



**HAL**  
open science

# Multifonctionnalité des systèmes viticoles conduits en agriculture biologique : une analyse intégrant les performances écologiques, agronomiques et économiques

Noémie Ostandie

## ► To cite this version:

Noémie Ostandie. Multifonctionnalité des systèmes viticoles conduits en agriculture biologique : une analyse intégrant les performances écologiques, agronomiques et économiques. Biodiversité et Ecologie. Université de Bordeaux, 2021. Français. NNT : 2021BORD0068 . tel-03250966

**HAL Id: tel-03250966**

**<https://theses.hal.science/tel-03250966>**

Submitted on 5 Jun 2021

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

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

THÈSE PRÉSENTÉE  
POUR OBTENIR LE GRADE DE

**DOCTEUR DE**  
**L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX**

ÉCOLE DOCTORALE 304 Sciences et Environnements  
SPÉCIALITÉ Ecologie évolutive, fonctionnelle et des communautés

Par **Noémie OSTANDIE**

**Impact des pratiques viticoles sur la biodiversité et la  
multifonctionnalité**

Sous la direction de : **Adrien RUSCH et Denis THIÈRY**

Co-encadrement par **Brice GIFFARD et Adeline UGAGLIA**

Soutenue le 15/03/2021

**Membres du jury :**

**Mme VIALATTE, Aude**, Directrice de recherche, INRAE Occitanie-Toulouse  
**M. PLANTEGENEST, Manuel**, Directeur de recherche, INRAE Agrocampus-Ouest Rennes  
**M. JEANNERET, Philippe**, Senior scientist, Agroscope, Zürich  
**Mme PENVERN, Servane**, Chargée de recherche, INRAE Paca-Avignon

Rapportrice  
Rapporteur  
Examineur  
Examinatrice



**Titre : Multifonctionnalité des systèmes viticoles conduits en agriculture biologique : une analyse intégrant les performances écologiques, agronomiques et économiques**

**Résumé :** Le principal défi de la viticulture est de développer des systèmes de production qui limitent les impacts environnementaux tout en maintenant des revenus acceptables pour les viticulteurs. L'optimisation des fonctions écologiques soutenues par la biodiversité dans les agro-écosystèmes semble être une voie prometteuse pour le développement de systèmes viticoles multifonctionnels répondant à cet enjeu. Les connaissances actuelles indiquent que l'agriculture biologique (AB) à l'échelle locale et paysagère est un moyen pouvant favoriser la biodiversité et les services qu'elle rend dans les paysages viticoles. Cependant, les connaissances sont actuellement très limitées notamment sur les caractéristiques de la structure des communautés d'organismes qui favorisent les fonctions écologiques. Par ailleurs, très peu de connaissances existent sur les effets des pratiques de l'AB sur les performances agronomiques, écologiques et économiques dans les paysages viticoles au-delà des simples effets sur la biodiversité. Dans ce travail, nous nous appuyons sur un dispositif expérimental composé de 20 paires de parcelles sélectionnées de manière expérimentale et nous permettant de décorréliser les effets des habitats semi-naturels et des surfaces de vignobles conduits en agriculture biologique. Sur ce dispositif, nous avons évalué la multifonctionnalité des systèmes viticoles à travers la caractérisation de communautés à différents niveaux trophiques, la mesure de plusieurs fonctions écosystémiques mais aussi une évaluation des rendements, des coûts de production des itinéraires techniques et de l'utilisation de produits phytosanitaires. Dans ce travail, nous avons d'abord montré que la prise en compte de la forme de la distribution d'un trait fonctionnel, celui de la biomasse, au sein des communautés de prédateurs permet de mieux comprendre les interactions trophiques et les liens entre biodiversité et régulation naturelle. Nos résultats indiquent que les communautés de prédateurs largement dominées par les espèces à faible biomasse fournissent l'essentiel des services de régulation des œufs de tordeuses. Par ailleurs, nos travaux ont montré que les effets bénéfiques des pratiques de l'agriculture biologique sur la biodiversité ne concernent pas tous les taxons. Ainsi l'agriculture biologique favorise l'abondance des communautés de prédateurs mais diminue l'abondance des pollinisateurs sauvages et les communautés du sol, en raison de pratiques culturales plus intensives comme le travail du sol. Nos travaux montrent également que la multifonctionnalité moyenne ne diffère pas entre parcelles conduites en agriculture biologique et conventionnelle mais que ces performances moyennes équivalentes recouvrent des profils très contrastés en termes de performances individuelles des deux types de systèmes. Ainsi, au-delà des effets positifs moyens sur la conservation de la biodiversité, l'agriculture biologique entraîne des rendements plus faibles, des niveaux de bioagresseurs plus élevés, des IFT plus faibles, mais des coûts de production moindre en comparaison des systèmes conduits en agriculture conventionnelle. Les résultats de notre étude fournissent (1) des connaissances nouvelles sur l'importance de la diversité fonctionnelle dans les liens entre biodiversité et fonctionnement des agro-écosystèmes, (2) des références contextualisées sur les performances multiples des systèmes viticoles pour guider l'intensification écologique des paysages viticoles, ainsi que (3) des connaissances scientifiques innovantes sur l'effet de l'expansion de l'AB sur la multifonctionnalité des systèmes agricoles.

**Mots clés :**

Agriculture biologique, multifonctionnalité, agrosystèmes, biodiversité, fonctionnement de l'écosystème

---

**Title: Multifunctionality of vineyards under organic farming: an analysis integrating ecological, agronomic and economic performances**

**Abstract :** The main challenge for viticulture is to develop production systems that limit environmental impacts while maintaining acceptable income for winegrowers. Optimizing ecological functions supported by biodiversity in agro-ecosystems seems to be a promising way for the development of multifunctional wine-growing systems. Current knowledge indicates that organic agriculture at the local and landscape scale can promote biodiversity and the services it provides in wine-growing landscapes. However, knowledge is currently very limited, particularly about which characteristics of communities can promote ecological functions. Moreover, how organic farming practices affect agronomical, ecological and economic performances in wine-growing landscapes beyond the simple effects on biodiversity remains largely unknown. In this work, we used an experimental design consisting in 20 pairs of fields allowing us to disentangle the effects of semi-natural habitats from the amount of organic farming in the landscape. We evaluated the multifunctionality of farming systems through the characterization of communities at different trophic levels, the measurement of several ecosystem functions as well as an evaluation of yields, production costs, agricultural practices and the use of pesticides. We first found that considering the form of a key functional trait, predator's biomass, within predator communities allows us to better understand trophic interactions in food webs and shade light on the relationships between biodiversity and biological pest control. Our results indicate that predator communities largely dominated by low-biomass species provide higher level of pest control. In addition, our work showed that the beneficial effects of organic farming practices on biodiversity do not apply to all trophic levels. Organic farming promotes the abundance of predator communities but decreases the abundance of wild pollinators and soil communities, due to more intensive cultural practices such as tillage. Our work also showed that the average multifunctionality of farming systems does not differ between fields conducted under organic and conventional agriculture, but that these average performances result from very contrasted profiles of individual performances. In addition to the overall beneficial effects of organic farming on biodiversity conservation, organic farming leads to lower yields, higher levels of pest infestations, lower pesticide use but lower production costs compared to systems carried out in conventional agriculture. The results of our study provide (1) novel knowledge about the importance of functional diversity in the relationships between biodiversity and agroecosystem functioning, (2) contextualized references on the multiple performances of wine-growing systems to guide the ecological intensification of wine-growing landscapes, as well as (3) innovative scientific knowledge about the consequence of organic farming expansion on the multifunctionality of farming systems.

**Keywords :**

Organic farming, multifunctionality, agrosystems, biodiversity, ecosystem functioning

Cette thèse a été financée le Conseil Interprofessionnel des Vins de Bordeaux  
(Projet ALAMBIC)

Elle a été préparée au sein de l'UMR INRAE 1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, Centre  
INRAE Bordeaux Nouvelle-Aquitaine, Villenave d'Ornon.

*Giant steps are what you take, walking on the moon*

*I hope my legs don't break, walking on the moon*

**Police**



## REMERCIEMENTS

*« Ce n'est pas l'histoire d'exploits impressionnants, ni un simple "récit quelque peu cynique" ; elle ne veut pas l'être, du moins. C'est un morceau de deux vies prises à un moment où ils étaient ensemble pendant un certain temps, avec une identité d'aspirations et une conjonction de rêves. En neuf mois de vie, un homme peut penser à beaucoup de choses allant de la plus haute spéculation philosophique à l'envie rampante d'un bol de soupe. » (Diarios de motocicleta, Ernesto Guevara)*

Si vous me le permettez, je vais reprendre mon livre favori pour faire mes remerciements à tous ceux qui ont permis la réalisation de ce travail de thèse. Ce voyage n'est pas en motocyclette comme Ernesto Guevara, mais plutôt une ballade à bord d'une fabuleuse Laguna blanche avec plus de 130 000 km au compteur, au moteur ronronnant d'où s'échappe une douce mélodie sur les airs du combo infernal : Cabrel et Goldman. A la manière du jeune Che, nous embarquons pour un périple, non pas à travers les peuples d'Amérique latine, mais à travers les petits peuples qui gravitent autour de cette thèse. Cette aventure n'est pas un morceau de deux vies ; c'est l'œuvre d'une seule vie, plus précisément un fragment, enrichie de multiples rencontres, qui a duré trois ans et non pas neuf mois.

Maintenant commençons ce voyage par le pays du chef, Monsieur Adrien Rusch, sans qui ce voyage n'aurait pu débiter. Merci de m'avoir donné ma chance, dans un premier temps en tant que stagiaire avec Lucile Muneret, puis en tant que thésarde. Chaque chercheur a ses propres « chercheurs spirituels », et tu fais partie des miens. Je me souviens de ma première année où tu me disais que 6h30 était un horaire trop tôt pour aller au travail ; je crois que tu as finalement changé d'avis avec le temps. Bienvenu parmi le peuple nocturne avant 9h du labo.

D'ailleurs, parlons-en de ce peuple du avant 9h, constitué de Lionel Druelle, Gilles Paris, Isabelle Demeaux et Céline Bénétreau. Il m'a toujours permis de commencer la journée dans les meilleures conditions. Avant d'aller « au maille » comme le dit Gillou, 8h marque la réunion du peuple de l'avant 9h autour d'un café chaud (12 cuillères rases de café moulu, plus une bombée et vous aurez un café parfait) et de franches rigolades. Puis 8h30 sonne et marque le début du travail où chacun se sépare pour vaquer à ses occupations. Pour certain, retour dans le bureau, et pour d'autres, c'est le départ pour une journée complète de terrain en bonne compagnie, celle du peuple Bacchus.

Me voici donc embaquée aux côtés de Pauline Tolle, Olivier Bonnard et Sylvie Richard-Cervera pour un an et demi de terrain intensif. Pauline Tolle, la cheffe du peuple Bacchus, sans qui ce super dispositif expérimental regroupant quarante parcelles de vignes ne pourrait perdurer. Merci à toi de m'avoir accompagné pour remobiliser ce réseau de viticulteurs et pour m'avoir aidé sur le terrain. Tu as été une oreille attentive qui a su trouver les mots pour m'encourager.

Olivier Bonnard, alias Bob, alias sécuriBob, alias Golum, je te demande pardon pour nous avoir perdu sur une parcelle de vigne avec deux bidons de vingt litres d'eau pour les pièges pollinisateurs...Désolé. Merci de m'avoir accompagné avec ta bonne humeur tout au long de ce terrain intensif, merci d'avoir chanté avec moi sur la musique entraînant de RTL2, merci de m'avoir fait rire en imitant Golum dans le marais des morts de la parcelle 16. Sans toi le terrain n'aura pas été aussi réussi.

Enfin Sylvie Richard-Cervera qui constitue ce dernier maillon essentiel du peuple Bacchus. Toujours de bonne humeur, un vrai rayon de soleil. Tu as été d'un soutien sans faille, même quand j'ai perdu les clés de la Clio sur une parcelle de vigne par 42°C (si vous allez sur la parcelle 12C et que vous trouvez ces fichues clés, merci de les rapporter au labo).

Maintenant, partons vers un peuple pas si lointain du labo, celui de Bordeaux Science Agro. Je remercie mes deux autres encadrants de thèse Brice Giffard et Adeline Alonso-Ugaglia. Brice, ma carrière dans la recherche a débuté quand tu m'as donné ma chance lors de mon premier stage en master 1. J'ai beaucoup appris avec toi et Pauline Tolle lors de cette première expérience dans la recherche, notamment la rigueur et l'esprit de synthèse.

Adeline, l'irremplaçable économiste de cet encadrement de thèse, qui a su m'accompagner pas à pas dans la prise en main de cette partie économique qui me faisait peur. Tu as toujours répondu présente et as rendu accessible un domaine qui me paraissait à mille lieux de ce que je connaissais.

Enfin, Benjamin Joubard, le roi du labo de Bordeaux Science-Agro. Tu as été d'une aide précieuse sur le terrain, notamment pour la partie sur le sol. Merci de m'avoir accompagné à 6h du matin sur le réseau Bachhus pour enchaîner des prélèvements de sols sur les quarante parcelles. On est tous un peu fous dans ce groupe quand même.

En route pour un nouveau peuple celui de la salle stagiaire. Arthur Auriol et Lola Serée, merci pour les moments de rire, de musique et les sessions de Mōlkky/bières. Je ne dirai qu'une chose pour résumer « ggplot c'est le feu ! ».

Vient ensuite le peuple du entre midi et deux, celui du PCT (pôle de compétence technique) belote. A sa tête Gilles Tarris, qui a été un partenaire de belote extraordinaire. Au-delà d'être un joueur expérimenté, tu es une personne support qui sait tout faire de ses deux mains. Merci de m'avoir aidé dans la réalisation des pièges pollinisateurs, alias les arbres à chats, d'avoir réparé ma porte de bureau, d'avoir dépanné ma voiture, en somme toute d'avoir huilé les rouages de cette thèse pour qu'elle fonctionne bien. Un deuxième tôlier de ce peuple de la belote, Denis Thiéry, mon deuxième directeur de thèse, qui a su forger mon caractère et me faire prendre confiance en moi.

En parallèle du peuple belote vient le peuple tarot ; oui nous aimons les jeux de cartes dans ce labo. Nos réunions mensuelles avec vous, Isabelle Demeau, Lionel Druelle, Jessica Vallance, Emilie Bruez, Jonathan Gaudin et Céline Bénétreau, ont été des bouffées d'air frais. Le sauternes et le loupac ont coulé à flots mais n'ont pas réussi à me faire gagner au tarot, où la majoritaire partie du temps je côtoyais avec Jessica le bas du tableau (un jour nous vaincrons Jess !). Isabelle et Lionel, vous avez été un peu mes « parents » du labo, à essuyer mes larmes lors de mon premier comité de thèse, ou encore lors de mes moments de doute. Sans vous, je crois que je n'aurais pas pu achever cette thèse dans de si bonnes conditions... et je n'aurais jamais autant ramassé de champignons! Jonathan, merci de m'avoir accueilli dans ton bureau quand je n'en avais pas. Je n'ai jamais autant appris sur les légumes qu'en te côtoyant.

Que serait une thèse sans l'aide inestimable du peuple du pôle gestion. Marie Christine Médalin gouverne avec énergie ce pôle gestion. Merci de ton soutien pour les commandes, le budget et les conversations en tout genre. A ses côtés sont passées tours à tours Jennifer Vanden-Born et Léa Peypelut, de vraies tempêtes qui ont toujours été présentes pour régler les petits aléas administratifs. Merci les filles.

Avant dernière escale de notre voyage chez le peuple des doctorants et post-doctorants. Merci à ma coloc' de bureau Célia Bordier d'avoir toujours été là. Merci d'avoir répondu à mes questions existentielles, tant sur le plan scientifique que personnelle. Au-delà d'une colocataire, tu as été une vraie amie. Lionel Delbac, le plus jeune de nos doctorants, tu as relevé avec brio ta soutenance de thèse, je me souhaite la même prouesse. Giovanni Bartolomi, Enora Bodin, et Manon Paineau, ce fût chouette d'évoluer à vos côtés.

Enfin, je remercie le peuple des viticulteurs du réseau Bacchus, sans qui tout ceci n'aurait pu être possible. Vous avez répondu présent, notamment pour réaliser la cartographie des paysages. Et les cafés du matin offerts ont été des alliés précieux.

Chaque voyageur a tout de même un peuple d'ancrage, celui de la famille. Merci d'avoir toujours été présent et d'avoir fait semblant de comprendre quand je vous parlais de kurtosis. Je sais une chose, c'est que quand vous avez une araignée qui se ballade à la maison, vous préférez la mettre dehors plutôt que de l'écraser ; cette thèse aura servi à beaucoup de choses.

Chaque voyageur a aussi un compagnon de voyage, le mien a fait l'exploit de me supporter pendant toute cette thèse. Tu as toujours été là. Merci d'avoir séché mes larmes dans les moments de doutes et d'avoir préparé le combo « plaid + thé » pour que je rédige dans les meilleures conditions.

Voilà, ce long voyage se termine. J'espère que je vous ai fait voyager ; en tout cas, pour ma part, c'est de cette façon que je l'ai vécu. Maintenant, il est temps de partir sur de nouvelles routes.

Maintenant « *J'veux juste un cocktail frais avec le petit parasol...* »



# LISTE DES MANUSCRITS

## **A. The shape of the predator biomass distribution affects biological pest control services in agricultural landscapes**

Noémie Ostandie, Lucile Muneret, Brice Giffard, Denis Thiéry, Adrien Rusch

Published in *Functional Ecology*, 23 September 2020

## **B. Farming practices explain contrasted effects of organic farming on multitrophic biodiversity**

Noémie Ostandie, Brice Giffard, Olivier Bonnard, Benjamin Joubard, Sylvie Richart-Cervera, Denis Thiéry, Adrien Rusch

In revisions in *Scientific Reports*

## **C. Multifunctional analysis between organic and conventional farming reveals antagonism between biodiversity conservation and grape production**

Noémie Ostandie, Brice Giffard, Pauline Tolle, Adeline Ugaglia, Denis Thiéry, Adrien Rusch

In preparation

## **ABREVIATIONS UTILISEES**

**AB** = Agriculture biologique

**ABC** = Activity based costing

**BCMA** = Bureau de coordination du machinisme agricole

**CEM** = Capital équipement matériel

**IFT** = Indice de fréquence de traitement

**ITK** = Itinéraire technique

**MO** = Main d'oeuvre

**OBC** = Operation Based Costing

**OP** = Opération culturale

# SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION</b>	<b>17</b>
<b>I. Les enjeux autour de la conservation de la biodiversité</b>	<b>18</b>
<b>A. Le déclin de la biodiversité</b>	<b>18</b>
<b>B. Implication de la biodiversité dans les fonctions écosystémiques</b>	<b>19</b>
<b>C. La biodiversité support de services écosystémiques</b>	<b>20</b>
<b>II. Comprendre la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes</b>	<b>22</b>
<b>A. Les relations entre la richesse en espèces et le fonctionnement des écosystèmes</b>	<b>22</b>
<b>B. Intégrer d'autres composantes de la biodiversité dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes</b>	<b>23</b>
<i>a) La distribution des espèces dans les communautés</i>	<b>23</b>
<i>b) L'approche par les traits fonctionnels</i>	<b>24</b>
<b>III. L'écologie du paysage et des communautés pour comprendre les assemblages d'espèces dans les paysages agricoles</b>	<b>28</b>
<b>A. L'écologie du paysage</b>	<b>28</b>
<b>B. L'écologie des communautés</b>	<b>28</b>
<b>C. La relation entre le paysage et l'assemblage des communautés</b>	<b>30</b>
<b>D. L'homogénéisation du paysage dans les paysages agricoles</b>	<b>32</b>
<b>IV. Les systèmes agricoles et la biodiversité</b>	<b>33</b>
<b>A. L'agroécologie</b>	<b>33</b>
<b>B. La théorie du land sharing et du land sparing</b>	<b>33</b>
<b>C. L'agriculture biologique : une des applications de la théorie du « land sharing »</b>	<b>34</b>
<i>a) Qu'est-ce que l'agriculture biologique ?</i>	<b>34</b>
<i>b) Les performances écologiques, agronomique et économique de l'agriculture biologique</i>	<b>35</b>
<i>(i) Les performances écologiques</i>	<b>35</b>
<i>(ii) Les performances agronomiques et économiques</i>	<b>37</b>

c)	<i>Les conséquences de l'expansion de l'agriculture biologique dans le paysage</i>	40
<b>D.</b>	<b>La multifonctionnalité des systèmes agricoles</b>	41
a)	<i>Qu'est que la multifonctionnalité ?</i>	41
b)	<i>Mesurer la multifonctionnalité</i>	42
<b>V.</b>	<b>Les enjeux autour de la viticulture</b>	44
<b>VI.</b>	<b>Objectifs et démarche générale de la thèse</b>	46
<b>A.</b>	<b>La relation biodiversité et fonctionnement de l'écosystème : Quelles facettes de la structure des communautés de prédateurs joue un rôle dans la fonction de prédation ?</b>	49
<b>B.</b>	<b>Comprendre les effets de l'agriculture biologique à l'échelle du paysage, locale et de la pratique sur la biodiversité multi-trophique</b>	50
<b>C.</b>	<b>Les effets de l'agriculture biologique et de son expansion sur la multi-performance des systèmes viticoles : Peut-on concilier performances écologiques, agronomiques et économiques ?</b>	51
<b>METHODES</b>		53
<b>I.</b>	<b>Dispositif expérimental</b>	54
<b>II.</b>	<b>Prélèvements et mesures</b>	56
<b>A.</b>	<b>Pour l'année 2015 (Chapitre 1)</b>	56
a)	<i>Prélèvement des arthropodes prédateurs</i>	56
b)	<i>Mesure du poids sec des arthropodes prédateurs</i>	56
c)	<i>Mesures des taux de prédation naturelle</i>	56
<b>B.</b>	<b>Pour les années 2018 et 2019 (chapitres 2 et 3)</b>	57
a)	<i>Prélèvement des pollinisateurs</i>	59
b)	<i>Prélèvement des arthropodes prédateurs</i>	59
c)	<i>Comptages des ravageurs</i>	60
d)	<i>Prélèvements et caractérisation du sol et des communautés associées</i>	60
e)	<i>Mesures des taux de prédation naturelle</i>	61
f)	<i>Mesure de la dégradation de la matière organique</i>	61
<b>III.</b>	<b>Acquisition des données sur les itinéraires techniques et les coûts de production</b>	62

