

IMPACT DE L'AGRICULTURE BIOLOGIQUE SUR LA BIODIVERSITE DANS UN CONTEXTE DE ZONE HUMIDE

Synthèse bibliographique

2020

Pierre Mallet

Thomas Galewski

Arnaud Béchet

La Tour du Valat est un institut de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes créé il y a plus de 65 ans par Luc Hoffmann. Il a développé ses activités de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes avec le souci constant de réconcilier l'homme et la nature.

Convaincue que la préservation des zones humides ne sera possible que si activités humaines et protection du patrimoine naturel vont de pair, la Tour du Valat développe depuis de nombreuses années des programmes de recherche et de gestion intégrée qui favorisent les échanges entre utilisateurs et scientifiques des zones humides, mobilise une communauté d'acteurs et promeut les bénéfices des zones humides auprès des décideurs et des acteurs socio-économiques.

Suivez-nous sur www.tourduvalat.org

Facebook Tour du Valat

Twitter @TourduValat

LinkedIn Tour du Valat

Viméo Tour du Valat

Citation recommandée :

Mallet P., Galewski T., Béchet A. 2020. *Impact de l'agriculture biologique sur la biodiversité dans un contexte de zone humide - Synthèse bibliographique*. Tour du Valat. 20pp.

Photos de couverture : © Lionel Roux

Travail réalisé avec le soutien financier d'Alpina Savoie



© L. Roux

Introduction

Depuis le milieu du vingtième siècle, une profonde modification des systèmes de production agricole s'est opérée à travers le monde et notamment en Europe. Le passage d'une agriculture principalement vivrière à une agriculture plus intensive a permis d'augmenter les rendements de manière exponentielle (Cassman 1999). Cette mutation des systèmes agricoles a été rendue possible par l'amélioration de la mécanisation des pratiques, l'utilisation croissante d'intrants chimiques de synthèse tels que des fertilisants et des pesticides, le perfectionnement des systèmes d'irrigation, l'amélioration génétique des plantes et d'autres technologies issues de la « révolution verte » (Tilman et al. 2001; Guichard et al. 2017). Ces nouvelles pratiques ont permis d'accroître la sécurité alimentaire et d'améliorer la nutrition à travers le monde (FAO 2018).

Cependant, ce modèle montre aujourd'hui ses limites aussi bien d'un point de vue technique, puisque les rendements stagnent (Ray et al. 2012), que du point de

vue social et environnemental. Les agriculteurs doivent notamment faire face à des conditions économiques difficiles et des aléas climatiques de plus en plus fréquents. Cela mène à une diminution constante du nombre d'agriculteurs et à des détresses psychologiques dans la profession, conduisant parfois jusqu'au suicide (Khireddine-Medouni et al. 2016). L'image de l'agriculture s'est également beaucoup ternie ces dernières années. Les pesticides font l'objet d'une grande défiance de la part de l'opinion publique, notamment du fait de leur impact négatif possible sur la santé, que ce soit celle des agriculteurs ou des consommateurs.

Par ailleurs, l'agriculture est considérée comme la deuxième source d'émission de gaz à effet de serre dans le monde, contribuant donc directement aux dérèglements climatiques en cours (IPCC 2014). L'érosion de la biodiversité observée aujourd'hui est aussi pour partie attribuée à l'intensification de l'agriculture (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Ceballos et al. 2017). Si la déforestation à des fins agricoles a des conséquences désastreuses et connues sur la biodiversité des forêts tropicales, de plus en plus d'études mettent également en évidence la raréfaction de la biodiversité dans les milieux agricoles eux-mêmes, notamment en Europe (Green et al. 2005; Henle et al. 2008). Deux résultats récents ont plus particulièrement marqué l'opinion publique. Le premier est la diminution de 33 % de l'abondance des oiseaux des milieux agricoles en France depuis 1989 (AFB 2018). Le second est, sur la même période, la diminution de 75 % de l'abondance des insectes dans les zones protégées en Allemagne, avec comme possible facteur explicatif l'intensification des pratiques agricoles (Hallmann et al. 2017). Ce déclin de la biodiversité au sein des exploitations est associé à un déclin des services écosystémiques (e.g. pollinisation, contrôle des ravageurs), services qui pourraient ne plus être rendus et ce au détriment de la production agricole elle-même (Rodríguez et al. 2006). La recherche de synergies entre production agricole et protection de la biodiversité est donc un enjeu majeur de notre époque (Laurans and Rankovic 2019).

