



HAL
open science

Agriculture et biodiversité: les services écosystémiques, une voie de réconciliation ?

Olivier Therond, Michel Duru

► **To cite this version:**

Olivier Therond, Michel Duru. Agriculture et biodiversité: les services écosystémiques, une voie de réconciliation ?. Innovations Agronomiques, 2019, 75, pp.29-47. 10.15454/gldz6i . hal-02154655

HAL Id: hal-02154655

<https://hal.science/hal-02154655v1>

Submitted on 12 Jun 2019

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License

Agriculture et biodiversité : les services écosystémiques, une voie de réconciliation ?

Therond O.¹ et Duru M.²

¹ UMR 1132 LAE, INRA, Université de Lorraine, 28 rue de Herrlisheim, F-68000 Colmar

² UMR 1248 AGIR, INRA, Université Toulouse, INPT, F-31326 Castanet Tolosan

Résumé

Le développement de systèmes agricoles basés sur les services écosystémiques (SE) nécessite une gestion adaptée de la biodiversité à l'échelle de la parcelle et du paysage. Dans cet article, nous nous attachons à dresser un panorama des connaissances sur les relations entre biodiversité et ces SE fournis aux agriculteurs. Pour cela, nous nous appuyons essentiellement sur les résultats de l'étude EFESE-Écosystèmes Agricoles, coordonnée par l'Inra entre 2015 et 2017, et sur ceux de récentes méta-analyses et reviews. Dans un premier temps, pour chacune des grandes composantes de la biodiversité en jeu nous nous attachons à décrire les principales chaînes de causalité à l'origine des SE et les principales incertitudes associées. Dans un deuxième temps, nous montrons en quoi les pratiques de gestion du sol et de la biomasse déterminent l'état de ces composantes de l'écosystème agricole. Nous présentons alors l'enjeu de concevoir un ensemble cohérent de pratiques vis-à-vis des SE via la description des principales performances de l'agriculture de conservation et des systèmes intégrés culture-élevage. Enfin, nous nous attachons à identifier les principaux fronts de recherche sur les relations entre pratiques agricoles, biodiversité et SE. Nous pointons notamment le fait qu'il existe un déficit de connaissances sur les relations entre SE et niveau et qualité de la production agricole.

Mots-clés : Biodiversité aérienne et souterraine, Hétérogénéité du paysage, Couverts végétaux, Service écosystémique, Pratique agricole, Système de culture.

Abstract: Agriculture and biodiversity: ecosystem services, a way of reconciliation?

The development of agricultural systems based on ecosystem services (ES) requires adaptive management of biodiversity at the plot and landscape scales. In this paper, we provide an overview of knowledge on the relationship between biodiversity and this SE. For this, we rely mainly on the results of the EFESE-Agricultural Ecosystems study, coordinated by INRA between 2015 and 2017, and on recent meta-analyses and reviews. First, for each of the major biodiversity components involved, we focus on describing the main chains of causality behind SEs and the main associated uncertainties. In a second step, we show how soil and biomass management practices determine the state of these biodiversity components. We then present the challenge of designing a coherent set of practices to develop SE through the description of the main performances of conservation agriculture and integrated crop-livestock systems. Finally, we focus on identifying the main research issues on the relationships between agricultural practices, biodiversity and SE. Especially, we highlight that there is a lack of knowledge about the relationships between SE and level and quality of agricultural production.

Keywords: Aboveground and belowground biodiversities, Vegetal cover, Landscape heterogeneity, Ecosystem service, Agricultural practices, Cropping system.

Introduction

Le développement d'une agriculture basée sur l'utilisation intrants industriels a eu de multiples conséquences sur l'environnement (Therond et al., 2017a) notamment sur la biodiversité aérienne et souterraine (Le Roux et al., 2008 ; Mujtar et al., 2019 ; Dender et al., 2016 ; Tschardt et al., 2005). Depuis les années 1960, l'utilisation d'engrais azotés et d'engrais phosphatés minéraux a été multipliée par sept (Tilman et al., 2002) et les flux d'azote et de phosphore à l'échelle mondiale ont été démultipliés, entraînant d'importants problèmes de perturbations des écosystèmes telles que l'eutrophisation (Cordell et al., 2009).

En parallèle, **la production de pesticides a pratiquement triplé** entre 1960 et 2000 (Tilman, 2001). Leur utilisation intensive a eu d'importantes conséquences négatives sur la biodiversité, les régulations biologiques (Geiger et al., 2010 ; Le Roux et al., 2008), le développement de résistances des bioagresseurs (ex. les mauvaises herbes Powles et Yu, 2010), mais aussi sur la santé humaine (Nicolopoulou-Stamati et al., 2016).

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

Depuis les années 2000, les impacts environnementaux de cette **agriculture dite « industrielle »** basée sur l'utilisation massive d'intrants sont tellement importants qu'elle est considérée comme **une des premières activités humaines conduisant au dépassement des « limites planétaires »**, notamment en matière de biodiversité (Campbell et al., 2017). De ce fait, plusieurs instances internationales (ex. IAASTD, 2009) concluent que poursuivre dans la même direction (c.-à-d. « business as usual ») n'est plus une option.

Dans **la quête d'une agriculture plus durable**, on assiste alors à un foisonnement d'initiatives : agriculture raisonnée, de précision, intégrée, de conservation, naturelle, régénérative... D'intenses débats existent sur la question de la durabilité des systèmes agricoles décrits par ces différents termes (Garbach et al., 2016). La majorité de ces différents qualificatifs, souvent ambiguës, polysémiques et recouvrants, englobent une grande diversité de pratiques agricoles et de performances environnementales et socio-économiques différentes (Therond et al., 2017a).

Pour structurer le discours et l'analyse sur les formes d'agriculture Therond et al. (2017a) proposent de **caractériser le fonctionnement biotechnique des systèmes de production suivant le poids relatif dans le processus de production, des intrants exogènes à l'exploitation relativement à celui des services écosystémiques** (SE) fournis par les écosystèmes à l'agriculture (Duru et al., 2015a ; Zhang et al., 2007). Il est ainsi possible de distinguer les systèmes de production « conventionnels » dont le niveau de production agricole est fortement basé sur les intrants exogènes, des systèmes de production « agroécologiques » dont le niveau de production agricole est fortement dépendant des SE (Bommarco et al., 2013 ; Duru et al., 2015a ; Therond et al., 2017a). Cette distinction met en lumière le fait que les SE qui sous-tendent la production sont des facteurs de production au même titre que les intrants anthropiques (Le Roux et al., 2008). Ils correspondent principalement aux processus de pollinisation, de contrôle biologique des adventices, insectes ravageurs et maladies des plantes cultivées et des animaux d'élevage, de structuration du sol, de stockage et restitution de l'eau, de fourniture en nutriments et oligoéléments, de régulation du microclimat et de contrôle de l'érosion (Tibi et Therond, 2018).

Il est maintenant reconnu que le développement de systèmes agricoles basés sur ces SE nécessite une gestion durable de la biodiversité de l'échelle de la parcelle à celle du paysage et optimisée vis-à-vis des objectifs de production agricole (Duru et al., 2015a ; Bommarco et al. 2013 ; Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019).

Dans cette communication, nous nous attachons à dresser **un panorama structuré des connaissances sur les relations entre biodiversité et SE fournis aux agriculteurs**. Pour cela, nous nous appuyons essentiellement sur les résultats de l'étude EFESE-Écosystèmes Agricoles¹, coordonnée par l'Inra entre 2015 et 2017, qui visait à évaluer les SE fournis par les écosystèmes agricoles. Dans un premier temps, **nous présentons les grandes composantes de biodiversité qui sous-tendent les SE fournis à l'agriculteur puis nous nous attachons à décrire les principales chaînes de causalité à l'origine des SE** fournis aux agriculteurs. Nous montrons ensuite en quoi **les interactions entre ces composantes de l'écosystème agricole** sont déterminantes de l'état de chacune au travers de la présentation des interactions existant entre biodiversité aérienne et souterraine et entre hétérogénéité du paysage et diversité intra-parcellaire. Au fil de cette analyse, nous montrons qu'il existe des **boucles de rétroaction positive et de renforcement entre ces composantes, et entre celles-ci et les SE**. Dans un deuxième temps, nous montrons **en quoi les pratiques de gestion du sol et de la biomasse déterminent l'état de ces composantes de l'écosystème agricole**. Pour cela, nous présentons les effets majeurs des pratiques de travail du sol, de fertilisation, de traitements phytosanitaires et d'exportation et restitution de la biomasse. Nous montrons alors l'enjeu de **concevoir un ensemble cohérent de pratiques vis-à-vis des SE** via la caractérisation des principales performances de l'agriculture de conservation et l'intégration entre culture-élevage. Enfin, nous nous attachons à identifier **les principaux fronts de recherche sur les relations entre pratiques agricoles, biodiversité et SE**. Nous pointons notamment le fait que de nombreux travaux se concentrent sur l'analyse des relations entre les composantes de la biodiversité et entre celles-ci et les SE mais qu'il existe **un déficit de connaissances sur les relations entre SE et niveau et qualité de la production agricole**.