<b>A.</b>	<b>L’itinéraire technique en viticulture</b>	<b>62</b>
	<i>a) Concepts et définitions</i>	<b>62</b>
	<i>b) Quelques notions sur les pratiques culturales viticoles</i>	<b>63</b>
<b>B.</b>	<b>Collecte des données et calcul des coûts des opérations culturales</b>	<b>65</b>
	<i>a) La méthode OBC appliquée au réseau Bacchus</i>	<b>65</b>
	<i>b) Application de la méthode OBC au réseau Bacchus</i>	<b>66</b>
	(i) <i>Calcul du coût de la main d’œuvre</i>	<b>67</b>
	(ii) <i>Calcul du capital équipement et matériel</i>	<b>68</b>
	(iii) <i>Calcul du coût des intrants</i>	<b>68</b>
	<b>Chapitre 1: The shape of the predator biomass distribution affects biological pest control services in agricultural landscapes</b>	<b>71</b>
	<i>Avant propos</i>	<b>72</b>
	<b>Introduction</b>	<b>74</b>
	<b>Material and method</b>	<b>76</b>
	<b>Results</b>	<b>78</b>
	<b>Discussion</b>	<b>84</b>
	<b>Conclusion</b>	<b>86</b>
	<b>Supporting information</b>	<b>87</b>
	<b>Chapitre 2: Farming practices explain contrasted effects of organic farming on multitrophic biodiversity</b>	<b>95</b>
	<i>Avant propos</i>	<b>96</b>
	<b>Introduction</b>	<b>98</b>
	<b>Results</b>	<b>99</b>
	<b>Discussion</b>	<b>102</b>
	<b>Material and method</b>	<b>105</b>
	<b>Supporting information</b>	<b>109</b>

<b>Chapitre 3: Multifunctional analysis between organic and conventional farming reveals antagonism between biodiversity conservation and grape production</b>	<b>123</b>
<i>Avant propos</i>	124
<b>Introduction</b>	<b>126</b>
<b>Material and method</b>	<b>128</b>
<b>Results</b>	<b>132</b>
<b>Discussion</b>	<b>141</b>
<b>Conclusion</b>	<b>143</b>
<b>Supplementary materials</b>	<b>144</b>
<b>DISCUSSION</b>	<b>147</b>
<b>I. Bilan des connaissances produites dans ce travail</b>	<b>148</b>
<b>A. L'importance de prendre en compte la diversité fonctionnelle pour comprendre la relation biodiversité fonctionnement</b>	<b>150</b>
<b>B. Considérer plusieurs groupes taxonomiques et les pratiques agricoles pour comprendre les performances écologiques de l'agriculture biologique</b>	<b>154</b>
<b>C. Analyser la multifonctionnalité des systèmes viticoles</b>	<b>157</b>
<b>D. Les effets du contexte paysager</b>	<b>160</b>
<i>a) Les effets des habitats semi-naturels</i>	161
<i>b) L'expansion de l'agriculture biologique</i>	162
<b>II. Conséquences appliquées de ce travail</b>	<b>164</b>
<b>III. Conclusions générales</b>	<b>164</b>
<b>REFERENCES</b>	<b>167</b>
<b>ANNEXE</b>	<b>187</b>

# INTRODUCTION

# I. Les enjeux autour de la conservation de la biodiversité

## A. Le déclin de la biodiversité

La biodiversité représente l'ensemble et la diversité biologique des organismes vivants, les écosystèmes dans lesquels ils évoluent et la manière dont ils interagissent entre eux et avec leur environnement (Holling et al., 1995; Gaston, 1996). Elle caractérise aussi la diversité des formes du vivant, que cela soit à l'échelle moléculaire, génétique, spécifique, fonctionnelle ou écosystémique (Diaz et al., 2006). La biodiversité n'est pas seulement un concept qui exprime la diversité des organismes mais est une entité écologique mesurable (Gaston, 1996). Noss, et al. (1990), dans leur étude, décrivent la biodiversité selon trois aspects : sa composition, sa structure et sa fonction, et ce, à plusieurs échelles spatiales. La composition de la biodiversité est un inventaire de caractéristiques (i.e. abondances d'espèces, la présence d'espèces menacées ou encore la proportion d'habitats), la structure décrit l'organisation des composantes de la biodiversité et leurs relations (i.e. sexe, ratio, la variabilité morphologique, les caractéristiques de l'habitat) et enfin la fonction caractérise l'ensemble des processus écosystémiques, ensemble des processus écologiques au sein des écosystèmes (i.e. la prédation, la dégradation de la matière organique).

Ces 500 millions dernières années ont été marquées par au moins cinq vagues d'extinctions massives de la biodiversité (Barnosky et al., 2011). De nos jours, nous assistons à une sixième vague d'extinction de masse, la première pendant l'existence de l'Homme, qui s'étend sur l'ensemble des groupes d'espèces, avec des amplitudes plus ou moins fortes selon les régions (Cardillo et al., 2008). Que cela soit à l'échelle mondiale ou à des échelles spatiales plus petites, les données de surveillance à long terme sur les vertébrés et invertébrés sont unanimes et indiquent qu'il existe un déclin de la biodiversité depuis plusieurs années (Bommarco et al., 2012; Seibold et al., 2019; IPBES, 2019) (Figure 1).

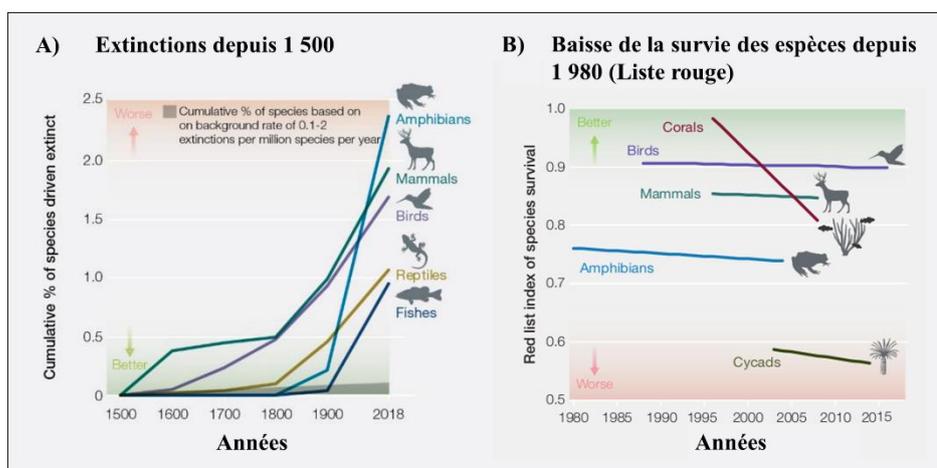


Figure 1 : Graphique présentant le pourcentage cumulatif d'espèces éteintes depuis 1500 (A) et l'indice de la liste rouge de la survie des espèces (B). Adaptée d'après IPBES, 2019.

En 2005, le groupe d'expert constituant le Millennium Ecosystem Assessment (MEA) a identifié au moins cinq facteurs environnementaux majeurs contribuant à la perte de la biodiversité : le changement climatique, la destruction de l'habitat, la surexploitation des ressources, les espèces envahissantes et la pollution. L'agriculture qui domine plus du tiers de la surface terrestre du monde, est reconnue, du fait de son intensification, comme l'un des principaux facteurs responsables de la perte de biodiversité (IPBES, 2019). La demande croissante de produits de base favorise l'expansion des terres arables et renforce les niveaux d'intensification des pratiques agricoles, ce qui impacte fortement la biodiversité (Kehoe et al., 2017; Hendershot et al., 2020). L'augmentation des surfaces de terres arables, la fragmentation des habitats non-cultivés, l'augmentation de la taille moyenne des parcelles, ou encore l'augmentation des intrants par unité de surface participent à la suppression d'habitats pour de multiples espèces et exercent une pression directe sur la biodiversité (Robinson and Sutherland, 2002; Tschardt et al., 2005; Weiner et al., 2014).

En 1992, la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) a établi que les états signataires doivent contribuer à conserver les espèces, en particulier les espèces menacées appartenant au patrimoine naturel sur la base de la liste rouge de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), et ce afin de limiter le déclin global de la biodiversité. L'utilisation de ces espèces menacées comme porte-drapeau du déclin de la biodiversité a permis d'accroître l'intérêt du public pour la conservation de la biodiversité, ainsi que l'augmentation de financements dans le but de répondre aux enjeux écologiques et de stopper la perte de biodiversité (Caro, 2000). À l'échelle européenne, la directive habitat (92/43/CEE) relative à la conservation des habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages a établi le réseau écologique européen Natura 2000. Ces zones de maintien du patrimoine naturel sont liées aux activités économiques et permettent de maintenir une bonne qualité de vie. La biodiversité devient donc d'intérêt patrimonial du fait de son contexte historique et socioculturel (Clergue et al., 2009).

## **B. Implication de la biodiversité dans les fonctions écosystémiques**

Au-delà des considérations morales ou éthiques, il existe d'autres enjeux liés à la conservation de la biodiversité. En effet, la biodiversité assure le fonctionnement des écosystèmes (Balvanera et al., 2006). Les fonctions écosystémiques sont définies comme les processus écologiques contrôlant les flux d'énergie, de nutriments et de matière organique à travers un environnement. Au sein des fonctions écosystémiques, on retrouve par exemple la production primaire, le cycle des nutriments ou encore la décomposition de la matière organique et la prédation. Au cours des dernières décennies, de larges avancées ont permis de comprendre comment la perte de la biodiversité pouvait affecter le fonctionnement des écosystèmes et par la même occasion, ces services en question.

C'est suite au Sommet de la Terre de 1992 à Rio de Janeiro que l'intérêt a augmenté concernant la question de savoir comment les changements impactant la biodiversité, et notamment la perte d'espèces, affectent le fonctionnement des écosystèmes (Schulze et Mooney, 1993). Très peu de temps après, plusieurs études expérimentales reliant la biodiversité

et le fonctionnement des écosystèmes ont vu le jour, marquant un changement majeur de paradigme dans la science de l'Écologie (Tilman et al., 1996). La biodiversité n'est plus seulement considérée comme une composante soumise aux changements globaux mais comme une composante moteur du fonctionnement des écosystèmes (Naeem, 2002; Hillebrand et Matthiessen, 2009; Tilman et al., 2014) (Figure 2).

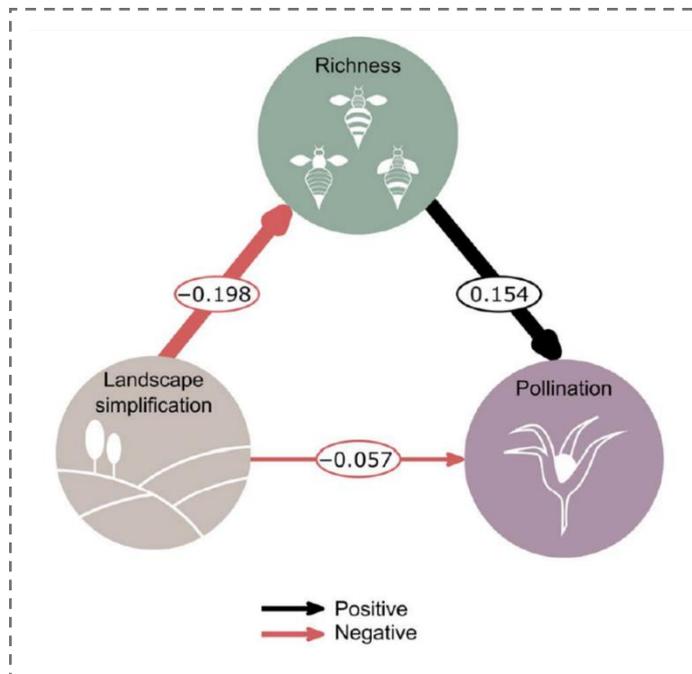


Figure 2 : Relations entre changement global (ici la simplification de l'usage des terres) et fonctionnement des écosystèmes (la pollinisation) à travers une composante de la biodiversité (la richesse spécifique de la communauté de pollinisateurs). Les valeurs indiquent les corrélations positives (en noir) et négatives (en rouge) entre ces composantes. D'après Dainese et al (2020).

Les premières études sur la relation biodiversité et fonctionnement des écosystèmes ont cherché à déterminer dans quelles mesures le nombre d'espèces soutient le fonctionnement des écosystèmes. Ce corpus très important d'études a mis en évidence que la perte de biodiversité peut réduire certaines fonctions comme la production de biomasse, la séquestration du carbone ou encore la pollinisation (Loreau et al., 2001; Hooper et al., 2005; Balvanera et al., 2006; Cardinale et al., 2011, 2012; Lefcheck et al., 2015 ; Dainese et al., 2019). Toutes ses fonctions ne sont pas seulement importantes pour le fonctionnement des écosystèmes, elles sont aussi de précieux supports pour l'humanité (i.e. pollinisation, production primaire), dans la mesure où nos sociétés sont construites sur l'exploitation des ressources naturelles.

### C. La biodiversité support de services écosystémiques

Les services écosystémiques regroupent l'ensemble des avantages que la biodiversité et les écosystèmes fournissent à l'humanité (Cardinale et al., 2012). Le concept de services écosystémiques est relativement récent (MEA, 2005), ce domaine de recherche s'étant considérablement développé ces 20 dernières années (Costanza et al., 1997; Daily et al., 2000; de Groot et al., 2002 ; Cardinal et al., 2012).

En 2005, le Millenium Ecological Assesment (MEA) a établi la liste des quatre différentes catégories constituant les services écosystémiques. Les services d'approvisionnement regroupent les produits qui proviennent des écosystèmes ; on y retrouve les matières premières utiles pour la nourriture, le chauffage, les soins et les déplacements.

Ensuite nous avons, les services de régulation qui retranscrivent les avantages tirés de la régulation des processus écosystémiques, comprenant l'entretien de la qualité de l'air, l'influence du climat local et global, le moment et l'ampleur du ruissellement, des inondations et de la recharge des couches aquifères, l'érosion, le traitement et la purification des eaux, les maladies humaines, le control biologique, la pollinisation et la protection contre les catastrophes climatiques. Nous avons aussi les services de support qui sont utiles pour la production de l'ensemble des autres services écosystémiques : il s'agit par exemple de la formation des sols, des cycles de l'eau et de la production primaire. Pour finir, les services culturels, qui sont les avantages immatériels que les populations humaines tirent des écosystèmes. Ces services sont notamment, l'inspiration esthétique, l'identité culturelle, le sentiment d'appartenance et l'expérience spirituelle liés à l'environnement naturel. Par exemple, le tourisme et les loisirs entrent dans cette catégorie. Au-delà de la conservation de la biodiversité pour des raisons patrimoniales, l'écologie a démontré que la conservation de la biodiversité pouvait directement impacter le fonctionnement de nos socio-écosystèmes et le « bien-être » de l'humanité.

De nombreuses études ont souligné le rôle clé de la biodiversité dans la fourniture de services écosystémiques (MEA, 2005 ; Diaz et al., 2006 ; Nicholson et al., 2009 ; Isbell et al., 2011 ; Cardinale et al., 2012 ; Gamfeldt et al., 2013 ; Balvanera et al., 2014). Ce lien entre biodiversité et services écosystémiques a été examiné non seulement en considérant les espèces, mais aussi en tenant compte des diversités génétiques, des populations, des groupes fonctionnels ou encore de la répartition des traits dans l'écosystème (Diaz et al., 2006). Cela a ainsi conduit à prédire que les changements globaux d'origines anthropiques (i.e. changement climatique, intensification de l'agriculture) affectent indirectement les services écosystémiques à travers la perte de la biodiversité et l'altération des processus écologiques qui en découlent (Cardinale et al., 2012) (Figure 3). Il devient donc essentiel de comprendre au mieux les liens entre la biodiversité et les services écosystémiques, et d'analyser dans quelle mesure les facteurs environnementaux modulent cette relation si l'on veut, un jour, concilier préservation de la biodiversité et le bien-être humain.

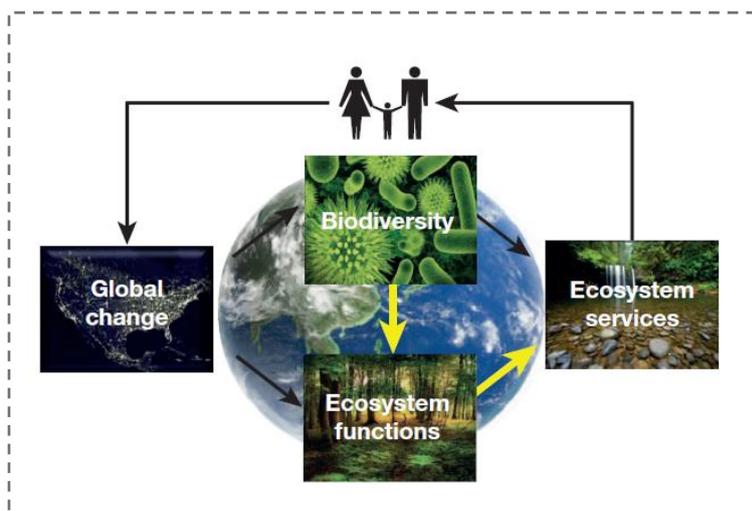


Figure 3 : Relations entre biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et services écosystémiques. D'après Cardinale et al., 2012)

**Synthèse :** Le déclin de la biodiversité est multifactoriel. Dans les écosystèmes terrestres, l'intensification de l'agriculture représente l'une des causes majeures de ce déclin. La biodiversité englobe à la fois une dimension écologique et aussi sociopolitique dans la mesure où elle est le support de nombreux services pour l'humanité par le biais de la réalisation de processus écologiques naturels, et que sa dynamique dépend directement des activités humaines. Comprendre la relation entre la biodiversité et les processus écologiques dont nos sociétés dépendent est donc un enjeu majeur pour la durabilité de nos systèmes de production agricole.

## II. Comprendre la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes

### A. Les relations entre la richesse en espèces et le fonctionnement des écosystèmes

De nombreuses études ont montré qu'il existait une relation positive et non-linéaire entre la biodiversité, en considérant la richesse en espèces, et le fonctionnement des écosystèmes (Loreau et al., 2001, Snyder et al, 2005, Cardinale et al., 2012, Greenop et al., 2018) (Figure 4).

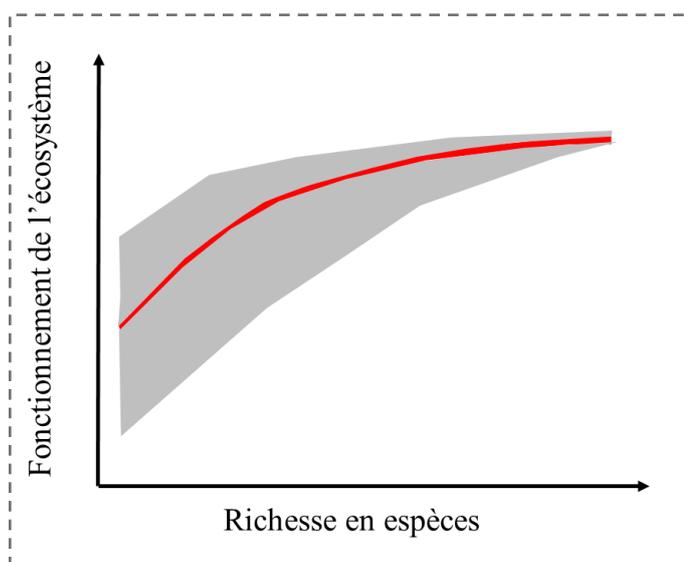


Figure 4 : Relation positive entre la richesse en espèces comme proxy de la biodiversité et l'accomplissement des fonctions au sein de l'écosystème. Adaptée d'après Cardinale et al. (2012).

Deux grandes hypothèses peuvent expliquer la relation positive entre la richesse en espèces et le fonctionnement des écosystèmes : la complémentarité de niche et l'effet d'échantillonnage, dans une moindre mesure. L'hypothèse de la complémentarité de niche spécifie qu'une communauté plus diversifiée en espèces exploite mieux les ressources en s'attaquant, par exemple, à des proies de stades différents et/ou à des périodes différentes (Finke et Snyder, 2010). Cette complémentarité, ou ségrégation des niches, réduirait les interférences négatives directes entre espèces de prédateurs et permettrait d'expliquer l'augmentation du niveau de fonctionnement (Letourneau et al., 2009, Finke et Snyder 2010). L'hypothèse de l'effet d'échantillonnage propose quant à elle qu'une communauté riche en espèces

augmenterait la probabilité d'inclure une espèce particulièrement efficace pour la fonction considérée (Stireman et al., 2005, Cardinale et al. 2006, Tylianakis et al., 2008). La majorité des études axées sur cette relation biodiversité et fonctionnement se concentre uniquement sur la richesse en espèces comme représentation de la biodiversité.

Néanmoins, de nombreuses variations ont été observées dans la relation entre la richesse en espèces et le fonctionnement des écosystèmes, et celles-ci restent à expliquer (Balvanera et al., 2006; Letourneau et al., 20009 ; Gagic et al., 2015). Ceci met donc en évidence que, bien qu'une majorité des cas présente une relation positive entre richesse spécifique et niveau de fonctionnement, une part significative de cas ne supporte pas cette hypothèse. Des relations négatives ou nulles entre richesse en espèces et fonctionnement, peuvent notamment s'expliquer par une augmentation des interactions négatives entre espèces (e.g. prédation intra-guilde), mais aussi par une augmentation des interférences interspécifiques d'ordre comportementales ou encore des antagonismes entre effets positifs et négatifs (Finke et Denno, 2005 ; Letourneau et al., 2009). De ce fait, prendre en compte seulement la richesse spécifique lorsqu'on caractérise la biodiversité ne permet pas de comprendre totalement les mécanismes sous-jacents au fonctionnement des écosystèmes. Ceci peut aussi suggérer que d'autres facettes de la biodiversité autres que la richesse spécifique peuvent être importantes pour expliquer le fonctionnement des écosystèmes.

## **B. Intégrer d'autres composantes de la biodiversité dans la compréhension du fonctionnement des écosystèmes**

### *a) La distribution des espèces dans les communautés*

Il a été montré qu'au-delà du nombre d'espèces, l'abondance relative ou encore la dominance jouent un rôle dans les processus écologiques (Hillebrand et al., 2008). Considérer la répartition des espèces au sein des communautés, en plus de la richesse en espèces, complète les informations tirées de cette dernière (Stirling et Wilsey, 2001 ; Wilsey et al., 2005), et apporte des informations sur les interactions entre espèces et les processus écologiques qui en découlent (Wilsey et al., 2005). De plus, prendre en compte cette équitabilité des communautés est essentielle pour comprendre leurs réponses aux perturbations car sa réponse peut être plus rapide que celle de la richesse spécifique aux variations environnementales (Chapin et al., 2000). Ainsi, une forte équitabilité (ou une distribution plus équilibrée des différents taxons) permet à la communauté de s'adapter plus rapidement aux contraintes dans la mesure où une majorité de niches sont occupées et que la présence d'une espèce donnée permet le fonctionnement de l'écosystème (Dayton 1975 ; Norberg et al., 2001 ; Hillebrand et al., 2008).