Des modes d'agriculture alternatifs qui tentent de combiner production et protection de l'environnement existent et sont en expansion. Ainsi, les surfaces certifiées en agriculture biologique ou en conversion ont augmenté en Europe, passant de 5 millions d'hectares en 2002 à 11,1 millions en 2015 (EU 2016). En Camargue, c'est 20 % de la surface agricole utile qui est cultivée sous le label

agriculture biologique, soit 13 points de plus que la moyenne nationale (Agence BIO 2018). Cependant, peut-on espérer des bénéfices de ce mode de production sur la biodiversité ? Des synthèses bibliographiques récentes ont montré un effet positif de l'abandon des intrants de synthèse et notamment des pesticides sur la biodiversité (Hole et al. 2005; Bengtsson et al. 2005), notamment en contexte de plaine céréalière sèche comme celle du bassin parisien.


© L. Roux

Dans cette revue nous attachons à présenter l'état des connaissances sur l'impact du mode de culture sur la biodiversité dans le cas de la production de blé dur en Camargue. Puisque dans le delta du Rhône cette culture s'inscrit presque exclusivement dans une rotation autour du riz, nous avons particulièrement exploré la littérature existante sur la riziculture (Mouret 2018) mais aussi sur toutes les grandes cultures en zone humide, là où les liens entre les milieux agricoles et les milieux semi naturels sont très forts. Nous nous attachons en particulier à comparer l'effet sur différents compartiments de la biodiversité (invertébrés du sol, flore, invertébrés épigés, vertébrés) de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle. Nous avons recherché en priorité s'il existait de la littérature scientifique comparant la biodiversité de ces différents taxons en fonction du mode de culture en zone humide. Puis nous avons complété la revue par des résultats obtenus en milieu sec lorsqu'il nous semblait que ces résultats étaient valables aussi pour les zones humides.

1. Biodiversité des invertébrés du sol



© Claudius Thiriet / Biosphoto - AFP

Les sols sont susceptibles d'abriter une biodiversité exceptionnelle dont l'agriculture peut bénéficier mais que certaines pratiques peuvent considérablement détériorer. Les vers de terre constituent un des compartiments de la biodiversité des sols particulièrement bien étudié. Les vers de terre sont répartis en trois grands groupes écologiques, les vers épigés qui vivent dans la litière, les vers endogés et les vers anéciques qui réalisent des terriers verticaux et un transfert de la matière organique en brassant le sol. Les vers de terre sont impliqués dans de nombreux services écosystémiques comme la pédogénèse, la structuration du sol, la régulation de l'eau et du climat, etc. (Blouin et al. 2013). Ce sont des organismes ingénieurs qui structurent le sol, décomposent la matière organique et participent donc à la mise à disposition de nutriments aux plantes cultivées. Environ 80% des études menées sur l'impact des vers montrent un effet positif de leur présence sur la production de biomasse végétale agricole (Brown et al. 1999; Scheu 2003). Cet effet positif est notamment dû : (i) à l'augmentation de la minéralisation de la matière organique du sol, ce qui augmente la disponibilité en nutriments (Subler et al. 1998; Eisenhauer and Scheu 2008), (ii) à la modification de la porosité du sol, qui change la disponibilité en eau et en oxygène pour les plantes (Shipitalo and Le Bayon 2004), (ii) au bio-contrôle des parasites (Stephens et al. 1994; Clapperton et al. 2001), notamment de certains nématodes dans les rizières (Blouin et al. 2005), (iii) à la production de régulateurs de croissance des plantes via la stimulation de l'activité microbienne (Canellas 2002; Quaggiotti et al. 2004) et (iv) à la stimulation des symbioses (Gange 1993; Pedersen and Hendriksen 1993). En règle générale, les vers de terre améliorent le régime hydrique dans les parcelles (Shipitalo and Le Bayon 2004). En revanche, leur action peut réduire le potentiel de rétention de l'eau dans les rizières qui sont en manque d'eau et donc impacter le développement des cultures (Blouin et al. 2007).

Peu d'études ont comparé la biodiversité de vers de terre entre les modes de production biologique et conventionnel dans un contexte de zone humide. Ce qui n'est pas le cas pour les cultures sèches où les résultats convergent vers une augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance de ces organismes dans les parcelles en agriculture biologique (Kragten et al. 2011). Les différences peuvent être très marquées, comme dans l'étude de Reganold et al. (1993) qui a comptabilisé 175 vers/m² en moyenne dans une exploitation biologique contre 21 dans une exploitation conventionnelle. Ces différences s'expliquent par le fait que les vers de terre peuvent être des cibles indirectes des pesticides, qui vont réduire leur abondance et leur richesse spécifique (Syers and Springett 1984). De plus, l'apport de fumier organique en agriculture biologique constitue une ressource alimentaire qui explique pour partie les différences observées (Pfiffner and Mäder 1997). Le fumier favorise d'autres décomposeurs et micro-organismes du sol (bactéries et champignons) qui sont eux aussi impliqués dans le maintien de la fertilité des sols (Chhotaray et al. 2011).