1. La biodiversité dans tous ses états

1.1 Composantes de la biodiversité et services écosystémiques

Deux grands types de biodiversité sont en interaction au sein de l'écosystème agricole : la biodiversité planifiée (ou domestique) intentionnellement intégrée et gérée par l'agriculteur (c.-à-d. espèces animales domestiques et végétales implantées), et la biodiversité associée composée des organismes animaux et végétaux sauvages, plus ou moins volontairement gérés par l'agriculteur (ex. adventices, faune sauvage, mais aussi faune et microbes du sol). Cette biodiversité associée dépend non seulement des pratiques agricoles mises en œuvre au sein de l'écosystème agricole mais aussi de la composition et de la configuration du paysage en termes d'espaces cultivés et non cultivés (ou habitats semi-naturels) (Altieri, 1999 ; Duru et al., 2015ab).

Dans l'étude EFESE-EA, le travail de spécification précise des SE fournis par les écosystèmes agricoles a permis d'identifier les composantes de la biodiversité sous-tendant chaque SE analysé. Il a alors été possible d'identifier les **cinq grandes composantes de la biodiversité** qui sous-tendent ces SE. Cette analyse a aussi permis de mettre en lumière **le rôle central joué par la matière organique des sols** pour de nombreux SE et son lien intrinsèque avec le vivant. La Figure 1 propose une représentation simplifiée des relations entre les 5 principales composantes de la biodiversité déterminant le niveau de fourniture des SE, la matière organique des sols et les SE instruits dans EFESE-EA. Les principales relations indirectes entre composantes de la biodiversité et entre les SE

¹<http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/EFESE-services-ecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles>

sont également représentées (flèches bleues à gauche). Cette représentation met en lumière le fait que **l'écosystème agricole est un système complexe** dans lequel de nombreuses interactions entre entités existent, via des processus écologiques. Par soucis de simplification, cette figure ne représente pas les boucles de rétroactions (feedbacks) des SE vers les composantes de la biodiversité représentées ni vers les autres composantes de la biodiversité (ex. flore ou faune sauvage du paysage, qui n'apparaissent pas non plus dans la figure).

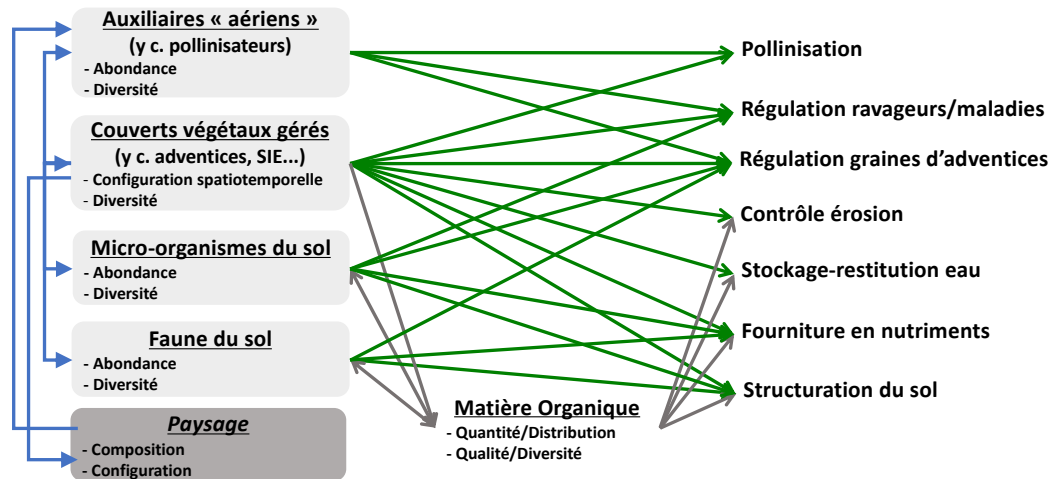


Figure 1 : Principales relations entre les composantes de la biodiversité et la matière organique des sols et les services écosystémiques (SE) fournis à l'agriculteur c.-à-d. sous tendant la production agricole (adapté de Therond et al., 2017c*). Pour des raisons de lisibilité, les boucles de rétroaction entre SE et biodiversité et SE et matière organique ne sont pas représentées. Seuls les SE analysés dans EFESE-EA sont représentés ici.

Cette figure met en lumière le rôle de :

- **La distribution spatiotemporelle 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-macrofaune endogée ; micro-organismes du sol ;
- **La quantité, qualité et la distribution dans le sol de la matière organique (MO)** ;
- **La composition et la configuration du paysage.**

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 (sensu lato). Les SE reposant sur la biodiversité du sol sont rendus par le système sol-plante de la parcelle. Ceux rendus par la faune épigée et aérienne (ci-après aérienne) dépendent à la fois de la configuration de la parcelle et de celle de la matrice paysagère qui l'entoure qui fournissent un habitat et des ressources alimentaires à cette faune. Autrement dit, 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 1 à plusieurs kilomètres au-delà des limites de la parcelle).

Cette schématisation donne un **premier niveau d'information sur les composantes clefs de la biodiversité sur lesquelles les agriculteurs (via les pratiques agricoles) et les autres gestionnaires du paysage peuvent intervenir pour modifier ou conserver le niveau des SE**. Elle permet d'appréhender les possibles effets des modifications intentionnelles ou non de l'état des composantes de l'écosystème sur différents SE.

1.2 Configuration spatiotemporelle et diversité des couverts végétaux gérés

La diversité et la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux gérés déterminent directement l'ensemble des services de régulation (Figure 1 ; Therond et al., 2017c²). Il s'agit des couverts cultivés, mais aussi des couverts semées ou plantées à d'autres vocations que la production agricoles (ex. les bandes enherbées et fleuries) et de la biodiversité végétale associée gérée tels que les adventices et les habitats semi-naturels de la parcelle.

L'augmentation de la diversité végétale à l'échelle de la parcelle, dans l'espace et dans le temps, est identifiée comme un levier majeur pour augmenter le niveau de fourniture des SE sous tendant la production de biens agricoles (Encadré 1 ; Duru et al., 2015a ; Gaba et al., 2014 ; Bommarco et al., 2013 ; Kremen et al., 2012). Ainsi, par exemple, il semble maintenant bien établi que l'introduction de bandes enherbée ou fleuries a un effet invariablement positif sur les services de pollinisation et contrôle biologique par conservation (Kleijn et al., 2018). Suivant leur nature, les habitats semi-naturels (ex. bandes enherbes/fleuries, haies...) ont des effets plus ou moins important sur ces deux services (Bartual et al., 2019). En outre, l'introduction de ce type d'aménagement, tout comme des couverts intermédiaires, permet de développer les services de protection des sols et contrôle de l'érosion et de structuration du sol (Kleijn et al., 2018 ; Justes et al., 2012). Les couverts principaux et intermédiaires via des effets de compétition et allélopathiques peuvent permettre de réguler fortement la germination ou la biomasse des adventices. La couverture du sol est aussi un déterminant de l'abondance et la diversité des animaux granivores (ex. carabes) qui peuvent aussi avoir un effet significatif sur la germination des adventices via la prédation de celle-ci (Petit et al., 2018). La diversification des rotations est aussi un levier le plus souvent positif, vis-à-vis des SE de régulation biologique, structuration des sols, fourniture en nutriments via notamment le rôle important des légumineuses (Kleijn et al., 2018). Ainsi, la mise en œuvre de rotations longues est un déterminant majeur du niveau de production agricole, par exemple en agriculture de conservation (Pittelkow et al., 2014), comme en agriculture biologique (Ponisio et al., 2014).

Encadré 1 : Relations entre diversité intra-parcellaire et SE de fourniture de nutriments et contrôle biologique

La diversité morphologique (ex. exploration de volumes de sol ou aériens différents), temporelles (ex. décalage phénologique) et fonctionnelles (différents mécanismes écologiques d'accès aux ressources en azote et phosphore) des plantes au sein d'une parcelle détermine la capacité de ces communautés végétales à valoriser les ressources abiotiques disponibles (Gaba et al., 2014). Des processus de facilitation entre espèces peuvent également intervenir. Par exemple, les légumineuses permettent à la fois la fixation symbiotique de l'azote et une solubilisation du phosphore qui peut être mis à disposition des autres espèces d'un mélange qui n'ont pas cette capacité (Li et al., 2007 ; Pellerin et al., 2017*).