Néanmoins, d'autres études ont démontré le contraire, en soulignant notamment que des communautés dominées par une ou plusieurs espèces (faible équitabilité) permettent le fonctionnement de l'écosystème (Norberg, 2004). En revanche, même si le fonctionnement de l'écosystème est réalisé par les espèces dominantes, celles-ci ne peuvent supporter qu'un nombre limité de fonctions (Hector et Bachi, 2007, Gamfeldt, Hillebrand et Jonsson, 2008, Isbell et al., 2011). En opposition, certaines études ont constaté qu'au sein de ces communautés

à faible équitabilité, ce sont les espèces rares qui deviennent des espèces dites « clés » ou « ingénieurs d'écosystèmes » qui au niveau local jouent un rôle important dans certaines fonctions de l'écosystème (Dayton 1975 ; Menge et al., 1994 ; Lawton et Jones, 1995 ; Lyons et al., 2005 ; Soliveres et al., 2016).

De plus, il a été montré que la prise en compte des caractéristiques morphologiques et comportementales des espèces permet de mieux comprendre le lien entre la répartition des espèces et la réalisation de fonctions au sein des écosystèmes ; cela améliore notre compréhension mécaniste de la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Hillebrand et al., 2008; Craven et al., 2018; Le Bagousse-Pinguet et al., 2019).

### *b) L'approche par les traits fonctionnels*

Récemment, des études se sont focalisées sur la prise en compte de traits fonctionnels pour comprendre les relation Biodiversité – Fonctionnement des Écosystèmes (Díaz et Cabido, 2001; Lavorel et Garnier, 2002; Mason et al., 2005; Petchey et Gaston, 2002; Violle et al., 2007). Cette approche permet d'expliquer la performance d'un individu, d'une population ou d'une communauté dans un écosystème en se basant sur les traits de vie (caractéristique morphologique ou comportementale) (Violle et al. 2007). En théorie, deux ensembles de traits fonctionnels sont classiquement distingués : les traits de réponse, qui sont associés aux réponses des organismes à des variations environnementales (e.g capacités de dispersion), et les traits d'effet, qui façonnent le fonctionnement l'écosystème (e.g. assimilation de l'azote) (Lavorel et Garnier, 2002) (Figure 5).

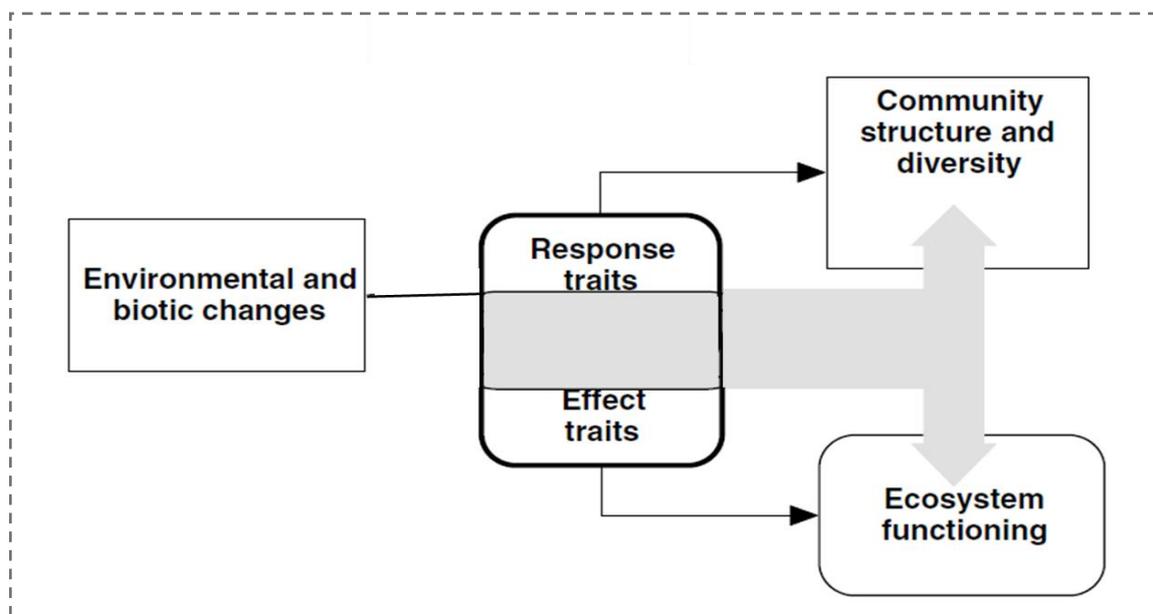


Figure 5 : Représentation du cadre conceptuel proposé en écologie fonctionnelle, qui articule les effets des facteurs environnementaux sur le fonctionnement de l'écosystème à travers l'assemblage des communautés et les traits fonctionnels. D'après Lavorel et Garnier (2002).

De plus en plus de publications ont mis en lumière la diversité fonctionnelle comme une facette importante de la biodiversité qui permet de quantifier la valeur et la gamme de traits fonctionnels des organismes, et d'évaluer leurs performances dans le fonctionnement de l'écosystème ainsi que sa résilience aux perturbations (Tilman et al., 1997 ; Diaz et Cabido 2001 ; Hooper et Dukes 2004 ; Petchey et al., 2004 ; Hooper et al. 2005). La considération de la dimension fonctionnelle permet globalement de mettre en évidence les processus écologiques et les règles d'assemblages des espèces dans les communautés, mais aussi de mieux comprendre la réponse des communautés aux changements globaux. Il a notamment été montré que décrire fonctionnellement une communauté permet d'expliquer une bonne part de la variabilité du fonctionnement des écosystèmes en comparaison d'une description basée uniquement sur la richesse en espèces (Tilman et al. 1997 ; Hooper and Dukes, 2004 ; Petchey et al., 2004 ; Hooper et al., 2005; Rusch et al., 2015) (Figure 6).

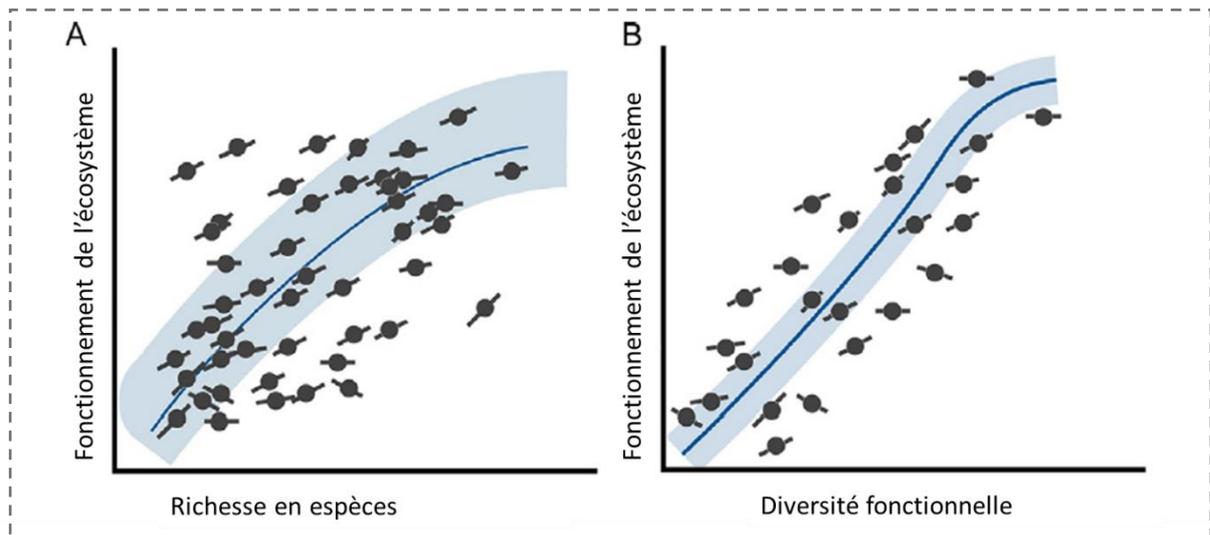


Figure 6 : Relations entre la richesse en espèces (A) ou la diversité fonctionnelle (B) et le niveau de fonctionnement de l'écosystème. Les points rapportent les valeurs moyennes des effets de chaque étude et les traits rapportent les pentes de chaque relation. Une approche fonctionnelle augmente le pouvoir d'expliquer la variation de fonctionnement de l'écosystème. Adapté de Schmitz et al., 2015.

Il a été établi par Grime (1998), à travers l'hypothèse du rapport de masse (mass-ratio), que les traits fonctionnels en particulier ceux des espèces dominantes contribuent majoritairement au fonctionnement de l'écosystème. Cette hypothèse indique que la mesure dans laquelle les traits des espèces affectent le fonctionnement de l'écosystème est proportionnelle à leur abondance dans la communauté (Grime, 1998). Cela suggère que les espèces les plus abondantes devraient avoir le plus d'influence sur le fonctionnement de l'écosystème indépendamment de la richesse en espèces (Garnier et al., 2004; 2007; Violle et al., 2006).

De nombreux indices ont été développés afin de caractériser la diversité fonctionnelle (Botta-Dukát, 2005 ; Petchey et Gaston 2006). Ces indices sont des valeurs continues qui se

basent sur la mesure de la répartition des points (les espèces) dans un espace de traits composé de  $n$  dimensions (Mason et al., 2003). De nombreux indices ont ainsi vu le jour, basés sur la variance des traits fonctionnels (i.e. FDvar de Mason et al., 2003) ou encore sur la répartition des traits fonctionnels dans l'espace fonctionnel (i.e. Frich, Feve, Fdiv de Villéger et al., 2008). Chacun de ces indices décrit cependant des facettes différentes de la diversité fonctionnelle et sont complémentaires (Villéger et al., 2008). Des travaux récents indiquent que les espèces rares peuvent également contribuer substantiellement au fonctionnement de l'écosystème, soulignant la nécessité d'évaluer en profondeur l'effet de la distribution des traits fonctionnels au sein des communautés (Soliveres et al., 2016; Leitão et al., 2016; Dee et al., 2019). Dans cette optique, des études se sont inspirées de l'accent mis sur les traits moyens pondérés par l'hypothèse du rapport de masse en s'intéressant cette fois à la forme globale de la distribution des traits fonctionnels des individus, mesurée par quatre moments centraux : la moyenne, la variance, l'asymétrie et la kurtosis (Enquist et al., 2015 ; Gross et al., 2017) (Figure 7).

Ces approches permettent de décrire la forme de la distribution et notamment son asymétrie. Des valeurs positives ou négatives extrêmes révèlent une distribution des abondances fortement à gauche ou à droite caractérisant des communautés avec quelques espèces abondantes ayant des traits fonctionnels extrêmes par rapport au reste de la communauté. La kurtosis quant à elle, caractérise le pic relatif de la distribution et le poids des queues de distribution. Des valeurs élevées de kurtosis indiquent une distribution des maximales composée d'espèces en abondance élevée ayant des traits similaires et donc une faible diversité de traits fonctionnels (Gross et al., 2017). Cependant, la manière dont le changement dans la distribution des traits caractérisés par ces différents moments affecte le fonctionnement des écosystèmes reste très peu étudiée, et cela, pour un large éventail de fonctions et d'écosystèmes.

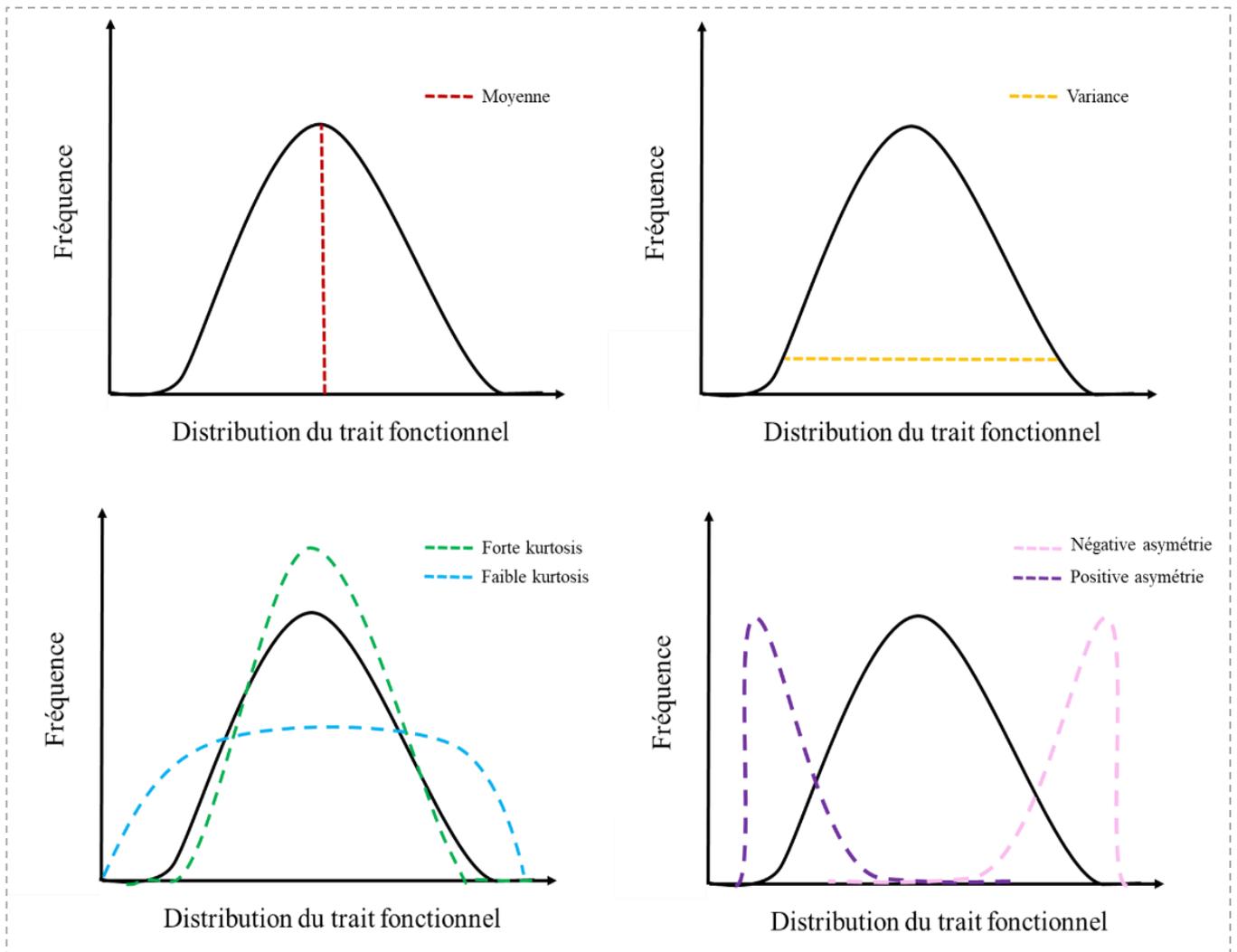


Figure 7 : Représentation des quatre moments de distribution d'un trait fonctionnel, la moyenne (rouge), la variance (orange), la kurtosis (bleu et vert) et l'asymétrie (violet et rose).

**Synthèse :** Il existe une relation positive entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Cette relation a principalement été étudiée via l'analyse de l'effet de la richesse spécifique sur le fonctionnement. Différents travaux en écologie des communautés ont montré que d'autres composantes de la structure des communautés affectaient le fonctionnement des écosystèmes. Ainsi, la distribution relative des espèces dans une communauté mais aussi les caractéristiques fonctionnelles des communautés jouent un rôle déterminant dans la réponse de la biodiversité aux changements environnementaux et sur les niveaux de fonctions assurées par ces communautés.

### **III. L'écologie du paysage et des communautés pour comprendre les assemblages d'espèces dans les paysages agricoles**

#### **A. L'écologie du paysage**

La dimension spatiale est de longue date reconnue, à travers différentes disciplines de l'écologie, comme un facteur prépondérant à prendre en compte pour mieux comprendre les assemblages d'espèces (Thiès et al., 2005 ; Urban, 2006). Dans cette lignée, l'écologie du paysage se propose d'étudier les effets des patrons paysager sur les communautés d'espèces et les processus écologiques (Turner et al., 2001). Le paysage est alors défini comme une zone spatialement hétérogène en au moins un facteur d'intérêt (Turner et al. 2001).

La discipline de l'Ecologie du paysage s'intéresse à la fois aux mécanismes sous-jacent qui déterminent les patrons d'hétérogénéité spatiale mais aussi aux influences de l'hétérogénéité spatiale sur les processus écologiques (biotiques ou abiotiques). L'écologie du paysage met aussi l'accent sur les interactions et les échanges à travers l'hétérogénéité des paysages (Turner, 1989). Ce champ de recherche a développé des outils permettant de caractériser les patrons d'organisation de l'hétérogénéité spatiale à travers différentes échelles spatiales et des méthodes pour relier ces patrons d'organisation aux processus écologiques étudiés.

L'écologie de nombreuses espèces repose sur les mouvements entre habitats. Ces mouvements sont déterminés par la nature de la matrice paysagère et notamment son hétérogénéité, qui facilite ou empêche la dispersion entre les différents habitats (Goodwin et Fahrig, 2002; Damschen et al., 2006; Holzschuh et al., 2010). L'hétérogénéité des paysages peut être décrite en terme de configuration (i.e la distribution des habitats dans le paysage) ou en terme de composition (i.e. combien d'habitat similaires contient le paysage) (Fahrig et al., 2011). Comprendre la relation entre l'hétérogénéité du paysage, l'assemblage des communautés et les processus écologiques et comment la mesurer est le principal objectif des études en écologie du paysage qui se veut parfois difficile du fait des larges échelles spatiales.

#### **B. L'écologie des communautés**

L'écologie des communautés se focalise sur la compréhension des mécanismes qui expliquent la distribution, l'abondance et les interactions entre espèces à différentes échelles spatio-temporelles (Levin, 1992; Rosenzweig, 1995; Chase et Leibold, 2002). Bien qu'au sein des communautés, les individus interagissent directement et affectent les taux de natalité et de mortalité (McCann et al., 1998), il a été démontré que d'autres processus écologiques impliquant des interactions entre espèces se produisent à d'autres échelles spatiales plus grandes (Levin, 1992; Hubbell, 2001). Ces interactions sont influencées par des dynamiques spatiales, telles que les flux d'individus créant ainsi des effets de masse (Shmida et Wilson, 1985) et des dynamiques de types source-puits (Holt, 1985; Pulliam, 1988). Ces dynamiques de dispersion de plusieurs espèces qui impliquent des interactions au sein des communautés locales en

considérant une plus grande échelle sont appelées les métacommunautés (Gilpin et Hanski, 1991; Wilson, 1992).

La théorie des métacommunautés regroupe quatre paradigmes chacun ayant son propre cadre conceptuel : la théorie neutre, la dynamique de patchs, le tri d'espèces et le paradigme d'effet de masse (Leibold et al., 2004 ; Holyoak et al., 2005) (Figure 8). La théorie neutre propose que tous les individus sont égaux en capacités de compétition et en préférence de niche, quel que soit l'espèce à laquelle ils appartiennent ; la composition en espèces provient donc essentiellement de la dérive écologique stochastique (Caswell, 1976; Bell, 2000; Hubbell, 2001). La dynamique de patchs suppose que les patchs sont identiques et que chaque patch est capable de contenir des populations ; ils peuvent alors être occupés ou inoccupés. La diversité des espèces locales est limitée par la dispersion et la dynamique spatiale est dominée par l'extinction locale et la colonisation (Hanski, 2002). La théorie du tri des espèces se base sur les différences dans les préférences de niche des espèces le long des gradients environnementaux (Tilman, 1982; Leibold, 1998; Chase et Leibold, 2003). Enfin, le paradigme de l'effet de masse suppose que les espèces peuvent être sauvées de l'exclusion concurrentielle locale dans les communautés où elles sont de mauvais concurrents, en immigrant de communautés où elles sont de bons concurrents (Mouquet et Loreau, 2002, 2003).

La considération de processus opérant à des échelles spatiales plus larges, à l'échelle des métacommunautés, permet de mieux comprendre les relations entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes dans la mesure où ils éclairent notre compréhension des processus d'assemblage des communautés. Néanmoins, il existe un manque de connaissances sur les effets d'échelles spatiales plus larges portant sur l'assemblage des communautés à des échelles plus fines.