2. Biodiversité floristique

De nombreuses plantes sauvages se développent spontanément dans les milieux agricoles. Ces végétaux sont une ressource importante pour les pollinisateurs mais ils sont aussi souvent considérés comme faisant concurrence aux plantes cultivées. Au Japon, la richesse spécifique des plantes aquatiques dans les rizières biologiques est plus élevée que dans les rizières conventionnelles (Katayama et al. 2019). Au sein de cette diversité de plantes plus importante, de nombreuses espèces inscrites sur les listes rouges de l'UICN sont présentes. Dans le delta de l'Ebre, la biomasse des macrophytes qui se développent dans les rizières est affectée par les pratiques culturales, ce qui va



© L. Roux

affecter la présence d'habitat favorable pour les invertébrés qui se développent dans ces milieux (Martínez-Eixarch et al. 2017). Cette biomasse est en moyenne deux fois plus importante dans les rizières biologiques. Les différences observées entre les modes de production s'expliquent principalement par l'utilisation d'herbicides et les apports d'azote importants en agriculture conventionnelle, pratiques qui sélectionnent et favorisent un panel d'espèces plus restreint comparées à celles retrouvées en agriculture biologique (Hyvönen et al. 2003).


© L. Roux

Les adventices sont la première cause de perte de rendement agricole au monde avec des pertes potentielles de rendement estimé à 34 % (Oerke 2006) et des pertes de 16,8 % observées dans les rizières du delta de l'Ebre (Martínez-Eixarch et al. 2017). Pour lutter contre les adventices, les exploitations conventionnelles ont opté pour l'utilisation d'herbicides peu spécifiques (comme le Roundup®). Les exploitations en agriculture biologique utilisent d'autres méthodes, notamment la diversification des cultures, un allongement des rotations et un décalage des dates de semis. Dans les champs de blé dur danois, si l'infestation par les adventices est faible ou intermédiaire (respectivement 13 et 58 $g.m^{-2}$ de biomasse en moyenne), il n'y a pas de différence de rendement entre les parcelles traitées avec des herbicides et les parcelles non traités (Rasmussen 2004). En revanche, si l'infestation est importante (284 $g.m^{-2}$ de biomasse en moyenne), ne pas utiliser d'herbicide diminue le rendement de 10 % sur cette culture autogame. Pour les cultures entomogames (i.e. dont la fructification dépend d'insectes) ces pertes sont à relativiser par le gain de rendement occasionné par la présence de pollinisateurs, favorisés par la présence d'adventices (Nicholls and Altieri 2013). La présence d'adventices à fleurs dans les champs de féverole occasionne par exemple un gain de rendement moyen de 25 % par rapport à des champs sans adventice à fleurs (Al

Ghamdil 2003). Une bonne démarche semble donc consister à maximiser les adventices en bordure de parcelle, tout en limitant leur effectif dans les champs.

3. Biodiversité des invertébrés épigés

Les invertébrés épigés rassemblent de nombreux groupes taxonomiques comme les insectes, les arachnides et les coléoptères. Les espèces qui composent ces groupes utilisent les parcelles agricoles comme habitat pour trouver leurs ressources alimentaires et se reproduire. Leur présence est donc fortement dépendante des pratiques culturales réalisées.


© D. Cohez

Dans les grandes cultures en plaine céréalière sèche, Lichtenberg et al. (2017) ont montré par une méta-analyse portant sur 60 études (soit la compilation de données de 43 types de cultures sur 5 continents), que l'abondance des arthropodes est 45 % plus élevée dans les parcelles en agriculture biologique tandis que leur richesse spécifique est 19% plus élevée. Les mêmes tendances sont observées pour les pollinisateurs (Holzschuh et al. 2006, 2008; Rundlöf et al. 2008). Ces groupes sont favorisés par l'absence de traitement et une ressource alimentaire plus importantes dans les parcelles en agriculture biologique sur lesquelles la diversité florale est élevée.

Dans des contextes de zones humides, plusieurs études ont mis en évidence des richesses spécifiques et des abondances de macro-invertébrés aquatiques plus importantes dans les champs cultivés en agriculture biologique (Hesler et al. 1993; Mesleard 2018). Wilson et al. (2008) ont par exemple trouvé une richesse spécifique 1,5 fois plus importante dans ces parcelles et une abondance 4 fois supérieure dans les rizières biologiques. En général, les rizières conventionnelles présentent des communautés d'invertébrés appauvries où dominent les herbivores stricts (notamment des gastéropodes et des diptères C*hironomidae*) tandis que les rizières

biologiques sont riches en prédateurs, comme les coléoptères et les odonates (de 4 à 10 fois plus abondants ; Mesléard et al. 2005; Mesleard 2018). Les araignées sont elles aussi plus abondantes dans les systèmes en agriculture biologique (Katayama et al. 2019). L'application d'herbicides et d'insecticides impacte les populations d'invertébrés de manière directe ou indirecte via la réduction de l'abondance des proies (Pfiffner and Luka 2003; Amano et al. 2011). La présence des invertébrés est pourtant un plus pour l'agriculture que se soit par la régulation des ravageurs par les araignés ou les odonates (Schmidt et al. 2005; Zhang et al. 2007), ou par la consommations des graines d'adventices par les arthropodes (Kromp 1999).