Les effets de la distribution spatiotemporelle des couverts végétaux à l'échelle de la parcelle sur le niveau des SE de régulations biologiques des maladies, des insectes ravageurs et des adventices sont basés sur 8 grands types de processus écologiques (Duru et al., 2015a, voir détails dans Ratnadass et al., 2011) :

- Effets directs ou indirects de l'architecture du couvert (effet de barrière) ;
- Dilution de la ressource et détournement stimulo-dissuasif (effet push-pull) ;
- Perturbation spatiale ou temporelle des cycles écologiques ;
- Effets allélopathiques (c.-à-d. de composés chimiques sur les bioagresseurs et la défense des plantes) ;
- Résistance physiologique de la culture ;
- Conservation des auxiliaires des cultures et facilitation de leur action contre les insectes ravageurs ;
- Stimulation de la capacité du sol en matière de régulation des bioagresseurs (générale ou spécifique).

² Les références indiquées avec un astérisque correspondent à des chapitres de l'étude EFESE-EA.

Les mélanges plurispécifiques ou de génotypes ont également d'importants effets sur les SE de fourniture en nutriments et de régulations biologiques des bioagresseurs, y c. des adventices (Bedoussac et al., 2015 ; Iverson et al., 2014 ; Letourneau et al., 2011, Dassou et Tixier, 2016). Le même type d'effet est observé pour les systèmes agroforestiers (Fagerholm et al., 2016 ; Torralba et al., 2016). Dans les systèmes de grandes cultures à faible niveau d'intrants exogènes (ex. agriculture biologique), ces mélanges permettent souvent d'obtenir un niveau de production ou une qualité de biens agricoles plus élevés (ex. Bedoussac et al., 2015).

Il est important de noter que bien que certaines adventices des cultures sont considérées comme nuisibles du fait de la compétition qu'elles exercent avec les cultures de rente, leur présence dans la parcelle cultivée peut être déterminante de la qualité de l'habitat qu'elle représente pour les organismes mobiles à l'origine des SE de régulations biologiques. Ainsi, de récents travaux analysent l'importance de la diversité et de l'abondance de ces plantes dans le cycle écologique de nombreux organismes mobiles à l'origine de ces SE (ex. Emmerson et al., 2016 ; Marshall et al., 2003 ; Petit et al., 2015a ; Rollin et al., 2016 ; Storkey et Westbury, 2007).

1.3 Biodiversité du sol

Il est maintenant reconnu que **l'activité biologique souterraine, des plantes, des microorganismes et de la faune du sol, déterminent de nombreux SE** tels que la structuration du sol, capacité stockage en eau et fourniture de nutriments, capacité des régulations bioagresseurs du sol (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019).

Ainsi, les « **ingénieurs du sol** » (vers de terre, fourmis, termites...) contribuent à modifier la structure du sol par leur activité de perforation et d'agrégation (Cousin, 2017* ; Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019). Champignons et bactéries participent à l'évolution de la structure du sol via leur action sur le processus d'agrégation. Les plantes modifient la structure du sol via leur activité mécanique de perforation, et via les effets des exsudats racinaires sur les micro-agrégats. Aussi, certaines plantes sont parfois intégrées dans les rotations culturales pour favoriser le développement d'une structure du sol aérée et connectée (Cousin, 2017*). Il est important de noter qu'il y a **une boucle de rétroaction positive entre activité biologique et structuration du sol puisque ces deux processus se renforcent mutuellement** (Lavelle et al., 2016).

Les « **ingénieurs des litières** » (ex. collemboles, acariens) et les « ingénieurs des sols » (vers de terre anéciques, les termites et les fourmis) permettent la transformation des matières organiques fraîches en matières organiques particulaires et leur incorporation dans les premiers horizons du sol via les processus respectivement de fragmentation et d'incorporation (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019). Les communautés microbiennes à l'origine de la minéralisation de cette matière organique sont à la base du service de fourniture en nutriments aux plantes (Bender et al., 2016) avec des groupes fonctionnels présentant des caractéristiques spécifiques comme la fixation de l'azote atmosphérique ou la solubilisation du phosphore (El Mujtar et al., 2019). Les champignons mycorrhiziens arbusculaires jouent également un rôle clef dans la nutrition des plantes et des cultures via leur capacité d'exploration du sol et d'acquisition de nutriments clefs (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019).

La diversité du vivant dans le sol détermine également les capacités de régulation des bioagresseurs (ex. maladie, nématodes...) des plantes cultivées. On peut alors parler de **capacité suppressive des sols** (*soil suppressiveness capacity*) (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019). Ces capacités sont spécifiques lorsqu'une espèce ou groupes d'espèces régulent l'activité d'un bioagresseur ou générale lorsque c'est l'effet de la structure et activité de la communauté qui est l'origine du service de régulation. Là encore, **la diversité fonctionnelle joue un rôle clef dans ces processus de régulation** (El Mujtar et al., 2019). Les effets de régulation peuvent être liés à une diversité de processus relatifs à la compétition pour les ressources, la perturbation d'activité, la modification des réseaux trophiques ou

des conditions de vie, la production de composés chimiques toxiques pour les bioagresseurs (Shennan, 2008). Les populations microbiennes peuvent également avoir un effet sur la résistance des plantes via la stimulation de leur capacité défensive (Alabouvette et al., 2006).

1.4 Diversité des auxiliaires aériens des cultures et hétérogénéité du paysage

Au-delà de l'effet important de la diversité végétale intra-parcellaire, **les niveaux de SE de pollinisation et contrôle biologique par conservation (ou naturelle) peut dépendre aussi de la composition et de la configuration du paysage** (Encadré 2).

Les premières méta-analyses de Bianchi et al. (2006) ; Chaplin-Kremer et al. (2012) et Veres et al. (2013) ont pointé les potentiels effets positifs de l'hétérogénéité du paysage (ex. présence d'habitats semi-naturels ou d'espaces non cultivés) sur l'abondance et la diversité des auxiliaires des cultures. Ces effets, en moyenne positifs, peuvent aussi être non-significatifs voire négatifs suivant les chaînes trophiques et les situations paysagères analysées (Encadré 2 ; Kleijn et al., 2018 ; Tschardtke et al., 2016 ; Hagen et al. 2012). Les résultats globalement positifs ont conduit de nombreux scientifiques à conclure sur un effet généralement positif de la complexité du paysage sur le SE de contrôle biologique (Kleijn et al., 2018). Cependant, Karp et al. (2018), sur la base d'une nouvelle méta-analyse de très grande ampleur (132 études, 6 759 sites) ont montré que l'effet de la composition du paysage sur le SE de contrôle biologique n'est pas ou très faiblement significatif à l'échelle de l'ensemble du jeu de données analysé, par région bioclimatique voire par type de culture.

Encadré 2 : Hétérogénéité du paysage et contrôle biologique par conservation

L'hétérogénéité fonctionnelle, c.-à-d. l'agencement spatiotemporel des couverts végétaux en termes de fonctions (ex. ressource alimentaire, reproduction, repos, hivernage) dans le cycle écologique des organismes mobiles détermine leur dynamique dans le paysage. En effet, l'hétérogénéité fonctionnelle dans l'espace et dans le temps peut générer des continuités, ruptures, facilitation ou compétition dans les cycles écologiques des organismes mobiles, qui favorisent ou défavorisent leur développement et dispersion (Fahrig et al., 2011 ; Schellhorn et al., 2015). Par ailleurs, les traits fonctionnels des organismes mobiles (ex. taille, capacité de dispersion) déterminent leur réaction aux différentes formes de fragmentation (Hagen et al., 2012).

L'abondance et la distribution spatiale des habitats semi-naturels sont considérées comme des déterminants majeurs du niveau de SE de régulations biologiques. Cependant, de nombreux travaux mettent en avant les possibles effets contradictoires d'une plus grande abondance de ces habitats sur certains processus de régulation des insectes ravageurs et des adventices. Aussi, Tschardtke et al. (2016) identifient cinq grands types de situations pour lesquels une relation négative entre l'abondance de ces habitats et le niveau des SE de régulation des bioagresseurs peut être observée :

- Pas d'espèce d'auxiliaires des cultures efficaces contre les bioagresseurs dans le pool régional d'espèces.
- Les habitats semi-naturels sont une plus grande source de bioagresseurs que d'auxiliaires des cultures.
- Les habitats cultivés fournissent plus de ressources aux auxiliaires des cultures que les habitats semi-naturels.
- La quantité, la proximité, la composition ou la configuration des habitats semi-naturels ne permettent pas la mise en place de populations d'auxiliaires des cultures suffisantes pour assurer un contrôle naturel efficace.
- Les pratiques agricoles masquent les effets positifs des habitats semi-naturels sur l'établissement des auxiliaires des cultures et le niveau de contrôle naturel.

