes sur les niveaux des SE. Ce type de représentation pourrait aussi intégrer les boucles de rétroactions. À moyen terme, ces types d'analyse et de formalisme pourraient produire des connaissances sur les antagonismes, les effets convergents et les synergies entre SE en fonction des caractéristiques des écosystèmes agricoles et, plus globalement, des paysages agricoles. Dans la même logique, l'utilisation de modèles de simulation dynamique du système sol-plante-animal offre la possibilité de conduire des analyses approfondies des interactions entre les SE simulés en fonction des caractéristiques des situations de production.

Enfin, les leviers identifiés précédemment ne seront pas les mêmes si d'autres types de SE, d'écosystèmes et/ou de bénéficiaires sont considérés. Des méthodes d'évaluation multicritère dans lesquelles l'environnement serait représenté à l'aide d'indicateurs de trois sous-domaines clefs seraient un moyen de prendre en compte les principaux enjeux de gestion associés aux écosystèmes agricoles : (1) les niveaux de SE rendus par les écosystèmes aux différents bénéficiaires considérés, (2) les impacts environnementaux des activités agricoles, (3) la conservation de la biodiversité (ex. patrimoniale). Les disservices, non analysés dans EFESE-EA, pourraient y être intégrés. Ce type de méthodes devrait aussi aider à identifier les antagonismes et synergies au sein d'un sous-domaine (ex. entre SE rendus aux agriculteurs et à la société) ou entre eux (ex. entre fourniture de SE et impacts environnementaux) aux niveaux d'organisation adaptés (ex. parcelle, agroécosystème, paysage, etc.).

# Perspectives de recherche et développements futurs

## Mobiliser des données sources plus précises

**EN PREMIER LIEU, L'AMÉLIORATION DES ÉVALUATIONS** nécessite l'accès à des données permettant de caractériser plus précisément les sols et les utilisations de ces derniers (nature des couverts végétaux, pratiques de gestion des sols et de la biomasse).

### I Base de données sur les sols

Le dispositif d'évaluation d'EFESE-EA repose sur l'utilisation de données qui caractérisent les sols, obtenues en appliquant des règles de pédotransfert aux informations qualitatives contenues dans la base de données géographique des sols de France au 1/1 000 000. Les incertitudes associées à ces fonctions, bien que non évaluées à ce jour, sont potentiellement élevées. L'utilisation de la carte des sols au 1/250 000 en cours de développement — qui contiendra des informations quantifiées sur le type de sol et certaines de ses caractéristiques, notamment la teneur en argile et la teneur en matière organique — autorisera une évaluation plus précise, à l'échelle de la France, des propriétés des sols.

Une attention particulière devrait être portée à la détermination de deux caractéristiques et propriétés clés du sol : la teneur en matière organique et la densité apparente, actuellement déterminées sans distinction des types de systèmes de culture et de prairies. Par exemple, l'estimation de la teneur en matière organique sous prairies temporaires par Mulder *et al.* (2015, 2016)<sup>55</sup> ne tient pas compte de la durée de ces prairies. Dans la base de données sur les sols, la densité apparente est identique dans les sols de grandes cultures et de prairies. Les informations disponibles sur la distribution spatiale des séquences de couverts végétaux offrent un bon potentiel d'amélioration de ces données. En effet, il serait possible de coupler les données sur le taux de matière organique et la densité apparente issues du Réseau de mesures de la qualité des sols

55. Mulder V.L., Lacoste M., Martin M.P. *et al.*, 2015, Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems, *Global Biogeochemical Cycles*, 29 : 1210-1229. DOI : 10.1002/2015GB005178

Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P. et Arrouays D., 2016, National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France, *Geoderma*, 263 : 16-34. DOI : 10.1016/j.geoderma.2015.08.035

(RMQS) et les données sur les séquences de culture, pour affiner l'estimation de ces deux propriétés des sols en fonction du type de séquences de couverts végétaux présent dans la parcelle.

## I Pratiques de gestion des sols et de la biomasse

La représentation de la distribution spatiale et temporelle des pratiques agricoles pour les différentes cultures constitue une limite importante du dispositif de simulation des systèmes de culture. Les seules informations à grande échelle disponibles aujourd'hui sont celles des enquêtes Pratiques culturales réalisées tous les cinq ans par le service de la Statistique et de la Prospective du ministère en charge de l'Agriculture. L'échelle de représentativité statistique de cette base de données (la région administrative) constitue le principal facteur limitant de son usage pour ce type d'analyses. Il serait nécessaire d'accéder : (1) à des données annuelles pour inférer la variabilité interannuelle des pratiques en fonction du climat, et (2) à une résolution spatiale plus précise (au moins du type PRA) pour prendre en compte la variabilité de ces pratiques en fonction de la diversité des contextes pédoclimatiques et agricoles. Un groupe de travail du Groupement d'intérêt scientifique « Grande culture à hautes performances économiques et environnementales » est en train de développer une stratégie pour faire progresser cette question. Il est envisagé de développer un modèle spatialisé des pratiques agricoles en couplant les bases de données existantes sur les systèmes agricoles et les pédoclimats.