4. Biodiversité des vertébrés

Les oiseaux et les mammifères sont les principaux vertébrés fréquentant les rizières auxquels s'ajoutent les amphibiens dans les zones humides. Les amphibiens sont en moyenne plus abondants dans les rizières biologiques que dans les rizières conventionnelles (Katayama et al. 2019) car cibles indirectes des pesticides. En Camargue, il a été montré que le nombre de têtards par mètre carré est en moyenne 4 fois plus élevé dans des rizières biologiques que dans des rizières conventionnelles (Mesleard 2018). L'utilisation des pesticides pourrait expliquer une telle différence. En effet, des travaux connexes ont montré un « effet cocktail »[1] négatif de la substance active de l'herbicide Ronstar (l'oxadiazon[2]) pour une espèce d'amphibien (la grenouille de Perez *Pelophylax perezi*) lorsqu'elle est



© D. Cohez

[1] L'effet cocktail désigne la capacité de plusieurs substances, lorsqu'elles sont associées, à induire une toxicité significativement plus élevée que chaque substance utilisée au même dosage mais séparément.
[2] retiré du marché depuis 2015 (ephy.anses.fr)

utilisée en combinaison avec un insecticide (Mesléard et al. 2016). Or, les amphibiens font partie du régime alimentaire des oiseaux qui fréquentent les parcelles de riz, notamment les hérons, ce qui diminue leur fréquentation. Cet exemple montre comment en impactant négativement un compartiment biologique, des pesticides peuvent avoir des effets en cascade sur l'ensemble de la chaîne trophique.

Concernant les oiseaux d'eau, Katayama et al. (2015) ont montré que les parcelles de riz cultivées en agriculture biologique fournissent une ressource alimentaire plus importante aux échassiers comme la grande aigrette (*Ardea alba*). Cette observation est cohérente avec ce qui a pu être relevé dans les paragraphes précédents, qui présentent les rizières biologiques comme des milieux plus riches en ressources alimentaires. Les espèces d'oiseaux inféodées aux milieux aquatiques ont la particularité de parcourir de grandes distances pour se nourrir. Ainsi la proportion de parcelles en agriculture biologique dans le paysage influence positivement la biodiversité des oiseaux d'eau (Katayama et al. 2019). La mise en eau tardive des rizières favorise quant à elle l'abondance des autres espèces d'oiseaux qui trouvent plus d'habitats favorables pour s'installer.


© J. Jalbert

Peu d'études se sont intéressées à la fréquentation des rizières par les mammifères. Concernant les chauves-souris, Toffoli and Rughetti (2017) ont comparé l'activité de chasse de 12 espèces de ce groupe entre des rizières conventionnelles, biologiques et les milieux semi-naturels. L'activité des chauves-souris est similaire entre les rizières biologiques et les milieux semi-naturels et près de 4 fois supérieure à l'activité observée dans les parcelles cultivées de façon conventionnelle. Même si certaines espèces sont uniquement observées dans les milieux semis naturels (*Myotis sp*., *Eptesicus serotinus* and *Hypsugo savii* dans

l'étude de Toffoli and Rughetti (2017)), les parcelles en agriculture biologique constituent des substituts importants pour ce groupe taxonomique. Grâce à leur consommation d'insectes, les chauve-souris régulent les populations des ravageurs des cultures (Cleveland et al. 2006). Leur service en tant que bio-régulateur est ainsi estimé à 3,7 milliards d'€ par ans aux Etats-Unis (Boyles et al. 2011). Dans les rizières du delta de l'Ebre, 21 €/ha de pesticides sont économisés par la présence des chauves-souris qui vont consommer les papillons de la pyrale du riz (Puig-Montserrat et al. 2015).

5. Interactions entre les pratiques culturales et le paysage

Si de nombreuses études mettent en avant un bénéfice de l'agriculture biologique pour la biodiversité, l'ampleur de ce bénéfice apparaît fortement dépendant du contexte cultural et paysager. Plusieurs études ont par exemple analysé l'effet de l'agriculture biologique sur l'activité des chauves-souris ; quatre ont trouvé un effet positif de l'absence de pesticides (Wickramasinghe et al. 2003; Fuller et al. 2005; Davy et al. 2007; Put et al. 2018) ; trois n'ont pas trouvé de d'effet (Pocock and Jennings 2008; Long and Kurta 2014; Froidevaux et al. 2017) et une a trouvé un effet négatif sur l'abondance des chauves-souris (MacDonald et al. 2012). D'après Put et al. (2018) ces différences proviennent du fait que certaines équipes de recherche n'ont pas pris en compte les caractéristiques spatiales (paysage et distance entre les points d'échantillonnages) des sites d'étude.