Tout récemment une autre méta-analyse a permis de fournir de premiers éléments de réconciliation de ces différents résultats. A partir d'une autre revue (1 470 sites), Dainese et al. (2019) montrent que l'hétérogénéité du paysage détermine avant tout la diversité des auxiliaires de culture et que c'est avant

tout cette diversité (vs. l'abondance) qui détermine le niveau de contrôle biologique. Ce travail montre qu'il est nécessaire de prendre en compte la diversité des ennemis naturels pour établir les effets de la simplification du paysage (réduction des espaces non cultivés) sur les régulations biologiques. Dainese et al. (2019) observent le même type de résultats sur les relations entre paysage et diversité des pollinisateurs et, comme montré précédemment (Porcher et al., 2017*) entre cette diversité et le niveau du SE de pollinisation. **La diversité des écosystèmes au sein du paysage déterminerait donc la diversité des auxiliaires de culture qui in fine déterminerait le niveau des régulations biologiques et de pollinisation.** En outre, dans leur méta-analyse Martin et al. (2019 ; 49 études, 1515 sites) montrent que la configuration des habitats semi-naturels et parcelles dans le paysage joue un rôle clef. Ainsi, ils démontrent que la densité de bordures (hedges), et donc la taille des parcelles et des habitats semi-naturels, est un déterminant majeur des services de pollinisation et de contrôle biologique.

Bien sûr il est important de noter que la force, voire le sens, de ces relations générales est dépendante des chaînes trophiques (culture-bioagresseurs-auxiliaires) et de la nature des systèmes de culture en jeu. Ainsi, pour certaines chaînes trophiques, cet effet peut être négligeable voire inversé (Kleijn et al., 2018 ; Karp et al., 2018 ; Martin et al., 2019) et, comme discuté dans la section suivante, dans certaines situations c'est avant tout la nature du système de culture qui détermine le niveau de SE de régulation biologique.

2. Interactions spatio-temporelles entre les composantes de la diversité

Il existe de nombreuses relations entre les composantes de biodiversité identifiées dans la figure 1. Nous nous concentrons ici sur la description des grandes interactions entre la diversité au sein de la parcelle et celle à l'échelle du paysage et entre la biodiversité sous-terrainne et aérienne.

2.1 Interactions diversité intra-parcellaire et du paysage

Il y a une relation directe entre diversité des couverts végétaux gérés au sein des parcelles et hétérogénéité du paysage puisque les premiers déterminent fortement la composition et la configuration des paysages agricoles (Figure 1, flèche bleue). Comme nous l'avons vu, **la biodiversité au sein de la parcelle et celle du paysage peut déterminer les SE de régulation biologique.** Il est alors nécessaire d'identifier les antagonismes ou synergies en jeu et déterminer les caractéristiques des systèmes de culture et du paysage qui permettraient de les réduire ou de les lever (Rapidel et al., 2015; Tschardt et al., 2012, 2016).

Les travaux de Concepcion et al. (2008) et de Tschardt et al. (2012) ont initié le développement d'un schéma général des interactions entre conduite de l'écosystème agricole à l'échelle de la parcelle, hétérogénéité du paysage et niveau de biodiversité associé. Ils représentent le fait que les effets de la complexification du paysage peuvent être fortement modulés par la nature de l'écosystème agricole au sein de la parcelle et le niveau de complexité du paysage (voir aussi Emmerson et al. 2016 ; Le Roux et al., 2008 ; Tschardt et al., 2012). La question du poids relatifs des effets de l'échelle parcelle et celle du paysage en fonction des caractéristiques des écosystèmes à ces deux échelles est un front de recherche (ex. Emmerson et al., 2016). De plus en plus de travaux suggèrent que l'effet du paysage sur les SE de régulation biologique pourrait être (beaucoup) moins important lorsque la nature de l'écosystème agricole et de son mode de conduite sont favorables à la biodiversité associée à l'origine de ces SE (ex. Chabert et Sarthou, 2017 ; Chaplin-Kramer et Kremen, 2012 ; Petit et al., 2017 ; Tamburini et al., 2016). Autrement dit, **l'effet positif du paysage sur l'abondance ou la diversité des ennemis naturels des bioagresseurs serait d'autant moins fort que la configuration spatiotemporelle des couverts gérés dans la parcelle et le niveau des perturbations (ex. travail du sol et traitements phytosanitaires) seraient adaptés au développement d'un habitat favorable à ces espèces.** Ainsi, par exemple, Petit et al. (2017) ont montré que les systèmes en agriculture de

conservation favorisent l'abondance des carabes (et les SE associés) et que l'effet du paysage sur cette abondance est moins fort, voire négligeable, alors qu'il est dominant dans les systèmes en agriculture conventionnelle.

2.2 Interactions diversité aérienne et souterraine

De plus en plus de travaux montrent qu'il **existe d'importantes interactions entre les biodiversités aérienne (aboveground) et souterraine (belowground)** (ex. Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019 ; Mendes et al., 2013 ; Philippot et al., 2013 ; Wardle et al., 2004). Les plantes ont un impact direct sur les organismes du sol via les ressources qu'elles leur fournissent (exsudats racinaires et matériels sénescents) alors que ces derniers déterminent les conditions de croissances (nutrition, stimulation chimique de la croissance, biocontrôle, structure du sol) des premières (El Mujtar et al., 2019, Cf. section précédentes). De ce fait, l'abondance et la diversité des organismes du sol peuvent avoir un effet significatif sur le niveau de la production agricole (Bender et al., 2016), sa qualité (ex. teneur en composés secondaires d'intérêt pour la santé, réduction de contamination par les métaux lourds, El Mujtar et al., 2019) ou bien encore sur les conditions de conservation des produits agricoles (ex. tomate dans Rillig et al., 2017). Aussi, l'enjeu agronomique serait de « piloter » la dynamique des communautés microbiennes associées aux plantes cultivées (microbiotes), ou plus généralement des organismes du sol, pour atteindre des objectifs en termes de SE, comme par exemple la régulation des bioagresseurs souterrains des plantes ou la fourniture de nutriments aux plantes cultivées (Bender et al., 2016 ; Kleijn et al., 2018 ; Dessaux et al., 2016 ; Lemanceau et al., 2015 ; Mendes et al., 2013). Cela pourrait passer par la sélection de plantes cultivées présentant des traits fonctionnels à l'origine d'un microbiote promoteur des SE recherchés ou le choix de couverts (ex. trèfle blanc) favorables au développement de champignons mycorhiziens eux-mêmes favorables à la culture (ex. maïs ; Bender et al., 2016). En outre, Perez-Jaramillo et al. (2016) montrent comment l'évolution des espèces cultivées et des pratiques culturales peut modifier l'assemblage et les fonctions du microbiote rhizosphérique (voir aussi Bulgarelli et al., 2015). D'autres travaux s'intéressent à la possibilité de concevoir des successions ou associations de couverts végétaux pour développer les capacités suppressives du sol (régulation des bioagresseurs ; Shennan et al., 2008 ; Latz et al., 2016).

L'état organique du sol, c.-à-d. la nature, la quantité et la distribution de la matière organique du sol, est au cœur des interactions entre biodiversité aérienne et souterraine (Bender et al., 2016 ; Kleijn et al., 2018 ; El Mujtar, 2019). Ainsi, alors qu'il est au cœur d'une boucle de rétroaction positive avec la diversité des communautés d'organismes du sol (Bouthier et al., 2014), il est lui-même fortement déterminé, par les couverts végétaux. De ce fait, il détermine de nombreux SE tels que la structuration et la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion, la capacité à stocker et restituer l'eau, la fourniture en nutriments aux plantes cultivées (Figure 1 ; Therond et al., 2017b).

On peut alors identifier une boucle de renforcement clefs entre la biodiversité des plantes qui déterminent directement, ou indirectement via la matière organique, les communautés d'organisme du sol qui elles-mêmes déterminent la santé des plantes et, in fine, leurs interactions avec le sol (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019).

3. Effets des pratiques et systèmes agricoles sur la biodiversité et les services écosystémiques

3.1 Pratiques agricoles et biodiversité

Il est maintenant largement démontré que **l'agriculture intensive basée sur le travail du sol et l'utilisation intrants industriels a un effet négatif sur la biodiversité aérienne et souterraine à**

l'origine des SE (Bender et al., 2016 ; Emmerson et al., 2016 ; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019 ; Tschamtko et al., 2005).

Le développement de la fréquence et de l'intensité du **travail du sol**, plus particulièrement du labour, est particulièrement défavorable au développement de la macrofaune et des mycorhizes du sol. Elle est cependant, le plus souvent associée, à une diminution de l'abondance et de la diversité des organismes microbiens du sol. Il apparaît que le travail du sol affecte plus particulièrement certains groupes microbiens, comme les populations nitrifiantes ou les champignons mycorhiziens (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019 ; Bouthier et al., 2014). Les pratiques de travail réduit sont réputées pour modifier de façon favorable la structure du sol, notamment parce qu'elles favorisent la diversification des espèces de bactéries, champignons et animaux présents dans le sol et permettent ainsi une action plus efficace des acteurs biologiques sur la structuration du sol (Cousin, 2017*). Aussi du fait de ses effets sur les composantes biotiques et l'état organique du sol, le travail du sol peut avoir un effet marqué sur les SE de structuration des sols, les SE de fournitures en nutriments et oligoéléments. Il peut également avoir un effet négatif sur les capacités suppressives des sols via la perturbation des réseaux trophiques à l'origine de ces SE.