## I Couverts végétaux

Les séquences de culture représentées dans EFESE-EA sont issues de la base de données développée par l'Inra à partir de l'analyse des RPG annuels. Cette base de données offre de nombreuses opportunités d'identification des rotations de culture dominantes, mais aussi alternatives à ces premières. Seule la version simplifiée du RPG est accessible à la communauté scientifique. En conséquence, la base de données sur les séquences de culture ne fournit que des informations sur les grands types de couverts semés (ex. blé et autres céréales). Pour améliorer la représentation des couverts semés (ex. distinguer les différentes céréales), il faudrait accéder à l'intégralité des informations du RPG. Le RPG ne contient pas d'information sur les couverts intermédiaires, or, comme certains des premiers résultats issus de cette étude tendent à le montrer, l'implantation de ce type de couverts pourrait moduler la fourniture de SE par les systèmes cultivés. La présence et la durée des couverts intermédiaires pourraient être renseignées grâce aux informations issues de la télédétection. Certains travaux en cours, par exemple ceux réalisés par l'UMR CESBIO<sup>56</sup> sur la cartographie de l'état des couverts intermédiaires en France, fourniront ce type d'information à une résolution spatiale précise.

56. <http://www.cesbio.ups-tlse.fr/index.html> (consulté le 10/10/2018).

## **Du niveau absolu au niveau relatif de fourniture des services écosystémiques**

**L'ÉVALUATION DES SE RÉALISÉE DANS EFESE-EA** — soit la quantification du niveau absolu de fourniture des SE — constitue une première étape dans une stratégie de diagnostic de l'offre actuelle des SE rendus par les écosystèmes agricoles. Pour certains SE, les résultats de cette évaluation mettent en évidence la nécessité d'aller au-delà de cette quantification « en absolu », c'est-à-dire d'estimer le niveau des SE relativement aux enjeux liés à leur utilisation ou à leur gestion. Des premières propositions d'indicateurs et d'évaluations correspondantes ont été réalisées pour les SE « fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées » et « stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées » (évalués relativement aux besoins en azote et en eau du couvert cultivé, voir chapitre 3), ainsi que « stabilisation des sols et contrôle de l'érosion » (estimé en pourcentage du niveau de SE maximal qui pourrait être atteint si l'écosystème était de nature différente, voir chapitre 2). Ce travail devrait être poursuivi pour les autres SE, et s'accompagner d'une réflexion sur « la demande » en SE ou les situations de référence à considérer dans de telles évaluations.

## **Du niveau potentiel de services écosystémiques au niveau effectivement rendu par les écosystèmes**

**LE NIVEAU « EFFECTIF » DE SE N'A PAS PU ÊTRE ESTIMÉ** pour tous les SE analysés ici. Pour un certain nombre d'entre eux, seule la capacité de l'écosystème à fournir les SE (ou niveau « potentiel » de SE) a pu être quantifiée. C'est notamment le cas des SE rendus au gestionnaire de l'écosystème. Dans certains cas, l'écart est susceptible d'être important entre ces deux niveaux de SE. En outre, les informations sur le niveau effectif de SE et sur l'adaptation des pratiques agricoles en fonction des variations de ce SE sont un prérequis pour conduire une évaluation économique robuste et complète de ce type de SE. Afin de progresser vers l'estimation du niveau effectif de fourniture de ces SE par les écosystèmes, il faut : (1) construire des indicateurs plus directs du niveau de SE, puis (2) disposer d'informations sur la manière dont les bénéficiaires adaptent leur comportement (pratiques agricoles, modes de gestion) lorsqu'ils tiennent compte du niveau de SE fourni par l'écosystème.

En premier lieu, par manque de données et de connaissances, certains SE n'ont pas été estimés selon un indicateur direct du processus ou de l'état qui définit le SE, mais à partir de la quantification d'un des déterminants biophysiques de celui-ci. Pour le SE de régulation des insectes ravageurs, un indicateur de composition du paysage (déterminant biophysique de ce SE) a été utilisé pour prédire un niveau potentiel de régulation. Pour les SE de pollinisation et de régulation des graines d'adventices par les carabes, l'évaluation biophysique est encore plus indirecte : des indicateurs de composition/configuration du

paysage ont été utilisés pour prédire l'abondance d'auxiliaires des cultures, elle-même déterminant biophysique de ces SE. Ces deux types de relations entre caractéristiques paysagères et niveau de régulation sont souvent assez lâches, et ne fournissent donc qu'une estimation très indirecte et souvent imprécise du SE. Pour estimer le niveau de SE, il faudrait développer des indicateurs plus directs, autrement dit du niveau de régulation des bioagresseurs.