La diversité des cultures dans un agroécosystème et la réduction de la taille des parcelles sont deux éléments qui augmentent l'hétérogénéité structurale du paysage (Fahrig et al. 2011) et permettent d'augmenter la biodiversité des milieux agricoles (Sirami et al. 2019). Ce résultat vaut aussi bien pour des systèmes agricoles



© L. Roux

intensifs, qui utilisent notamment de nombreux pesticides, que pour des systèmes en agriculture biologique. L'augmentation de la proportion de milieux semi naturels dans le paysage augmente l'hétérogénéité structurale du paysage (Fahrig et al. 2011) et constitue un autre levier pour accroître la biodiversité (Benton et al. 2003). Cette augmentation de la biodiversité s'explique par la fourniture de sites de reproduction favorables et de ressources alimentaires tout au long de l'année pour les espèces qui fréquentent les milieux agricoles (Park et al. 2015). C'est le cas par exemple pour les batraciens qui vont être favorisés par les haies et boisements autour des mares dans les pâturages de l'ouest de la France (Boissinot et al. 2019). Au sein des agroécosystèmes, le paysage peut donc être un élément prépondérant dans la distribution des espèces (Fahrig et al. 2011). Dans des paysages, principalement composés de parcelles agricoles conventionnelles, la présence de quelques parcelles biologiques isolées n'a pas d'effet sur les populations d'insectes pollinisateurs (Brittain et al. 2010). L'absence de réservoir d'espèces sauvages dans le paysage dégradé semble expliquer ce résultat. Les effets vertueux de l'agriculture biologique sur la biodiversité peuvent donc être anihilés par un contexte paysager trop simplifié.

Discussion

Les études portant sur les relations entre grande culture et biodiversité en zones humides soulignent l'effet généralement très positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité. Cette synthèse corrobore les travaux déjà faits sur les autres agrosystèmes (Hole et al. 2005; Bengtsson et al. 2005; Tuck et al. 2014; Beckmann et al. 2019). Entre 1981 et 2009, 68 % des études mettent en évidence un effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité contre 6 % trouvant un effet négatif (Tableau 1).



© L. Roux

Tableau 1 : Nombres d'études qui montrent une relation positive, négative ou sans différence concernant l'abondance et/ou la richesse spécifique entre les exploitations en biologique et en conventionnel tout agrosystème confondu. Les données des années 1981-2003 sont issues de l'étude de Hole et al. (2005). Les données des années 2004-2009 sont issues de l'étude de Tuomisto et al. (2012)

	Effet positif			Effet négatif			Pas d'effet détecté		
Taxon	1981-2003	2004-2009	Total	1981-2003	2004-2009	Total	1981-2003	2004-2009	Total
Oiseaux	7	3	**10**			**0**	2	2	**4**
Mammifères	2	1	**3**			**0**			**0**
Papillons	1	3	**4**			**0**	1	2	**3**
Araignées	7	1	**8**			**0**	3		**3**
Vers de terre	7	1	**8**			**0**	4	2	**6**
Carabidés	13	3	**16**	2		**2**	3	2	**5**
Autres arthropodes	7	3	**10**	5		**5**	2	2	**4**
Plantes	13	10	**23**	1		**1**	2	1	**3**
Microbes du sol	9	9	**18**		1	**1**	8	3	**11**
Total	**66**	**34**	**100**	**8**	**1**	**9**	**25**	**14**	**39**

Les différences entre ces deux modes de productions semblent principalement dues aux effets directs et indirects des pesticides (Gibbons et al. 2015). Les insecticides présentent notamment un effet direct sur la diminution de la ressource alimentaire des oiseaux insectivores (Boatman et al. 2004). Les herbicides quant à eux modifient les communautés végétales dans les parcelles agricoles et en bordure (Roy et al. 2003). Ces changements de végétation, en modifiant la ressource alimentaire des insectes herbivores, impactent également les prédateurs par effet de cascade (Sipura 1999). C'est ainsi un contrôle « bottom-up » qu'effectuent indirectement les herbicides.

Le paysage impacte aussi la biodiversité dans les systèmes agricoles (Benton et al. 2003) et il existe de fortes interactions entre paysage et pratiques agricoles (Brittain et al. 2010). Les changements de pratiques culturales et les aménagements pour la biodiversité doivent donc être réfléchis également à l'échelle du paysage et pas seulement à l'échelle de l'exploitation (Landis 2017).

Les deltas tels que la Camargue constituent des contextes très particuliers où les liens entre les milieux agricoles et les milieux naturels restent très forts (Mouret 2018). Pour autant, de nombreuses lacunes dans la connaissance et la

compréhension du fonctionnement existent encore. Qu'en est-il de la biodiversité sur les cultures autres que le riz ? Quelles pratiques de bord de champ ou en interculture peuvent favoriser la biodiversité ? Comment le contexte paysager influence-t-il la rapidité et l'ampleur de la réponse de la biodiversité au passage du conventionnel à l'agriculture biologique ? Des recherches sont encore à conduire afin d'éclaircir ces points.

