

Carole Hermon (dir.)

## Services écosystémiques et protection des sols Analyses juridiques et éclairages agronomiques

Éditions Quæ

---

# Chapitre 2 - Les services écosystémiques rendus par les sols du point de vue de l'agronomie : le cas de l'agriculture de conservation

Ariane Chabert et Jean-Pierre Sarthou

---

Éditeur : Éditions Quæ  
Lieu d'édition : Éditions Quæ  
Année d'édition : 2018  
Date de mise en ligne : 17 mars 2021  
Collection : Update Sciences & Technologie  
ISBN électronique : 9782759231430



<http://books.openedition.org>

### Référence électronique

CHABERT, Ariane ; SARTHOU, Jean-Pierre. *Chapitre 2 - Les services écosystémiques rendus par les sols du point de vue de l'agronomie : le cas de l'agriculture de conservation* In : *Services écosystémiques et protection des sols : Analyses juridiques et éclairages agronomiques* [en ligne]. Versailles : Éditions Quæ, 2018 (généré le 17 mars 2021). Disponible sur Internet : <<http://books.openedition.org/quæ/30760>>.

---

**LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES  
RENDUS PAR LES SOLS  
DU POINT DE VUE DE L'AGRONOMIE**



# Agriculture de conservation des sols et services écosystémiques

Ariane CHABERT

Docteure en agronomie  
post-doctorante Idex T2SEC

Jean-Pierre SARTHOU

Professeur, INRA/INP-ENSAT

Les agroécosystèmes sont des espaces d'interface entre l'Homme, ses pratiques et son savoir-faire, et les ressources naturelles. Contrairement aux écosystèmes naturels, les agroécosystèmes ont une orientation productive marquée et l'Homme influe sciemment sur leurs paramètres biologiques et physico-chimiques dans le but d'assurer quantitativement et qualitativement la production agricole *via* notamment l'irrigation, la fertilisation et le contrôle des bioagresseurs (adventices, maladies et ravageurs). Ce n'en sont pas moins des écosystèmes, ils sont le siège de flux de matières et d'interactions biologiques mais également sources d'habitats et de services. L'agriculture moderne, fondée sur un paradigme industriel, présente des impacts désormais avérés sur le capital naturel (Pretty et al., 2000), notamment sur les sols<sup>1</sup>. Ces systèmes agricoles montrent aujourd'hui leurs limites, notamment du fait de la rétroaction négative de leur impact sur l'environnement (pollution et raréfaction des ressources naturelles, émission de gaz à effet de serre, bioagresseurs résistants aux substances phytosanitaires...). Ils sont moins résilients et leur durabilité est remise en cause, en particulier dans un contexte de changements globaux.

---

1. V. *supra* Chabert A. et Sarthou J.-P., « Le sol agricole, une ressource indispensable négligée ».

Pour être durable, l'agriculture de demain se doit de diminuer sa dépendance aux intrants non renouvelables, intégrer les processus biologiques et écologiques, impliquer les acteurs locaux et favoriser des actions collectives (Pretty, 2008). Ces préoccupations agroécologiques poussent aujourd'hui des producteurs, de plus en plus nombreux, à réinventer leurs systèmes pour les rendre à la fois rentables, résilients et cohérents avec leur environnement. Cette approche écosystémique de l'agriculture a ainsi donné naissance à une diversité d'agricultures alternatives aux systèmes dits conventionnels, comme l'agriculture biologique, l'agroforesterie, la permaculture, l'agriculture de conservation des sols mais également l'intégration de pratiques comme les couverts végétaux, les associations de culture, la protection intégrée, la lutte biologique par conservation, etc. Ces agricultures sont aujourd'hui institutionnalisées ou reconnues à des niveaux très divers et assurent toutes ensemble la transition agroécologique qu'il est nécessaire d'entamer.

Dans ce travail de réflexion autour de la protection des sols, nous avons choisi d'étudier spécifiquement les services écosystémiques en agriculture de conservation des sols. Non pas que nous présumons de la plus grande efficacité agroécologique de cette forme d'agriculture sur d'autres pratiques dont certaines, comme l'agriculture biologique, sont par ailleurs bien connues pour la biodiversité qu'elles supportent. Mais le paradigme de l'agriculture de conservation est centré sur la question des sols. Il s'agit donc pour nous de mesurer les services rendus par cette agriculture.

La conservation des sols est un axe particulièrement intéressant pour la transition vers un engagement agroécologique. Relégué par l'agriculture industrielle au rang de support<sup>2</sup> « inerte », dont il est même possible de s'affranchir (cultures hors-sol), le sol est un écosystème à part entière, hébergeant des processus écologiques de grande importance (voir encart) (Lemanceau et al., 2015).

Le travail du sol pour l'ameublir, préparer le lit de semence, gérer les adventices, améliorer la fertilité, etc., est une pratique ancestrale qui remonte à quelque 3 000 ans avant J-C (Hobbs et al., 2018) et représente la base de nombreux systèmes agricoles.

---

2. Parallèle intéressant, le sol est également relégué au rang de « support » en droit civil. V. *supra* Bosc L., « Réflexions civilistes sur la prise en compte de la qualité des sols ».

Les processus écologiques, fondement du concept de qualité du sol.

- Productivité primaire : capacité d'un sol, naturel ou cultivé, à produire de la biomasse végétale à des fins utilitaires pour l'Homme (alimentation humaine et animale, fibres, combustibles) ;
- Purification et régulation de l'eau : capacité d'un sol à extraire des composés toxiques présents dans l'eau qu'il renferme, et à recevoir, stocker et restituer l'eau pour une utilisation ultérieure par l'Homme, selon des modalités qui préviennent les événements de sécheresse et inondation prolongées et d'érosion ;
- Séquestration et régulation du carbone : capacité d'un sol à réduire les impacts négatifs sur le climat d'une augmentation des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (e.g. CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O) ;
- Fourniture de biodiversité fonctionnelle et intrinsèque : la multitude des organismes et processus écologiques du sol en interaction avec toutes ses composantes, constituant une part fonctionnellement importante du capital naturel du sol et fournissant à la société un large éventail de services culturels et de services encore inconnus ;
- Fourniture et recyclage des nutriments : capacité d'un sol à recevoir des nutriments sous la forme de sous-produits, à fournir des nutriments à partir de ressources intrinsèques, à acquérir des nutriments des compartiments air et eau, et à transférer ces nutriments dans des denrées végétales récoltées.

Ces processus écologiques sont par conséquent à l'origine de divers services écosystémiques, s'exprimant simultanément mais à des niveaux inégaux et variables selon les types de systèmes de production (Rutgers et al., 2012; Schulte et al., 2014).

Cependant, cette perturbation systématique de l'écosystème sol fut remise en question à la fin des années 30, aux États-Unis, suite aux gros problèmes d'érosion et des événements climatiques catastrophiques rencontrés lors de cette décennie (« Dust Bowl »). La pratique du labour est pour la première fois pointée du doigt pour les risques d'érosion qu'elle engendre (Faulkner, 1943). C'est alors qu'une agriculture alternative, l'agriculture de conservation des sols (ACS) se développe aux États-Unis pour lutter contre l'érosion des sols liée à la sécheresse et au vent, mais également pour faire face à la pression économique grandissante liée à l'augmentation des prix du pétrole (Friedrich et al., 2012).

Cette nouvelle forme d'agriculture dont le paradigme est le maintien de la cohésion naturelle des agrégats du sol, repose sur trois axes, rassemblant un ensemble de pratiques, tous trois destinés à assurer de concert une protection et un renforcement tant physique que biologique de la santé des sols (Farooq and Siddique, 2015a; FAO, 2008) : la réduction maximale du travail du sol (jusqu'à son annulation), la diversification des espèces cultivées dans la rotation culturale et la couverture permanente du sol par des couverts ou débris végétaux (Fig. 1).

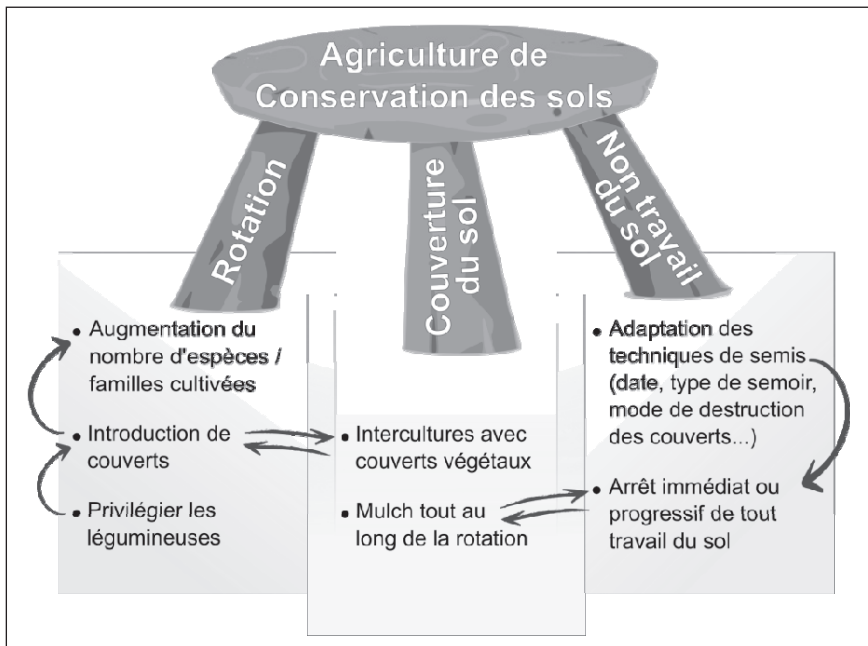


Figure 1. Particularités des pratiques de l'agriculture de conservation

Bien que cette agriculture alternative ne bénéficie encore aujourd'hui ni d'encadrement institutionnel, ni d'aucune forme de reconnaissance auprès du consommateur, elle connaît un développement important à travers le monde dans des conditions pédoclimatiques et socio-économiques très variées (Derpsch and Friedrich, 2009). L'ACS est en revanche encore très peu connue du grand public et mal accompagnée en France et en Europe où son adoption par les agriculteurs, bien que croissante, reste faible.