En second lieu, pour tous les SE dont l'avantage est obtenu par introduction de capital humain ou matériel, il convient de recueillir des informations sur les pratiques des bénéficiaires pour estimer le niveau effectif de SE à partir de la quantification du niveau potentiel de SE. Les pratiques du gestionnaire de l'écosystème sont susceptibles de moduler le niveau potentiel de SE. Par exemple, les méthodes d'estimation du SE de stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées et de prise en compte du niveau de ce SE dans la stratégie d'irrigation déterminent le niveau effectif de SE *in fine*. Concernant plus spécifiquement les SE de contrôle biologique naturel, il s'agirait notamment d'établir les relations entre niveau potentiel de SE et pratiques agricoles. Ceci permettrait d'estimer le niveau effectif de SE, autrement dit le niveau de contrôle biologique naturel dont bénéficie l'agriculteur compte tenu des pratiques mises en œuvre (ex. apports de produits phytosanitaires) et du niveau potentiel de contrôle des bioagresseurs. Que ce soit dans le but d'établir des relations entre niveau de SE et pratiques ou encore de réaliser une évaluation économique des SE, l'estimation des pertes de récolte (ex. pertes en quantité ou qualité de production) que les SE de contrôle biologique permettent d'éviter est un enjeu majeur. Peu d'informations et de modèles existent sur les relations SE-pratiques-dommages, et leur développement reste un front de recherche.

## Explorer d'autres types de systèmes de culture

**AFIN DE CONCEVOIR DES SYSTÈMES DE PRODUCTION** reposant davantage sur les SE et limitant le recours aux intrants exogènes, il est impératif de faire progresser les connaissances sur les relations entre configurations de l'écosystème et du paysage, pratiques agricoles exogènes, climat, niveau de fourniture des différents SE et niveaux de production de biens agricoles (notamment pour renseigner le sens de ces relations). Des premiers travaux sur les régulations biologiques laissent entendre que cela pourrait amener à réviser profondément l'estimation du rôle relatif du paysage par rapport à celui du système de culture, lorsque ce dernier revêt certaines caractéristiques (ex. faible perturbation du sol et couvert permanent).

À court terme, l'analyse comparative de divers types de systèmes de culture ou de production plus économes en intrants exogènes — par exemple les systèmes d'agriculture de conservation (*conservation agriculture*) ou encore les systèmes polyculture-élevage intégrés (*integrated crop-livestock systems*) — serait utile pour progresser dans cette voie. Le développement de modèles simulant les effets d'une large gamme de configurations

d'écosystèmes et de pratiques agricoles exogènes sur le niveau de fourniture de différents SE devrait également aider à concevoir des stratégies de gestion des écosystèmes agricoles qui réduisent ou lèvent les possibles antagonismes entre SE.

### **Poursuivre la caractérisation du statut et du rôle de l'animal d'élevage dans la fourniture de services écosystémiques**

**DANS EFESE-EA, L'ANIMAL D'ÉLEVAGE** présent dans l'écosystème (c'est-à-dire hors des bâtiments) est considéré comme l'une des composantes biotiques de l'écosystème. Il relève de la composante « biodiversité planifiée » ; par analogie avec la biodiversité végétale, les pratiques agricoles qui déterminent la répartition spatiale et temporelle des animaux d'élevage dans l'écosystème relèvent des pratiques dites de « configuration de l'écosystème ». L'animal d'élevage au pâturage est également le support de la production de biens agricoles.

Ce statut et ce rôle de l'animal dans l'écosystème du point de vue des SE restent à affiner et à stabiliser. L'étude a réalisé une quantification du niveau de production de biens animaux permis par la production végétale du territoire local. Au-delà de son rôle de support de la production animale, il sera nécessaire d'analyser le rôle de l'animal considéré comme organisme à l'origine de SE (par exemple, SE de régulation des maladies de l'animal d'élevage).

Il serait également nécessaire de prolonger les travaux engagés dans EFESE-EA pour parvenir à estimer la part de la production animale permise par les SE « intrants » basés sur la biodiversité végétale et animale. À court terme, une première étape serait d'articuler l'approche adoptée pour quantifier la part de la production végétale imputable au fonctionnement de l'écosystème, avec la quantification du niveau de production de biens animaux permis par la production végétale du territoire local. Dans un deuxième temps, il serait nécessaire de développer une approche plus intégrative de l'analyse du système sol-plantes-animaux.