6. Bibliographie

AFB (2018) Biodiversité, les chiffres clés : édition 2018. Ministère de la transition écologique et solidaire

Agence BIO (2018) Les chiffres clés. https://www.agencebio.org/vos-outils/les-chiffres-cles/

Al Ghamdil A (2003) The Impact Of Insect Pollinators On Yield And Yield Components Of Faba Bean (<i>Vicia faba L.<i/>). Saudi J Biol Sci 10:56–63

Amano T, Kusumoto Y, Okamura H, et al (2011) A macro-scale perspective on within-farm management: How climate and topography alter the effect of farming practices. Ecol Lett 14:1263–1272. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01699.x

Beckmann M, Gerstner K, Akin-Fajiye M, et al (2019) Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. Glob Chang Biol 25:1941–1956. https://doi.org/10.1111/gcb.14606

Bengtsson J, Ahnström J, Weibull AC (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. J Appl Ecol 42:261–269. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? Trends Ecol. Evol. 18:182–188

Blouin M, Hodson ME, Delgado EA, et al (2013) A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. Eur. J. Soil Sci. 64:161–182

Blouin M, Lavelle P, Laffray D (2007) Drought stress in rice (Oryza sativa L.) is enhanced in the presence of the compacting earthworm Millsonia anomala. Environ Exp Bot 60:352–359. https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2006.12.017

Blouin M, Zuily-Fodil Y, Pham-Thi AT, et al (2005) Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. Ecol Lett 8:202–208. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00711.x

Boatman ND, Brickle NW, Hart JD, et al (2004) Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. In: Ibis. John Wiley & Sons, pp 131–143

Boissinot A, Besnard A & Lourdais O. (2019). Amphibian diversity in farmlands: Combined influences of breeding-site and landscape attributes in western France. Agriculture, Ecosystems & Environment, 269, 51–61. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.016

Boyles JG, Cryan PM, McCracken GF, Kunz TH (2011) Economic importance of bats in agriculture. Science (80-.). 332:41–42

Brittain C, Bommarco R, Vighi M, et al (2010) Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. Biol Conserv 143:1860–1867. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029

Brown G, Pashanasi B, Villenave C, et al (1999) Effects of earthworms on plant production in the tropics. In: Earthworm Management in Tropical Agroecosystems. p 320

Canellas LP (2002) Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma membrane H+-ATPase activity in maize roots. PLANT Physiol 130:1951–1957. https://doi.org/10.1104/pp.007088

Cassman KG (1999) Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. Proc Natl Acad Sci 96:5952–5959. https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5952

Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. Proc Natl Acad Sci 114:6089–

6096. https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114

Chhotaray D, Mishra CSK, Mohapatra PK (2011) Diversity of Bacteria and Fungi in the Gut and Cast of the Tropical Earthworm Glyphodrillus tuberosus Isolated from Conventional and Organic Rice Fields. J Pharmacol Toxicol 6:303–311. https://doi.org/10.3923/jpt.2011.303.311

Clapperton MJ, Lee NO, Binet F, Conner RL (2001) Earthworms indirectly reduce the effects of take-all (*Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*) on soft white spring wheat (Triticum aestivum cv. Fielder). Soil Biol Biochem 33:1531–1538. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00071-2

Cleveland CJ, Betke M, Federico P, et al (2006) Economic value of the pest control service provided by Brazilian free tailed bats in south central Texas. Front Ecol Environ 4:238–243. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0238:EVOTPC]2.0.CO;2

Davy CM, Russo D, Fenton MB (2007) Use of native woodlands and traditional olive groves by foraging bats on a Mediterranean island: Consequences for conservation. J Zool 273:397–405. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00343.x

Eisenhauer N, Scheu S (2008) Earthworms as drivers of the competition between grasses and legumes. Pedobiologia (Jena) 40:2650–2659. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.07.010

EU (2016) Facts and figures on organic agriculture in the European Union. Agric Rural Dev 10:1–44. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.01.009

Fahrig L, Baudry J, Brotons L, et al (2011a) Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecol Lett 14:101–112. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x

FAO (2018) FAO Statistical databases. In: Food Agric. Organ. United Nations. http://www.fao.org. Accessed 3 Apr 2019

Froidevaux JSP, Louboutin B, Jones G (2017) Does organic farming enhance biodiversity in Mediterranean vineyards? A case study with bats and arachnids. Agric Ecosyst Environ 249:112–122. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.012

Fuller RJ, Norton LR, Feber RE, et al (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. Biol Lett 1:431–434. https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0357