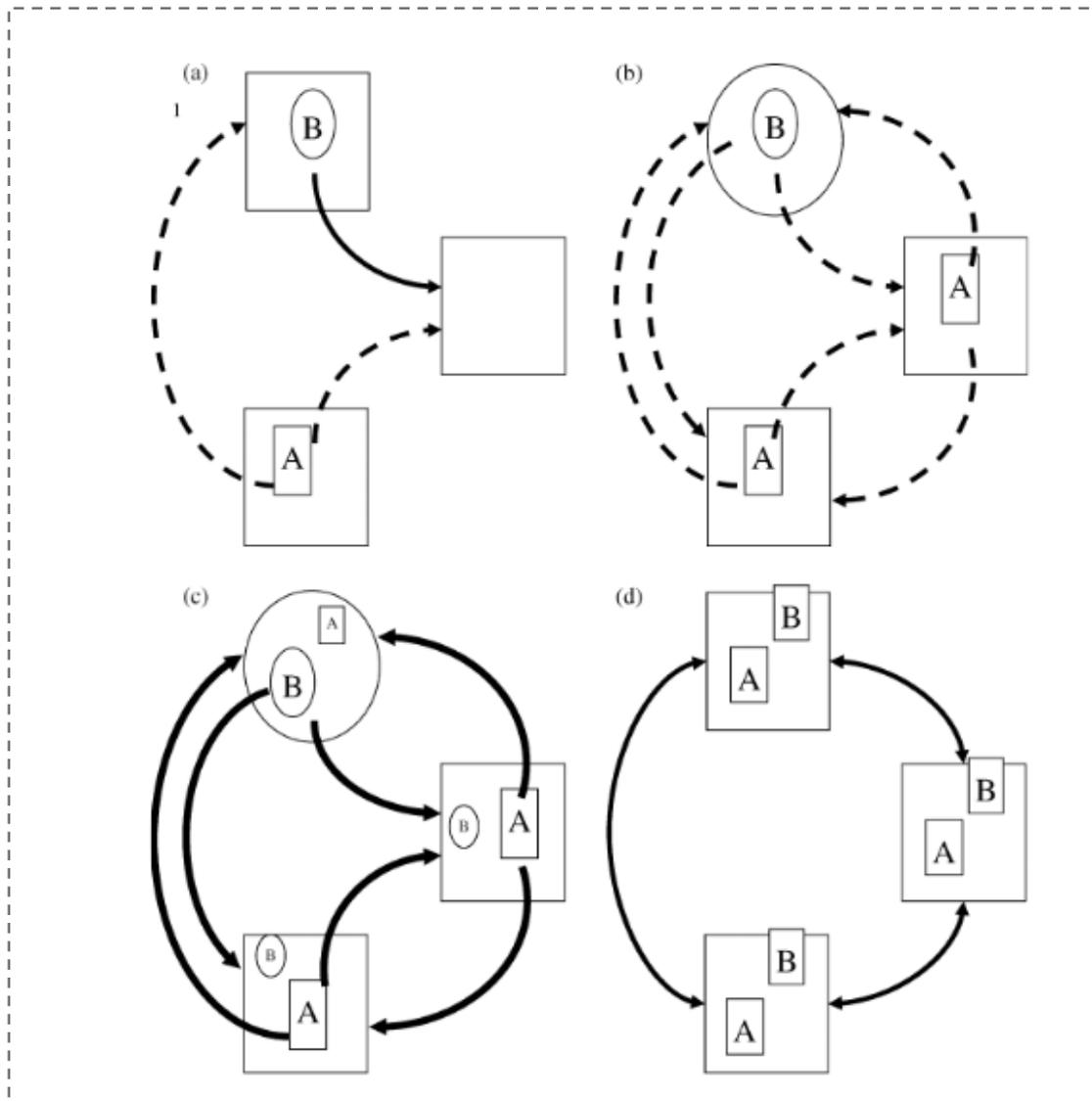


Figure 8 : Représentation des quatre paradigmes de la théorie des métacommunautés pour deux espèces compétitives A et B. a) la dynamique de patches, b) le tri d'espèces, c) l'effet de masse et d) le neutre. Les flèches pleines représentent une meilleure dispersion que celles en pointillés. Les flèches relient les populations de donneurs aux sites de colonisation potentiels, représentés par de grandes boîtes ou des ovales. D'après Leibold et al. (2004).

### C. La relation entre le paysage et l'assemblage des communautés

Elton (1946) a montré que l'exclusion compétitive façonne les communautés locales, entraînant un assemblage pauvre en espèces en comparaison du pool d'espèces régionales. S'il existe de fortes interactions dues à la compétition qui affectent les assemblages d'espèces, alors la richesse en espèces locales se sature le long du gradient de la richesse en espèces à l'échelle régionale (Sydenham et al., 2014). Cependant, cela est rarement le cas dans la mesure où la richesse locale augmente proportionnellement en fonction de la richesse régionale, suggérant que les facteurs environnementaux structurent la composition des communautés plutôt que les interactions entre espèces (Cornell et Lawton, 1992 ; Lawton, 1999 ; Gaston 2000). Keddy (1992) a notamment suggéré que les communautés sont constituées d'un sous-ensemble

d'espèces provenant du pool régional d'espèces qui ont traversé avec succès une série de filtres environnementaux agissant à différentes échelles spatiales et notamment celle du paysage (Figure 9).

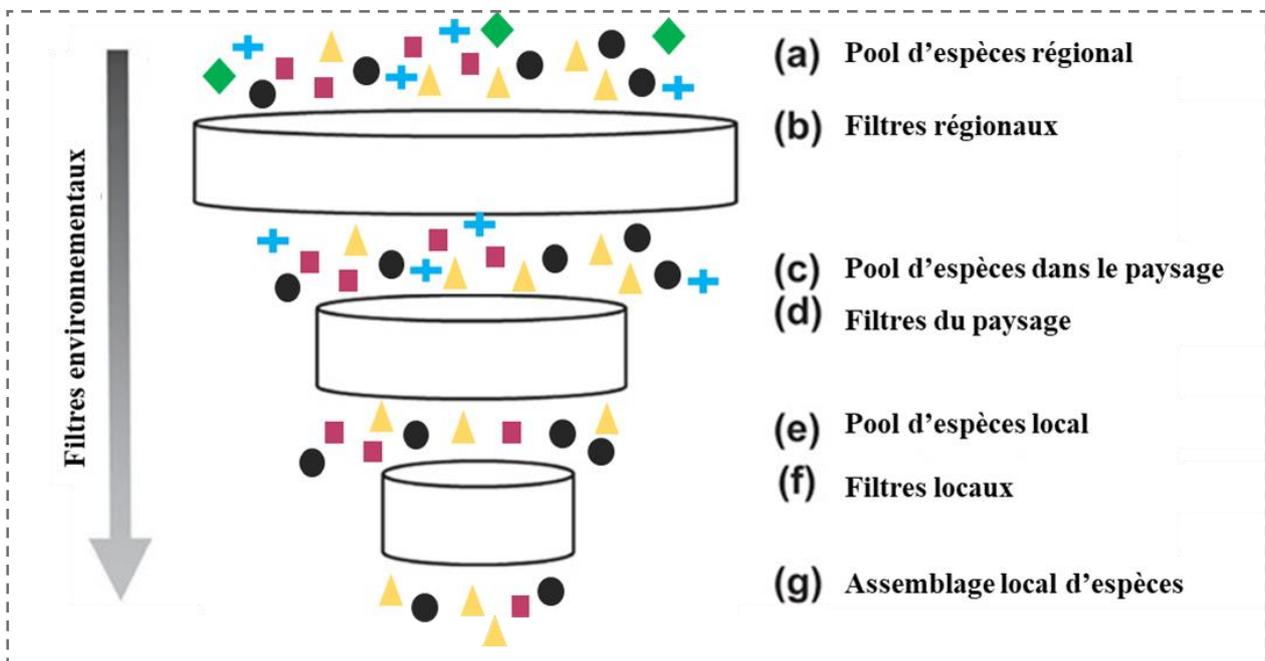


Figure 9 : Représentation de la succession de filtres environnementaux qui structure l'assemblage des communautés locales en partant du pool d'espèces régional. Adaptée d'après Sydenham et al. (2014).

En effet, il a été notamment démontré que des paysages complexes comportant une variété d'habitats abritent plus d'espèces que des paysages simples composés d'une faible variété d'habitats. Ceci implique que les zones d'habitats dans les paysages complexes reçoivent une plus grande diversité d'espèces colonisatrices potentielles du pool d'espèces régionales que les zones de même taille et de même qualité dans des paysages plus simples. Ces mouvements entre habitats, appelés complémentarité paysagère, sont dus au fait que les individus exploitent différentes ressources qui sont séparées spatialement (Ethier et Fahrig, 2011 ; Steffan et Tschardtke, 1997). Plusieurs études ont démontré ces mouvements des espèces entre les habitats ainsi que le phénomène de débordement de ces espèces entre les habitats naturels et des habitats gérés par l'homme (i.e. les agrosystèmes) (Thies et Tschardtke, 1999; Bianchi et al., 2006; Ricketts et al., 2008).

## D. L'homogénéisation du paysage dans les paysages agricoles

Depuis de nombreuses années, il a été constaté que l'intensification de l'agriculture a entraîné une perte d'hétérogénéité des habitats affectant la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes dans les paysages agricoles (Benton et al., 2003). Cette simplification de la composition du paysage au profit de surfaces pour la production agricole affecte négativement la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes et rend la présence d'autres habitats essentielle pour le maintien de cette biodiversité à l'échelle du paysage (Robinson et Sutherland 2002 ; Tschardt et al., 2005 ; Greenleaf et Kremen, 2006 ; Carvell et al., 2006 ; Weiner et al., 2014).

Il a notamment été démontré qu'un paysage constitué d'une part importante d'habitats semi-naturels (eg, forêts, prairies, landes) supporte un niveau de biodiversité élevée et peut compenser le risque de perte de biodiversité lié à l'activité agricole (Schmidt et al., 2005, Tschardt et al., 2012). Les habitats semi-naturels offrent des sites d'hibernation, des ressources trophiques stables (ie pollen, nectar, hôtes / proies alternatives) mais aussi des zones de refuge en cas de perturbation dans les habitats cultivés en particulier pour les taxons à fort potentiel de dispersion (Holland et al., 2016; Topping et Sunderland 1994, Bianchi et al., 2006). Un paysage composé d'une proportion significative d'habitats semi-naturels a donc tendance à augmenter la biodiversité dans les systèmes agricoles ainsi que les services écosystémiques qu'elle fournit (Weibull et Östman, 2003 ; Tschardt et al., 2005 ; Tschardt et al., 2012). Les connaissances sur les effets de la présence d'habitats semi-naturels entourant le système agricole sur la biodiversité sont assez importantes. Néanmoins, l'effet de la proportion d'habitat semi-naturels dans le paysage reste très variable et dépend des communautés auxquelles on s'intéresse (Karp et al., 2018). De plus, il a été démontré que la composition du paysage module les effets locaux des systèmes agricoles (Concepción et al., 2008). Par exemple, Tuck et al, (2014) ont montré que l'effet positif de la mise en place de pratiques agricoles à haute valeur environnementale est renforcé par la présence des habitats semi-naturels dans le paysage. Bien qu'il existe de nombreuses études sur l'effet de la composition du paysage sur la biodiversité dans les paysages agricoles, il existe cependant des manques de connaissances importants quant aux effets des pratiques agricoles à différentes échelles spatiales sur la biodiversité et de leurs interactions avec les habitats semi-naturels.

**Synthèse :** Les communautés sont soumises à des filtres environnementaux agissant à plusieurs échelles, du local au paysage. Il a été montré que les assemblages des communautés locales dans les écosystèmes sont le résultat d'un enchaînement de filtres environnementaux entre le pool d'espèce régionales et l'assemblage local. L'hétérogénéité du paysage fait notamment partie intégrante de ces filtres environnementaux que cela soit par sa composition et sa configuration. Ces assemblages résultent aussi des interactions entre les populations de ces communautés qui sont à l'origine des dynamiques de dispersion au sein du paysage constituant ainsi l'assemble de ces communautés. Les habitats semi-naturels sont des éléments essentiels dans les paysages agricoles dans la mesure où ils peuvent compenser la perte de biodiversité due à la production agricole en offrant des zones de refuges. De plus la composition du paysage module les effets locaux des systèmes agricoles, notamment ceux prônant des démarches plus respectueuses de la biodiversité.

## **IV. Les systèmes agricoles et la biodiversité**

### **A. L'agroécologie**

Dès le début du 20<sup>ème</sup> siècle, le mot agroécologie a fait son apparition. Sa définition, son influence et son échelle n'ont eu de cesse d'évoluer dans le monde scientifique (Wezel et al., 2009). Ce terme a été utilisé à la fois pour caractériser la discipline scientifique en question mais aussi pour définir des pratiques agricoles et un mouvement de pensée (Wezel et al., 2009). Même s'il existe plusieurs définitions de l'agroécologie, un même objectif se dégage qui est celui de concevoir des systèmes agricoles durables et résilients en appliquant des principes et concepts écologiques (Gliessman, 1998 ; Wezel et Soldat, 2009). Francis et al., 2003, vont même plus loin en définissant l'agroécologie comme l'étude écologique du système de production dans sa totalité, c'est-à-dire en englobant les dimensions écologiques, économiques et sociales.

Cependant, dans la réalité, la mise en place de pratiques agroécologiques entraîne une importante variabilité dans les effets, dans la mesure où l'agroécologie n'est pas une certification en soit mais plutôt une volonté des agriculteurs de mettre en place des pratiques plus respectueuses de l'environnement (i.e. rotation des cultures, intégration de légumineuses dans les champs, utilisation de techniques agroforestières) (Gliessman, 1998 ; Nicholls et al., 2016). Ceci entraîne donc une importante variabilité des pratiques mises en œuvre dont les effets peuvent être contextuels, ce qui limite le déploiement de solutions uniques ou toutes faites et qui nécessite de comprendre les mécanismes écologiques qui régissent le fonctionnement des agroécosystèmes (Cayre et al., 2018). Ces pratiques agroécologiques impliquent des améliorations permanentes offrant la promesse d'une agriculture durable et résiliente tout en améliorant les revenus agricoles (Van der Ploeg et al., 2019).

### **B. La théorie du land sharing et du land sparing**

Dans cette optique de faire cohabiter la production agricole avec la préservation de l'environnement, deux théories ont vu le jour, le « land sharing » et « land sparing » (Fischer et al., 2008; Chappell et LaValle, 2011; Kleijn et al., 2011).

La stratégie du « land sharing » vise à concilier la conservation de la biodiversité et la production agricole à faible rendement sur la même zone (Phalan et al., 2011) (Figure 10). Une de ses applications est le développement de programmes politiques agro-environnementaux à l'échelle européenne consistant à donner des subventions aux agriculteurs afin qu'ils se dirigent vers des pratiques agroécologiques (i.e. la permaculture, l'agriculture biologique) (Kleijn et al., 2011). De nombreuses études sur le « land sharing » conduites dans des systèmes de production ont montré qu'il était possible d'avoir une biodiversité élevée tout en atteignant un rendement modérément élevé (Dorrough et al., 2009 ; Clough et al., 2011 ; Mastrangelo et Gavin, 2012).

La stratégie du « land sparing » consiste à séparer les terres cultivées de terres dont l'objectif est la conservation de la biodiversité (Fischer et al., 2008) (Figure 10). Une de ses applications est la mise en place d'aires protégées qui sont des zones dédiées et gérées pour

assurer la conservation de la biodiversité (Dudley et al., 2010). Contrairement au « land sharing », cette stratégie comprend généralement des systèmes de production à haute énergie (Aratrakorn et al., 2006 ; Egan et Mortensen, 2012) souvent constituée de plantes oléagineuses, de céréales ou encore de cannes à sucres.

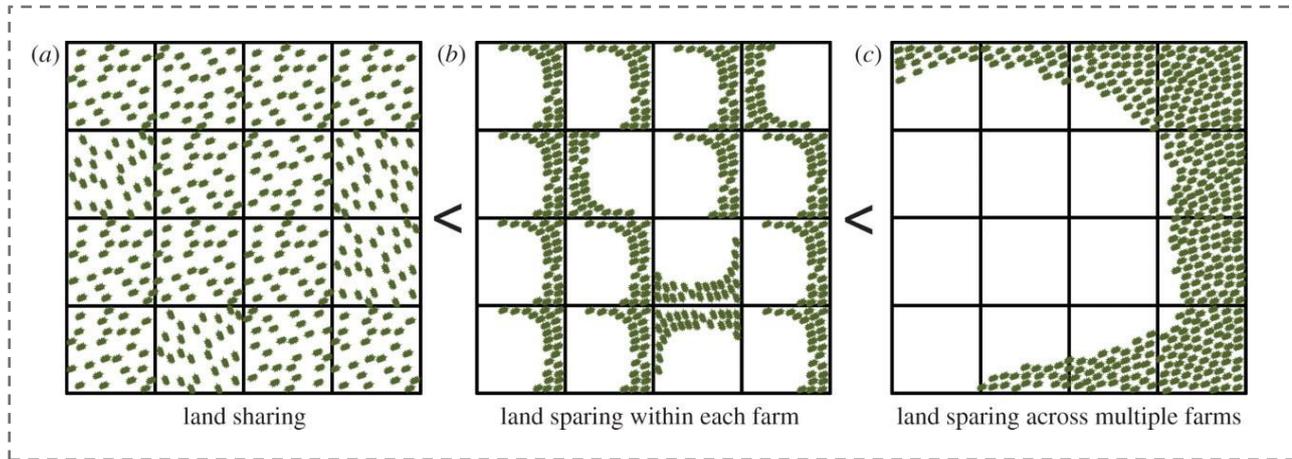


Figure 10 : Schéma résumant la théorie du land sharing au sein de grandes exploitations (a) du land sparing dans de grandes exploitations (b) ou au sein d'un groupe d'exploitations (c). Chaque paysage représente la même surface consacrée à la biodiversité (les formes vertes). D'après Balmford et al., 2012.

Bien que ces deux théories aient permis de nombreuses études et une avancée évidente de la recherche, la probabilité de trouver une stratégie unique permettant d'équilibrer production et conservation de la biodiversité reste faible (Grau et al., 2013). En effet, cela dépend de nombreuses propriétés idiosyncratiques, comme la proportion de la biodiversité notamment de sa réponse aux perturbations humaines et la répercussion sur les services écosystémiques (Phalan et al., 2011). De même, le débat perdure sur laquelle de ces deux stratégies permet de maintenir une biodiversité importante dans les paysages agricoles (Loconto et al., 2020).

## C. L'agriculture biologique : une des applications de la théorie du « land sharing »

### a) *Qu'est-ce que l'agriculture biologique ?*

En réponse aux besoins de pratiques agricoles plus durables, de nombreuses formes d'agriculture alternatives ont vu le jour, telles que l'agriculture biologique (Kleijn, et al., 2006), l'agriculture de conservation, l'agriculture naturelle (Fukuoka, 1978), la permaculture (Ferguson et Lovell, 2014) ou encore la biodynamie (Steiner et al., 2005). L'agriculture biologique est l'un des seuls modes de conduite suivant un cahier des charges avec le label Demeter impliquant un système de contrôle et de certification (Migliorini et Wezel, 2017). Elle est soumise à des réglementations très rigoureuses dont les piliers sont l'interdiction de produits phytosanitaires et d'engrais synthétiques ou encore l'interdiction de produits et organismes

génétiqnement modifiés. Toutes infractions à ce cahier des charges entraînent la perte de la certification (Niggli, 2015). L'agriculture biologique prend son origine au début du XXème siècle et a été l'un des premiers mouvements sociaux dans le secteur de l'agriculture, de l'alimentation et de la nutrition en Europe et aux Etats Unis (Beus et Dunlap, 1992).

De nos jours, chaque acteur, que ce soit les producteurs, les consommateurs ou encore les pouvoirs publics, ont chacun leur propre perception de l'agriculture biologique. Même si les réglementations varient entre pays, le point commun des cahiers des charges de l'agriculture biologique à l'échelle mondiale est d'interdire les intrants de synthèse (Seufert et al., 2017). Le principe est alors de s'appuyer sur les ressources naturelles (i.e. végétales, animales, bactéries) (IFAOM, 2006).

Cependant, faire de l'interdiction des intrants de synthèse le point central de l'agriculture biologique conduit à une perspective réductionniste de l'agriculture biologique (Allen et Kovach, 2000; Goodman, 2000), dans la mesure où leur interdiction ne constitue pas nécessairement une gestion plus respectueuse de l'environnement (Kirchmann et Bergström, 2001; Bahlai et al., 2010) ni n'assure la durabilité des systèmes de production (Hodges, 1993). Seufert et al., 2017 ont mis en avant dans leur étude que des pratiques de gestion identifiées comme importantes pour la durabilité des systèmes (i.e. la couverture permanente du sol) ne sont pas clairement définies dans la réglementation. Cette spécificité sur les intrants peut être attribuée aux motivations des consommateurs qui, malgré le peu d'informations scientifiques sur les bienfaits de l'alimentation biologique (Baran' ski et al., 2014), choisissent de consommer des produits issus de l'agriculture biologique pour des raisons de santé (Seufert et al., 2017). L'agriculture biologique à l'heure actuelle représente dans certains pays le seul label permettant aux consommateurs de connaître la manière dont les aliments sont produits.

## ***b) Les performances écologiques, agronomique et économique de l'agriculture biologique***

### *(i) Les performances écologiques*

Au cours des 30 dernières années, de nombreuses études ont exploré les effets de l'agriculture biologique à l'échelle locale (échelle de la parcelle agricole) sur une importante gamme de taxons (Bengtsson et al., 2005 ; Hole et al., 2005 ; Mondelaers et al., 2009; Tuck et al., 2014). Il a notamment été démontré que l'agriculture augmente l'abondance et la richesse en espèce d'en moyenne 50% et 30 % respectivement (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014). Hole et al., 2005, ont notamment recensé des effets positifs de l'agriculture biologique sur une gamme importante de taxons : plantes, nématodes, biomasse microbienne, papillons, carabes et araignées. Cet effet positif global s'explique en partie par le fait que les agriculteurs n'utilisent pas d'intrants de synthèse, ce qui réduit l'impact négatif des pratiques sur les espèces non visées, mais aussi par des pratiques culturales plus diversifiées qui permettent plus de matière organique dans le sol (Isaia, 2006 ; Power, 2010).

Lorsqu'on observe plus finement l'effet de l'agriculture biologique à l'échelle d'un taxon ou d'un groupe fonctionnel, il s'avère néanmoins que selon les études les effets diffèrent (Hole et al., 2005 ; Tuck et al., 2014) (Figure 11). De même, le contexte de l'étude et notamment le système de référence de l'étude influencent fortement le sens de l'effet de l'agriculture biologique sur la biodiversité (Tuck et al., 2014) (Figure 11). Il semble par contre que l'agriculture biologique soit bénéfique sur certains taxons comme les plantes (Tuck et al., 2014), les pollinisateurs (Kennedy et al., 2013 ; Lichtenberg et al., 2017) et sur les communautés de prédateurs et d'oiseaux (Kennedy et al., 2013 ; Schneider et al., 2014). En améliorant les conditions du sol par des pratiques facilitant les cycles biologiques dans un souci de rendement (Reinecke et al., 2008; Probst et al., 2008), l'agriculture biologique génère jusqu'à plus de 84% de biomasse microbienne que les systèmes en conventionnel (Lori et al., 2017). Du fait de la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, l'effet positif global de l'agriculture biologique suggère que les systèmes soutiennent des niveaux de fonctions et services (e.g. dégradation de la matière organique, régulation naturelle) plus élevés que les systèmes en conventionnel (Kennedy et al., 2013 ; Muneret et al., 2018). Bien que quelques études et méta-analyses aient regardé les effets de l'agriculture biologique à l'échelle locale à la fois sur la biodiversité et sur les fonctions au sein des agrosystèmes (Birkhofer et al., 2008 ; Muneret et al., 2019), très peu, voire presque aucune étude ne s'est intéressée à caractériser les variabilités de pratiques mises en œuvre et leurs poids sur les effets observés.