### **Étudier la résilience de la fourniture des services écosystémiques aux changements**

**DES CHANGEMENTS DE NATURE D'ÉCOSYSTÈME**, sous l'effet du changement climatique ou de choix d'aménagement du territoire (ex. urbanisation, reforestation), auront un impact sur la fourniture des SE. Identifier les conditions de la résilience de la fourniture des SE à ces différents types de changements nécessite d'identifier les propriétés biophysiques et socio-économiques clefs à l'origine de cette résilience et sur lesquelles l'homme pourrait agir pour maintenir le niveau des SE malgré des changements, ou au contraire orienter l'offre de SE des écosystèmes en fonction des priorités sociétales.

La plupart des études en écologie se sont focalisées sur la « stabilité temporelle », souvent définie comme l'inverse de la variance temporelle d'une grandeur mesurée (ex. la productivité). Ces études ont démontré une relation souvent positive entre biodiversité et stabilité temporelle des écosystèmes. Des travaux récents d'analyse de la littérature et des connaissances expertes sur les relations entre propriétés des écosystèmes et résilience des SE montrent que, au-delà de la diversité spécifique et fonctionnelle, la connectivité écologique entre les écosystèmes et l'état des variables à dynamique lente (ex. taux de MO des sols) déterminent fortement la résilience des SE rendus par ces systèmes. Là encore, la détermination des niveaux adaptés de chacune de ces trois propriétés clés et de leur combinaison, et la dépendance de ceux-ci au contexte pédo-climatique, ou paysager, relèvent de fronts de recherche conceptuels et méthodologiques peu explorés jusqu'ici.

D'un point de vue méthodologique, le développement de la modélisation dynamique des systèmes sol-plantes-animaux et des paysages devrait, à terme, offrir la possibilité d'analyser les dynamiques spatio-temporelles des SE et de leurs interactions et, ainsi, de déterminer la variabilité de leurs niveaux de fourniture et de leur résilience aux changements climatiques et aux actions anthropiques.

# Annexe I. Composition du groupe de travail de l'étude

## Animation

Olivier Therond, Inra, UMR1132-LAE « Laboratoire agronomie et environnement », copilote scientifique.

Anaïs Tibi, Inra, UAR1241-DEPE « Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études », coordinatrice de l'étude.

Muriel Tichit, Inra, UMR148-SADAPT « Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires », copilote scientifique.

## Ingénierie transversale et intégration des données dans un système d'information « services écosystémiques »

Éric Cahuzac (responsable), Inra, USo685-ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

Annette Girardin, ex-Inra, UAR1241-DEPE « Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études ».

Anne Meillet, Inra, USo685-ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

Thomas Poméon, Inra, USo685-ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

## Experts coordinateurs

\* : experts ayant également participé à l'ingénierie de données.

David Bohan, Inra, UMR1347 « Agroécologie » : Régulation des graines d'adventices.

Philippe Choler, CNRS, UMR5553-LEA « Laboratoire d'écologie alpine » : Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion.

Julie Constantin\*, Inra, UMR1248-AGIR « Agroécologie, innovations, territoires » : Régulation de la qualité de l'eau.

Isabelle Cousin, Inra, UR0272-SOLS « Science du sol » : Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées, Stockage et restitution de l'eau.

Maia David, AgroParisTech, UMR0210-ECO-PUB « Économie publique » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Philippe Delacote, Inra, UMR0356-LEF « Laboratoire d'économie forestière » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Michel Duru, Inra, UMR1248-AGIR « Agroécologie, innovations, territoires » : Biens agricoles végétaux.

Magali Jouven, Montpellier SupAgro, UMR0868 SELMET « Systèmes d'élevage méditerranéens et tropicaux » : Biens agricoles animaux.

Yves Le Bissonnais, Inra, UMR1221-LISAH « Laboratoire d'étude des interactions sol-agrosystème-hydrosystème » : Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion.

Fabrice Martin-Laurent, Inra, UMR1347 « Agroécologie » : Atténuation naturelle des pesticides par les sols.

Vincent Martinet, Inra, UMR0210-ECO-PUB « Économie publique » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Maud Mouchet\*, MNHN, UMR7204-CESCO « Centre d'écologie et des sciences de la conservation » : Analyse des bouquets de services.

Sylvain Pellerin, Inra, UMR1391-ISPA « Interaction sol-plante-atmosphère » : Régulation du climat global.

Sylvain Plantureux, université de Lorraine, UMR1132-LAE « Laboratoire agronomie et environnement » : Biens agricoles végétaux.