Gange AC (1993) Translocation of mycorrhizal fungi by earthworms during early succession. Soil Biol Biochem 25:1021–1026. https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90149-6

Gibbons D, Morrissey C, Mineau P (2015) A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environ Sci Pollut Res 22:103–118. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JPW, Balmford A (2005) Farming and the Fate of Wild Nature. Science (80-) 307:550–555

Guichard L, Dedieu F, Jeuffroy MH, et al (2017) Le plan Ecophyto de réduction d'usage des pesticides en France: décryptage d'un échec et raisons d'espérer. Cah. Agric. 26:1–12

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, et al (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12:e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Henle K, Firbank L, Watt A, et al (2008) Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe — a review. Agric Ecosyst Environ 124:60–71. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005

Hesler LS, Grigarick AA, Oraze MJ, Palrang AT (1993) Arthropod Fauna of Conventional and Organic Rice Fields in California. J Econ Entomol 86:149–158. https://doi.org/10.1093/jee/86.1.149

Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, et al (2005)

Does organic farming benefit biodiversity? Biol. Conserv. 122:113–130

Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Kleijn D, Tscharntke T (2006) Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: Effects of farming system, landscape composition and regional context. J Appl Ecol 44:41–49. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x

Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T (2008) Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. Oikos 117:354–361

Hyvönen T, Ketoja E, Salonen J, et al (2003) Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. Agric Ecosyst Environ 97:131–149. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00117-8

IPCC (2014) Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Katayama N, Murayama H, Mashiko M (2015) The effect of organic farming on food intake and abundance of egrets and herons in rice fields. Japanese J Ornithol 64:183–193. https://doi.org/10.3838/jjo.64.183

Katayama N, Osada Y, Mashiko M, et al (2019) Organic farming and associated management practices benefit multiple wildlife taxa: A large-scale field study in rice paddy landscapes. J Appl Ecol 56:1970–1981. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13446

Khireddine-Medouni I, Breuillard E, Bossard C (2016) Surveillance de la mortalité par suicide des agriculteurs exploitants Premiers résultats. Institut de veille sanitaire, Saint-Maurice : Santé publique France

Kragten S, Tamis WLM, Gertenaar E, et al (2011) Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. Bird Conserv Int 21:1–11. https://doi.org/10.1017/S0959270910000079

Kromp B (1999) Carabid beetles in sustainable agriculture: A review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. Agric Ecosyst Environ 74:187–228. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7

Landis DA (2017) Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. Basic Appl. Ecol. 18:1–12

Laurans Y, Rankovic A (2019) Comment enrayer l'érosion continue de la biodiversité ?

Lichtenberg EM, Kennedy CM, Kremen C, et al (2017) A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. Glob Chang Biol 23:4946–4957. https://doi.org/10.1111/gcb.13714

Long BL, Kurta A (2014) Activity and Diet of Bats in Conventional versus Organic Apple Orchards in Southern Michigan. Can Field-Naturalist 128:158–164. https://doi.org/10.22621/cfn.v128i2.1580

MacDonald MA, Morris AJ, Dodd S, et al (2012) Welsh Assembly Government Contract 183/2007/08 to Undertake Agri-environment Monitoring and Services. Lot 2 – Species Monitoring.

Martínez-Eixarch M, Curcó A, Ibáñez C (2017) Effects of agri-environmental and organic rice farming on yield and macrophyte community in Mediterranean paddy fields. Paddy Water Environ 15:457–468. https://doi.org/10.1007/s10333-016-0563-x

Mesléard F, Garnero S, Beck N, Rosecchi É (2005) Uselessness and indirect negative effects of an insecticide on rice field invertebrates. Comptes Rendus - Biol 328:955–962. https://doi.org/10.1016/j.crvi.2005.09.003

Mesléard F, Gauthier-Clerc M, Lambret P (2016) Impact of the insecticide Alphacypermetrine and herbicide Oxadiazon, used singly or in combination, on the most abundant frog

in French rice fields, Pelophylax perezi. Aquat Toxicol 176:24–29. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.004

Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis, World Reso. Washington, DC

Mouret J-C (2018) Le riz et la Camargue : une coexistence nécessaire mais fragile. In: Cardère (ed) Le riz et la Camargue. Vers des agrosystèmes durables, Educagri. pp 35–54

Nicholls CI, Altieri MA (2013) Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. Agron. Sustain. Dev. 33:257–274

Oerke E-C (2006) Crop losses to pests. J Agric Sci 144:31–43. https://doi.org/10.1017/S0021859605005708

Park MG, Blitzer EJ, Gibbs J, et al (2015) Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. Proc R Soc B Biol Sci 282:. https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0299

Pedersen JC, Hendriksen NB (1993) Effect of passage through the intestinal tract of detritivore earthworms (*Lumbricus spp.*) on the number of selected Gram-negative and total bacteria. Biol Fertil Soils 16:227–232. https://doi.org/10.1007/BF00361413