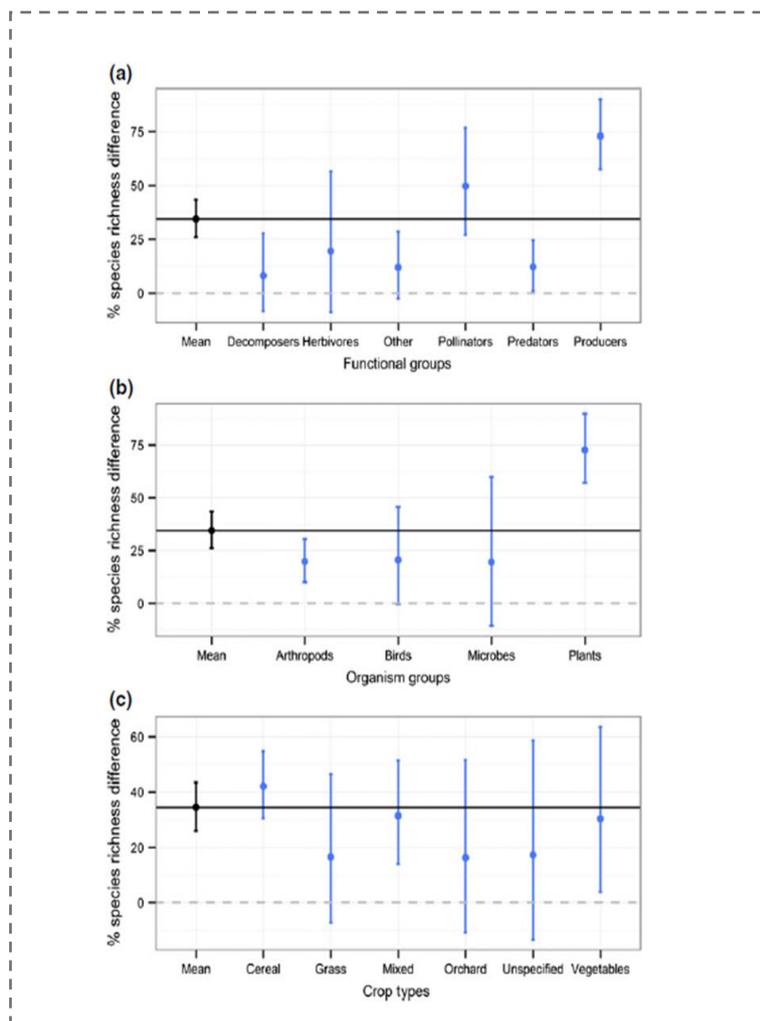


Figure 11 : Différence de richesse spécifique des systèmes agricoles conduits en agriculture biologique par rapport aux systèmes conventionnels. (a) par groupe fonctionnel et (b) par taxons. D'après Tuck et al. (2014).

Il a été démontré que des pratiques de gestion comme le travail du sol peuvent à la fois faire bénéficier les paramètres physico-chimiques du sol et impacter négativement des communautés inféodées au sol (Bengtsson et al., 2005 ; Tuck et al., 2014 ; Buchholz et al., 2017). Des effets négatifs globaux sur l'abondance des invertébrés du sol ont été mis en lumière, malgré la capacité de renouvellement rapide de ces groupes d'invertébrés (Faber et al., 2017). Cependant, l'effet sur un taxon spécifique de microarthropodes du sol peut être différent de l'effet global sur la communauté souterraine. Par exemple, l'abondance des collemboles vivants dans le sol reste plus élevée dans les sols travaillés que celle des systèmes sous couverts permanents (Buchholz et al., 2017; Renaud et al., 2004). On pourrait penser que, seules, les communautés inféodées au sol sont impactées par le travail du sol, mais même les communautés plus aériennes montrent des signes d'impact. Pour les invertébrés prédateurs et en particulier pour certains taxons, l'intensité du travail du sol a tendance à réduire la richesse en espèces (Pfungstmann et al., 2019).

Si l'un des principes fondateurs de l'agriculture biologique est de ne pas utiliser d'intrants de synthèse, les agriculteurs sont quand même autorisés à utiliser les vingt-six substances listées de pesticides d'origine naturelle (annexe II du règlement européen (CE) n°889/2008). L'un des principaux groupes d'insecticides autorisés en agriculture biologique est celui regroupant les produits contenant des pyréthrinés naturels (Ledieu et al., 1989 ; Isman et al., 2006). Bien que ces substances soient d'origine naturelle, de nombreuses études ont constaté qu'elles restent très toxiques pour les espèces non ciblées, comme les arthropodes terrestres et aquatiques ou encore les poissons (Oliveira et al., 2019). Il existe donc un paradoxe en agriculture biologique sur le fait de chercher à maximiser la régulation naturelle des bioagresseurs par la biodiversité auxiliaire et affecter ces communautés en utilisant des produits non sélectifs, mais pourtant d'origine naturelle. Intégrer des éléments relatifs aux pratiques de gestion peut permettre de mieux comprendre les effets de l'agriculture biologique surtout si l'on cherche à concevoir des systèmes de production plus respectueux de la biodiversité (Shepherd et al., 2003; Hole et al., 2005 ; Norton et al., 2008).

## (ii) *Les performances agronomiques et économiques*

La contribution de l'agriculture biologique à l'alimentation de plus de 8 milliards de personnes est une question cruciale et devient l'une des questions les plus controversées (Padel et Lampkin, 1994 ; Connor et al., 2008). La possibilité de nourrir autant de monde par le biais de l'agriculture biologique fait l'objet de nombreuses études qui s'attèlent à comparer des rendements sous agriculture biologique et sous agriculture conventionnelle. Certaines études soutiennent que si la consommation de certains aliments est réduite (viande), la conversion des terres à grande échelle en agriculture biologique est possible sans entraîner de pénurie alimentaire (Lotter, 2003 ; Badgley et al., 2007). Cependant, d'autres études ont contesté ces conclusions positives. Plusieurs méta-analyses ont souligné que les rendements des systèmes sous agriculture biologique sont en moyenne 19 à 25% inférieurs à ceux des systèmes en agriculture conventionnelle (Seufert et Ramankutty, 2012 ; de Ponti et al., 2012). Cette baisse de rendement en agriculture biologique peut être attribuée au fait que globalement ces systèmes

pâtissent d'une accumulation de pathogènes et de graines d'adventices ou encore d'une baisse de fertilité des sols (Büchi et al., 2019). En revanche, il a été montré que bien que l'agriculture biologique ait des rendements moins importants, elle offre une stabilité de rendement dans le temps (Scialabba et al., 2010 ; Gomiero et al., 2011). Le développement de rotations culturales diversifiées en agriculture biologique permet d'augmenter la stabilité des rendements (Smith et al., 2006).

Il a été aussi montré que les facteurs de production tels que la main-d'œuvre sont l'une des caractéristiques qui distinguent le plus l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle (Crowder et Reganold, 2015). En effet, les coûts de production alloués à la main d'œuvre sont entre 7 % à 13% plus importants en agriculture biologique en comparaison à l'agriculture conventionnelle (Crowder et Reganold, 2015). En privilégiant les pratiques à forte intensité de main-d'œuvre, les répercussions de l'agriculture biologique sont également socio-économiques car les opportunités d'emplois augmentent pour les travailleurs agricoles. De plus, les avantages économiques de l'agriculture biologique résultent de l'argent économisé en réduisant le coût alloué aux intrants, dans la mesure où ceux-ci sont moins chers et plus stables (Scialabba et Hattam, 2002). Il a été montré que l'agriculture biologique est plus rentable, et ce de l'ordre de 22% à 35% par rapport à l'agriculture conventionnelle et que le ratio entre les coûts et les bénéfices est plus important en agriculture biologique (Crowder et Reganold, 2015).

La question de savoir si l'agriculture biologique est viable à long terme d'un point de vue de la productivité agricole mais aussi de la viabilité économique pour les agriculteurs reste encore peu étudiée. Par ailleurs, la majorité des études sur ces questions sont conduites dans les pays à forts revenus, empêchant ainsi une conclusion pour les pays en voie de développement. De nombreuses questions se posent donc sur les réelles performances de l'agriculture biologique, notamment sur des aspects socio-économiques de même que sur ses performances environnementales (Connor, 2008 ; Seufert et Ramankutty, 2017) (Figure 12).

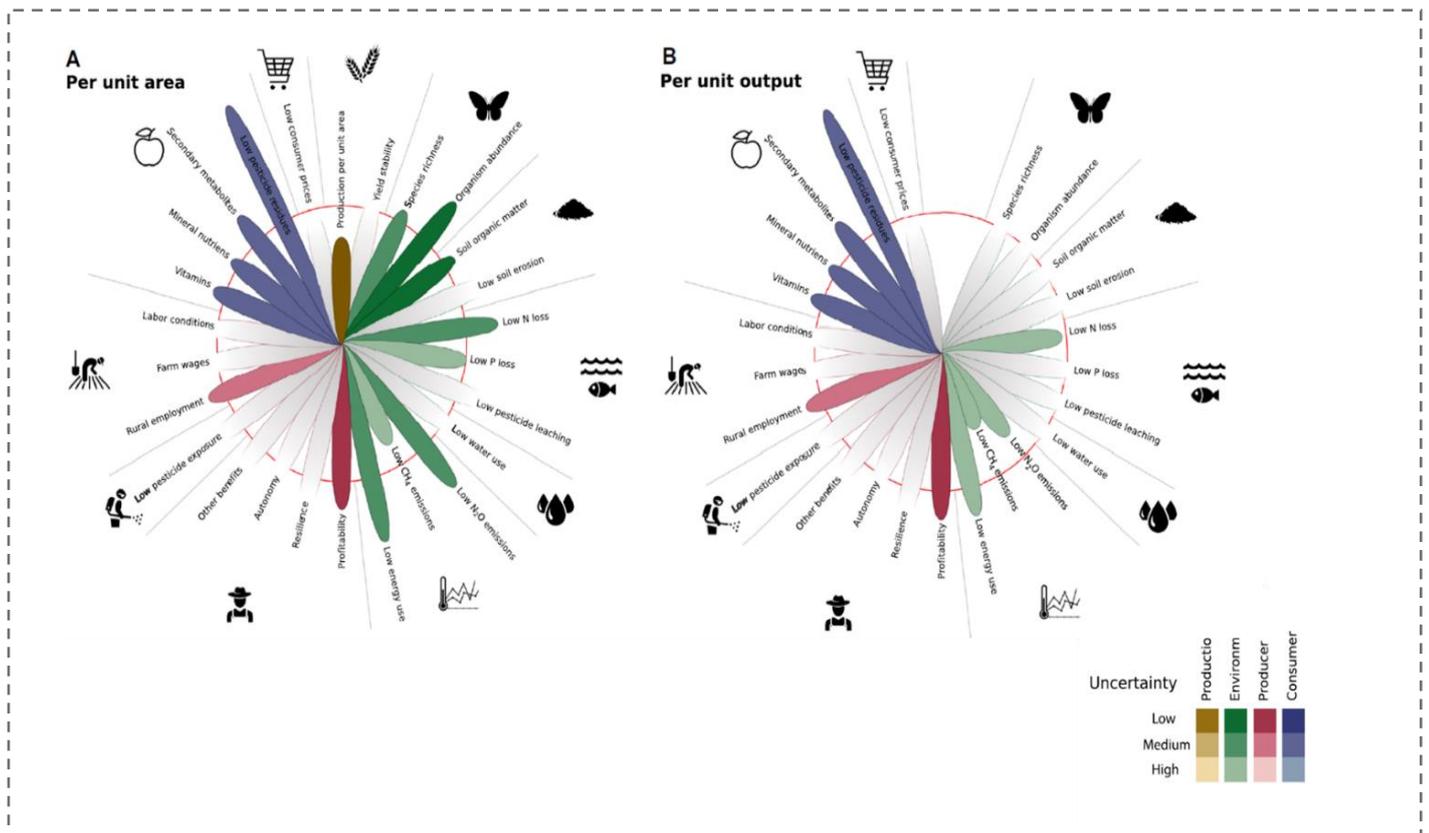


Figure 12: Moyenne des performances de l'agriculture biologique en comparaison de l'agriculture conventionnelle (cercle rouge). En (A) sont représentées les performances par unité de surface et en (B) celles par unité de production. Les pétales en brun représentent les performances liées à la production, en vert, les performances environnementales, en rouge les avantages du producteur et en bleu les avantages du consommateur (pétales qui s'étendent au-delà du cercle rouge) et les coûts (pétales à l'intérieur du cercle rouge). La transparence des pétales indique le niveau d'incertitude pour chaque variable, déterminé par le nombre d'études incluses dans chaque évaluation et le niveau de concordance entre les différentes études quantitatives. Les pétales de couleur grise, sont les variables qui n'ont pas pu être quantifiées. Les moyennes utilisées pour quantifier chaque variable (longueur de pétale) ont été calculées comme des moyennes pondérées (par la taille de l'échantillon, généralement le nombre d'observations de chaque étude) à travers les estimations des ratios de réponse (biologique/conventionnel) provenant des différentes études. D'après Seufert et Ramankutty, (2017).

*c) Les conséquences de l'expansion de l'agriculture biologique dans le paysage*

Depuis les années 90, le secteur biologique se développe de plus en plus dans la plupart des pays européens. En 2002, environ 3,5% des terres arables de l'Union européenne étaient conduites en agriculture biologique (Willer et Richter, 2004). Dans ce contexte d'expansion il devient essentiel de pouvoir évaluer les conséquences de l'augmentation des terres cultivées en agriculture biologique sur la biodiversité et sur le fonctionnement des écosystèmes (Rundlöf et al., 2008 ; Muneret et al., 2019) (Figure 13).

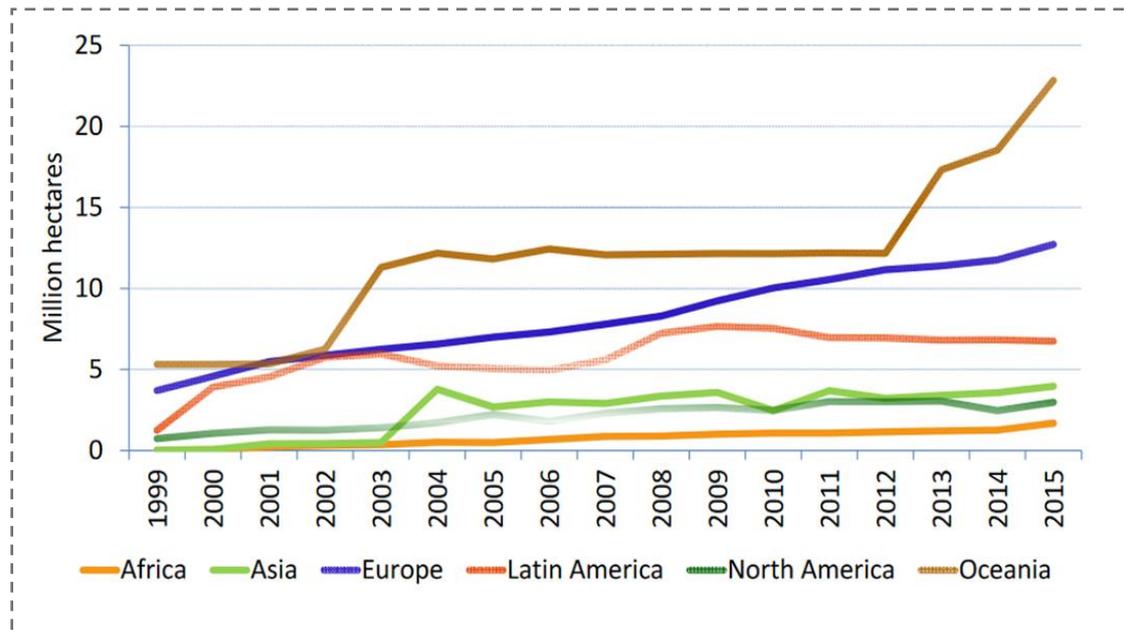


Figure 13 : Croissance des terres agricoles conduites en agriculture biologiques par continent de 1999-2015 (FiBL-IFOAM-SOEL-Surveys 1999-2017)

De nombreuses études ont mis en avant que l'agriculture biologique locale a un effet globalement positif sur la biodiversité (Tuck et al., 2014) mais aussi une variabilité de réponse suivant la communauté étudiée. La différence d'efficacité de l'agriculture biologique suivant les groupes d'organismes peut être attribuée à des besoins spatiaux différents. En effet, les parcelles conduites en agriculture biologique sont souvent isolées dans le paysage et peuvent ne pas offrir assez de ressources pour les organismes ayant des besoins spatiaux plus importants (Fuller et al., 2005). Ce phénomène d'isolation ne permet donc pas à ces îlots d'agriculture biologique de maintenir des populations suffisamment grandes afin d'éviter l'extinction (Hanski 1999). En revanche, la présence d'un système conduit en agriculture biologique entouré de systèmes conduits en agriculture biologique, par sa qualité d'habitat plus élevé, permet d'attirer les organismes, en particulier les plus mobiles au sein des systèmes en agriculture conventionnelle (Benton et al., 2003).

Dans leur étude, Rundlöf et al., (2008), ont notamment observé que l'augmentation de l'agriculture biologique dans le paysage a un effet positif sur la biodiversité. Ils ont aussi montré que les pratiques locales et à l'échelle du paysage interagissent entre elles. En effet, bien que l'agriculture biologique à l'échelle locale augmente l'abondance et la richesse spécifique des communautés, l'effet réel de l'agriculture biologique locale dépend de la proportion d'agriculture biologique à l'échelle paysagère. Néanmoins, il a été mis en avant que l'effet de l'agriculture biologique dans le paysage reste plus faible que celui de l'agriculture biologique locale (Gabriel et al., 2006). De plus, il existe une forte dépendance taxonomique des effets de l'agriculture biologique à l'échelle du paysage (Gabriel et al., 2010 ; Rundlöf et al., 2008 ; Puech et al. 2015 ; Muneret et al., 2019). Par conséquent, du fait des résultats contrastés de l'effet de l'agriculture biologique dans le paysage, les stratégies de conservation devraient prendre en compte les incertitudes et spécificités liées au paysage et aux systèmes de culture afin de les adapter au mieux (Lindenmayer et al., 2008).

Que cela soit sur la biodiversité ou le fonctionnement des écosystèmes, la majorité des études ne mettent en évidence que des effets en considérant une ou très peu de communautés et de fonctions. Les conclusions restent donc incertaines et il existe un réel manque de connaissances, notamment sur les performances de l'agriculture biologique locale dans un contexte d'expansion spatiale et en considérant plusieurs fonctions ou communautés évoluant au sein de ces agrosystèmes.

## **D. La multifonctionnalité des systèmes agricoles**

### **a) Qu'est que la multifonctionnalité ?**

Au-delà du lien fort entre la biodiversité et une fonction écologique donnée (eg, pollinisation), plusieurs études récentes ont montré le rôle de la biodiversité sur la provision conjointe de multiple fonctions dans les écosystèmes (Hector et Bagchi 2007; Gamfeldt, Hillebrand et Jonsson 2008 ; Maestre et al., 2012). Un nouveau cadre d'analyses se développe alors : celui de considérer la multifonctionnalité des écosystèmes. Quelques études ont montré que la biodiversité permet de maintenir des plus hauts niveaux de fonctions écosystémiques simultanément (Hector et Bagchi 2007; Gamfeldt et al. 2008; Mouillot et al. 2011; Allan et al. 2013; Byrnes et al. 2014 ; Dooley et al., 2015). D'un point de vue strictement sémantique, le terme « multifonctionnel » décrit la provision de multiples fonctions sans se référer à quelconques échelles spatiales, type d'utilisations des terres ou perspectives humaines (Byrnes et al., 2014, Huang et al., 2015).

Les recherches sur la multifonctionnalité des écosystèmes sont séparées en deux champs de recherche (Manning et al., 2018). Le premier domaine provient plutôt de l'écologie théorique qui examine les liens entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes en se concentrant sur l'étude de ces liens (*Ecosystem-function multifunctionality : EFMF*). Le deuxième, plus appliqué et provenant plutôt de questions liées à l'aménagement des territoires, s'intéresse à la provision conjointe de plusieurs services écosystémiques (*Ecosystem-services multifunctionality : ES-MS*) et met en avant la façon dont la gestion des paysages permet d'atteindre plusieurs objectifs dans l'utilisation des terres (Manning et al., 2018). Contrairement à l'EF-MF qui ne prend en compte que des fonctions écologiques, l'ES-MS considère des services et inclut des mesures socio-écologiques et permet d'intégrer les résultats dans la

gestion des terres. Ce deuxième champ de recherche est motivé par la demande croissante de production et la nécessité de concevoir et gérer les paysages afin qu'ils soient capables de fournir simultanément plusieurs services écosystémiques (Manning et al., 2018). Cette multifonctionnalité à l'échelle des paysages qui propose à la fois la gestion de la biodiversité et la production alimentaire sur une même surface ou sur des terres partagées, rentre dans le débat sur les théories du « land sharing » et « land sparing » (Grass et al., 2019). A partir de ce moment, nous utiliserons le terme « multifonctionnalité » selon la définition de l'ES-MF de Manning et al. (2018).

### ***b) Mesurer la multifonctionnalité***

Les écologues et les agronomes ont proposé chacun différentes méthodes, chacune propre à leur domaine de recherche, afin de quantifier la multifonctionnalité des agrosystèmes.

Dans le domaine de l'écologie deux approches ont été proposées, celle de l'approche par moyenne et celle par seuils. La première (dite « *averaging approach* ») prend en compte la moyenne des fonctions ou des services (Byrnes et al., 2014 ; Maestre et al., 2012 ; Mouillot et al., 2011). La deuxième « méthode du seuil » (« *threshold approach* ») se décline en deux sous-méthodes, celle de l'approche simple seuil où le nombre de fonctions dépassant un seuil prédéfini sont comptabilisées (Byrnes et al., 2014, Gamfeldt et al., 2008) et celle de l'approche multiples seuils, où l'estimation de la multifonctionnalité est la même que pour l'approche simple seuil. Seulement, au lieu de considérer des valeurs discrètes de seuils (eg. 5%, 50%, 70%), cette méthode considère une gamme continue de seuils (e.g. de 5% à 95%) (Gamfeldt et al., 2008).