Pourtant, le développement significatif de l'ACS ces 40 dernières années notamment en Amérique du Sud, en Amérique du Nord et en Australie (Kassam et al., 2015) ainsi que l'intérêt scientifique récent pour cette agriculture, nous donnent aujourd'hui un aperçu des bienfaits, ou « externalités positives », qui lui sont associés, et ce au-delà du compartiment « sol ».

Une abondante littérature scientifique soutient aujourd'hui que favoriser l'application de pratiques agricoles respectueuses de la santé du sol, telles que celles employées en ACS, a non seulement des effets positifs sur les services écosystémiques associés au sol (I), mais également au-delà (II) y compris en termes de productivité. Même si les références sur l'ACS en France sont encore assez faibles, les récents résultats d'une étude française sur les effets de l'ACS sur différents services écosystémiques (III), démontrent son potentiel et soulignent d'autant plus l'intérêt de développer une meilleure protection des sols.

## I. L'ACS ET LA PROTECTION DES SOLS

L'ACS présente des liens avec la santé des sols agricoles au moins à trois niveaux : par la réduction de sa sensibilité à l'érosion (A), la transformation des communautés du sol (B) et le stockage du carbone (C).

### A. RÉDUCTION DU RISQUE ÉROSIF ET DES PERTES DE SOLS

A l'origine même de l'apparition de l'ACS, la protection contre l'érosion est le principal objectif recherché par cette forme d'agriculture. Au-delà de limiter la perte pure et simple de sol sur les parcelles agricoles, réduire l'érosion a des impacts positifs tant sur la qualité de l'eau que sur la fertilité des sols, mais également



des impacts indirects et globaux, sur le changement climatique par exemple.

Même si la réduction du travail du sol est souvent considérée comme la pierre angulaire de l'ACS, c'est bien la combinaison de ses trois principes qui génère les divers services portés à son crédit. La modification de la répartition de la matière organique dans le profil cultural est l'un des principaux impacts sur le sol de cette combinaison. La matière organique se concentre particulièrement en surface en ACS alors qu'elle est répartie plus ou moins uniformément dans le sol, de la surface à la ligne de labour (profil cultural) dans les systèmes conventionnels. La diminution du travail du sol, l'absence de labour<sup>3</sup> notamment, dans ces systèmes en est la principale cause et la répartition de la matière organique s'apparente alors davantage à celle d'une prairie naturelle ou d'une forêt qu'à une parcelle travaillée. La couverture permanente du sol quant à elle, est la principale cause de l'augmentation de matières organiques en surface, souvent secondée par de plus gros amendements organiques dans ce type d'agriculture que dans des agricultures plus conventionnelles.

La matière organique représente moins de 10 % des constituants d'un sol, elle est pourtant indispensable à son fonctionnement. Elle assure notamment sa cohérence, les particules de sol sont mieux arrimées entre elles lorsque la quantité d'humus (matière organique morte, décomposée et stable) est élevée. La modification de la répartition de la matière organique dans le profil de sol et son augmentation en surface améliorent ainsi la stabilité structurale du sol, diminuent le risque érosif et augmentent sa portance (Soane et al., 2012). De plus, au-delà de l'apport de matière organique qu'elle procure, la couverture permanente du sol en ACS, accentue ses effets positifs à l'égard de l'érosion (Labreuche et al., 2007; Soane et al., 2012) en offrant une protection physique contre la destructuration des agrégats de surface par les impacts de gouttes de pluie essentiellement. Cette stabilité limite ainsi la formation d'une croûte de battance, c'est-à-dire la compaction du sol en surface (sur quelques millimètres de

---

3. Le labour est une technique de travail du sol, souvent la plus profonde (de 20 à 30 cm en France), consistant à retourner et mélanger l'ensemble de la couche arable pour l'ameublir, détruire les adventices et enfouir les résidus. C'est l'opération de base en Europe, elle est ensuite suivie d'interventions plus superficielles pour affiner la structure du sol et préparer le lit de semence.

profondeur), à l'origine d'un ruissellement érosif des eaux de pluie. Ces effets s'observent tout particulièrement avec la pratique du semis direct (pratique de réduction maximale des perturbations du sol<sup>4</sup>), avec lequel l'évolution du sol est plus rapide (West and Post, 2002) qu'en TCS<sup>5</sup>. De plus, l'arrêt du labour en ACS permet non seulement une économie d'énergie (puissance de traction nécessaire moindre) mais aussi de travailler davantage en travers de la pente, aussi bien en TCS qu'en semis direct (selon les types d'outils, notamment de semoirs), réduisant par-là d'autant plus l'érosion aratoire dans les parcelles en coteaux où le ruissellement est déjà problématique.

Néanmoins, l'efficacité, en termes de réduction de l'érosion, des techniques de conservation des sols, est très variable selon la texture du sol. En effet, si sur des sols argileux, leur efficacité est la plus probante (Chichester and Richardson, 1992; Labreuche et al., 2007; Rhoton et al., 2002; Tebrügge and Düring, 1999), leur efficacité sur des sols sableux semble moindre (Quinton and Catt, 2004) et les résultats sur sols limoneux sont très variables, dépendant essentiellement d'autres paramètres comme des types de culture inclus dans la rotation.

La réduction du travail du sol en ACS est également à l'origine de transformations profondes de la structure du sol. La qualité physique du sol est améliorée par la formation d'une porosité biologique de surface qui garantit une meilleure infiltration et améliore ainsi la valorisation de l'eau de pluie et des éléments minéraux (en particulier le phosphore) par les cultures (Soane et al., 2012). Ces phénomènes sont lents à mettre en place et les premières années après le passage en ACS, on observe parfois une reprise en masse du sol, se traduisant par une augmentation de la densité apparente du sol sur les 20-25 premiers centimètres. Cela s'observe en particulier dans les systèmes

---

4. Le semis direct est une pratique qui consiste à abandonner toute forme de préparation du sol avant semis, de manière ponctuelle ou définitive. La seule perturbation mécanique du sol est celle générée par le semoir (spécifique à ce type de pratiques) sur quelques centimètres de profondeur lors de l'ouverture et la fermeture du sillon. Le semis direct est considéré comme la pratique phare de l'ACS, mais celle-ci nécessite la mise en place des deux autres principes que sont la couverture permanente du sol par des plantes maîtrisées et leurs résidus, et l'allongement de la rotation.

5. Techniques Culturelles Simplifiées : façons culturales basées sur la réduction des perturbations physiques des sols en vue de préparer le semis et/ou lutter contre les adventices. Elles excluent donc le labour (retournement du sol à l'aide d'une charrue) mais aussi généralement tout travail profond même sans retournement de la terre.

mal maîtrisés, et se traduit par une aération réduite de l'horizon de surface, et un réchauffement du sol par conséquent ralenti au printemps, mais aussi par une augmentation de l'hydromorphie de surface. L'ensemble de ces phénomènes aboutit à un retard des semis de printemps. La porosité n'est en général reconstituée qu'après quelques années et se trouve être alors de nature biologique et non plus mécanique. Elle n'est en effet plus créée par des passages d'outils (fissurations et macroporosité verticale) mais principalement par l'activité biologique (macro- et microporosité interconnectées), notamment des vers de terre, ainsi favorisée. Dans les sols contenant plus de 15-20 % d'argile, les variations climatiques (alternance humectation/dessiccation, gel/dégel) agissent elles aussi sur la structure du sol par les changements de volume du sol qui créent des fissurations et donc de la porosité dans les agrégats. Il en résulte que la porosité biologique se caractérise, par rapport à la porosité mécanique, par une architecture différente et notamment par une interconnexion plus importante entre macro- et micropores. La porosité créée par les vers de terre anéciques (gros vers effectuant des parcours de direction générale verticale mais plus ou moins sinueux entre la surface du sol et ses horizons profonds situés à plus de 1 mètre), associée à un réseau très connecté de microporosité, augmente la réserve en eau facilement utilisable par les plantes ainsi que la conductivité hydraulique verticale, avec les horizons profonds, mais aussi horizontale, et favorise le drainage de l'eau (Soane et al., 2012). Le sol devient également moins sensible au tassement généré par les engins agricoles, sauf en conditions très humides, grâce à sa plus grande portance, elle-même générée par une plus forte cohésion des agrégats entre eux (Labreuche et al., 2007).