Les **apports de fertilisants minéraux ou organiques** modifient la disponibilité en nutriments dans les sols et donc la dynamique des organismes vivants qui en dépendent, aussi bien les plantes que la biodiversité associée du sol. Via ses effets sur la dynamique de la biomasse végétale, la fertilisation modifie le régime des flux d'énergie, d'eau et de nutriments dans le système sol-plante et donc sur les SE associés. En outre, la fertilisation, comme les amendements, en modifiant les caractéristiques chimiques du sol (ex. acidification par apport d'azote minéral, alcalinisation par apport d'effluents organiques, voir Houot et al., 2014) influent sur son fonctionnement biotique, et donc les SE qui en dépendent tels que la capacité de régulation du climat (régulation des émissions des N₂O, dynamique de minéralisation du carbone) et la capacité de structuration du sol. L'apport de matière organique, tels que compost et fumier, peut être un levier pour développer les capacités suppressives du sol via son effet sur la diversité et l'activité de la vie du sol. Cependant les effets positifs sur les bioagresseurs dépendent de nombreux facteurs liés aux caractéristiques abiotiques et biotiques du sol et des matières organiques apportées (Alabouvette et al., 2006 ; Shennan, 2008).

Les effets négatifs des **produits phytosanitaires de synthèse** sur la biodiversité associée ont été largement étudiés et démontrés en France, en Europe et dans le monde (ex. Emmerson et al., 2016). L'effet des pesticides sur les organismes non cibles peut alors conduire à une diminution des SE effectifs de régulation biologique, à court ou moyen terme, via la perturbation des réseaux trophiques à l'origine de ces SE. Par ailleurs, les travaux de Gaba et al. (2016) montrent leurs effets négatifs sur la biodiversité associée végétale rare qui peut représenter un enjeu en termes de biodiversité patrimoniale et d'habitat pour les auxiliaires des cultures.

De nouvelles pratiques de **contrôle des bioagresseurs par utilisation de biosolutions** exogènes se développent actuellement. Elles peuvent prendre plusieurs formes : utilisation de biopesticides afin de réduire l'écotoxicité des pratiques phytosanitaires, apports de bio-stimulants du sol ou de la santé des plantes, introduction d'ennemis naturels des prédateurs des cultures développés industriellement (ex. trichogrammes du maïs) ou autres organismes d'intérêt agronomique (ex. bactéries azotobactères, champignons mycorhiziens) (Therond et al., 2017a). Dans ces deux derniers cas, l'utilisation d'organismes vivants vise alors à introduire ou amplifier les populations à l'origine de SE de régulation biologique ou de fourniture de nutriments. Alors que l'efficacité de certaines innovations comme l'inoculation de rhizobiums dans les systèmes de culture de légumineuses a été démontrée (Lemanceau et al., 2015), les effets au champ d'intrants tels que les biostimulants ne semblent pas encore l'être (Reeve et al., 2016). En outre, ces intrants biologiques ont généralement une faible résilience, ce qui conduit les agriculteurs à les appliquer régulièrement (par exemple, chaque année). Une raison de cette faible résilience, pourrait être que ces produits sont utilisés de la même manière que les produits chimiques, alors qu'ils devraient être appliqués conformément à leurs exigences

écologiques, notamment les caractéristiques du microbiote (Alabouvette et al., 2006). En d'autres termes, les bonnes pratiques de gestion de ce type d'intrants restent à définir.

La gestion de la biomasse des couverts végétaux cultivés est un levier puissant de modification des niveaux de plusieurs SE sous tendant la production agricole. Ainsi la nature et la quantité de biomasse exportée de la parcelle, ainsi que la nature, la quantité et l'état (ex. broyée) de la biomasse restituée au sol, déterminent les flux de carbone, de nutriments et d'eau dans l'écosystème. Par ailleurs, la quantité et la qualité de biomasse détermine très fortement la dynamique de la matière organique dans les sols, les flux d'azote associés et la capacité de structuration des sols. Directement via l'apport de biomasse ou indirectement via son effet sur l'état organique du sol les pratiques de gestion de la biomasse déterminent l'activité des organismes qui en dépendent et in fine SE qu'ils sous-tendent (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019).

3.2 Systèmes agricoles

Un des grands enjeux du **développement de systèmes de culture fortement basés sur les SE** « intrants » est de concevoir un ensemble de pratiques cohérentes, c.-à-d. un système de culture, qui optimise le fonctionnement de l'écosystème en termes de biodiversité et fourniture de SE (Bender et al., 2016 ; Duru et al., 2015a ; Therond et al., 2017). Ainsi par exemple, les principes de l'agriculture de conservation et les systèmes intégrés de culture-élevage semblent représenter des ensembles de leviers pertinents pour atteindre ces objectifs.

Garbach et al. (2016) présentent une méta-analyse des caractéristiques et des effets observés sur neuf SE des **pratiques d'agriculture de conservation**. Ce type de système est basé sur trois piliers en termes de pratiques : la minimisation des perturbations du fonctionnement du sol (réduction du travail du sol et non-labour), le maintien d'une couverture du sol (couvert végétal mort ou vivant) et la diversification et l'allongement des rotations (Garbach et al., 2016 ; Pittelkow et al., 2014). Dans leur méta-analyse, Pittelkow et al. (2014) montrent que ce type de systèmes de culture permet d'atteindre des niveaux de rendement équivalents à ceux des systèmes conventionnels uniquement lorsque ces trois types de pratiques (leviers agronomiques) sont mis en œuvre en combinaison. Ils montrent aussi que lorsque le non-labour est mis en œuvre seul, bien que les résultats soient variables, il a en moyenne tendance à réduire le niveau de production de biens végétaux. Concernant les SE, les points forts majeurs de l'agriculture de conservation seraient l'amélioration des SE liés à la régulation du cycle de l'eau, du cycle des nutriments, la structuration du sol et le contrôle de l'érosion. Bien qu'en moyenne ces systèmes permettraient aussi d'amplifier les SE de régulation des bioagresseurs, les effets peuvent être contrastés. Plus particulièrement, la régulation des adventices semble être une des grandes difficultés rencontrées par ces systèmes (Garbach et al., 2016).

Il est important de noter que **ces différents effets peuvent s'exprimer après une période de transition** allant de quelques années (ex. pollinisation) à une ou plusieurs décennies (Kleijn et al., 2018). Ainsi, par exemple, Pittelkow et al. (2014) montre que les effets de l'agriculture de conservation sur le rendement s'expriment pleinement après une période de 3 à plus de 10 ans. Tout récemment, Petit et al. (2017) ont montré que les systèmes en agriculture de conservation favorisent l'abondance des carabes après une période de transition d'au moins quatre ans.

Les **systèmes intégrés de culture-élevage** sont souvent considérés comme des systèmes permettant de développer des modes de production de biens végétaux basés sur les SE. Dans ces systèmes, l'enjeu est de développer les interactions spatiotemporelles entre les prairies, les grandes cultures et les animaux, de manière à augmenter la diversité spatiotemporelle à l'échelle de la parcelle et du paysage et, in fine, les SE qui en dépendent (Bonaudo et al., 2014 ; Moraine et al., 2014, 2016a ; Martin et al., 2016). Ces systèmes intégrés culture-élevage peuvent être développés à l'échelle du système de production en culture-élevage (Ryschawy et al., 2017), ou bien à l'échelle de collectifs d'agriculteurs ou

du territoire (Moraine et al., 2016b, 2017). Dans ces deux derniers cas, l'organisation d'échanges de matières (grains, fourrage, effluents) voire d'animaux, entre des exploitations spécialisées en grande culture et en élevage permet de diversifier les assolements et séquences de culture des exploitations en grande culture (ex. intégration de légumineuses à grain, de luzerne ou d'autres prairies temporaires). Ce type d'organisation peut également permettre une extension des surfaces en herbe dans les exploitations d'élevage sur les surfaces libérées des objectifs de production transférés aux exploitations de grande culture (ex. production de céréales). La diversification spatiotemporelle à l'échelle de la parcelle, du système de production ou du paysage peut permettre le développement des SE de régulations biologiques, de fourniture de nutriments (ex. effet des légumineuses sur les fournitures en azote et phosphore), de stockage du carbone et de maintien de la structuration du sol (Duru et Therond, 2014 ; Martin et al., 2016 ; Moraine et al., 2016b, 2017).