Emmanuelle Porcher, MNHN, UMR7204-CESCO « Centre d'écologie et des sciences de la conservation » : Pollinisation des espèces cultivées.

Laurence Puillet\*, Inra, UMR791-MoSAR « Modélisation systémique appliquée aux ruminants » : Biens agricoles animaux.

Tina Rambonilaza, Irstea « Environnement, territoire, infrastructure » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Bénédicte Rulleau, université de Versailles St Quentin, Irstea, EA4455-CEARC « Cultures, environnements, Arctique, représentations, climat » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Adrien Rusch, Inra, UMR-1065-SAVE « Santé et agroécologie du vignoble » : Régulation des insectes ravageurs des cultures.

Jean-Michel Salles, CNRS, UMR1135-LAMETA « Laboratoire montpelliérain d'économie théorique et appliquée » : Évaluation économique des services écosystémiques.

Léa Tardieu, Inra, UMR0356-LEF « Laboratoire d'économie forestière » : Évaluation économique des services écosystémiques.

## **Contributeurs scientifiques**

Membres du groupe de travail ayant contribué à la rédaction ou aux réflexions qui ont déterminé la manière d'aborder les questions ou de les structurer.

\* : contributeurs ayant également participé à l'ingénierie de données.

Francesco Accatino\*, Inra, UMR148-SADAPT « Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires ».

Christian Bockstaller, Inra, UMR1132-LAE « Laboratoire agronomie et environnement ».

Thierry Bonaudo, AgroParisTech, UMR148-SADAPT « Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires ».

Maryline Boval\*, Inra, UMR791-MoSAR « Modélisation systémique appliquée aux ruminants ».

Bruno Chauvel, Inra, UMR1347 « Agroécologie ».

Maguy Eugène\*, Inra, UMR1213 UMRH « Unité mixte de recherche sur les herbivores ».

Colin Fontaine\*, CNRS, UMR7204 CESCO « Centre d'écologie et des sciences de la conservation ».

Ilse Geijzendorffer, Tour du Valat.

Anne-Isabelle Graux\*, Inra, UMR1348 PEGASE « Physiologie, environnement et génétique pour l'animal et les systèmes d'élevage ».

Barbara Langlois, Inra, UMR0210 ECO-PUB « Économie publique ».

Robert Lifran, retraité, ex-Inra.

Gabrielle Martin\*, CNRS, UMR7204 CESCO « Centre d'écologie et des sciences de la conservation ».

Orla McLaughlin, Inra, UMR1347 « Agroécologie ».

Catherine Mignolet, Inra, UR0055 ASTER « Agro-systèmes territoires ressources Mirecourt ».

Marie-Odile Nozières-Petit, Inra, UMR0868 SELMET « Systèmes d'élevage méditerranéens et tropicaux ».

Ole P. Ostermann, Commission européenne, Joint Research Centre (JRC).

Maria Luisa Paracchini, Commission européenne, Joint Research Centre (JRC).

Sandrine Petit-Michaut, Inra, UMR1347 « Agroécologie ».

Jean-Louis Peyraud, Inra, UMR1348 PEGASE « Physiologie, environnement et génétique pour l'animal et les systèmes d'élevage ».

Thomas Poméon\*, Inra, US0685 ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

Françoise Ruget, Inra, UMR1114 EMMAH « Environnement méditerranéen et modélisation des agro-hydrosystèmes ».

Daniel Sauvant\*, Inra, UMR791 MoSAR « Modélisation systémique appliquée aux ruminants ».

Céline Schott\*, Inra, UR0055 ASTER « Agro-systèmes territoires ressources Mirecourt ».

## Ingénierie de données

Membres du groupe de travail qui ont participé à la collecte, la gestion et le traitement des données, en appui aux experts et aux contributeurs scientifiques.

### ■ Élaboration du dispositif de simulation STICS/PaSim

Éric Casellas, Inra, UR0875 MIAT « Mathématiques et informatique appliquées Toulouse ».

Laetitia De Sousa, ex-Inra, UAR1241 DEPE « Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études ».

Christine Le Bas, Inra, US1106 « INFOSOL ».

Raphaël Martin, Inra, UMR0874 UREP « Unité mixte de recherche sur l'écosystème prairial ».

Hélène Raynal, Inra, UR0875 MIAT « Mathématiques et informatique appliquées Toulouse ».

Rémi Resmond, Inra, UMR1348 PEGASE « Physiologie, environnement et génétique pour l'animal et les systèmes d'élevage ».

Dominique Ripoché, Inra, US1116 « AGROCLIM ».

### ■ Évaluation des biens agricoles

Camille Dross, Inra, UMR148 SADAPT « Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires ».

Benoît Garcia, Inra, US0685 ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

Élise Maigné, Inra, US0685 ODR « Observatoire des programmes communautaires de développement rural ».