Le bouleversement physico-chimique du sol en ACS est ainsi étroitement lié à l'évolution des communautés biologiques qui l'occupent. La modification profonde de l'habitat qu'est le sol, entraîne en effet une réorganisation importante, bien qu'encore mal comprise, des communautés inféodées au sol (l'édaphon), elles-mêmes en partie responsables de l'évolution de la structure du sol et de la disponibilité des éléments nutritifs.

## B. FAVORISER LA BIODIVERSITÉ DES SOLS ET SES FONCTIONS ÉCOLOGIQUES

De manière générale, la composition et les structures des communautés du sol sont modifiées par l'ACS, en particulier à l'interface entre le sol et les résidus de culture laissés à sa surface

(Tebrügge and Düring, 1999). Les habitats du sol sont modifiés, les ressources spatialement redistribuées et, plus directement, certains organismes qui auraient été immédiatement affectés par le travail du sol (destruction mécanique, dessèchement en surface et exposition à des prédateurs), sont protégés de ces risques en ACS. Ces modifications vont influencer toute la chaîne trophique des agroécosystèmes, aussi bien en termes d'abondance ou de diversité en espèces qu'en termes de distribution et d'activité, impactant de ce fait de nombreux services écosystémiques : nutrition des plantes, structuration du sol, contrôle des organismes bioagresseurs, stockage du carbone, émission de gaz à effet de serre, etc. (Vieublé, 2015).

Globalement, l'activité biologique du sol augmente en surface grâce à l'ACS, mais elle peut être réduite en profondeur en raison de l'absence d'enfouissement des matières organiques. De nombreuses études ont été, et sont encore, menées sur l'impact de l'ACS sur l'édaphon et montrent généralement un effet positif de ces pratiques bien que de fortes disparités soient observées entre les différentes tailles d'organismes (Kladivko, 2001; van Capelle et al., 2012; Wardle, 1995). La macrofaune est significativement favorisée par l'ACS, par rapport à la méso- et la microfaune (Kladivko, 2001; Wardle, 1995). Les organismes de grande taille sont en effet plus durement impactés par la perturbation mécanique dans les systèmes conventionnels (mort des individus, exposition à la prédation, etc.) et profitent de la redistribution des ressources et des habitats en ACS. En particulier, l'ACS a un impact positif avéré sur les vers de terre, véritables architectes du sol et indispensables à sa structuration naturelle. L'absence de perturbations mécaniques et l'augmentation de la teneur en matières organiques en surface, modifient la répartition dans le profil de sol des ressources et des conditions d'habitat (flux d'air et d'eau) de l'édaphon. Le paillis, ou « mulch », ainsi constitué en surface par les débris végétaux va fournir un abri et une source de nourriture pour la faune de surface. Le mulch ralentit également l'assèchement du sol en fin de printemps et retarde le gel en fin d'automne, permettant ainsi des transitions entre saisons plus douces, favorables au développement des vers de terre. Les vers peuvent alors se nourrir et se reproduire plus longtemps et probablement mieux s'acclimater aux changements de saison. De nombreuses études et observations de terrain confirment par ailleurs que le nombre de vers de terre dans une parcelle agricole augmente avec la diminution de l'intensité du travail du sol

(Kladivko, 2001). Les vers épigés et anéciques, qui s'alimentent tous en surface, sont particulièrement favorisés par les pratiques maintenant les résidus à la surface du sol. Il n'est par ailleurs pas rare qu'en système conventionnel, plus aucun ver épigé (déjà rares dans les agrosystèmes) ou anécique ne soit comptabilisé. Des espèces comme *Lumbricus terrestris*, ver anécique commun en Europe, peuvent complètement disparaître suite à de nombreuses années en labour du fait de leur taux de reproduction très bas et d'une grande sensibilité à la perturbation du sol et à l'enfouissement des résidus. La re-colonisation de la parcelle par les vers de terre se faisant par ses abords, dans les régions où l'agriculture a été très intensive pendant de nombreuses années, il devient difficile de les voir réapparaître même après un passage en ACS (Kladivko, 2001).

La microfaune et la microflore quant à elles, ne sont pas systématiquement favorisées dans leur diversité en ACS. En revanche, l'évolution physique et chimique du sol en ACS, influe significativement sur la répartition des espèces et sur la balance entre bactéries et champignons par rapport aux systèmes en labour (Doran, 1980; Kladivko, 2001). Ces organismes étant étroitement liés à la fertilité des sols, à la capacité des plantes à prélever les éléments nécessaires à leur développement et aux risques phytosanitaires, ces équilibres sont d'une importance primordiale à la stabilisation de la production (Ishaq, 2017).

Suivant la répartition de la matière organique, une forte stratification verticale des micro-organismes du sol se met en place en semis direct, aussi bien en termes de quantité que d'activité, par rapport à la répartition plus homogène dans le profil d'un sol labouré (Andrade et al., 2003). En semis direct, les champignons dominent de 0-5cm là où les bactéries dominent en labour (Frey et al., 1999). La biomasse et l'activité microbienne dans la couche 0-10 cm sont significativement plus élevées qu'en labour, mais deviennent inférieures ou égales dans les couches sous-jacentes (Wright et al., 2005). Cela a des répercussions sur la vitesse de minéralisation du carbone et de l'azote, et donc leur disponibilité pour les plantes. Dans les couches superficielles, la minéralisation est plus élevée en ACS du fait de l'activité microbienne plus élevée. Cependant, dans les couches profondes (> 10 ou 15 cm), l'inverse se produit et la vitesse de minéralisation du carbone et de l'azote est alors bien inférieure à celle en systèmes labourés (Grigera et al., 2007; Pekrun et al., 2003). A cela s'ajoute une évolution globale de la

communauté de bactéries et de champignons vers des espèces plus adaptées aux nouvelles qualité et répartition de la matière organique. L'ACS stimule les eubactéries actinomycètes copiotrophes (adaptées à de hauts niveaux de nutriments, particulièrement de carbone) au développement lent et impliquées dans la dégradation progressive de la matière organique fraîche. Elle stimule également les bactéries *Azotobacter* et *Nitrospira*, toutes fortement impliquées dans le cycle de l'azote<sup>6</sup>, les unes comme les autres indicatrices d'un environnement stable. Bien que les bactéries prédominent et présentent une diversité génétique plus importante en labour et travail du sol intensif (Kladivko, 2001), les bactéries nitrifiantes et anaérobies sont plus diversifiées en semis direct (Drijber et al., 2000; Ibekwe et al., 2002), rendant ainsi possible la fourniture d'azote minérale à partir de matières organiques humifiées du sol, même situées dans des horizons ou compartiments pauvres ou dépourvus d'oxygène. L'ACS stimule également la présence de champignons ascomycètes qui dégradent la matière organique fraîche peu récalcitrante<sup>7</sup>, et de champignons mycorrhiziens (Drijber et al., 2000) en particulier dans les premiers centimètres du sol grâce à la plus forte humidité sous le mulch et à la non perturbation mécanique (Spedding et al., 2004). La colonisation des racines des plantes par les mycorhizes est alors plus importante en semis direct (McGonigle et al., 1999), favorisant la prospection racinaire et donc leur capacité à capter l'eau et les nutriments, tout en renforçant les défenses naturelles des plantes (Selosse et al., 2004). En labour ou travail du sol intensif en revanche, ce sont en particulier des champignons basidiomycètes, capables de dégrader la matière organique récalcitrante, qui sont favorisés. La matière organique fraîche étant rapidement consommée par les bactéries, plus nombreuses dans ces systèmes, ces champignons dégradent cette matière organique plus stable, remettant en cause la durabilité du système puisque les matières organiques du sol à l'origine de sa meilleure structure et d'un stockage à long terme du carbone dans le sol, s'amenuisent peu à peu du fait de ces pratiques. Globalement, les communautés bactériennes et fongiques favorisées en ACS permettent une dégradation plus lente de la matière organique

---

6. Les *Azotobacter* fixent le diazote gazeux dans des molécules organiques et les *Nitrospira* transforment les ions nitrites en ions nitrates.

7. La matière organique récalcitrante est la part très stable (riches en sucres complexes comme la lignine et les tanins) qui améliore les propriétés physiques du sol et stocke le carbone sur le long terme (fonction « puits de carbone » des sols.)

et une fourniture plus progressive des éléments minéraux pour la plante tout au long de son développement. De plus, le rapport champignons/bactéries passe de 1 pour 1 en parcelle labourée à 3 pour 1 en parcelle sous ACS (Brady and Weil, 2008), tendant ainsi à se rapprocher des écosystèmes naturels où la domination fongique peut atteindre un ratio de 100 pour 1 (sols forestiers). De nombreuses espèces de champignons se développent en effet sous forme de réseaux de filaments (mycélium), réseaux qui sont particulièrement endommagés par le travail mécanique du sol, réduisant ainsi significativement la quantité et la diversité de ce type de champignons en systèmes conventionnels. Or, ces réseaux mycéliens jouent un rôle clé dans la stabilité structurale du sol (Guggenberger et al., 1999) et dans le stockage à long terme du carbone (Bailey et al., 2002) notamment.