En ce qui concerne l'agronomie, de nombreux travaux ont tenté de caractériser la multifonctionnalité des systèmes en utilisant des techniques dites multicritères (« *Multiple criteria decision making* » : MCDM). L'analyse MCDM se répartit en deux catégories, celle des « *multi-attribute decision-making* » (MADM) et celle des « *multi-objective decision-making* » (MODM). Pour les analyses MADM, le décideur doit choisir entre un nombre limité d'options en fonction de leurs caractéristiques, alors que dans le cas de la MODM, le nombre d'alternatives est infini (Ibáñez-Foré et al., 2014). Chacune de ces deux catégories contiennent un large éventail de méthodologies et le jugement du décideur joue un rôle crucial à différentes étapes du processus (Wang et al., 2009 ; Huang et al., 2011 ; De Lange et al., 2012), telles que la sélection et la pondération des critères ou la comparaison des alternatives (Ibáñez-Foré et al., 2014).

De plus, la nature des variables intégrées dans le calcul de la multifonctionnalité dépend souvent du champ de recherche. Les agronomes ont tendance à mettre l'accent sur les performances relatives à la production (Rodríguez Sousa et al., 2020), alors que les écologues considèrent en grande majorité des performances orientés sur la biodiversité (Maestre et al., 2012 ; Herzog et al., 2019). Considérer à la fois les performances agronomiques et écologiques dans une même analyse est donc essentiel dans la compréhension de la multifonctionnalité des systèmes de production.

En revanche, aucune mesure de la multifonctionnalité ne prend en compte toutes les fonctions ou services possibles, ce qui ne prend en compte finalement qu'une part véritable de cette multifonctionnalité (Manning et al., 2018). Comme toute mesure agrégative, les métriques utilisées pour définir la multifonctionnalité peuvent laisser de côté des interactions entre fonctions et de leurs leviers (Bradford et al., 2014). Pour comprendre ces relations, s'ajoute au calcul d'un indice de multifonctionnalité une analyse de ces interactions entre fonctions, soit par une analyse de corrélation (Willemen et al., 2010) soit par des méthodes plus descriptives (Schulz et Schröder, 2017). Bien que prendre en compte la multifonctionnalité est un bon point de départ dans la compréhension du fonctionnement des systèmes, les études qui s'attachent à le faire supposent dans une grande majorité de cas que les fonctions sont d'importances égales. Même si le nombre d'études sur la multifonctionnalité a augmenté, un manque de connaissances considérables se fait sentir sur la question de comment la multifonctionnalité est conceptualisée et calculée (Hölting et al., 2019).

**Synthèse :** L'agriculture biologique est une des applications de la théorie du land sharing. Ce qui la sépare des autres types d'agriculture dites conventionnelles est qu'elle est soumise à des réglementations dont les piliers sont l'interdiction de pesticides et engrais de synthèses ou encore l'interdiction de produits et organismes génétiquement modifiés. En dehors de ces réglementations, l'agriculture biologique met au centre de la question la santé des sols et la protection des cultures en utilisant les processus naturels de la biodiversité. Cependant, l'agriculture biologique implique des rendements plus faibles que les systèmes en conventionnel du fait de leurs faible résistances face aux maladies, ce qui a forcément des répercussions sur les performances économiques de ces systèmes. De plus, l'agriculture biologique à l'échelle locale semble globalement favoriser la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Néanmoins, il existe un manque de connaissances sur les performances réelles de l'agriculture biologique, que cela soit sur ses performances environnementales, agronomiques et économiques. De plus, les surfaces en agriculture biologique ne cessent d'augmenter et l'évaluation des conséquences de cette expansion sur la biodiversité et le fonctionnement des agrosystèmes reste difficile dans la mesure où les conclusions sur ses performances à l'échelle locale sont encore floues. Il devient nécessaire de gérer les paysages afin qu'ils soient capables de fournir simultanément plusieurs services écosystémiques qu'ils soient écologiques ou socio-économiques. Contrairement au champ de recherche sur l'EF-MF qui s'attèle à comprendre le lien entre la biodiversité et la multifonctionnalité, l'ES-MF intègre des mesures socio-écologiques tout en considérant la gestion des terres. Plusieurs approches permettent de mesurer la multifonctionnalité des écosystèmes et aucun consensus n'est fait sur laquelle choisir.

## V. Les enjeux autour de la viticulture

En 2018, 7.4 millions d'hectares de terres sont occupés par les vignobles à l'échelle mondiale, dont 50% sont répartis entre cinq pays majeurs (International Organisation of Vine and Wine, 2019) (Figure 14)

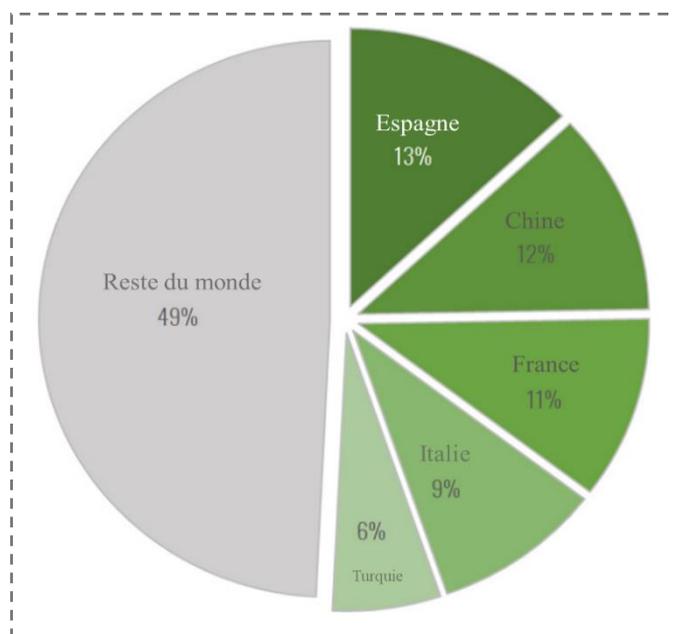


Figure 14 : Pourcentages de terres cultivées en vigne par les 5 pays majeurs et le reste du monde sur les 7.5 millions d'hectares de terres en vignes. Adapté d'après International Organisation of Vine and Wine (2019).

En France, 3.7% de la surface agricole utile (SAU) est recouverte de vignes (Chiffres Agreenium), ce qui en fait le troisième pays en termes de superficie de terres allouées aux vignes. Le secteur des vins et des spiritueux est une part importante de la balance commerciale française. En effet, ce commerce représente plus de 11.5 milliards d'euros, dont 8.4 concernent le vin (FranceAgriMer, 2018). Le secteur du vin est un point crucial dans l'économie française dans la mesure où il génère de l'emploi au sein des zones rurales (Porter et Takeuchi, 2013). De plus, en modélisant les paysages viticoles, il participe à la planification du territoire (Cardebat, 2017). En Nouvelle-Aquitaine, la filière viticole prend une place particulière. En effet, elle est la seconde région à produire le plus de produits sous Indication Géographique Protégée (IGP), la troisième en tant que producteur de produit biologique et la première en tant que producteurs de vins et eaux de vie à Appellations d'Origines Protégées (AOP) (Draaf Nouvelle-Aquitaine, 2017). La filière viticole est donc un enjeu fort pour la région.

En revanche, même si moins de 4% de la SAU Française est constituée de vignobles, la masse totale de pesticides utilisés pour la vigne représente 20% de la masse totale de pesticides à l'échelle nationale, tous types de cultures confondus (Agreenium, 2011). En 2013, en viticulture, l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT : le ratio entre la dose appliquée et la dose homologuée en prenant également en compte le pourcentage de surface traitée) était de 14.7 au niveau national pour la protection phytosanitaire du vignoble (Direction Régionale de l'Alimentation de l'Agriculture et de la forêt Nouvelle-Aquitaine, 2015) avec de grandes disparités entre région (Figure 15). En majorité, presque 80% des traitements sont réalisés afin

de lutter contre les maladies cryptogamiques, principalement contre le mildiou et l'oïdium. La réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires est alors devenue ces dernières années un enjeu fort. Les vignobles faisant partie intégrante des systèmes de culture très demandeurs en produits phytosanitaires, leur évolution vers une réduction de ces produits phytosanitaires est devenue un enjeu fort du plan Écophyto II+. L'objectif du gouvernement avec ce plan était de sortir du glyphosate d'ici fin 2020 et de réduire de 50% l'utilisation de produits phytopharmaceutiques d'ici 2025.

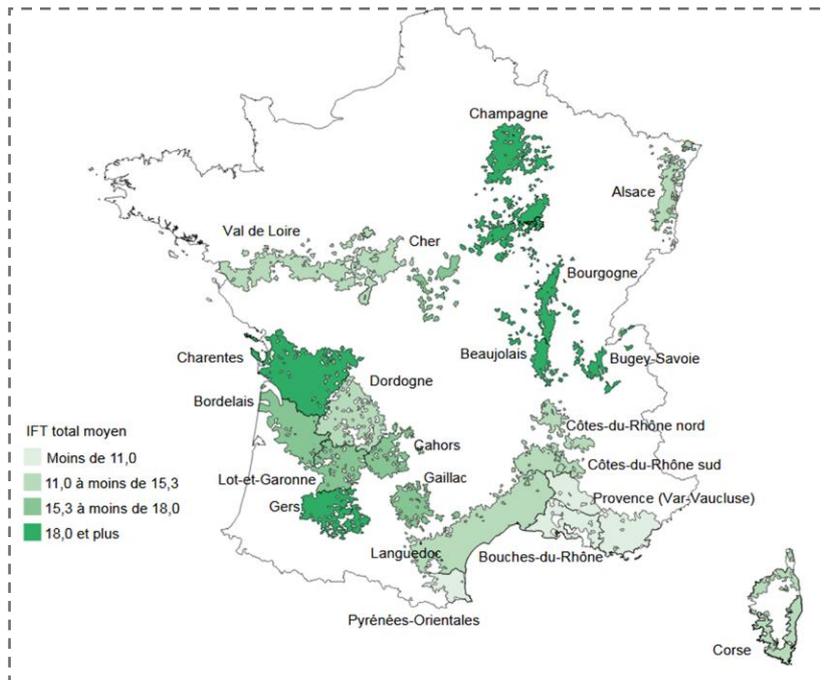


Figure 15 : Indice de fréquence de traitement moyen suivant les différentes régions viticoles de France en 2016. D'après SSP - Agreste (2016).

Afin de répondre aux enjeux sur la réduction des produits phytosanitaires, le développement de l'agriculture biologique dans les vignobles français s'est considérablement développé ces dernières années. En 2018, 9% des vignes cultivées sont conduites en agriculture biologique (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2018). Peu de connaissances existent sur les effets de l'agriculture biologique dans les systèmes viticoles et très peu d'études ont regardé les effets de l'expansion des vignes en agriculture biologique dans le paysage (mais voir Muneret et al., 2019). A l'heure actuelle, les connaissances sur la biodiversité des vignobles et sur le fonctionnement de ces écosystèmes sont très orientés sur les ravageurs ou leur régulation naturelle (Moreau et al., 2010 ; Muneret et al., 2019). Quelques études ont été faites sur les communautés de prédateurs (Costello et Daane, 1998 ; Caprio et al., 2015 ; Rusch et al., 2016) et sur les communautés du sol ainsi que sur les oiseaux (Pfungstmann et al., 2019 ; Barbaro et al., 2017), ainsi que sur les fonctions associées à ces communautés (Muneret et al., 2019).

En revanche, les connaissances restent limitées sur la réalisation d'un ensemble de fonctions ou encore sur différentes composantes de la biodiversité. De plus, seulement quelques études ont cherché à aller au-delà du mode de conduite en considérant les pratiques de gestion propre à l'agriculture biologique (Pfungstmann et al., 2019). Il est donc difficile de statuer sur les performances de l'agriculture biologique sur les communautés et les processus écologiques et encore moins sur la multifonctionnalité de ces systèmes de production.

## **VI. Objectifs et démarche générale de la thèse**

Ce travail de thèse se place dans un contexte général de volonté de réduction de l'utilisation des produits phytosanitaires et de développement de systèmes de production durables s'appuyant sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques associées, tout en maintenant un niveau économique viable pour les viticulteurs. Cependant, les connaissances actuelles sur les effets des pratiques viticoles sur la biodiversité et les fonctions qu'elles supportent restent encore limitées. La majorité des approches sur les effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité ne concernent quelques taxons, et il existe un réel fossé de connaissances sur les effets de l'agriculture biologique sur les différentes chaînes trophiques qui composent les écosystèmes.

L'agriculture biologique semble un modèle de production qui réussit à combiner à la fois la conservation de la biodiversité ainsi que les processus écologiques qui en découlent, et la production agricole au sein du même écosystème. En s'appuyant sur des services fournis par la biodiversité, comme la régulation naturelle des ravageurs par les communautés de prédateurs, elle semble être un levier essentiel dans une optique de réduction des produits phytosanitaires. En revanche, il manque encore à fournir des connaissances majeures sur le rôle de différentes facettes de cette biodiversité sur la régulation naturelle. De plus, les performances de l'agriculture biologique, et des pratiques agricoles sous-jacentes, en matière de préservation de la biodiversité, restent mal connues et la caractérisation de la multifonctionnalité des systèmes conduits en agriculture biologique combinant performances écologiques, agronomiques et économiques de cet agrosystème n'a été que très rarement explorée. La production de connaissances autour de ces questions est un enjeu fort, en particulier dans un contexte de déploiement de l'agriculture biologique en France et dans le monde.

Afin d'explorer ces thématiques, nous avons mis en œuvre une approche expérimentale à l'échelle des paysages qui permet de dé-corréler les effets des pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle, des effets du contexte paysager. Ce dispositif expérimental (BACCHUS) se compose de 40 parcelles de vignes (20 paires de parcelles dont une conduite en agriculture biologique et une conduite en agriculture conventionnelle dans un même paysage) réparties le long de deux gradients paysagers, une de proportion d'habitats semi-naturels et un de proportion de vignes en agriculture biologique.

Dans un premier temps nous avons évalué la relation entre la biodiversité des communautés de prédateurs et la fonction de régulation naturelle des insectes ravageurs en s'appuyant sur un jeu de données récolté en 2015 sur le dispositif expérimental BACCHUS (Thèse de L. Muneret, projet SOLUTIONS). Nous avons complété ce jeu de données par la

mesure de les traits fonctionnels des prédateurs afin de comprendre comment la distribution d'un trait fonctionnel au sein de la communauté influence la prédation naturelle.

Ensuite, en remobilisant le même dispositif expérimental, nous avons choisi de quantifier la multifonctionnalité des systèmes viticoles conduits en agriculture biologique en comparaison des systèmes dit conventionnels. Nous avons ainsi quantifié les performances écologiques à travers la caractérisation de différentes composantes de la biodiversité comme les communautés de pollinisateurs, de prédateurs, de décomposeurs de la litière, mais aussi en quantifiant plusieurs fonctions écosystémiques, telles que la régulation naturelle et la décomposition de la matière organique. Nous avons aussi évalué la performance agronomique des systèmes de culture à travers l'acquisition de données sur le rendement et les pratiques culturales. Enfin, nous avons caractérisé la performance économique par l'intermédiaire de calcul des coûts de production ; nous avons cherché à comprendre les synergies et antagonismes entre ces performances afin de comprendre s'il est possible de concilier conservation de la biodiversité et production viticole. L'ensemble de ces données nous permet de mettre en évidence dans quelles mesures l'agriculture biologique favorise ou non la multi-performance des systèmes viticoles et comment le contexte paysage module ces performances.

Nous avons articulé la présentation de ce travail qui aborde différentes échelles autour de trois chapitres (Figure 16).

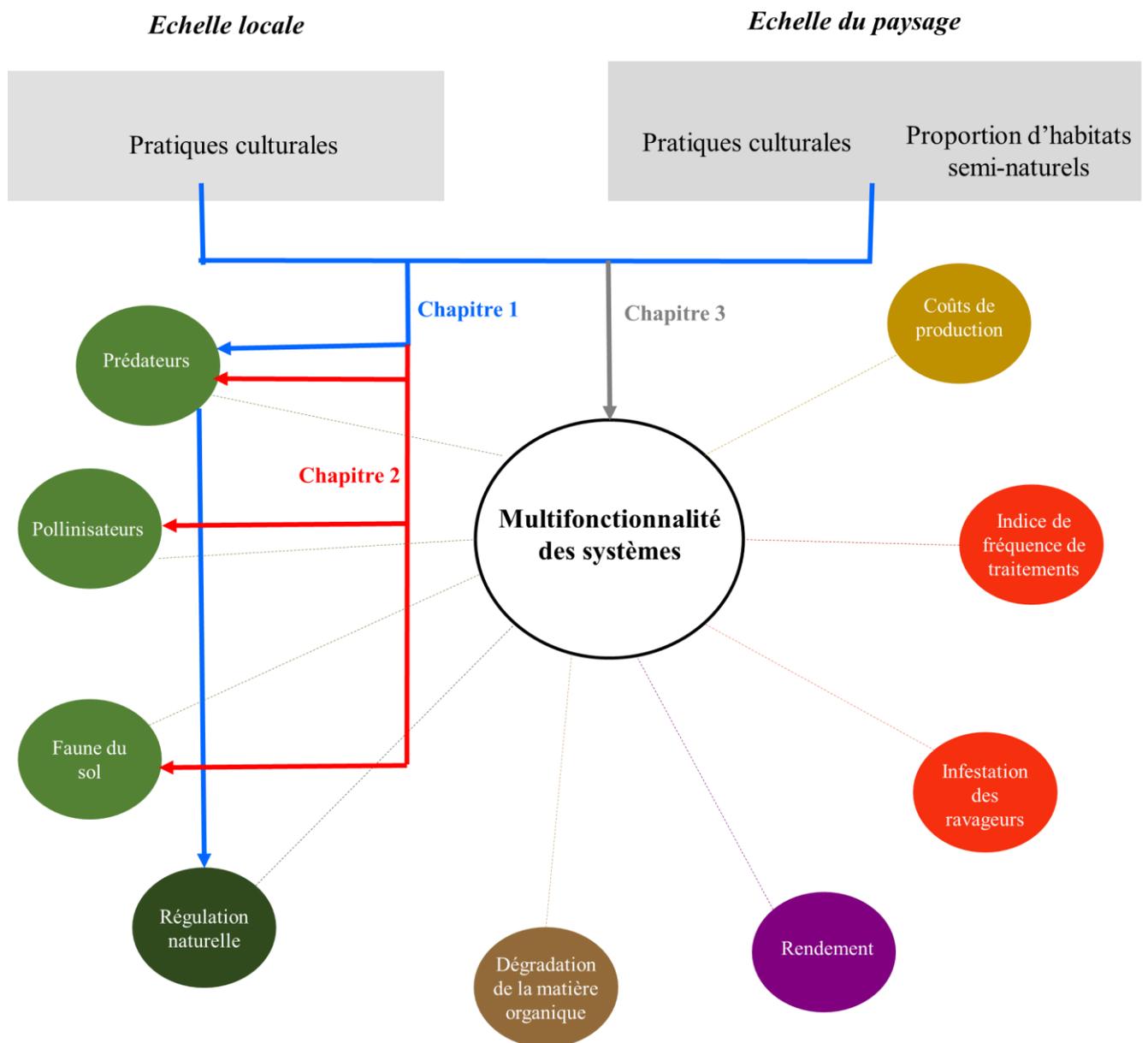


Figure 16 : Organisation des trois chapitres constituant la thèse. Le système de culture se décline en deux systèmes, l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle. L'échelle du paysage correspond à un rayon de 1 km autour de chaque parcelle de vignes. Les pratiques culturales font référence aux pratiques constituant l'itinéraire technique.

## **A. La relation biodiversité et fonctionnement de l'écosystème : Quelles facettes de la structure des communautés de prédateurs jouent un rôle dans la fonction de prédation ?**

Ce premier chapitre a pour objectif d'analyser quelles composantes de la structure des communautés d'ennemis naturels (i.e, richesse spécifique, abondance, trait fonctionnels) jouent un rôle dans la fonction de prédation des insectes ravageurs et donc dans le service de régulation naturelle (service potentiellement important en viticulture). Pour cela, nous avons constitué un jeu de données qui caractérise le nombre d'individus, la richesse en espèces ainsi que la distribution des biomasses dans les communautés de prédateurs généralistes. Nous avons cherché à comprendre l'importance relative de ces différentes facettes par rapport aux services de régulation naturelle des ravageurs de la vigne. Nous avons aussi considéré dans cette étude comment l'agriculture biologique à l'échelle locale et paysagère peut affecter la régulation des ravageurs à travers la composante taxonomique et fonctionnelle. Nous avons notamment cherché à tester les hypothèses suivantes :

- i. L'agriculture biologique à l'échelle locale favorise l'abondance et la richesse en espèces des communautés de prédateurs
- ii. Le paysage et notamment la proportion d'habitats semi-naturels augmentent le nombre d'espèces dans les communautés de prédateurs, et plus particulièrement pour les systèmes conduits en agriculture conventionnelle où ces habitats agissent comme réservoir de la biodiversité
- iii. La description fonctionnelle des communautés de prédateurs explique mieux le service de régulation naturelle en comparaison de descripteurs basés sur la taxonomie essentiellement
- iv. Une communauté riche en espèces augmente la richesse fonctionnelle de la communauté de prédateur et entraîne des interactions négatives diminuant le service de régulation naturelle

## **B. Comprendre les effets de l'agriculture biologique à l'échelle du paysage locale et de la pratique sur la biodiversité multi-trophique**

Ce deuxième chapitre a pour objectif de quantifier les impacts de l'agriculture biologique et des pratiques agricoles sous-jacentes sur la biodiversité multi-trophique, en allant de la diversité microbienne à la diversité des pollinisateurs. Il a aussi pour objectif d'analyser l'ampleur des effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité, que ce soit à l'échelle de la parcelle ou du paysage. Nous avons donc considéré dans cette étude différentes communautés, celles des pollinisateurs (abeilles, syrphes et bourdons), celles des prédateurs (carabes et araignées), celles des décomposeurs (acariens, collemboles et autres microarthropodes) et la communauté microbienne. Nous avons cherché à comprendre comment les pratiques culturales liées ou non à l'agriculture biologique impactent l'abondance et la diversité de ces communautés. Nous avons notamment émis les hypothèses suivantes :

### HYPOTHÈSES

- i. L'agriculture biologique et les pratiques associées bénéficient aux communautés des systèmes agricoles notamment en augmentant l'abondance et la richesse taxonomique des communautés du sol et aériennes
- ii. L'ampleur des effets de l'agriculture biologique dépend de la communauté considérée, avec des attentes a priori d'un effet plus fort de la gestion locale sur les communautés du sol (aux capacités de dispersion limitées) et une plus grande importance de la proportion de l'agriculture biologique dans le paysage pour les communautés aériennes (aux capacités de dispersion plus élevées).
- iii. Les insecticides vont impacter fortement l'ensemble des communautés des systèmes agricoles du fait de leurs propriétés létales ou sub-létales et de leur large spectre.
- iv. La présence d'habitats semi-naturels a un effet positif sur les communautés, notamment pour les communautés aériennes (aux capacités de dispersion plus élevées) dans la mesure où ils fournissent des ressources alternatives ou des zones de refuges pour la biodiversité

## **C. Les effets de l'agriculture biologique et de son expansion sur la multi-performance des systèmes viticoles : Peut-on concilier performances écologiques, agronomiques et économiques ?**

Ce troisième chapitre a pour objectif d'analyser les synergies et les antagonismes entre les différentes performances écologiques, agronomiques et économiques des systèmes viticoles. L'objectif est de comprendre comment l'agriculture biologique et le contexte paysager modulent la multi-performance des systèmes viticoles pour identifier des stratégies optimales de déploiement de l'agroécologie pour favoriser les synergies et limiter les antagonismes. Nous avons donc collecté des données sur les performances écologiques en considérant les communautés du sol et aériennes ainsi que différentes fonctions écosystémiques, celle de la prédation et celle de la décomposition de la matière organique. Par l'intermédiaire d'enquêtes auprès de viticulteurs du dispositif expérimental, nous avons collecté des données sur le rendement, les coûts de production par facteur de production et sur les traitements effectués, afin d'évaluer les performances agronomiques et économiques. Nous avons testé les hypothèses suivantes :

- i. Les systèmes conduits en agriculture biologique, du fait de leurs pratiques a priori plus respectueuses de l'environnement, favorisent la conservation de la biodiversité et les fonctions associées.
- ii. Les vignes conduites en agriculture biologique sont soumises à plus de ravageurs, notamment les pathogènes, ce qui a un impact négatif sur les rendements.
- iii. La mise en œuvre de pratiques culturales mécaniques et demandeuses en main d'œuvre augmente les coûts de production en agriculture biologique
- iv. L'effet de l'agriculture biologique dans le paysage est plus important que l'effet de l'agriculture biologique locale, notamment les niveaux d'infestations sont plus importants dans les paysages composés de beaucoup d'agriculture biologique
- v. Les habitats semi-naturels vont avoir un effet positif sur la diversité des espèces retrouvés dans les parcelles du fait de leur rôle essentiel en tant que ressources alternatives ou zones de refuges pour la biodiversité
- vi. Les systèmes conduits en agriculture biologique observent une multifonctionnalité plus importante que les systèmes conduits en agriculture conventionnelle



# METHODES

Le premier chapitre de cette thèse repose sur des analyses réalisées sur un jeu de données collectées en partie en 2015 sur un dispositif expérimental similaire à celui utilisé en 2018 et 2019, par Lucile Muneret dans le cadre du projet Solutions. Le deuxième et le troisième chapitre sont basés sur un jeu de données collectées en 2018 et 2019.