Calypto Picaud, Inra, UR0055 ASTER « Agro-systèmes territoires ressources Mirecourt ».

Thomas Puech, Inra, UR0055 ASTER « Agro-systèmes territoires ressources Mirecourt ».

Joao Pedro Domingues Santos, Inra, UMR148 SADAPT « Sciences pour l'action et le développement : activités, produits, territoires ».

### **I Évaluation des services écosystémiques « Régulation des graines d'adventices » et « Régulation des insectes ravageurs des cultures »**

Luc Biju-Duval, Inra, UMR1347 « Agroécologie ».

Stéphane Derocles, Inra, UMR1347 « Agroécologie ».

### **I Évaluation du service écosystémique « Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion »**

Joël Daroussin, Inra, UR0272 SOLS « Science du sol ».

### **I Documentation**

Virginie Lelièvre, Inra, Département environnement et agronomie.

### **Équipe projet de la Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études**

Marc-Antoine Caillaud : appui à l'organisation du colloque.

Kim Girard : gestion logistique et financière.

Annette Girardin : appui à la gestion de projet.

Olivier Réchauchère : suivi du projet.

Anaïs Tibi : conduite de projet, rédaction de la synthèse et du résumé, coordination éditoriale.



# Annexe II. Correspondance entre la typologie CICES v4.3 et la liste des services écosystémiques instruits dans l'étude

Typologie CICES	Typologie et dénominations retenues dans l'étude
Services d'approvisionnement	Production de biens agricoles
<i>Cultivated crops</i>	Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Wild plants, algae and their outputs</i>	Production de fourrages par les surfaces en herbe
	Production de plantes sauvages à d'autres fins que les fourrages
<i>Plants and algae from in situ aquaculture</i>	<i>Non instruit*</i>
<i>Reared animals and their outputs</i>	Production de biens animaux
<i>Wild animals and their outputs</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Animals from in situ aquaculture</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Surface water for drinking</i>	Stockage et restitution de l'eau (SE de régulation)
<i>Ground water for drinking</i>	
<i>Fibers and other materials from plants, algae and animals for direct use or processing</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Materials from plants, algae and animals for agricultural use</i>	Biomasse végétale : Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Genetic materials from all biota</i>	<i>Biomasse animale : non instruit</i>
<i>Surface water for non-drinking purposes</i>	Stockage et restitution de l'eau (SE de régulation)
<i>Ground water for non-drinking purposes</i>	
<i>Plant-based resources [for energetic use]</i>	Production de biens végétaux à partir de plantes cultivées
<i>Animal-based ressources [for energetic use]</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Animal-based energy</i>	<i>Non instruit</i>

Typologie CICES	Typologie et dénominations retenues dans l'étude
<b>Services de régulation</b>	
<i>Bio-remediation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	
<i>Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organisms, algae, plants, and animals</i>	Atténuation naturelle des pesticides par les sols Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD
<i>Filtration/sequestration/storage/accumulation by ecosystems</i>	Régulation de la qualité de l'air : non instruit
<i>Dilution by atmosphere, freshwater and marine ecosystems</i>	
<i>Mediation of smell/noise/visual impacts</i>	Non instruit
<i>Mass stabilization and control of erosion rates</i>	Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion
<i>Buffering and attenuation of mass flows</i>	
<i>Hydrological cycle and water flow maintenance</i>	Stockage et restitution de l'eau
<i>Flood protection</i>	Non instruit
<i>Storm protection</i>	Non instruit
<i>Ventilation and transpiration</i>	Non instruit
<i>Pollination and seed dispersal</i>	Pollinisation des espèces cultivées
<i>Maintaining nursery populations and habitats</i>	Non conceptualisé comme un SE
<i>Pest control</i>	Régulation des graines d'adventices Régulation des insectes ravageurs
<i>Disease control</i>	Non instruit
<i>Group « Soil formation and composition » (Weathering processes - Decomposition and fixing processes)</i>	Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées Fourniture d'autres nutriments/oligo-éléments aux plantes cultivées Structuration du sol
<i>Chemical condition of freshwaters</i>	Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N, du P et du COD
<i>Chemical condition of salt waters</i>	Non instruit
<i>Global climate regulation by reduction of greenhouse gas concentrations</i>	Régulation du climat global par atténuation des GES et stockage de C
<i>Micro and regional climate regulation</i>	Non instruit

Typologie CICES	Typologie et dénominations retenues dans l'étude
<b>Services culturels</b>	
<i>Spiritual and/or emblematic interactions</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Other cultural outputs</i>	<i>Non instruit</i>
<i>Physical and experiential interactions</i>	Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)
	Potentiel récréatif (activités de plein air avec prélèvement)
<i>Intellectual and representative interactions</i>	<i>Non instruit</i>

\* Les raisons de l'absence d'instruction sont détaillées dans le rapport scientifique de l'étude.