Enfin, la mésofaune (insectes, nématodes, collemboles, etc.) est la part de l'édaphon pour laquelle il est encore aujourd'hui difficile de conclure sur l'effet des pratiques mais également sur les conséquences pour les processus, et donc services écosystémiques, qui lui sont associés. En 1995, David A. Wardle (Wardle, 1995) compile les résultats de 106 études menées jusqu'alors et souligne que de fortes variations sont observées d'une étude à l'autre, en particulier concernant cette faune de taille intermédiaire, selon les intensités de travail du sol et d'enfouissement pratiqués, les périodes de l'année, la culture étudiée et les conditions de sol et de climat. De plus, il souligne l'importance des pratiques associées à la réduction du travail du sol, or la définition de l'ACS à l'époque, et encore aujourd'hui dans une certaine mesure, ne permettait pas d'identifier clairement les exploitations pratiquant réellement l'ACS dans le respect de ses trois principes. Les études plus récentes, menées cette dernière décennie, confirment toujours les conclusions de David Wardle. Christine Van Capelle *et al.*, qui ont compilé en 2012 (van Capelle et al., 2012) les études allemandes sur le sujet, concluent que les impacts, en particulier à long terme, sur la biodiversité du sol sont toujours peu compris, notamment l'interaction entre pratiques, texture du sol et type de culture.

### C. STOCKAGE DU CARBONE EN ACS

L'agriculture est comme la plupart des activités humaines, en partie responsable des émissions de gaz à effet de serre et donc des pertes

de carbone fossile<sup>8</sup> vers l'atmosphère où le carbone s'accumule sous forme minérale (CO<sub>2</sub>, le gaz carbonique), accentuant pollutions et réchauffement climatique (GIEC, 2014). Les sols peuvent ainsi perdre par l'agriculture intensive jusqu'à 75 % de leur carbone organique (Lal, 2011), perte qu'il faudra alors compenser par des apports exogènes, parfois coûteux, afin de maintenir la productivité. Pourtant, à l'état naturel, les sols sont un indispensable puits de carbone et on estime aujourd'hui qu'une gestion appropriée des sols dans les agroécosystèmes peut permettre un potentiel de re-stockage de 1,2 à 3,1 milliards de tonnes de carbone par an (Lal, 2011; Paustian et al., 2016). Ce stockage concerne particulièrement l'horizon de surface mais on sait désormais qu'il s'opère également dans les zones plus profondes, au-delà de 30 cm (de Moraes Sa and Lal, 2009; Mulder et al., 2016; Plaza-Bonilla et al., 2016). Les apports de matières organiques *via* les amendements, les résidus de culture ou les couverts végétaux sont le principal vecteur de ce stockage. Ils permettent ainsi de stocker 0,3 à 0,5 tonne de carbone par hectare et par an, que cela soit avec ou sans travail du sol (Dimassi et al., 2014; Lal, 2015a). Et ces chiffres peuvent atteindre 0,5 à 0,9 si l'ACS est appliquée dans ses trois principes (Olson et al., 2014; Powlson et al., 2016). John M. Baker *et al.* (Baker et al., 2007) estiment ainsi en 2007 que 25 milliards de tonnes de carbone pourraient être re-stockées en 50 ans si toutes les terres arables passaient en ACS.

On remarquera tout particulièrement ici que c'est bien la synergie des trois piliers de l'ACS qui permet ce stockage (Lal, 2015b; Pisante et al., 2015). En effet, le non travail du sol, bien qu'important pour la préservation structurelle des agrégats du sol, n'a finalement qu'un effet marginalement positif sur le stockage du carbone (de Moraes Sa and Lal, 2009; Powlson et al., 2014) s'il n'est pas associé à l'utilisation de couverts végétaux, à la restitution des résidus et au raisonnement de la rotation. L'utilisation de variétés ou d'espèces avec une importante masse racinaire dans la rotation permet par exemple de déposer le carbone plus en profondeur dans le profil, là où le turnover des éléments est moins important, favorisant ainsi un stockage pérenne du carbone (Kell, 2012; Paustian et al., 2016). Avoir recours aux couverts végétaux pendant les périodes d'interculture permet une séquestration du carbone tout au long de

---

8. Carbone stable dont les processus de stockage dans le sous-sol se réalisent sur des temps géologiques.



l'année et, avec des espèces bien choisies, permet également une synergie avec le cycle de l'azote (Lal, 2015c).

En plus de participer à la réduction des gaz à effet de serre, le stockage de carbone dans les sols agricoles contribue à l'amélioration qualitative et quantitative du cycle de l'eau, à la restauration des sols et des écosystèmes et la biodiversité qui leur est associée et à la sécurité alimentaire globale. En effet, l'augmentation du carbone organique dans les sols participe à sa qualité et par là-même à la production de denrées alimentaires. Dans les pays en développement, un gain d'une tonne de carbone par hectare et par an, s'accompagnerait d'un gain moyen de 32 millions de tonnes de céréales par an (Lal, 2011).

## II. L'ACS ET LA CONSERVATION DE SERVICES AU-DELÀ DU SOL

Alors que les effets positifs des pratiques de l'ACS sur la santé des sols sont attendus, les impacts indirects de pratiques de préservation des sols sont tout aussi importants. L'ACS participe ainsi également à répondre aux enjeux liés au changement climatique (A), à la lutte contre les bioagresseurs des cultures (B) et au maintien de la productivité agricole (C).

### A. LEVIER FACE AU CHANGEMENT CLIMATIQUE

L'impact des activités humaines sur le climat implique aujourd'hui deux impératifs : atténuer notre impact sur le climat et nous adapter aux changements engendrés. Le changement climatique a notamment un impact important sur l'agriculture, car il modifie la phénologie des plantes cultivées, altère leur physiologie et leur productivité et complique la gestion de l'eau. L'ACS, du fait de son impact sur le sol en particulier, contribue aussi bien à l'atténuation qu'à l'adaptation au changement climatique (Pisante et al., 2015).

Comme nous venons de l'évoquer, l'ACS présente un fort potentiel pour le stockage du carbone atmosphérique et donc pour l'atténuation des risques associés aux gaz à effet de serre comme le CO<sub>2</sub> sur le réchauffement climatique. A cela peut s'ajouter le fait qu'en ACS, la réduction du nombre de passages d'outils de travail du sol et une gestion plus intégrée de la fertilisation grâce à la matière organique et aux couverts de légumineuses surtout, engendrent de moindres

consommations d'énergies fossiles et émissions de gaz à effet de serre (Holland, 2004). La consommation de carburant en ACS est ainsi diminuée de 60 % par rapport à des systèmes conventionnels (SoCo, 2009) et on constate également une diminution des émissions de N<sub>2</sub>O et de CH<sub>4</sub>, autres gaz à effet de serre, après quelques années d'ACS bien conduite (Dendooven et al., 2012; Palm et al., 2014; Six et al., 2004) notamment du fait de l'évolution de l'activité bactérienne du sol.

L'ACS est également elle-même plus résiliente face au changement climatique, compte tenu de la résilience de sa productivité en contexte de stress hydrique (Pittelkow et al., 2014). Les changements des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol associés à l'ACS permettent d'améliorer la fourniture en eau et stabilisent la production en atténuant l'effet d'épisodes de sécheresse ou d'intempéries violentes (Holland, 2004), susceptibles de devenir plus fréquents à l'avenir. Cette résilience est particulièrement imputable aux bénéfices tirés des apports de matières organiques au sol (Song et al., 2015), à la stabilité des agrégats de surface qui empêche la fermeture du sol en cas de pluie forte, aux résidus qui améliorent le stockage de l'eau et ralentissent le ruissellement, et à la micro- et mésoporosité biologiques qui maximisent la rétention de l'eau pour les épisodes de sécheresse (Pisante et al., 2015).

## B. RÉGULATIONS BIOLOGIQUES

De nombreux services dits « de régulation » (au sens du MEA, 2005) sont à la base de la production agricole. La valeur de la production alimentaire mondiale assurée par la pollinisation animale, par exemple, a été estimée à 153 milliards d'euros en 2005 (Gallai et al., 2009; Klein et al., 2007), les insectes pollinisateurs étant garants de la reproduction de 84 % des plantes cultivées pour l'alimentation humaine en Europe, 65 à 70 % au niveau mondial (Williams, 1994), soit en volume, 35 % de la production alimentaire mondiale (Klein et al., 2007). De même, le biocontrôle des ravageurs par leurs ennemis naturels est l'un des plus importants services écosystémiques intrants<sup>9</sup> des agroécosystèmes (Fiedler et al., 2008; Gurr et al., 2003; Wilby and Thomas, 2002). Ces auxiliaires prédateurs et parasitoïdes sont responsables de 50 % du contrôle des ravageurs dans le monde,

---

9. V. Glossaire.

contre 40 % pour les facteurs génétiques et seulement 10 % pour les pesticides (Pimentel and Burgess, 2014). A l'échelle mondiale, ils permettent à eux seuls de réduire de 100 milliards \$/an les pertes liées aux ravageurs (Pimentel et al., 1997).