4. Fronts de recherche et perspectives

4.1 Fronts de recherche

L'analyse des relations entre configuration de l'écosystème agricole et du paysage, pratiques agricoles, climat et niveaux de fourniture des différents SE donne lieu à d'intenses recherches. Cependant, **le parent pauvre de ces recherches reste le lien entre niveaux de SE et niveau de production de biens agricoles** ! En effet, par exemple, très peu de travaux traitent des relations entre régulations biologiques (ou niveau de bioagresseurs) et dommages (ex. pertes de rendement) (Kleijn et al., 2018 ; Nelson, 2017 ; Therond et al., 2017) ou estiment le bilan complet de l'intégration d'habitats semi-naturels dans la parcelle considérant leurs effets positifs sur les SE et négatifs sur la surface productive (Kleijn et al., 2018 ; Palomo-Capesino et al., 2018) ou encore établissent le lien entre régulation des graines d'adventices et dynamiques effectives de celles-ci (Petit et al., 2018). En outre, la durée et les modalités de gestion de la transition d'un système de culture simplifié à un système diversifié fournissant un haut niveau de SE sont des questions clefs (Bommarco et al., 2013 ; Duru et al., 2015a ; Gagic et al., 2017 ; Therond et al., 2017 ; Kleijn et al., 2018). Plus généralement, l'enjeu est d'établir une évaluation coût-bénéfice des pratiques prenant en compte le temps d'établissement des effets (Kleijn et al., 2018). Il s'agit ici de produire des connaissances, réellement actionnables par et qui font sens pour les acteurs agricoles, pour la conception et gestion des systèmes diversifiés (Duru et al., 2015 ; Therond et al., 2017a ; Kleijn et al., 2018). Aussi, de notre point de vue, pour accompagner les changements en agriculture, il serait donc nécessaire de **transformer des recherches en écologie en recherches en agro-écologie**, c.-à-d. de passer de recherches sur les déterminants des abondances d'organismes et régulations associées à des recherches sur les déterminants agroécologiques des performances des systèmes agricoles. Il s'agirait par exemple d'**estimer le niveau et la variabilité des effets des SE sur la qualité de quantité des productions agricoles**.

Concernant les interactions entre composantes de la biodiversité, il est nécessaire de **développer une compréhension des relations entre la nature des plantes cultivées et la dynamique des communautés d'organismes du sol** et ainsi identifier des leviers permettant d'orienter le fonctionnement des communautés d'organismes du sol de façon à optimiser leur fonctionnement vis-à-vis des SE fournis à l'agriculteur et donc de la production agricole (Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019 ; Mendes et al., 2013). Ici deux approches, potentiellement complémentaires sont développées : (i) l'identification d'organismes (bactérie, mycorhize ...) ou de molécules (biopesticides, biostimulants) d'intérêt en vue de leur amplification et/ou réintroduction dans le milieu et (ii) la conception de systèmes de culture (configuration et mode de conduite) permettant le développement de communautés d'intérêt dans le sol (El Mujtar et al., 2019).

Concernant le cycle des nutriments, l'enjeu serait d'estimer les performances agronomiques de **systèmes conçus pour réduire drastiquement et durablement l'utilisation d'engrais minéraux** *via*

l'amélioration de l'état organique du sol, des complémentarités morphologiques, temporelles et fonctionnelles et du temps de résidence des nutriments (Drinkwater et Snapp, 2007).

D'un point de vue méthodologique, les fronts de recherche à développer portent principalement sur l'application et **l'opérationnalisation des approches d'écologie fonctionnelle, des réseaux trophiques et des perturbations** et dans leur couplage pour mieux caractériser les relations entre pratiques, diversités, SE et niveau et qualité de production (Petit et Lescourret, ce volume). En outre, alors que les résultats des travaux sur les relations entre pratiques, biodiversité et SE sont souvent très contingents des situations étudiées, il sera nécessaire de développer des principes et outils (*sensu lato*) de gestion permettant de promouvoir les relations attendues dans les situations spécifiques d'action des agriculteurs (Jeuffroy et al., ce volume ; Duru et al., 2015b ; Mujtar et al., 2019).

Les dispositifs de mesure de longue durée (ex. expérimentation système et participatif) **et de modélisation dynamique des systèmes sol-plantes et des paysages** sont nécessaires pour analyser les dynamiques spatiotemporelles des SE et de leurs interactions et, ainsi, déterminer la variabilité de leurs niveaux de fourniture, voire leur résilience aux changements climatiques et actions anthropiques. Il s'agirait ici d'analyser dans quelle mesure la diversité et redondance fonctionnelles, la connectivité et complexité des réseaux trophiques et l'état des variables à temps de réponse long (ex. taux de matière organique) déterminent cette résilience, par conséquent de la biodiversité associée, est source de résilience des processus écologiques à l'origine des SE, des SE eux-mêmes et du niveau de production de biens associé (Duru et al., 2015a,b ; Mujtar et al., 2019 ; Ponisio et Ehrlich, 2016).

Enfin, il est nécessaire de développer des méthodes d'évaluation intégrée (multicritère et multiniveau) des performances des formes d'agriculture basées sur les SE sous-tendant la production agricole. Trois grandes dimensions clefs d'évaluation sont ici à prendre en compte. Ainsi, il sera nécessaire d'**évaluer dans quelle mesure il y a convergence entre développement des SE fournis à l'agriculteur et développement des services écosystémiques fournis à la société** tels que les services de régulation du climat global, des inondations, des coulées de boues, de la quantité et qualité des flux d'eau vers les hydrosystèmes et de fourniture de paysages de qualité pour les activités de loisir. Les travaux d'EFESE-EA laissent entrevoir que la convergence est forte mais les conditions d'apparition d'antagonismes, comme entre restitution d'eau aux plantes cultivées et aux hydrosystèmes, restent à spécifier (Cousin et Therond, 2017*). Il sera également nécessaire de bien **évaluer l'impact de ces formes d'agriculture sur la biodiversité dans son ensemble** puisque les stratégies de développement des SE conduisent à se focaliser sur les seules composantes de la biodiversité identifiées comme à l'origine de ceux-ci. Ce type d'évaluation permettra d'alimenter le vif débat scientifique sur les modalités de développement d'une agriculture favorable à toute la biodiversité qui est fortement structuré autour de l'opposition Land sparing / Land sharing : faut-il concentrer une agriculture intensive et productive sur une part des surfaces pour libérer des espaces « naturels » (protégés) favorables à la biodiversité ou faut-il développer une agriculture basée sur les SE (vs. les intrants) développant, en son sein, des habitats favorables à la biodiversité ? (Porcher et Chauvel, 2017*). Enfin, ces méthodes d'évaluation intégrée devront permettre de répondre d'évaluer dans quelle mesure ces formes d'agriculture basées sur les SE permettent de **conserver/restaurer significativement la santé des sols, plantes, écosystèmes et des Hommes** (Duru et Therond, 2019). Plus généralement, il s'agit d'évaluer dans quelle mesure il est possible de développer des **modes de gestion durable des biomasses dans un territoire pour répondre aux enjeux de production alimentaire, non-alimentaire (y c. d'énergie) et de conservation/restauration des ressources naturelles** (y c. des SE) (Therond et al., 2017a).

4.2 Perspectives : vers une réconciliation agriculture, société et biodiversité ?

Alors que l'agriculture industrielle, basée sur une utilisation intensive des intrants industriels, a démontré ses limites, **l'enjeu de la « transition agroécologique » est de développer des systèmes agricoles**

basés sur les services écosystémiques et qui répondent aux enjeux de sécurité alimentaire (quantité, qualité), de production non alimentaire (y c. d'énergie) et de conservation de la biodiversité (Therond et al., 2017a). Il est alors nécessaire d'identifier des modes de production représentant des solutions gagnant-gagnant pour les agriculteurs, la société et la nature (Kleijn et al., 2018). Une voie possible est de développer des systèmes agricoles basés sur les services écosystémiques (SE) sous-tendant la production de manière à réduire drastiquement l'utilisation des intrants industriels et leurs effets négatifs sur l'environnement. Développer ces SE nécessite de mettre en œuvre une gestion adaptée de la biodiversité, optimisée vis-à-vis de la production agricole, de l'échelle de la parcelle à celle du paysage.

Au fil de notre analyse nous avons montré **les nombreuses relations et interactions entre les différentes composantes de la biodiversité sous tendant ces SE**. Nous nous sommes attachés à mettre en lumière les boucles positives de rétroactions et de renforcement entre ces composantes et avec la production agricole. Aussi, comme d'autres auteurs (ex. Bommarco et al., 2013 ; Bender et al., 2016 ; El Mujtar et al., 2019), nous pensons que la gestion des « biodiversités » offre un potentiel de leviers importants pour le développement d'une agriculture durable basée sur les SE. Cependant, le développement de ce type d'agriculture pose encore de grandes difficultés d'opérationnalisation. Ainsi, les connaissances disponibles actuellement permettent une meilleure compréhension du fonctionnement des écosystèmes agricoles mais présentent deux grandes limites : (i) elles permettent encore difficilement d'estimer les performances agronomiques de ces systèmes agricoles et (ii) le développement de systèmes agricoles basés sur les SE n'est pas gage d'atteinte des objectifs de conservation de la biodiversité per se, voire de production des SE clefs pour la société (ex. restitution d'eau bleue).