**Annexe III. Récapitulatif  
des méthodes d'évaluation  
biophysique (indicateurs)  
mises en œuvre  
dans EFESE-EA pour  
quantifier les services  
écosystémiques**

Service écosystémique	Indicateur(s) biophysique(s)	Types d'écosystèmes agricoles concernés par l'évaluation	Unité de l'indicateur Résolution spatiale du calcul	Nature des données et outils mobilisés	Robustesse de l'évaluation <sup>a</sup>
Stockage et restitution de l'eau aux plantes cultivées	Quantité d'eau transpirée par la culture de rente pendant sa période de croissance → indicateur du niveau effectif de SE	Grandes cultures (8 cultures)*	mm d'eau/an (moyenne 1984-2013) UPC <sup>b</sup>	Modèle STICS*	+++
Stockage et restitution d'eau bleue	Rendement en eau → indicateur du niveau potentiel de SE	Grandes cultures (8 cultures)*	mm d'eau/an (moyenne 1984-2013) UPC	Modèle STICS*	+++
Fourniture d'azote minéral aux plantes cultivées	Quantité d'azote fourni par l'écosystème durant le cycle de culture (minéralisation + fixation) → indicateur du niveau potentiel de SE	Grandes cultures (8 cultures)*	kg d'N/ha/an (moyenne 1984-2013) UPC	Modèle STICS*	++
Stabilisation des sols et contrôle de l'érosion	Différentiel de taux d'érosion entre la situation actuelle et la situation de référence (sol nu) → indicateur du niveau effectif de SE	Toute la SAU classifiée en 4 grands types d'écosystèmes agricoles <sup>d</sup>	tonne de sol/ha/an (moyenne 2010-2012) Maille de 100 m	Modèle Mesales	+++
Pollinisation des espèces cultivées	(1) Potentiel de pollinisation élaboré dans le cadre du programme MAES → indicateur du niveau potentiel de SE	Toute la SAU <sup>d</sup>	Sans unité (« état actuel ») <sup>c</sup> Maille de 100 m	(1) Déjà calculé par le JRC	+++
	(2) Indicateur du SE fondé sur les rendements des cultures → indicateur du niveau effectif de SE	Grandes cultures, cultures légumières, arboriculture (58 cultures)	Sans unité (moyenne 2000-2010) Département	(2) Traitement des statistiques agricoles	+
	(3) Richesse des morpho-espèces des pollinisateurs → indicateur du niveau potentiel de SE	Terres arables, zones agricoles hétérogènes, prairies et milieux ouverts agricoles <sup>d</sup>	Nombre de morpho-espèces (« état actuel ») Maille de 100 m	(3) Extrapolation spatiale des données Spipoll	++

Service écosystémique	Indicateur(s) biophysique(s)	Types d'écosystèmes agricoles concernés par l'évaluation	Unité de l'indicateur Résolution spatiale du calcul	Nature des données et outils mobilisés	Robustesse de l'évaluation <sup>a</sup>
Régulation des graines d'adventices	(1) Abondance potentielle de la banque de graines d'adventices → indicateur du niveau potentiel de SE	Grandes cultures (céréales, oléagineux), cultures légumières, jachères, prairies de courte durée	Quantité de graines au m <sup>2</sup> (moyenne 2010-2012) Maille de 2 km	(1) Traitement des données de la littérature	++
	(2) Abondance potentielle de carabes dans les parcelles de blé → indicateur du niveau potentiel de SE	Céréales d'hiver (blé et orge)	Nombre d'individus (2012) Maille de 2 km	(2) Traitement des données de la littérature	+
Régulation des insectes ravageurs	Indicateur du niveau de régulation potentielle des pucerons dans les cultures de blé, orge, chou et soja → indicateur du niveau potentiel de SE	Céréales d'hiver (blé et orge)	Sans unité (2012) Maille de 2 km	Traitement des données de la littérature	+
Régulation de la qualité de l'eau vis-à-vis du N	Quantité annuelle moyenne de N non lixivilé → indicateur du niveau effectif de SE	Grandes cultures (8 cultures)*	kg N/ha/an et en % (moyenne 1984-2013) UPC	Modèle STICS*	+++
Régulation du climat global par stockage de C	(1) Quantité de C stockée dans la MO du sol et dans la biomasse ligneuse → indicateur du niveau effectif de SE	Toute la SAU <sup>d</sup>	tonne de C/ha (« état actuel ») UPC	(1) Traitement des données Intra-Infosol et de la littérature	++
	(2) Variation annuelle moyenne du stock de C du sol → indicateur du niveau effectif de SE	Grandes cultures (8 cultures)*	% (moyenne 1984-2013) UPC	(2) Modèle STICS*	+++