Pfiffner L, Luka H (2003) Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - A paired farm approach. Basic Appl Ecol 4:117–127. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00121

Pfiffner L, Mäder P (1997) Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. Biol Agric Hortic 15:2–10. https://doi.org/10.1080/01448765.1997.9755177

Pocock MJO, Jennings N (2008) Testing biotic indicator taxa: The sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. J Appl Ecol 45:151–160. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01361.x

Puig-Montserrat X, Torre I, López-Baucells A, et al (2015) Pest control service provided by bats in Mediterranean rice paddies: Linking agroecosystems structure to ecological functions. Mamm Biol 80:237–245. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.03.008

Put JE, Mitchell GW, Fahrig L (2018) Higher bat and prey abundance at organic than conventional soybean fields. Biol Conserv 226:177–185. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.021

Quaggiotti S, Ruperti B, Pizzeghello D, et al (2004) Effect of low molecular size humic substances on nitrate uptake and expression of genes involved in nitrate transport in maize (*Zea mays* L.). J Exp Bot 55:803–813. https://doi.org/10.1093/jxb/erh085

Rasmussen IA (2004) The effect of sowing date, stale seedbed, row width and mechanical weed control on weeds and yields of organic winter wheat. Weed Res 44:12–20. https://doi.org/10.1046/j.1365-3180.2003.00367.x

Ray DK, Ramankutty N, Mueller ND, et al (2012) Recent patterns of crop yield growth and stagnation. Nat Commun 3:1293–1300. https://doi.org/10.1038/ncomms2296

Reganold JP, Palmer AS, Lockhart JC, Macgregor AN (1993) Performance of and financial soil quality farms in New Zealand and conventional biodynamic of agriculture. Science (80-) 260:344–349

Rodríguez J, Jr TB, Bennett E, et al (2006) Trade-offs across space, time, and ecosystem services. Ecol Soc 11:28–42

Roy DB, Bohan DA, Haughton AJ, et al (2003) Invertebrates and vegetation of field margins adjacent to crops subject to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. Philos Trans R Soc B Biol Sci 358:1879–1898. https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1404

Rundlöf M, Nilsson H, Smith HG (2008) Interacting effects of farming practice and

landscape context on bumble bees. Biol Conserv 141:417–426. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.011

Scheu S (2003) Effects of earthworms on plant growth: patterns and perspectives. Pedobiologia (Jena) 47:846–856. https://doi.org/10.1078/0031-4056-00270

Schmidt MH, Roschewitz I, Thies C, Tscharntke T (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. J Appl Ecol 42:281–287. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x

Shipitalo M, Le Bayon R (2004) Quantifying the effects of earthworms on soil aggregation and porosity. Earthworm Ecol 183:183–194

Sipura M (1999) Tritrophic interactions: Willows, herbivorous insects and insectivorous birds. Oecologia 121:537–545. https://doi.org/10.1007/s004420050960

Sirami C, Gross N, Baillod AB, et al (2019) Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. Submitt to Proc Natl Acad Sci United States Am 1:

Stephens PM, Davoren CW, Doube BM, Ryder MH (1994) Ability of the lumbricid earthworms *Aporrectodea rosea* and *Aporrectodea trapezoides* to reduce the severity of take-all under greenhouse and field conditions. Soil Biol Biochem 26:1291–1297. https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90209-7

Subler S, Parmelee RW, Allen MF (1998) Earthworms and nitrogen mineralization in corn agroecosystems with different nutrient amendments. Appl Soil Ecol 9:295–301. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00056-5

Syers JK, Springett JA (1984) Earthworms and soil fertility. In: Biological Processes and Soil Fertility. Springer Netherlands, pp 93–104

Tilman D, Fargione J, Wolff B, et al (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science (80-) 292:281–284

Toffoli R, Rughetti M (2017) Bat activity in rice paddies: Organic and conventional farms compared to unmanaged habitat. Agric Ecosyst Environ 249:123–129. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.022

Tuck SL, Winqvist C, Mota F, et al (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. J. Appl. Ecol. 51:746–755

Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. J Environ Manage 112:309–320. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018

Wickramasinghe LP, Harris S, Jones G, Vaughan N (2003) Bat activity and species richness on organic and conventional farms: Impact of agricultural intensification. J Appl Ecol 40:984–993. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wilson AL, Watts RJ, Stevens MM (2008) Effects of different management regimes on aquatic macroinvertebrate diversity in Australian rice fields. Ecol Res 23:565–572. https://doi.org/10.1007/s11284-007-0410-z

Zhang W, Ricketts TH, Kremen C, et al (2007) Ecosystem services and dis-services to agriculture. Ecol Econ 64:253–260. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024



Tour du Valat

Le Sambuc – 13200 Arles – Fr

Tél. : +33 (0)4 90 97 20 13

secretariat@tourduvalat.org

www.tourduvalat.org