Enfin, la production de connaissances sur le fonctionnement biotechnique des écosystèmes agricoles est nécessaire mais pas suffisante pour accompagner une transition agroécologique. Il importe aussi de **prendre en compte les dimensions socio-économiques** en jeu et plus particulièrement l'acceptabilité des mesures par les agriculteurs en termes de valeurs, performances socio-économiques et prise de risque (ex. marges et conditions de travail) (Kleijn et al., 2018 ; Palomo-Capesino et al., 2018). C'est pourquoi la prise en compte de l'intégralité du système d'acteurs impliqués dans cette transition et des verrous existants est incontournable (Meynard et al., 2016 ; Duru et al., 2015b ; Palomo-Capesino et al., 2018).

Références bibliographiques

- Alabouvette C., Olivain C., Steinberg C., 2006. Biological Control of Plant Diseases: The European Situation. *Eur J Plant Pathol*, 114:329–341.
- Altieri M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74, 19–31. doi:10.1016/S0167-8809(99)00028-6
- Bartual A.M., Sutter L., Bocci G., et al., 2019. Agriculture, Ecosystems and Environment: The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agric Ecosyst Environ* 279:43–52. doi: 10.1016/j.agee.2019.04.009
- Bedoussac L., Journet E.P., Hauggaard-Nielsen H., et al., 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agron Sustain Dev* 35:911–935. doi: 10.1007/s13593-014-0277-7
- Bender S.F., Wagg C., vanderHeijden M.G.A., 2016. An Underground Revolution: Biodiversity and Soil Ecological Engineering for Agricultural Sustainability. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Bennett AJ1, Bending GD, Chandler D, Hilton S, Mills P., 2012. Meeting the demand for crop production: the challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biol Rev Camb Philos Soc*. 87(1):52-71. doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00184.x.

- Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H., Tscharntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc R Soc B Biol Sci* 273:1715–1727. doi:10.1098/rspb.2006.3530
- Bommarco R., Kleijn D., Potts S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol Evol* 28:230-238. doi:10.1016/j.tree.2012.10.012
- Bonaudo T., Burlamaqui Bendahan A., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy* 57, 43-51.
- Bouthier A., Pelosi C., Villenave C., Peres G., Hedde M., Ranjard L., Vian J.F., Peigne J., Cortet J., Bispo A., Piron D., 2014. Impact du travail du sol sur son fonctionnement biologique. In: Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (Coord), *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*. Savoir Faire (Quae Ed.). <http://prodinra.inra.fr/record/400563>
- Bulgarelli D., Garrido-Oter R., Münch P.C., et al., 2015. Structure and function of the bacterial root microbiota in wild and domesticated barley. *Cell Host Microbe* 17:392–403. doi: 10.1016/j.chom.2015.01.011
- Campbell B.M., Beare D.J., Bennett E.M., et al., 2017. Agriculture production as a major driver of the earth system exceeding planetary boundaries. *Ecol Soc* 22:. doi: 10.5751/ES-09595-220408
- Chabert A., Sarthou J.-P., 2017. Practices of conservation agriculture prevail over cropping systems and landscape heterogeneity in understanding the ecosystem service of aphid biocontrol. *Agric Ecosyst Environ* 249:70–79. doi: 10.1016/j.agee.2017.08.005
- Chaplin-Kramer R., Kremen C., 2012. Pest control experiments show benefits of complexity at landscape and local scales. *Ecol Appl* 22:1936–1948. doi: 10.1890/11-1844.1
- Concepción E.D., Díaz M., Baquero R.A., 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecol* 23:135-148. doi: 10.1007/s10980-007-9150-2
- Cordell D., Drangert J.O., White S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environ Chang* 19:292–305. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- Cousin I., Therond O., 2017. Stockage et restitution de l'eau. In Therond O., Tichit M., Tibi A. (Coord.), *Rapport d'étude EFESE-EA*, 385-417.
- Cousin I., 2017. Structuration du sol. In Therond O., Tichit M., Tibi A. (Coord.), *Rapport d'étude EFESE-EA*, 377-384.
- Dainese M., Martin E.A., Aizen M.A, et al, 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *bioRxiv* 1–19.
- Dassou A.G., Tixier P., 2016. Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: A meta-analysis. *Ecol Evol* 6:1143–1153. doi: 10.1002/ece3.1917
- Dessaux Y., Grandclément C., Faure D., 2016. Engineering the Rhizosphere. *Trends Plant Sci* 21:266–278. doi: 10.1016/j.tplants.2016.01.002
- Drinkwater L.E., Snapp S.S., 2007. Nutrients in agroecosystems: rethink the management paradigm. *Adv Agron* 92:163-186. doi: 10.1016/S0065-2113(04)92003-2
- Duru M., Therond O., 2019. La « santé unique » pour reconnecter agriculture, environnement et alimentation. *Regard*, in press.
- Duru M., Therond O., Fares M., 2015b. Designing agroecological transitions : A review. *Agronomy for Sustainable Development*, DOI 10.1007/s13593-015-0318-x.
- Duru M., Therond O., Martin G., Martin-Clouaire R., Magne M.A., Justes E., Journet E.P., Aubertot J.N., Savary S., Bergez J.E., Sarthou J.P., 2015a). How to implement biodiversity-based agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*.
- El Mujtar V., Muñoz N., Mc Cormick B.P., Pulleman M., Tiftonell P., 2019. Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? *Global Food Security*, 20, 132-144.
- Emmerson M., Aavik T., Batáry P., et al., 2016. How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. *Advances in Ecological Research*, 55, 43-97.

- Fagerholm N., Moreno G., Plieninger T., Torralba M., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosyst Environ* 230:150–161. doi: 10.1016/j.agee.2016.06.002
- Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T.O., Fuller R.J., Sirami C., Siriwardena G.M., Martin J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol Lett* 14:101–112.
- Gaba S., Gabriel E., Chadœuf J., Bonneu F., Bretagnolle V., 2016. Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Sci Rep* 6:30112. doi:10.1038/srep30112
- Gaba S., Lescourret F., Boudsocq S., Enjalbert J., Hinsinger P., Journet E.P., Navas M.L., Wery J., Louarn G., Malézieux E., Pelzer E., Prudent M., Ozier-Lafontaine H., 2014. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron Sustain Dev* 35:607–623. doi:10.1007/s13593-014-0272-z
- Gagic V., Kleijn D., Báldi A., Boros G., Jørgensen H.B., Elek Z., Garratt M.P.D., de Groot G.A., Hedlund K., Kovács-Hostyánszki A., Marini L., Martin E., Peverè I., Potts S.G., Redlich S., Senapathi D., Steffan-Dewenter I., Świtek S., Smith H.G., Takács V., Tryjanowski P., van der Putten W.H., van Gils S., Bommarco R., 2017. Combined effects of agrochemicals and ecosystem services on crop yield across Europe. *Ecol Lett*, 20: 1427–1436. doi:10.1111/ele.12850
- Garbach K., Milder J.C., DeClerck F.A.J., Montenegro de Wit M., Driscoll L., Gemmill-Herren B., 2016. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Intern J Agr Sustain* 5903:1–22. doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810
- Hagen M., Kissling W., Rasmussen C., et al., 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research*, 46, 89-120.
- Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A. (Coord), 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socioéconomiques. Synthèse de l'Expertise scientifique collective, INRA-CNRS-Irstea (France). 100p.
- Iverson A.L., Marín L.E., Ennis K.K., et al., 2014. Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *J Appl Ecol* n/a-n/a. doi: 10.1111/1365-2664.12334
- Jeuffroy M.-H., Bonifazi M., Guichard L., Leclère M., Loyce C., Meynard J.-M., Pelzer E., Quinio M., Reau R., 2019. Conditions sociotechniques d'un changement de pratiques vers plus de biodiversité. *Innovations Agronomiques* 75 (A paraitre).
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., Savini I., Réchauchère O., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires: conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 60 p.
- Karp D.S., Chaplin-Kramer R., Meehan T.D., et al., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc Natl Acad Sci* 115:E7863–E7870. doi: 10.1073/pnas.1800042115
- Kleijn D., Bommarco R., Fijen T.P.M., et al., 2018. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends Ecol Evol* xx:1–13. doi: 10.1016/j.tree.2018.11.002
- Kremen C., Iles A., Bacon C., 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based. *Ecol Soc* 17:44-63. doi.org/10.5751/ES-05103-170444
- Latz E., Eisenhauer N., Rall B.C., et al., 2016. Unravelling Linkages between Plant Community Composition and the Pathogen-Suppressive Potential of Soils. *Sci Rep* 6:23584.
- Lavelle P., Spain A., Blouin M., et al., 2016. Ecosystem engineers in a self-organized soil: A review of concepts and future research questions. *Soil Sci* 181:91–109. doi: 10.1097/SS.0000000000000155
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.P., Trommetter M. (Coord), 2008. Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France).