L'usage d'insecticides et, dans une moindre mesure, de fongicides sur les cultures nuit aux insectes bénéfiques, comme les pollinisateurs ou les ennemis naturels des ravageurs de culture (Lavorel and Sarthou, 2008; Oerke, 2006). Dans une logique de protection intégrée des cultures et de contrôle biologique par conservation, l'usage de ces intrants représente donc la pratique de base à éviter afin de promouvoir l'abondance et la diversité des ennemis naturels dans les cultures (Ehler, 2006) et le contrôle biologique des ravageurs qu'ils assurent (Howarth, 2000; Jonsson et al., 2008). L'impact positif de l'agriculture biologique, interdisant l'usage de produits biocides de synthèse, sur ces organismes est aujourd'hui avéré (Winqvist et al., 2012).

En revanche, le potentiel bénéfique de la préservation des sols par l'ACS vis-à-vis des régulations biologiques s'y déroulant, est beaucoup moins connu et étudié. Pourtant, l'intensité du travail du sol, en particulier le labour (c'est-à-dire l'inversion du sol), a des effets négatifs bien documentés sur les arthropodes du sol (Kladivko, 2001; Legrand et al., 2011; Shearin et al., 2007; Witmer et al., 2003). Le travail du sol a par ailleurs été utilisé pendant des siècles pour contrôler les ravageurs dans les champs, notamment les ravageurs du sol. En ce qui concerne les insectes auxiliaires, plusieurs études ont montré une plus grande diversité de prédateurs, notamment carabes et araignées, dans les parcelles en semis direct ou en non-labour que dans celles subissant régulièrement un labour (Holland and Luff, 2000; Kosewska et al., 2014; Marti and Olson, 2007), les espèces de grande taille étant une fois encore les plus touchées par l'effet du travail du sol (Hatten et al., 2007). La présence de résidus de culture en surface et d'un couvert végétal permanent offrent un environnement plus complexe, apprécié par les araignées (Rypstra et al., 1999), des abris et un microclimat tamponné favorable au développement de nombreux arthropodes à différents stades de leur cycle de vie et périodes de l'année (Roger-Estrade et al., 2010). A cela s'ajoute la présence de proies alternatives, favorisées par l'augmentation de la matière organique, de résidus de cultures et de graines d'adventices non enfouies (Holland, 2004).

De plus, peu de recherches ont porté sur les effets de la gestion du sol sur les ennemis naturels aériens et moins encore sur les pollinisateurs. Pourtant, des effets bénéfiques similaires du non-labour ont été montrés pour une espèce d'abeille sauvage pollinisatrice des courges (Shuler et al., 2005), pour les coccinelles (Marti and Olson, 2007), les guêpes parasitoïdes Trichogrammatidés (Sharley et al., 2008), les coléoptères volants, les larves de syrphes et les chrysopes (Tamburini et al., 2016). Certaines de ces espèces, bien qu'*a priori* non inféodées au sol, profitent des évolutions de l'agroécosystème en ACS. En effet, certaines espèces d'abeilles ou de syrphes (Diptères, Syrphidés), celles qui nidifient ou hivernent dans le sol parfois au sein même des parcelles agricoles (Raymond et al., 2014), profitent de l'absence de perturbation. D'autres tirent profit plus indirectement du passage en ACS, par la création d'habitats, la plus grande diversité d'adventices (souvent plus présentes et tolérées en ACS), ou encore par la modification physiologique des plantes hôtes qui ont poussé dans un sol à la biodiversité riche, notamment en bactéries fixatrices d'azote et en mycorhizes, renforçant leurs défenses naturelles ou modifiant leur attractivité pour les pollinisateurs notamment (Barber and Gorden, 2015).

Concernant l'efficacité du contrôle biologique des ravageurs des cultures et leur impact sur les cultures, il est constaté qu'ils sont respectivement meilleure (Tamburini et al., 2016) et équivalent à moindre (Basch et al., 2015; Kesavan and Malarvannan, 2010; Kutcher et al., 2011) en ACS par rapport à un mode de culture conventionnel. Beaucoup d'études sur l'effet du travail du sol ne prennent pas en compte les interactions avec les autres pratiques de l'ACS, or la maîtrise des bioagresseurs dans ce type de systèmes ne peut être atteinte qu'au moyen d'une bonne utilisation de la rotation en particulier, notamment contre les maladies (Leake, 2003). Les trois piliers de l'ACS sont en ce sens indissociables pour assurer le maintien voire l'amélioration des services de régulation (Roger-Estrade et al., 2010). Certains cas restent par ailleurs problématiques comme les limaces, largement reconnues et documentées comme difficilement gérables sans travail du sol, en particulier les premières années.

### C. PERFORMANCES AGRONOMIQUES ET ÉCONOMIQUES DE L'ACS

On estime qu'à travers le monde, tous types de climats et de cultures confondus, l'ACS présente une baisse de rendement de l'ordre

de 2,5 % par rapport à l'agriculture conventionnelle (Pittelkow et al., 2014)<sup>10</sup>. En revanche, dans un contexte de stress hydrique, les rendements observés en ACS sont en moyenne plus élevés qu'en agriculture conventionnelle (Pittelkow et al., 2014). On constate ainsi en climats secs une augmentation des rendements de l'ordre de 50 à 100 % selon Oihane Fernández-Ugalde *et al.* (Fernández-Ugalde et al., 2009) et entre 20 à 120 % selon Amir Kassam *et al.* (Kassam et al., 2012) par rapport à l'agriculture conventionnelle.

A l'échelle européenne, des différences notables s'observent entre pays. Au nord du continent, les rendements sont globalement moins bons en ACS et chutent de 6,9 %. Le sud en revanche (incluant la France) présente des rendements supérieurs d'environ 13 % par rapport à l'agriculture conventionnelle (Basch et al., 2015). Les niveaux de rendement mesurés en ACS sont par ailleurs particulièrement dépendants de l'ancienneté du système et tendent à augmenter au fil des années (Pittelkow et al., 2014).

Au-delà des rendements, différents auteurs reconnaissent que le profit économique de l'ACS est plus élevé (Sturny and Chervet, 2015; Tebrügge and Böhrnsen, 1997) par rapport à un mode de production plus conventionnel du fait de frais de main d'œuvre réduits de 50 à 75 % (SoCo, 2009), de frais de carburants réduits de 60 % (SoCo, 2009) et de frais d'entretien de matériel réduits de 80 % (Freixial and Carvalho, 2010). L'amélioration de la teneur en carbone organique dans les sols et l'incorporation de légumineuses dans la rotation ajoutent à cela la possibilité de réduire également les coûts de fertilisation azotée après quelques années (Carvalho et al., 2012). Tout ceci abaisse le seuil de rentabilité (niveau de rendement) à partir duquel l'exploitation est économiquement viable. Au Portugal, pour une ferme de 500 ha, ce seuil de rentabilité (calculé sur la marge nette) a ainsi été estimé à 14,3 quintaux de blé par ha en labour contre 11,3 en ACS (Marques and Basch, 2002).

---

10. A la parution de cette étude, un mouvement de contestation de la part des « *farmers* » d'Amérique du Nord s'est levé pour critiquer les estimations faites par les organismes de recherche et les instituts techniques, sous-estimant selon eux les performances de l'ACS. "29 Reasons Why Many Growers Are Harvesting Higher No-Till Yields in Their Fields Than Some University Scientists Find In Research Plots" <http://www.no-tillfarmer.com/articles/4038>

En revanche, la principale limite à l'abandon ou à la forte diminution du travail du sol est que cela enlève aux producteurs leur principal moyen de lutte contre les adventices. Le recours au travail du sol pour la destruction mécanique des adventices ou la pratique du faux semis, par exemple, est en effet la principale alternative à l'usage d'herbicides, elle lui est souvent préférée pour son efficacité et son moindre coût. De plus, sans travail du sol, les graines restent plus facilement en surface et la présence d'un mulch permanent modifie les conditions de germination, favorables à certaines espèces, mais limitantes à la germination de la plupart des espèces pour lesquelles une induction lumineuse est indispensable. Certaines graines laissées en surface sont également consommées ou endommagées par la biodiversité souvent plus riche en ACS et certaines adventices sont désavantagées par ces conditions particulières. On observe ainsi en ACS une sélection d'un cortège d'adventices différentes de celles qui auraient été sélectionnées en conventionnel (Holland, 2004). A l'heure actuelle, en l'absence de travail du sol, le contrôle chimique des adventices est encore l'option la plus efficace et donc la plus répandue.