Service écosystémique	Indicateur(s) biophysique(s)	Types d'écosystèmes agricoles concernés par l'évaluation	Unité de l'indicateur Résolution spatiale du calcul	Nature des données et outils mobilisés	Robustesse de l'évaluation <sup>a</sup>
Potentiel récréatif (activités de plein air sans prélèvement)	Degré de naturalité des écosystèmes agricoles → indicateur du niveau potentiel de SE	Toute la SAU <sup>d</sup>	Sans unité (« état actuel ») Maille de 100 m	Adaptation de la procédure de Paracchini <i>et al.</i> (2014) <sup>e</sup>	++

\* Plan de simulation élaboré pour les écosystèmes prairiaux mais non mis en œuvre dans EFSE-EA.

<sup>a</sup> Évaluation qualitative réalisée à dire d'experts. L'indicateur varie de « ++++ » (robuste) à « + » (nécessite un travail de consolidation et de validation avant usage des résultats pour eux-mêmes).

<sup>b</sup> UPC : unité pédoclimatique définie spécifiquement pour EFSE-EA.

<sup>c</sup> « État actuel » : l'indice n'est pas une moyenne de valeurs obtenues pour une série d'années, mais il est calculé à l'aide de diverses sources de données présentant des années de collecte différentes.

<sup>d</sup> Indice calculé sur l'ensemble du territoire métropolitain, mais seuls les résultats relatifs aux pixels « agricoles » sont présentés dans cet ouvrage.

<sup>e</sup> Paracchini M.L, Zulian G, Kopperoinen L., Maes J., Schägnier J.P., Termansen M., Zandersen M., Perez-Soba M., Scholefield P.A. et Bidoglio G., 2014, Mapping cultural ecosystem services : A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU, *Ecological Indicators*, 45 : 371-395.



Édition : Marie-Christine Polge, [mcpolge@yahoo.fr](mailto:mcpolge@yahoo.fr)

Mise en page : Graph'm

Impression : ISI PRINT

15, rue Francis de Pressensé

93210 La Plaine Saint-Denis

Dépôt légal : octobre 2018



Les services écosystémiques (SE) peuvent se définir comme les composantes des écosystèmes dont l'homme retire des avantages : pollinisation des cultures, régulation du climat, etc. Souhaitant renforcer la prise en compte de la biodiversité dans les décisions publiques et privées, le ministère en charge de l'Écologie a confié à l'Inra l'évaluation des SE fournis par les écosystèmes agricoles. Cet ouvrage synthétise les principaux résultats de ce travail, réalisé entre 2014 et 2017 par un collectif pluridisciplinaire d'experts. Quatorze SE y sont décrits et évalués selon un cadre conceptuel *ad hoc* tenant compte des spécificités de ces espaces anthropisés. Parmi les avancées originales, l'estimation de la contribution actuelle des SE à la production agricole et la représentation des interactions entre SE sont autant de connaissances nécessaires pour concevoir des systèmes de production moins consommateurs en intrants artificiels (engrais de synthèse, pesticides) et répondant aux enjeux de société tels que la conservation de la biodiversité et la limitation des impacts environnementaux. Enfin, ce livre souligne la prudence avec laquelle l'évaluation économique doit être utilisée.

Cet ouvrage s'adresse aux chercheurs et aux étudiants dont les travaux portent sur les interactions entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes. Il intéressera également tous les acteurs de la gestion des territoires : agriculteurs, collectivités locales, associations environnementales, etc.

**Anaïs Tibi** est ingénieur de recherche au sein de la Délégation à l'expertise, à la prospective et aux études de l'Inra. Elle coordonne la réalisation d'expertises et d'études à l'interface entre agronomie et environnement.

**Olivier Therond** est ingénieur de recherche à l'Inra. Ses travaux portent sur l'analyse, la modélisation et l'évaluation intégrée des systèmes et territoires agricoles en vue d'accompagner la transition agroécologique. Il a assuré avec Muriel Tichit l'animation et la coordination scientifiques du présent travail. Muriel Tichit est chercheur en sciences animales à l'Inra, spécialiste des compromis entre production agricole, biodiversité et services écosystémiques.

*En couverture* : paysage agricole dans le département du Rhône (69).  
Cliché © M.-C. Lhôpital/Inra.

éditions  
**Quæ**

Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea  
[www.quae.com](http://www.quae.com)



34 €

ISBN : 978-2-7592-2916-1



9 782759 229161

ISSN : 2115-1229  
Réf. : 02661