## I. Dispositif expérimental

Nous avons construit en 2018 un dispositif expérimental (Bacchus) de 40 parcelles de vignes (42 parcelles pour le projet Solutions en 2015) dans la région Nouvelle-Aquitaine entre l'Entre-deux mer et le Libournais (Figure 17).

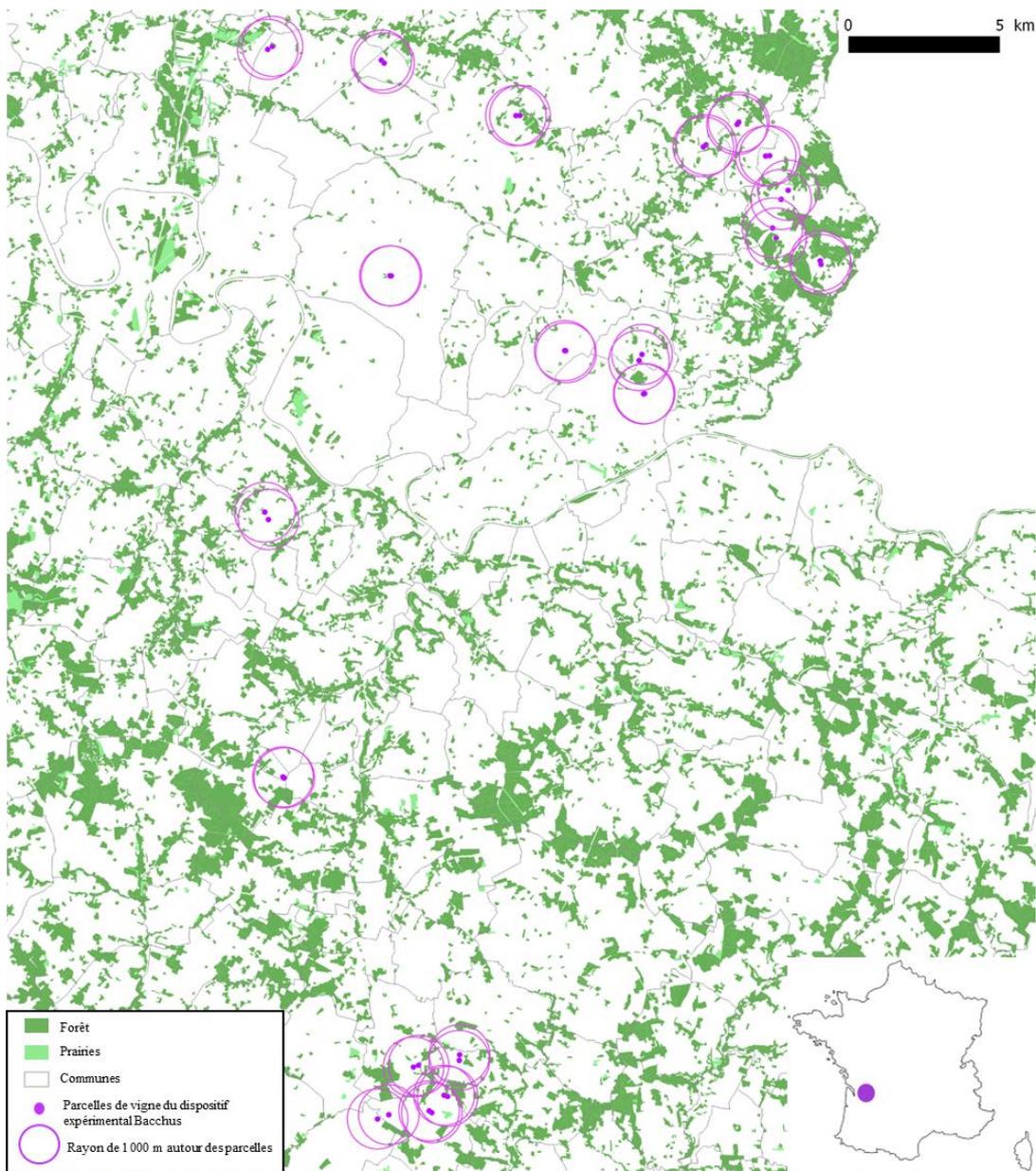


Figure 17 : Répartition des 40 parcelles de vignes sur le dispositif expérimental Bacchus en 2018.

Ces 40 parcelles se composent de 20 sites constitués chacun d'un couple de parcelles de vigne dont l'une est conduite en agriculture biologique certifiée (après les 3 ans nécessaires à la conversion) et l'autre en agriculture conventionnelle (21 paires en 2015). Ces couples de parcelles sont situés le long de deux gradients paysagers caractérisant la proportion d'habitats semi-naturels (forêts, prairies, landes) et la proportion de vignes certifiées comme étant conduites en agriculture biologique dans un rayon de 1 000 m autour de chacune des 40 parcelles du dispositif Bacchus (Figure 18).

Ces deux gradients paysagers n'étant que très faiblement corrélés, nous pouvons tester de manière indépendante les effets de ces deux composantes paysagères ainsi que leurs interactions avec le mode de conduite de la parcelle de vigne. Le gradient paysager caractérisant la proportion de vignes conduites en agriculture biologique dans le paysage varie de 0.12 à 24% et celui de la proportion d'habitat semi-naturels de 0.36 à 75%.

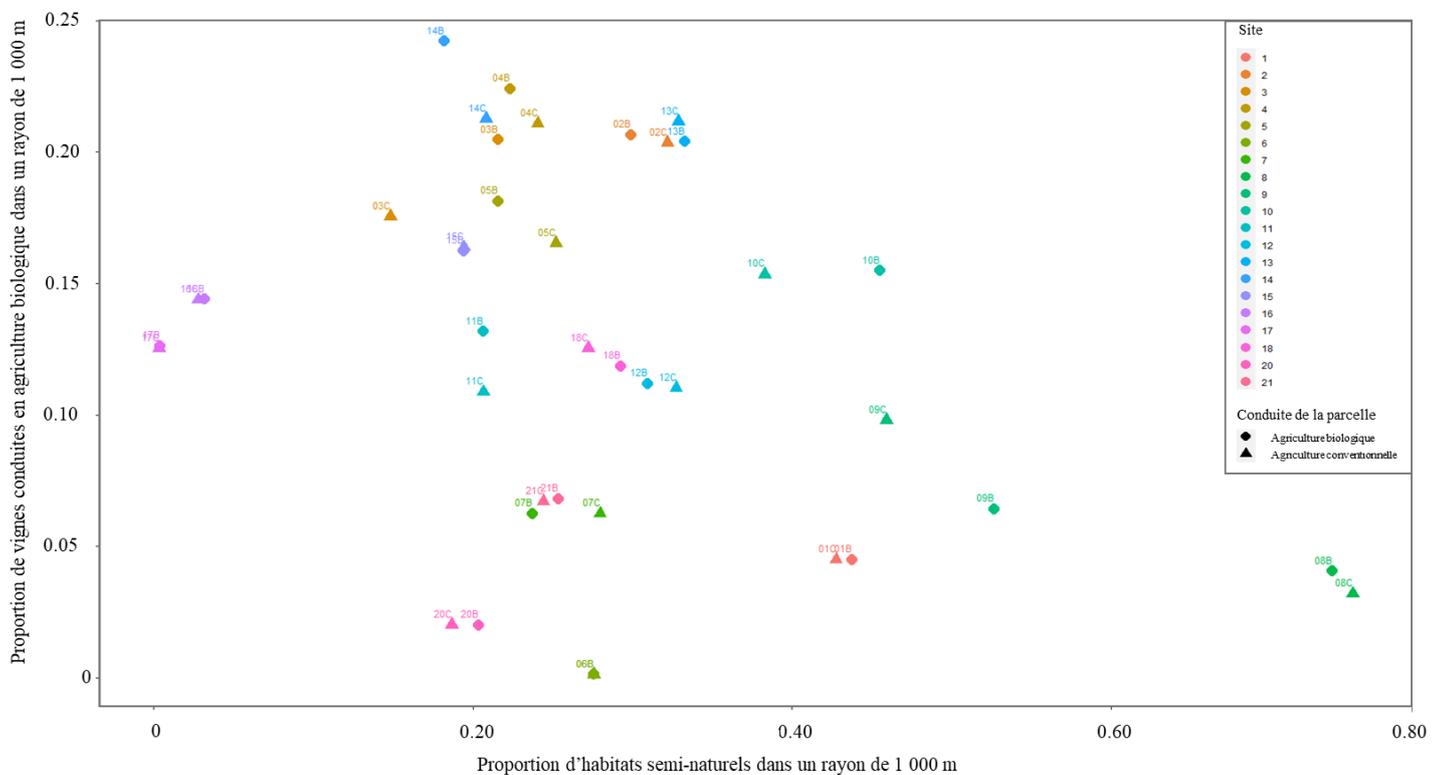


Figure 18 : Répartition des 40 parcelles de vignes en 2018, selon les gradients paysagers de la proportion de vignes conduite en agriculture biologique et de la proportion d'habitats semi-naturels dans un rayon de 1 000 m autour de chacune des 40 parcelles de vignes du réseau Bacchus.

## II. Prélèvements et mesures

### A. Pour l'année 2015 (*Chapitre 1*)

#### a) *Prélèvement des arthropodes prédateurs*

**Battage de ceps de vigne** - Les communautés de prédateurs du feuillage du vignoble ont été échantillonnées lors de trois sessions en 2015 (entre juin et septembre). À chaque date d'échantillonnage, les prédateurs ont été échantillonnés en battant 30 ceps choisis de manière aléatoire et répartis sur deux à quatre rangs (eux même espacés de 0 à 4 rangs) à 10 m de la bordure et espacés chacun de 10 m, sur chaque parcelle. Les individus appartenant aux taxons des Araneidae, Opiliones, Dermaptera et Neuroptera ont été récoltés puis stockés dans de l'éthanol à 70% afin d'être identifiés à l'espèce pour les Araneidae et Opiliones.

#### b) *Mesure du poids sec des arthropodes prédateurs*

Nous avons réparti les individus selon leur unité taxonomique, stade (adulte ou juvénile pour les araignées) et sexe (pour les araignées adultes et les opilions). Nous avons sélectionné au hasard 10 individus parmi tous les individus échantillonnés (toutes dates d'échantillonnage confondues) et mesuré leur poids sec après lyophilisation. Pour les araignées dont le poids sec est inférieur à 0,01 mg, nous avons estimé la masse corporelle sèche en utilisant l'équation suivante de Barnes et al., (2016).

$$e^{(a+b*\log(\text{longueur du céphalothorax}))}$$

Lorsque l'abondance de chaque unité taxonomique, stade et sexe, était inférieure à 10 individus, nous avons mesuré tous les spécimens disponibles.

#### c) *Mesures des taux de prédation naturelle*

L'unité de recherche ayant un élevage de *Lobesia botrana*, les œufs nécessaires à l'expérimentation ont été prélevés dans cet élevage.

**Approche par carte sentinelle d'œufs de *L. botrana*** – Trois sessions de mesures de prédation par approche sentinelle par œufs de *L. botrana* ont été réalisées entre Mai et Septembre 2015, correspondant à la période de ponte de *L. botrana* dans les vignes. Un papier de ponte collé à de la feutrine a été placé dans la boîte d'élevage de *L. botrana* durant une nuit. Le papier de ponte a ensuite été récupéré, afin de découper des paquets de 10 œufs, qui ont été collés sur des languettes en plastique (1 cm X 3 cm). 10 cartes à œufs ont été disposées sur les parcelles de vignes. A 10 m de la bordure, 3 cartes ont été disposées sur 3 ceps de vignes espacés de 10 m, puis 4 rangs plus loin, 4 cartes ont été disposées sur 4 ceps différents espacés de 10 m, enfin 4 rangs plus loin, 3 cartes ont été positionnées sur 3 ceps différents là encore espacés de 10 m. Après une période de 5 jours, les cartes ont été récupérées et le nombre d'œufs restants ont été comptabilisés sous loupe binoculaire.

## B. Pour les années 2018 et 2019 (*Chapitres 2 et 3*)

L'ensemble des prélèvements et mesures ont été réalisés entre avril 2018 et mai 2019 sur les 40 parcelles de vigne du dispositif Bacchus. Sur chaque parcelle de vignes, nous avons constitué 3 groupes de rang, chacun composé de 3 rangs de vignes et 2 inter-rangs (Figure 19). Le premier groupe commence à 15 m du bord de la parcelle avec un espacement de deux rangs et trois inter-rangs entre chaque. Nous avons acquis des données sur 1) les pollinisateurs, 2) les arthropodes prédateurs, 3) les bioagresseurs, 4) la caractérisation des sols et les communautés du sol associées, 5) la prédation naturelle et 6) la dégradation de la matière organique. La figure 20 présente l'ensemble des mesures et prélèvements réalisés.

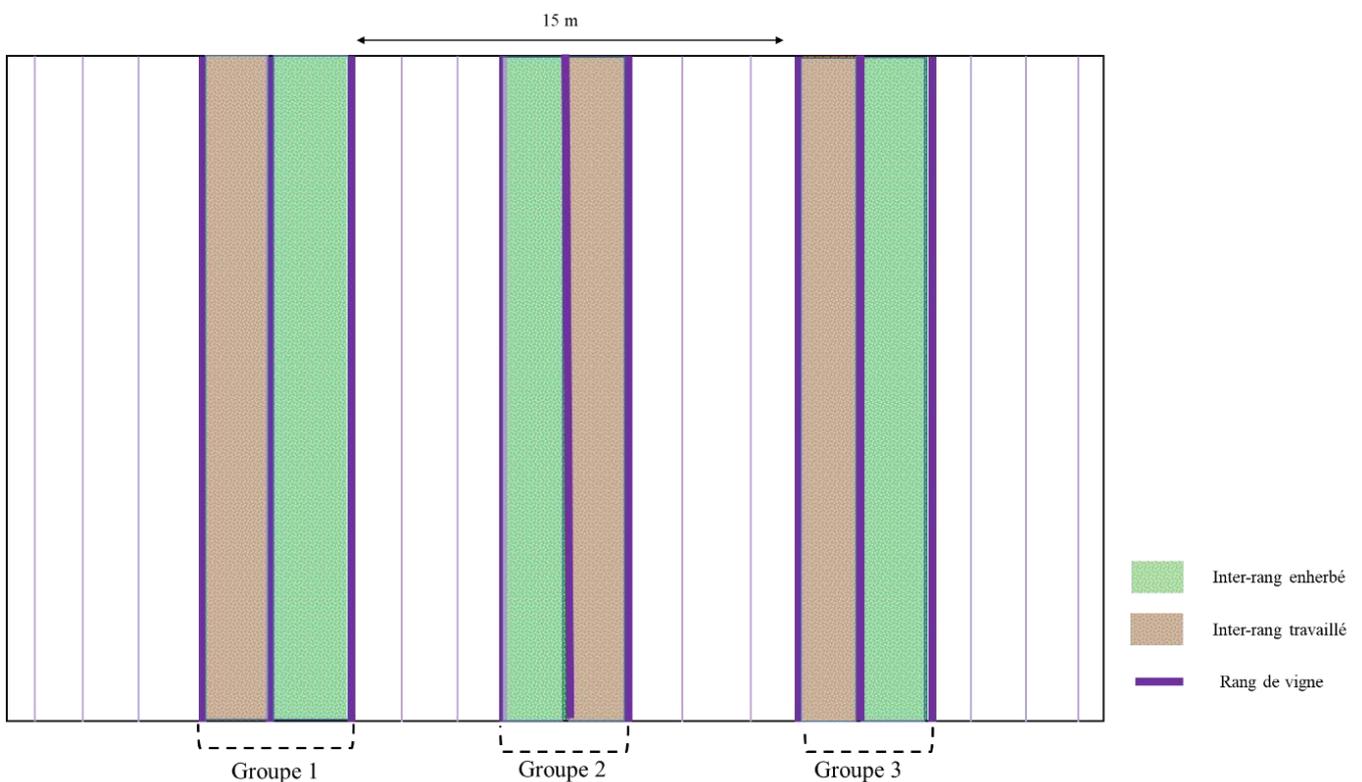


Figure 19 : Schéma conceptuel d'une parcelle de vigne composée d'inter-rangs travaillés et enherbés un rang sur deux.

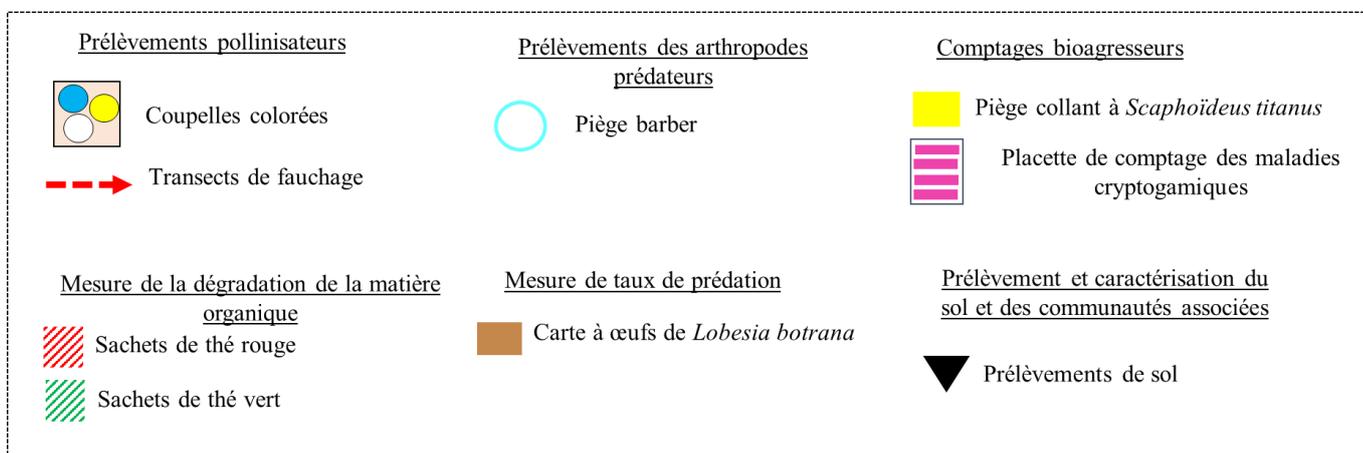
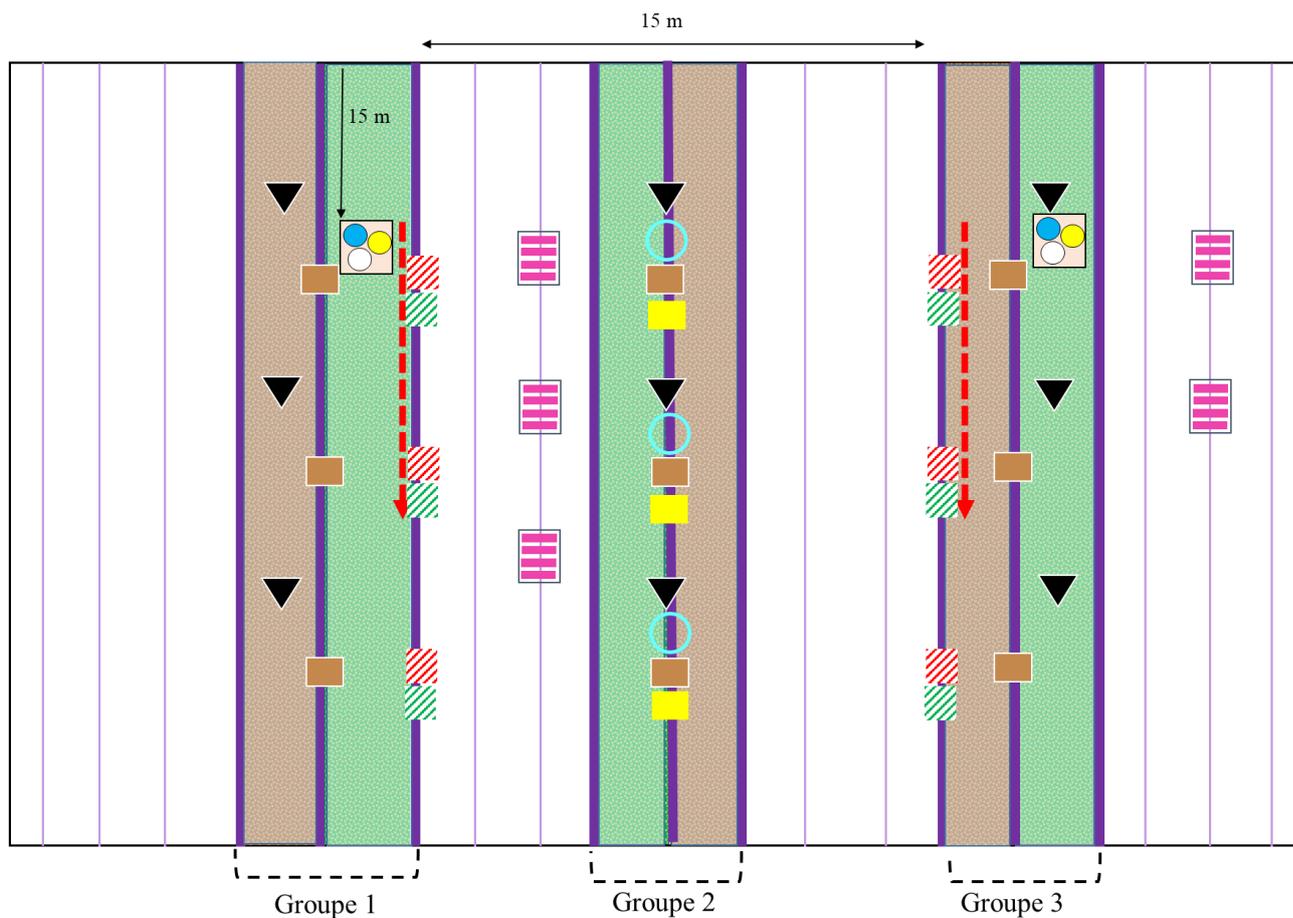


Figure 20 Représentation de l'ensemble des mesures et prélèvements réalisés sur chacune des 40 parcelles de vigne.