Le passage à l'ACS demande ainsi un changement de paradigme radical en ce qui concerne la gestion des adventices. Or les moyens humains, les outils et même les stratégies de lutte contre les adventices en ACS sont encore trop peu disponibles pour accompagner la conversion (Singh et al., 2015). En pratique, le passage en ACS s'accompagne à l'heure actuelle d'un usage accru d'herbicides les premières années, durant une phase de transition principalement liée à l'apprentissage par l'agriculteur et à la maturation du système (transformation biotique et abiotique du sol notamment). En revanche, après quelques années d'ACS bien conduite, adoptant une démarche de gestion intégrée des adventices en combinant méthodes chimiques et non chimiques (essentiellement destruction mécanique, rotation allongée, couverts végétaux pendant les intercultures), on constate une diminution de la levée d'adventices après semis (Gupta and Seth, 2007; Singh et al., 2015) et une diminution du recours aux herbicides, qui devient équivalent voire inférieur aux systèmes conventionnels (Sturny and Chervet, 2015). Aussi, Farooq et Siddique placent dans leur livre « Conservation Agriculture » (Farooq and Siddique, 2015b), le contrôle des mauvaises herbes comme « 4ème pilier » de l'ACS, soulignant par-là l'importance de cette question pour ces systèmes. L'utilisation habile des couverts végétaux est un levier particulièrement déterminant pour la gestion

des adventices en ACS, mais l'expertise sur les couverts, tant de la part des agriculteurs que des conseillers, est encore trop rare et peu adaptée aux variations des conditions locales.

### III. UN EXEMPLE FRANÇAIS : LES CONCLUSIONS DU RÉSEAU D'OBSERVATION SERACC (SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES EN AGRICULTURE CONVENTIONNELLE ET DE CONSERVATION)

Entre 2013 et 2016, une étude comparant simultanément l'expression de dix-sept services écosystémiques (Fig. 2) en ACS à celle en agricultures biologique et conventionnelle (avec des intensités variables de travail du sol) a été menée par l'INRA de Toulouse, en collaboration avec un réseau d'une cinquantaine d'agriculteurs dans trois départements autour de Toulouse (Chabert, 2017).

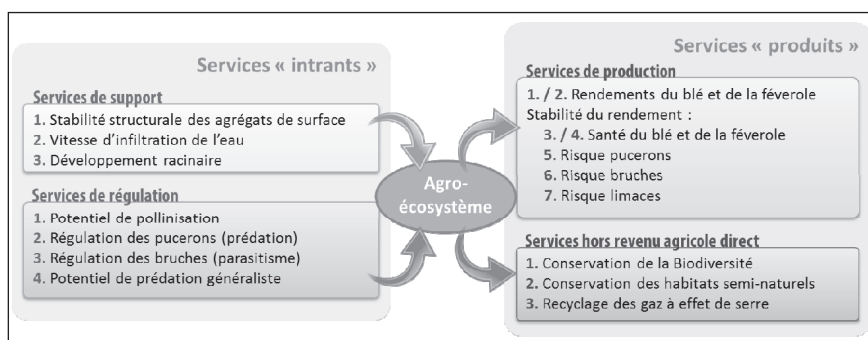


Figure 2.

Les 17 services étudiés dans un cadre de SERACC. Sept services « intrants » (« services de régulation et de maintenance » de la classification CICES<sup>11</sup>) dont quatre services de régulation et trois services de support, sept services de production contribuant au revenu agricole (« services d'approvisionnement » de la classification CICES) et trois services produits hors revenu agricole direct (« services de régulation et de maintenance » ou « culturels » de la classification CICES).

11. *Common International Classification of Ecosystem Services*. V. Glossaire

Ce cas d'étude français, réalisé sur deux années culturales et pour deux cultures d'hiver (blé tendre d'hiver et féverole d'hiver), a permis de confirmer un certain nombre des connaissances générales concernant la relation entre l'ACS et les services écosystémiques en les contextualisant sur notre territoire.

Dans cette région de coteaux, aux sols argilo-calcaires parfois limoneux, les effets positifs de l'ACS, notamment du semis direct, sur la stabilité structurale des agrégats de sol ont pu être confirmés. Sous l'effet de pluies violentes, les gouttes d'eau n'arrachent pas ou très peu les particules de sol à la surface des parcelles en semis direct en hiver, contrairement aux sols en labour. En revanche, les pratiques de travail simplifié (TCS) ont montré des résultats très variables, soulignant la sensibilité au type de sol de ces pratiques intermédiaires. Néanmoins, le fait qu'en ACS l'eau soit potentiellement mieux retenue dans les sols, implique que ces derniers sont plus saturés en hiver et ils ont présenté une capacité d'infiltration des eaux de pluie limitée, potentiellement source d'un ruissellement hivernal et printanier plus important qu'en système avec labour. Il est toutefois légitime de penser qu'avec la très forte différence de stabilité structurale entre un sol labouré et un sol en semis direct, la présence d'un couvert et d'un mulch, combinée aux irrégularités du sol non travaillé (ne présente pas de sillons profonds et réguliers, souvent dans le sens de la pente), l'impact du ruissellement soit fortement amoindri en ACS par rapport à une agriculture plus conventionnelle, du fait d'une vitesse de ruissellement plus faible et de moindres pertes de sol.

L'analyse des performances agro-environnementales des exploitations du réseau SERACC a également confirmé le potentiel de l'ACS à réduire les impacts de l'agriculture sur les émissions de carbone, par la diminution des consommations de carburants, une utilisation plus raisonnée des intrants et notamment des fertilisants et la présence d'infrastructures agroécologiques. Certaines exploitations pratiquant le semis direct ou les TCS en agriculture biologique, présentent le potentiel de restocker jusqu'à l'équivalent de 200 % de leurs émissions.

En ce qui concerne les régulations biologiques, les observations sur le réseau SERACC sont à l'image de la littérature internationale, très variables. Pour les trois cas de régulations étudiés, l'impact positif de l'ACS sur ces services n'a pu être significativement montré que pour



le cas du puceron des épis. Néanmoins, les niveaux de régulation observés en ACS étaient comparables à ceux observés en agriculture biologique. L'ACS présente donc, dans la région, un potentiel d'amélioration de ces services à la hauteur de ce que peut offrir actuellement l'agriculture biologique, reconnue pour ses meilleures régulations biologiques que les systèmes conventionnels. De plus, le réseau d'observation SERACC a également permis de mettre en avant l'importance des bords de parcelles, lisières, bandes enherbées, haies, pour l'hivernation de nombreux ennemis naturels. Or, il s'est avéré que sur le réseau, les exploitations en agriculture biologique qui appliquaient également les principes de l'ACS (avec seulement un travail du sol superficiel) présentaient systématiquement une plus importante diversité en infrastructures agroécologiques. Ces producteurs, engagés dans une démarche agroécologique holistique, *via* la suppression d'intrants de synthèse, la réduction du travail du sol et la diversification, ont tout naturellement inclus dans leur diversification les espaces non-productifs. Ces habitats permettent ainsi le maintien d'une diversité d'ennemis naturels et donc un potentiel de régulation accru autour de ces parcelles, même si, comme nous l'a démontré la régulation des bruches, certains pourraient être désavantagés par cette diversification.

Malgré une potentielle augmentation du nombre de certains ravageurs comme les limaces ou les bruches, la productivité a été en moyenne maintenue en ACS par rapport à l'agriculture conventionnelle, avec une différence moyenne de -0,5 q/ha en blé et +5 q/ha en féverole. De plus, aucune tendance marquée pour le risque de maladies cryptogamiques n'a pu être montrée. Cependant, une forte variabilité a été observée en ACS et tous les systèmes ne se valent pas en termes de productivité. Sur l'ensemble du réseau, les plus hauts rendements comme les plus bas ont ainsi été observés en ACS. S'il n'est pas encore possible de conclure sur les tenants de cette variabilité, il semble toutefois que la maturité du système et sa maîtrise par le producteur, toutes deux garantes du rétablissement et du maintien de la santé du sol, en soient des facteurs déterminants.

Par ailleurs, ce réseau d'étude avait l'avantage de fournir une comparaison de l'ACS non seulement à une agriculture plus conventionnelle, mais également à une autre forme de systèmes agroécologiques : l'agriculture biologique. Cette dernière est reconnue pour réduire le transfert de polluants vers l'eau et les sols, favoriser le stockage du carbone par la matière organique, améliorer

la qualité physicochimique et biologique du sol, émettre moins de CO<sub>2</sub> et favoriser la biodiversité en oiseaux, plantes et insectes, en particulier les prédateurs (Bengtsson et al., 2005; Gomiero et al., 2011). Elle est cependant parfois décriée pour des pertes de productivité pour certaines cultures, pertes que peut engendrer l'abandon de la fertilisation azotée minérale et des traitements phytosanitaires de synthèse. Les observations faites sur le réseau SERACC tendent à confirmer ces affirmations. Globalement, la conservation de la biodiversité et des habitats semi-naturels était meilleure en agriculture biologique, comme en ACS, par rapport à l'agriculture conventionnelle. Cependant, la sensibilité à l'érosion s'est révélée bien plus importante en agriculture biologique qu'en ACS, mais également qu'en agriculture conventionnelle. De plus, si les rendements en féverole étaient peu impactés en agriculture biologique, les rendements en blé furent quant à eux significativement inférieurs (-13,8 q/ha en moyenne par rapport à l'agriculture conventionnelle). En particulier, les exploitations qui ont présenté les plus bas niveaux de rendement étaient celles appliquant à la fois les principes de l'ACS et de l'agriculture biologique. En effet, si la combinaison de ces deux approches n'est pas sans vertu d'un point de vue écologique, la productivité de ce type de système est encore aujourd'hui trop difficile à assurer pour en garantir la durabilité.