- Lemanceau P, Maron PA, Mazurier S, Mougé C, Pivato B, Plassart P, Ranjard L, Revellin C, Tardy V, Wipf D (2015). Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge in agroecology. *Agron Sustain Dev* 35:1-67-81. doi:10.1007/s13593-014-0247-0
- Letourneau DK, Armbrecht I, Rivera BS, et al. (2011). Does plant diversity benefit agroecosystems? A synthetic review. *Ecol Appl* 21:9–21. doi: 10.1890/09-2026.1
- Li L., Li S.-M., Sun J.-H., Zhou L.-L., Bao X.-G., Zhang H.-G., Zhang F.-S., 2007. Diversity enhances agricultural productivity via rhizosphere phosphorus facilitation on phosphorus-deficient soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(27), 11192–6.
- Marshall E.J.P., Brown V.K., Boatman N.D., et al., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields: The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. - *Weed Research* 43 (1). *Weed Res* 44:77–89. doi: 10.1046/j.1365-3180.2003.00326.x
- Martin E.A., Clough Y., Bommarco R., et al., 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*. doi: 10.1111/ele.13265
- Martin G., Moraine M., Ryschawy J., Magne M.A., Asai M., Sarthou J.P., Duru M., Therond O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36:53. DOI 10.1007/s13593-016-0390-x
- Mendes R., Garbeva P., Raaijmakers J.M., 2013. The rhizosphere microbiome: Significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol Rev* 37:634–663. doi: 10.1111/1574-6976.12028
- Meynard J.M., Jeuffroy M.H., et al., 2016. Designing coupled innovations for the sustainability transition of agrifood systems. doi: 10.1016/j.agsy.2016.08.002
- Moraine M., Duru M., Therond O., 2016a. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop–livestock systems from farm to territory levels. *Renew Agr Food Syst* 1–14. doi.org/10.1017/S1742170515000526
- Moraine M., Grimaldi J., Murgue C., Duru M., Therond O., 2016b. Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems* 147, 87–97. DOI:10.1016/j.agsy.2016.06.002
- Moraine M., Duru M., Nicholas P., Leterme P., Therond O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, DOI : 10.1017/S1751731114001189.
- Moraine M., Melac P., Ryschawy J., Duru M., Therond O., 2017. Participatory design and integrated assessment of collective crop-livestock organic systems. *Ecological indicators*, 72, 340–351.
- Nelson A., 2017. Crop pests: Crop-health survey aims to fill data gaps. *Nature* 541:464.
- Nicolopoulou-Stamati P., Maipas S., Kotampasi C., Stamatis P., Hens L., 2016. Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture. *Frontiers in Public Health*, 4:148. doi:10.3389/fpubh.2016.00148
- Palomo-Campesino S., González J.A., García-Llorente M., 2018. Exploring the Connections between Agroecological Practices and Ecosystem Services: A Systematic Literature Review. *Sustainability* 2018, 10(12), 4339
- Pellerin S. et Cousin I. (2017). Fourniture d'autres nutriments et oligo-éléments aux plantes cultivées. In Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Rapport d'étude EFSE-EA, 449-458.
- Perez-Jaramillo J.E., Mendes R., Raaijmakers J.M., 2016. Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. *Plant Mol Biol* 90:635–644. doi: 10.1007/s11103-015-0337-7
- Petit S., Cordeau S., Chauvel B., et al., 2018. Biodiversity-based options for arable weed management. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38: 48.
- Petit S., Munier-Jolain N., Bretagnolle V., et al., 2015a. Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environ Manage* 56:1078–1090. doi: 10.1007/s00267-015-0554-5

- Petit S., Trichard A., Biju-Duval L., et al., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. *Agric Ecosyst Environ* 240:45–53. doi: 10.1016/j.agee.2017.02.014
- Petit S., Lescourret F., 2019. La biodiversité au cœur des agroécosystèmes : où en sommes-nous aujourd'hui ? *Innovations Agronomiques* 75, 15-27
- Philippot L., Raaijmakers J.M., Lemanceau P., van der Putten W.H., 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nat Rev Microbiol* 11:789–799.
- Pittelkow C.M., Liang X., Linquist B.A., van Groenigen K.J., Lee J., Lundy M.E., van Gestel N., Six J., Venterea R.T., van Kessel C., 2014. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365–368.
- Ponisio L.C., Ehrlich P.R., 2016. Diversification, yield and a new agricultural revolution: Problems and prospects. *Sustain* 8:1–15. doi: 10.3390/su8111118
- Porcher E., Chauvel B., 2017. Biodiversité et services écosystémiques dans les écosystèmes agricoles. In Therond O. Tichit M., Tibi A. (Coord.), Rapport d'étude EFESE-EA, 64-77.
- Porcher E., Bockstaller C., Chauvel B., Plantureux S. (2017). Pollinisation des espèces cultivées. In Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Rapport d'étude EFESE-EA, 267-284.
- Powles S.B., Yu Q., 2010. Evolution in action: plants resistant to herbicides. *Annu Rev Plant Biol* 61:317–347.
- Rapidel B., Ripoche A., Allinne C., Metay A., Deheuvels O., Lamanda N., et al., 2015. Analysis of ecosystem services trade-offs to design agroecosystems with perennial crops. *Agronomy for Sustainable Development*. doi:10.1007/s13593-015-0317-y
- Ratnadass A., Fernandes P., Avelino J., Habib R., 2011. Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: a review. *Agron Sustain Dev*. doi: 10.1007/s13593-011-0022-4
- Reeve J.R., Hoagland L.A., Villalba J.J., Carr P.M., Atucha A., Cambardella C., Davis D.R., Delate K., 2016. Organic Farming, Soil Health, and Food Quality: Considering Possible Links. *Adv Agron* 137:319-367. doi:10.1016/bs.agron.2015.12.003
- Rillig M.C., Lehmann A., Lehmann J., Camenzind T., Rauh C., 2017. Soil Biodiversity Effects from Field to Fork. *Trends in Plant Science*, 23(1), 17–24.
- Rollin O., Benelli G., Benvenuti S., et al., 2016. Weed-insect pollinator networks as bio-indicators of ecological sustainability in agriculture. A review. *Agron Sustain Dev* 36:8. doi: 10.1007/s13593-015-0342-x
- Rusch A., Chaplin-Kramer R., Gardiner M.M., Hawro V., Holland J., Landis D., Thies C., Tscharrntke T., Weisser W.W., Winqvist C., Woltz M., Bommarco R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agr Ecosyst Environ* 221:198–204. doi:10.1016/j.agee.2016.01.039
- Ryschawy J., Martin G., Moraine M., Duru M., Therond O., 2017. Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. DOI 10.1007/s10705-016-9815-9
- Sánchez-bayo F., Wyckhuys K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232 (2019) 8–27.
- Schellhorn N.A., Gagic V., Bommarco R., 2015. Time will tell: Resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends Ecol Evol* 30:524–530. doi: 10.1016/j.tree.2015.06.007
- Shennan C., 2008. Biotic interactions, ecological knowledge and agriculture. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 363:717–739. doi: 10.1098/rstb.2007.2180
- Storkey J., Westbury D.B., 2007. Managing arable weeds for biodiversity. *Pest Manag Sci* 63:517–523
- Tamburini G., De Simone S., Sigura M., et al., 2016. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *J Appl Ecol* 53:233–241. doi: 10.1111/1365-2664.12544

Therond O., Tichit M., Tibi A. (Coord.), et al., 2017b. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude, Inra (France), 966 pages.

Therond O., 2017c. Interactions et synergies entre services. In Therond O., Tichit M., Tibi A. (Coord.), Rapport d'étude EFESE-EA, 267-284. 950-9555.

Therond O., Duru M., Roger-Estrade J., Richard G., 2017a. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37: 21. doi:10.1007/s13593-017-0429-7.

Tibi A., Therond O. (Eds), 2018. Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Evaluer et caractériser. Quae, 186p.

Tilman D., Cassman K.G., Matson P.A., Naylor R., Polasky S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.

Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284.

Torralba M., Fagerholm N., Burgess P.J., Moreno G., Plieninger T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 230:150-161.

Tscharntke T, Karp DS, Chaplin-kramer R, Batáry P, Declerck F, Gratton C, ... Zhang W (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control - Five hypotheses. *Biol. Conserv.* <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>

Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857–874.

Tscharntke T., Tylanakis J.M., Rand T.A., Didham R.K., Fahrig L., Batary P., Bengtsson J., Clough Y., Crist T.O., Dormann C.F., Ewers R.M., Fründ J., Holt R.D., Holzschuh A., Klein A.M., Kleijn D., Kremen C., Landis D.A., Laurance W., Lindenmayer D., Scherber C., Sodhi N., Steffan-Dewenter I., Thies C., Van Der Putten W.H., Westphal C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes- eight hypotheses. *Biol Rev.* doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x

Veres A., Petit S., Conord C., Lavigne C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agric Ecosyst Environ* 166:110–117. doi: 10.1016/j.agee.2011.05.027

Wardle D.A., 2004. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* (80) 304:1629–1633. doi: 10.1126/science.1094875

Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K., Swinton S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecol Econ* 64:253–260.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « *Innovations Agronomiques* », la date de sa publication, et son URL ou DOI).