Dans l'ensemble, cette étude est une illustration détaillée du potentiel de l'ACS pour s'affranchir de l'antagonisme apparent entre productivité et performances environnementales. L'étude a également révélé une grande variabilité de l'expression des services écosystémiques sous ACS, variabilité pouvant être attribuée principalement à l'immaturité du système, en termes d'équilibres écologiques et d'expertise de l'exploitant, ce type d'agriculture souffrant encore aujourd'hui d'un manque important d'accompagnement technique.

## Bibliographie

- Andrade, D.S., Colozzi-filho, A., Giller, K.E., 2003. The Soil Microbial Community and Soil Tillage. In : *Soil Tillage in Agroecosystems* (A. El Titi, ed.), CRC Press, pp. 51–81.
- Bailey, V.L., Smith, J.L., Bolton, H.J., 2002. Fungal-to-bacterial ratios in soils investigated for enhanced C sequestration. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 997–1007.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 1–5.
- Barber, N.A., Gorden, N.L.S., 2015. How do belowground organisms influence plant-pollinator interactions? *Journal of Plant Ecology*, 8, 1–11.
- Basch, G., Friedrich, T., Kassam, A., Gonzalez-Sanchez, E., 2015. Conservation Agriculture in Europe. In: *Conservation Agriculture* (M. Farooq, K.H.M. Siddique, eds.), Springer International Publishing, Switzerland, pp. 357–388.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 261–269.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. *The nature and properties of soils*. Pearson Prentice Hall, New Jersey, 621 p.
- Carvalho, M., Basch, G., Calado, J.M.G., Barros, J.F.C., 2012. Long term effect of tillage system and crop residue management on soil carbon content of a Luvisol under rainfed Mediterranean conditions. *Agrociencia*, 16, 183–187.
- Chabert, A.M.-H., 2017. Expression combinée des services écosystémiques en systèmes de production agricole conventionnels et innovants : étude des déterminants agroécologiques de gestion du sol, des intrants et du paysage, thèse de doctorat, spécialité Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement, Institut National Polytechnique de Toulouse, 248 p.
- Chichester, F.W., Richardson, C.W., 1992. Sediment and Nutrient Loss from Clay Soils as Affected by Tillage. *Journal of Environmental Quality*, 21, 587–590.
- de Moraes Sa, J.C., Lal, R., 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil Tillage Research*, 103, 46–56.
- Dendooven, L., Gutiérrez-Oliva, V.F., Patiño-Zúñiga, L., Ramírez-Villanueva, D.A., Verhulst, N., Luna-Guido, M., Marsch, R.,

- Montes-Molina, J., Gutiérrez-Miceli, F.A., Vásquez-Murrieta, S., Govaerts, B., 2012. Greenhouse gas emissions under conservation agriculture compared to traditional cultivation of maize in the central highlands of Mexico. *Science of the Total Environment*, 431, 237–244.
- Derpsch, R., Friedrich, T., 2009. Development and Current Status of No-till Adoption in the World. In : Proceedings of the 18th Triennial Conference of the International Soil Tillage Research Organization (ISTRO), 15-19 juin, Izmir, Turquie.
- Dimassi, B., Mary, B., Wylleman, R., Labreuche, J., Couture, D., Piraux, F., Cohan, J.P., 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188, 134–146.
- Doran, J.W., 1980. Soil Microbial and Biochemical Changes Associated with Reduced Tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 765–771.
- Drijber, R.A., Doran, J.W., Parkhurst, A.M., Lyon, D.J., 2000. Changes in soil microbial community structure with tillage under long-term wheat-fallow management. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, 1419–1430.
- Ehler, L.E., 2006. Integrated pest management (IPM): definition, historical development and implementation, and the other IPM. *Pest Management Science*, 62, 787–789.
- Farooq, M., Siddique, K.H.M., 2015a. Conservation Agriculture : Concepts, Brief History, and Impacts on Agricultural Systems. In : *Conservation Agriculture* (M. Farooq, K.H.M. Siddique, eds.), Springer International Publishing, Switzerland, pp. 3–17.
- Farooq, M., Siddique, K.H.M., 2015b. *Conservation Agriculture*. Springer International Publishing, Switzerland, 665 p.
- Faulkner, E.H., 1943. *Plowman's folly*, Michael Joseph Ltd, London, 175 p.
- Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M.J., Enrique, A., Karlen, D.L., 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil Tillage Research*, 106, 29–35.
- Fiedler, A.K., Landis, D.A., Wratten, S.D., 2008. Maximizing ecosystem services from conservation biological control: the role of habitat management. *Biological Control*, 45, 254–271.
- FAO, 2008. *Investing in Sustainable Agricultural Intensification. The Role of Conservation Agriculture*. A framework for action. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 24 p.

- Freixial, R., Carvalho, M., 2010. Aspectos prácticos fundamentales en la implantación de la agricultura de conservación/siembra directa en el sur de Portugal. *In: Proceedings of the European Congress on Conservation Agriculture*. Madrid, pp. 361–370.
- Frey, S.D., Elliott, E.T., Paustian, K., 1999. Bacterial and fungal abundance and biomass in conventional and no-tillage agroecosystems along two climatic gradients. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 573–585.
- Friedrich, T., Derpsch, R., Kassam, A., 2012. Overview of the global spread of conservation agriculture. *Field Actions Science Reports. The Journal of Field Actions*, Special Issue 6, 0–7.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810–821.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution du 2<sup>nd</sup> groupe travail au 5<sup>ème</sup> rapport d'évaluation du GIEC (Intergovernmental Panel on Climate Change), United Kingdom and New York, 1132 p.
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M.G., 2011. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Science*, 30, 95–124.
- Grigera, M.S., Drijber, R.A., Wienhold, B.J., 2007. Redistribution of crop residues during row cultivation creates a biologically enhanced environment for soil microorganisms. *Soil Tillage Research*, 94, 550–554.
- Guggenberger, G., Frey, S.D., Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., 1999. Bacterial and Fungal Cell-Wall Residues in Conventional and No-Tillage Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1188–1198.
- Gupta, R., Seth, A., 2007. A review of resource conserving technologies for sustainable management of the rice-wheat cropping systems of the Indo-Gangetic plains (IGP). *Crop Protection*, 26, 436–447.
- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology*, 4, 107–116.
- Hatten, T.D., Bosque-Pérez, N.A., Labonte, J.R., Guy, S.O., Eigenbrode, S.D., 2007. Effects of tillage on the activity density and biological diversity of Carabid beetles in spring and winter crops. *Environmental Entomology*, 36, 356–368.

- Hobbs, P., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 543–555.
- Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103, 1–25.
- Holland, J.M., Luff, M.L., 2000. The effects of agricultural practices on Carabidae in temperate agroecosystems. *Integrated Pest Management Reviews*, 5, 109–129.
- Howarth, F.G., 2000. Non-target effects of biological control agents. In : *Biological Control: Measures of Success* (G. Gurr, S.D. Wratten, eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 369–403.
- Ibekwe, A.M., Kennedy, A.C., Frohne, P.S., Papiernik, S.K., Yang, C.H., Crowley, D.E., 2002. Microbial diversity along a transect of agronomic zones. *FEMS Microbiology Ecology*, 39, 183–191.
- Ishaq, S.L., 2017. Plant-microbial interactions in agriculture and the use of farming systems to improve diversity and productivity. *AIMS Microbiology*, 3, 335–353.
- Jonsson, M., Wratten, S.D., Landis, D.A., Gurr, G.M., 2008. Recent advances in conservation biological control of arthropods by arthropods. *Biological Control*, 45, 172–175.
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Kienzle, J., 2015. Overview of the Worldwide Spread of Conservation Agriculture. *Facts Reports*, 8, 3–11.
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Lahmar, R., Mrabet, R., Basch, G., González-Sánchez, E.J., Serraj, R., 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 132, 7–17.
- Kell, D.B., 2012. Large-scale sequestration of atmospheric carbon via plant roots in natural and agricultural ecosystems: why and how. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 367, 1589–1597.
- Kesavan, P.C., Malarvannan, S., 2010. Green to evergreen revolution: ecological and evolutionary perspectives in pest management. *Current Science*, 99, 908–914.
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Research*, 61, 61–76.
- Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.

- Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 274, 303–313.
- Kosewska, A., Skalski, T., Nietupski, M., 2014. Effects of conventional and non-inversion tillage systems on the abundance and some life history traits of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in winter triticale fields. *European Journal of Entomology*, 111, 669–676.
- Kutcher, H.R., Johnston, A.M., Bailey, K.L., Malhi, S.S., 2011. Managing crop losses from plant diseases with foliar fungicides, rotation and tillage on a Black Chernozem in Saskatchewan, Canada. *Field Crops Research*, 124, 205–212.
- Labreuche, J., Le Souder, C., Castilon, P., Ouvry, J.F., Real, B., Germon, J.C., De Tourdonnet, S., 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturelles Sans Labour en France, ADEME-ARVALIS Institut du végétal-INRA-APCA-AREAS-ITB-CETIOM- IFVV, 400 p.
- Lal, R., 2015a. Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70, 329–339.
- Lal, R., 2015b. A system approach to conservation agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70, 82A–88A.
- Lal, R., 2015c. Cover cropping and the “4 per Thousand” proposal. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70, 141A–141A.
- Lal, R., 2011. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*, 36, S33–S39.
- Lavorel, S., Sarthou, J.-P., 2008. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes. In : *Agriculture et Biodiversité - Valoriser Les Synergies* (X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.-P. Sarthou, M. Trommetter, eds.), Expertise scientifique collective, rapport INRA, Paris, 738 p.
- Leake, A.R., 2003. Integrated Pest Management for Conservation Agriculture. In : *Conservation Agriculture: Environment, Farmers Experiences, Innovations, Socio-Economy, Policy* (L. García-Torres, J. Benites, A. Martínez-Vilela, A. Holgado-Cabrera, eds.), Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 271–279.
- Legrand, A., Gaucherel, C., Baudry, J., Meynard, J.M., 2011. Long-term effects of organic, conventional, and integrated crop systems on Carabids. *Agronomy for Sustainable Development*, 31, 515–524.
- Lemanceau, P., Maron, P.A., Mazurier, S., Mougel, C., Pivato, B., Plassart, P., Ranjard, L., Revellin, C., Tardy, V., Wipf, D., 2015. Understanding and managing soil biodiversity: a major challenge

- in agroecology. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 67–81.
- Marques, F., Basch, G., 2002. Comparação da viabilidade económica de quatro sistemas de mobilização do solo. In: *I Congresso Nacional de Mobilização de Conservação Do Solo*. Universidade de Évora, Evora, Portugal, pp. 283–298.
- Marti, O.G., Olson, D.M., 2007. Effect of Tillage on Cotton Aphids (Homoptera: Aphididae), Pathogenic Fungi, and Predators in South Central Georgia Cotton Fields. *Journal of Entomological Science*, 42, 354–367.
- McGonigle, T.P., Miller, M.H., Young, D., 1999. Mycorrhizae, crop growth, and crop phosphorus nutrition in maize-soybean rotations given various tillage treatments. *Plant Soil*, 210, 33–42.
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington, DC, 100 p.
- Mulder, V.L., Lacoste, M., Richer-de-Forges, A.C., Martina, M.P., Arrouays, D., 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263, 16–34.
- Oerke, E.-C., 2006. Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 144, 31–43.
- Olson, K., Ebelhar, S.A., Lang, J.M., 2014. Long-Term Effects of Cover Crops on Crop Yields, Soil Organic Carbon Stocks and Sequestration. *Open Journal of Soil Science*, 4, 284–292.
- Palm, C., Blanco-Canqui, H., DeClerck, F., Gatere, L., Grace, P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 187, 87–105.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature*, 532, 49–57.
- Pekrun, C., Kaul, H.P., Claupein, W., 2003. Soil tillage for sustainable nutrient management. In: *Soil Tillage in Agroecosystems* (A. El Titi, Ed.), CRC Press LLC, Boca Raton, pp. 83–113.
- Pimentel, D., Burgess, M., 2014. Environmental and Economic Costs of the Application of Pesticides Primarily in the United States. In: *Integrated Pest Management* (D. Pimentel, R. Peshin, eds), Springer, pp. 47–71.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T., Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bioscience*, 47, 747–757.
- Pisante, M., Stagnari, F., Acutis, M., Bindi, M., Brillì, L., Di Stefano, V., Carozzi, M., 2015. Conservation Agriculture and Climate



- Change. In: *Conservation Agriculture* (M. Farooq, K.H.M. Siddique, eds.), Springer International Publishing, Switzerland, pp. 579–620.
- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linnquist, 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.
- Plaza-Bonilla, D., Nolot, J.M., Passot, S., Raffaillac, D., Justes, E., 2016. Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. *Soil Tillage Research*, 156, 33–43.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Jat, M.L., Gerard, B.G., Palm, C.A., Sanchez, P.A., Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4, 678–683.
- Powlson, D.S., Stirling, C.M., Thierfelder, C., White, R.P., Jat, M.L., 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agroecosystems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 164–174.
- Pretty, J., 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363, 447–465.
- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D., Van Der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*, 65, 113–136.
- Quinton, J.N., Catt, J.A., 2004. The effects of minimal tillage and contour cultivation on surface runoff, soil loss and crop yield in the long-term Woburn Erosion Reference Experiment on sandy soil at Woburn, England. *Soil Use and Management*, 20, 343–349.
- Raymond, L., Sarthou, J.P., Plantegenest, M., Gauffre, B., Ladet, S., Vialatte, A., 2014. Immature hoverflies overwinter in cultivated fields and may significantly control aphid populations in autumn. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 99–105.
- Rhoton, F.E., Shipitalo, M.J., Lindbo, D.L., 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil Tillage Research*, 66, 1–11.
- Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., Richard, G., 2010. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil Tillage Research*, 111, 33–40.

- Rutgers, M., van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Mulder, C., Kuiten, A.M.P., Brussaard, L., Breure, A.M., 2012. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. *Science of the Total Environment*, 415, 39–48.
- Rypstra, A.L., Carter, P.E., Balfour, R.A., Marshall, S.D., 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *The Journal of Arachnology*, 27, 371–377.
- Schulte, R.P.O., Creamer, R.E., Donnellan, T., Farrelly, N., Fealy, R., O'Donoghue, C., O'hUallachain, D., 2014. Functional land management: A framework for managing soil-based ecosystem services for the sustainable intensification of agriculture. *Environmental Science & Policy*, 38, 45–58.
- Selosse, M.A., Baudoin, E., Vandenkoornhuysen, P., 2004. Symbiotic microorganisms, a key for ecological success and protection of plants. *Comptes Rendus Biologies*, 327, 639–648.
- Sharley, D.J., Hoffmann, A.A., Thomson, L.J., 2008. The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology*, 10, 233–243.
- Shearin, A.F., Reberg-Horton, S.C., Gallandt, E., 2007. Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) weed seed predators. *Environmental Entomology*, 36, 1140–1146.
- Shuler, R.E., Roulston, T.H., Farris, G.E., 2005. Farming practices influence wild pollinator populations on squash and pumpkin. *Journal of Economical Entomology*, 98, 790–795.
- Singh, V.P., Barman, K.K., Singh, R., Sharma, A.R., 2015. Weed Management in Conservation Agriculture Systems. In: *Conservation Agriculture* (M. Farooq, K.H.M. Siddique, eds.), Springer International Publishing, Switzerland, pp. 39–77.
- Six, J., Ogle, S.M., Breidt, J., Conant, R.T., Mosier, A.R., Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil Tillage Research*, 118, 66–87.
- SoCo Project Team, 2009. Final report on the project Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo), European Commission, Scientific and Technical Research series, 172 p.

- Song, Z., Gao, H., Zhu, P., Peng, C., Deng, A., Zheng, C., Mannaf, M.A., Islam, M.N., Zhang, W., 2015. Organic amendments increase corn yield by enhancing soil resilience to climate change. *The Crop Journal*, 3, 110–117.
- Spedding, T.A., Hamel, C., Mehuys, G.R., Madramootoo, C.A., 2004. Soil microbial dynamics in maize-growing soil under different tillage and residue management systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 499–512.
- Sturny, W.G., Chervet, A., 2015. Oberacker a fête ses 20 ans : bilans et perspectives. *TCS Magazine*, 85, 6–25.
- Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *Journal of Applied Ecology*, 53, 233–241.
- Tebrügge, F., Böhrnsen, A., 1997. Crop yields and economic aspects of no-tillage compared to plough tillage: Results of long-term soil tillage field experiments in Germany. In: *Experience with the Applicability of No-Tillage Crop Production in the West-European Countries*. Proceedings of the EC Workshop-IV. Langgöns, Germany, pp. 25–43.
- Tebrügge, F., Düring, R.-A., 1999. Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Research*, 53, 15–28.
- van Capelle, C., Schrader, S., Brunotte, J., 2012. Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota - A review with a focus on German data. *European Journal of Soil Biology*, 50, 165–181.
- Vieublé, L., 2015. Valoriser la composante biologique pour entretenir et améliorer la fertilité chimique et physique des sols. Formation continue AgroParisTech MAROC, Paris.
- Wardle, D.A., 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research*, 26, 105–185.
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1930–1946.
- Wilby, A., Thomas, M.B., 2002. Natural enemy diversity and pest control: patterns of pest emergence with agricultural intensification. *Ecological Letters*, 5, 353–360.
- Williams, I.H., 1994. The dependences of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews*, 6, 229–257.

- Winqvist, C., Ahnstrom, J., Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Annals of the New York Academy of Science*, 1249, 191–203.
- Witmer, J.E., Hough-Goldstein, J.A., Pesek, J.D., 2003. Ground-Dwelling and Foliar Arthropods in Four Cropping Systems. *Environmental Entomology*, 32, 366–376.
- Wright, A.L., Hons, F.M., Matocha, J.E., 2005. Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. *Applied Soil Ecology*, 29, 85–92.