### a) *Prélèvement des pollinisateurs*

**Couppelles colorées** - Les pollinisateurs ont été échantillonnés entre avril 2018 et mai 2018 en trois sessions d'échantillonnage. Nous avons construit des dispositifs composés de 2 plaques de bois (40 par 30 cm) entre lesquelles un cylindre en bois de 60 cm a été fixé. Nous avons disposé deux jeux de 3 coupelles colorées (une bleue, une jaune et une blanche) d'une contenance de 500 mL (15 cm de diamètre et 4.5 cm de profondeur), un jeu en haut et un jeu en bas que nous avons fixé à l'aide de vis. Un dispositif a été placé dans 2 inter-rangs enherbés espacés de 15 m et à 15 m du début du rang (groupe 1 et 3, cf. figure 3). Les coupelles colorées ont été remplies (3/4 du volume) avec un mélange d'eau et de liquide vaisselle inodore afin d'empêcher les pollinisateurs de sortir des pièges et ont été relevées dans les parcelles après une période de 48 h d'exposition. Tous les individus ont été stockés dans de l'éthanol à 70% et les individus ont été identifiés à l'espèce. Afin de ne pas induire un biais dû à la présence de ruche autour des parcelles de vignes, nous avons retiré les individus appartenant à l'espèce *Apis mellifera*.

**Fauchage** - Nous avons également échantillonné les pollinisateurs avec deux sessions de fauchage en juillet et août 2018. Cette méthode nous a notamment permis de mieux échantillonner les syrphes dans la mesure où le nombre d'individus collectés par la méthode des cuvettes colorées était faible. Deux transects espacés de 15 m ont été parcourus, l'un dans l'inter-rang enherbé et l'autre dans l'inter-rang travaillé (groupe 1 et 3, cf. Figure 3. Dans chaque transect, 15 m après le début de l'inter-rang, 30 coups de filet fauchoir (35 cm de diamètre et 90 cm de long) ont été réalisés en marchant. Nous avons répété cette opération deux fois dans la journée, le matin (avant 12 h) et l'après-midi (après 14 h) afin de collecter le maximum de pollinisateurs dont l'activité dépend de la température extérieure. Tous les individus ont été stockés dans de l'éthanol à 70% et les individus ont été identifiés à l'espèce.

### b) *Prélèvement des arthropodes prédateurs*

**Pièges Barber** - Les arthropodes prédateurs ont été échantillonnés en juin, juillet et octobre 2018 lors de trois sessions de pièges Barber. À chaque date, 3 pots barber (750 mL) ont été placés le long d'un transect (groupe 2, cf. Figure 3) sous un rang de vigne à 15 m de la bordure de la parcelle et à 15 m les uns des autres. Les pièges ont été à moitié remplis d'eau savonneuse et laissés ouverts pendant 10 jours. Les individus appartenant aux taxons des Carabidae et des Araneidae ont été récoltés puis ont été stockés dans de l'éthanol à 70% afin d'être identifiés à l'espèce.

### c) *Comptages des ravageurs*

**Scaphoïdeus titanus** - Nous avons réalisé le piégeage de début Juillet à mi-Septembre 2018 de l'espèce de cicadelle reconnue comme vectrice majeure de la flavescence dorée *S. titanus* sur la vigne. Nous avons disposé dans chaque parcelle de vigne sur le rang du milieu du groupe 2, à 15 m du bord, 3 pièges collants jaune recto/verso (20 par 25 cm) par parcelle espacés de 15 m entre chaque piège, que nous avons fixé sur la ligne de fil la plus haute (environ 1,5 m du sol). Les pièges ont été relevés chaque semaine et remplacés pendant 10 semaines consécutives

correspondant à la période d'activité de cette cicadelle. Une fois les pièges récupérés, nous avons compté le nombre exact de larves et d'adultes de *S. titanus*.

***Plasmopara viticola* (mildiou)** – Une session d'évaluation de l'intensité et de la sévérité d'attaque en mildiou a été réalisée en Juillet 2018 correspondant à la fermeture de grappe. Nous avons réalisé 5 placettes espacées de 15 m (3 placettes sur un rang et 2 placettes sur un rang à 15 m) composées de 5 ceps de vigne dont 4 grappes ont été sélectionnées aléatoirement pour réaliser les notations. Nous avons noté la sévérité d'attaque de 1 à 5, de la maladie cryptogamique, le mildiou.

***Tordeuses de la vigne*** – Lors de la session d'évaluation des attaques de mildiou, sur les mêmes grappes sélectionnées, nous avons comptabilisé le nombre de foyer de perforations dans les grains de raisins par deux espèces de tordeuses de la vigne (*L. botrana* et *Eupoecilia ambiguella*).

#### ***d) Prélèvements et caractérisation du sol et des communautés associées***

***Microarthropodes*** - Les microarthropodes ont été collectés en octobre 2018 (fin de la saison viticole) et en mars 2019 (avant la reprise des passages). Dans chacune des 40 parcelles expérimentales, 9 échantillons de sol répartis sur 3 rangs espacés de 15 m à 15 m du début du rang (3 dans l'inter-rang travaillé, 3 dans l'inter-rang enherbé et 3 sous le rang à l'interface entre deux types de gestion de l'inter-rang différent) ont été collectés au moyen de tarières (diamètre de 5 cm). Nous avons échantillonné sur la première couche du sol (0–15 cm). En laboratoire, le sol récolté a été homogénéisé et 250 mL ont été prélevés. Les microarthropodes ont ensuite été extraits de ce volume de sol pendant 5 jours en utilisant une adaptation du dispositif Berlèse-Tullgren (Tullgren, 1918, norme ISO 23611-2:2006) avec un gradient de lumière (48 h sans lumière et 72 h avec lumière). Les échantillons de sol ont été tamisés au préalable avec un tamis de 2 mm puis placés au-dessus d'un récipient collecteur donnant sur un flacon contenant de l'alcool 70%. Les microarthropodes collectés ont été comptés et identifiés à l'ordre. Les collemboles ont été identifiés à l'espèce à l'aide de lames sous le microscope.

***Analyse physico-chimique*** - Lors de la session de collecte des échantillons de sol d'Octobre 2018, une partie de chaque échantillon a été allouée à mesurer la biomasse microbienne (1 kg de sol), et réaliser une analyse physico chimique (1 kg de sol) afin d'établir le profil de sol des 40 parcelles de vigne.

Ont été mesurés par le laboratoire INRAe d'Arras :

- Granulométrie (proportion d'argiles, sables et limons)
- Cuivre par extraction éthylènediaminetétraacétique (EDTA)

**Biomasse microbienne** - La biomasse microbienne a été obtenue par fumigation selon la norme ISO 14240-2 par le Laboratoire Régional de Contrôle des Eaux de la Ville de Limoges.

*e) Mesures des taux de prédation naturelle*

**Approche par carte sentinelle d'œufs de *L. botrana*** - Deux sessions de mesures de prédation par approche sentinelle par œufs de *L. botrana* ont été réalisées en Mai et Juillet 2018 correspondant à la période de ponte de *L. botrana* dans les vignes. Un papier de ponte collé à de la feutrine a été placé dans la boîte d'élevage de *L. botrana* durant une nuit. Le papier de ponte a ensuite été récupéré, afin de découper des paquets de 10 œufs, qui ont été collés sur des languettes en plastique (1 cm X 3 cm). 9 cartes à œufs ont été disposées sur les parcelles de vignes, 3 cartes dans le rang du milieu de chaque groupe de rang (cf. Figure 3) à 15 m du début de chaque rang et avec un espacement de 15 m entre chaque carte. Les cartes ont été positionnées sur le rameau principal du cep de vigne au plus près possible d'une grappe de raisin. Après une période de 72 h, les cartes ont été récupérées et le nombre d'œufs restants ont été comptabilisés sous loupe binoculaire.

*f) Mesure de la dégradation de la matière organique*

**Méthode des sachets de thé.** Nous avons utilisé la méthode du Tea Bag Index (TBI). Deux sessions de pose de sachets de thés ont été réalisées entre Novembre 2018 et Février 2019 puis entre Février 2019 et Mai 2019. Deux types de thés ont été utilisés pour estimer la dégradation de la matière organique, du thé rouge (Lipton Roïbos, EAN: 8722700188438) et du thé vert (Lipton thé vert Sencha, EAN: 8714100770542) (Keuskamp et al., 2012). Dans chaque parcelle ont été enterrées 6 paires de thé vert/thé rouge, 3 paires ont été placées dans le rang du milieu du groupe 1 et les 3 autres dans le rang du milieu du groupe 3. Les paires ont été disposées à 15 m après le début du rang, et entre chaque paire un espace de 15 m a été laissé. Les sachets ont été enterrés à une profondeur de 8 cm, avec un écartement entre les sachets d'une même paire de 4 cm minimum. Les sachets ont été laissés 90 jours dans le sol. Avant la mise en terre, les sachets entiers (ficelle, étiquette, thé et contenant) ont été pesés à sec (48 h à l'étuve 40° C) ; à la sortie de terre, seul le thé est pesé à sec (72 h à 60° C). Lors des deux sessions de pesées, et ce avant la mise en terre, 20 sachets de chaque type de thé ont été mesurés afin de peser la ficelle et l'étiquette ainsi que le poids du sachet vide. La moyenne de poids de ces 20 mesures a été utilisée afin de calculer le poids de thé initial (poids du sachet en entier – poids du sachet vide + poids de l'étiquette et ficelle) contenu dans le sachet avant mise en terre. Le poids perdu après 90 jours en terre a été calculé (poids de thés de départ – poids de thé après 90 jours). Par l'intermédiaire de ce poids perdu deux indicateurs de dégradation de la matière organique ont été calculés : le coefficient de dégradation indiquant la capacité du sol à déstocker de la matière organique stable et récalcitrante (k) et le coefficient de stabilisation (S) renseignant sur la capacité du sol à humidifier la matière organique fraîche. Ces deux coefficients ont été calculés suivant les équations de Keuskamp et al., 2012.

### **III. Acquisition des données sur les itinéraires techniques et les coûts de production**

Afin d'évaluer les performances économiques des systèmes viticoles, nous avons calculé des coûts de production selon plusieurs facteurs de productions. Pour cela, nous nous sommes basés sur une méthode de calcul de coûts : la méthode ABC. La méthode des coûts complets à base d'activités (ABC) est la méthode analytique la plus utilisée en viticulture : elle permet de calculer des coûts complets afin de maîtriser les charges à tous les niveaux de la production de bouteilles de vin et de mieux fixer les prix des produits. Néanmoins ce raisonnement n'est pas adapté aux enjeux actuels en matière de gestion de la biodiversité dans la mesure où il devient nécessaire de passer à une échelle plus fine, celle des itinéraires techniques si l'on veut un jour résoudre les problématiques environnementales gravitant autour de l'agriculture (Pailler et Corade, 2004, Ugaglia et al., 2007). Il convient donc pour cela de choisir une méthode analytique adaptée à la problématique, basée sur les itinéraires techniques.

#### **A. L'itinéraire technique en viticulture**

Afin d'assurer la production, les viticulteurs mettent en place tout au long de l'année un itinéraire technique composé de plusieurs opérations culturales.

##### *a) Concepts et définitions*

L'itinéraire technique est défini comme le regroupement de l'ensemble des opérations techniques s'enchaînant de manière chronologique au cours d'un cycle dont l'objectif principal est la production agricole (Ugaglia et al., 2007). Il existe trois différents cycles, celui de la mise en place du vignoble, de vignoble en production et celui de la production de vin. Ici, nous nous sommes intéressés au deuxième cycle celui du vignoble en production. L'itinéraire technique du cycle de vignoble en production est constitué d'un itinéraire technique qui combine les opérations techniques appliquées à un cépage dans une parcelle donnée permettant l'obtention de raisin de cuve (Ugaglia et al., 2007).

Les opérations techniques composant l'itinéraire technique se situent à l'échelle de la culture (Osty, 1990). Il s'agit d'une séquence technique homogène centrée sur une finalité précise et qui est caractérisée par sa modalité (chimique, mécanique ou manuelle). Par exemple, un traitement de fongicide est une opération technique, mécanique dont la finalité est la préservation de la production en limitant les attaques de champignons pathogènes pouvant compromettre la production. Lorsque l'on parle d'une opération technique sur une culture bien spécifique, on parle alors d'opération culturale. Une opération culturale peut se répéter dans le temps au cours d'un même itinéraire technique (ex : les traitements, le travail du sol). L'agriculteur adapte ses opérations culturales suivant son objectif de production (Cadot et al., 2011) : il définit son choix en se basant sur l'observation du développement végétatif, de l'état sanitaire de la parcelle, des conditions climatiques et de la qualité du raisin. De plus, il est obligé

de prendre en compte dans ses décisions le cadre défini par son appellation mais aussi le cahier des charges des labels et normes dont il fait partie, qui fixent des quotas de production, de dose de produits appliqués mais aussi les types de produits utilisés notamment pour la protection phytosanitaire.

### *b) Quelques notions sur les pratiques culturales viticoles*

Les pratiques culturales viticoles peuvent être regroupées en 3 types d'opérations selon leur finalité : la gestion des sols ou de l'enherbement, les opérations en vert ou encore la protection phytosanitaire.

## **Les opérations en vert pour entretenir la plante**

L'entretien de la plante est essentiel pour garantir la qualité de la production à venir. Tout au long de l'itinéraire technique, les viticulteurs réalisent des opérations en vert. Ces opérations culturales, souvent manuelles, sont mises en place dès que la plante commence à pousser, jusqu'à la vendange de la production. Quatre groupes d'opérations culturales constituent les opérations en vert, chacune ayant un objectif bien spécifique.

- 1) Les épamprages et ébourgeonnages suppriment, après le débourrement, les bougeons ou pampres des rameaux non fructifères qui captent l'eau et les éléments nutritifs de la plante pouvant alors concurrencer la formation et la maturation des fruits.
- 2) Les rognages, opérations mécaniques, ont pour but de raccourcir les rameaux trop longs afin de conserver une surface foliaire équilibrée. Ils permettent d'améliorer l'aération des plantes et facilitent les passages des engins agricoles.
- 3) L'effeuillage améliore quant à lui l'état sanitaire de la production en favorisant l'aération des grappes ainsi que la pénétration des produits phytosanitaires.
- 4) Enfin la taille de la vigne, manuelle, permet de lutter contre le développement naturel de la vigne et ainsi limiter le flux de sève vers les bourgeons proches de la cime, contrôler le nombre futur de grappes pour avoir une maturation optimale du raisin.

## La gestion des adventices et des sols viticoles

L'enherbement des systèmes viticoles ne cesse d'évoluer depuis de nombreuses années. L'élimination du couvert végétal dans les vignobles fut remise en question dans les années 1990 du fait de leurs importantes conséquences environnementales (pollution des eaux, dégradation des sols, perte de la biodiversité) (Martínez-Casasnovas et al., 2000 ; Corti et al., 2011 ). De nos jours, l'enherbement devient un élément important de la réflexion autour des services écosystémiques fournis par les agrosystèmes dans la mesure où il peut rendre à la fois des services et des disservices (Zhang et al., 2007). L'enherbement peut permettre de lutter contre l'érosion des sols (Corti et al., 2011), de servir d'engrais vert afin d'améliorer la fertilité des sols (Garcia et al., 2018), de maîtriser la vigueur de la vigne et limiter les attaques de bioagresseurs (Chantelot, 2002), réduire l'impact des produits phytosanitaires en influence leur diffusion dans les sols (Schreck, 2008) et aussi favoriser la biodiversité du sol et aérienne (Barnes et al., 2009). En revanche, laisser en place un couvert végétal implique une concurrence hydrique et minérale (Celette, 2008) du couvert avec la vigne et ainsi diminuer sa vigueur (Boutin et Genevet, 2008) et donc compromettre la production. La gestion mécanique du couvert végétal en viticulture passe par deux opérations culturales, ce que l'on appelle le travail du sol et la tonte.

En viticulture, le travail du sol dans l'inter-rang et sous le rang répond à plusieurs objectifs :

- 1) Détruire les plantes adventices concurrentielles en se passant des herbicides afin de limiter leur recouvrement
- 2) Améliorer la structure du sol en décompactant et favoriser l'activité microbienne
- 3) Limiter la vigueur de la vigne en détruisant les racines superficielles

L'ensemble de ces objectifs regroupe une ou plusieurs opérations culturales de référence qui correspondent à l'utilisation de matériel de traction et d'outils tractés qui sont dépendants de la zone d'intervention (dans l'inter-rang et sous le rang).

Dans l'inter-rang, le décompactage (travail du sol entre 25 et 50 cm avec un décompacteur) permet de décompacter le sol afin de l'aérer ou de le préparer pour une future plantation. Il existe ensuite plusieurs degrés de perturbation du sol superficiel, du labour ou travail superficiel qui dépend des outils utilisés (entre 5 et 25 cm avec une herse, une charrue, un rotavator, des disques ou un cultivateur à dents) dans le but de détruire et de plus ou moins enfouir le couvert végétal semé ou spontané. En revanche les opérations culturales sous le rang n'ont qu'un seul but, celui de limiter les adventices au pied des ceps de vignes afin de limiter leur concurrence avec la vigne pour les nutriments et l'eau. Ces adventices peuvent aussi gêner pour l'application de produits phytosanitaires ou la vendange. On retrouve alors sous le rang le décavaillonnage qui est un travail du sol consistant à retourner la terre (5 à 15 cm de profondeur à l'aide d'une décavaillonneuse) mais aussi des travaux à l'aide de lames ou d'outils rotatifs effectués au pied des ceps afin de détruire le couvert végétal. De plus, même si de plus en plus de viticulteurs se tournent vers la destruction mécanique des couverts végétaux, il reste une partie qui utilisent des herbicides afin de désherber chimiquement le couvert végétal présent et ainsi limiter la présence de plantes concurrençant la vigne pour les ressources hydriques et azotées.

Bien que le travail du sol soit une opération culturale mise en place afin de limiter la concurrence des adventices sous le rang, ces opérations culturales sont combinées avec des opérations de tontes dont le but est de détruire le couvert végétal semé ou non afin de contrôler son développement sans le détruire, que cela soit sous le rang ou dans l'inter-rang et contrôler par la même occasion la vigueur de la vigne et son rendement.

## La protection phytosanitaire

La vigne est une plante très sensible aux maladies, notamment les maladies cryptogamiques comme le mildiou (*Plasmopara viticola*), l'oïdium (*Erysiphe necator*) et le botrytis (*Botrytis cinerea*). La protection phytosanitaire par utilisation de fongicides contre ces maladies est d'autant plus importante pour assurer un rendement optimal. En 2007, sur les vignobles de Cognac, 7% des récoltes ont été perdues du fait d'attaques virulentes de mildiou (Vitisphère, 2007).

D'autres bioagresseurs, cette fois-ci des arthropodes, peuvent également compromettre la récolte et l'état sanitaire du vignoble. La cicadelle de la flavescence dorée (*Scaphoideus titanus*) est vectrice du phytoplasme du même nom dont la contamination entraîne l'arrachage des plants infectés pour limiter la propagation de cette maladie de quarantaine (Chuche et al., 2014). Les traitements insecticides pour lutter contre ce ravageur sont obligatoires et fixés par arrêtés préfectoraux quelque soit le mode de conduite de la parcelle de vigne. D'autres arthropodes, des lépidoptères connus sous le nom de tordeuses de la vigne (*Eupoecilia ambiguella* et *Lobesia botrana*) présentent des stades larvaires et plusieurs générations qui s'attaquent aux boutons floraux puis perforent les grains de raisin favorisant le développement de botrytis. Contrairement aux traitements insecticides contre la cicadelle, ceux-ci ne sont pas obligatoire ni arrêtés par décisions préfectorales.

## B. Collecte des données et calcul des coûts des opérations culturales

La prise en compte de la dimension environnementale par les viticulteurs dans l'évolution des pratiques techniques semble soulever la question de la possible conciliation des performances environnementales et économiques (Ugaglia et al., 2007). Pallier et Corade (2004) ont notamment soulevé que le manque de connaissances sur l'impact du changement d'itinéraire technique en faveur de l'environnement sur les performances économiques retarde l'évolution des pratiques culturales. Il devient donc plus que nécessaire de comprendre les réels impacts des performances environnementales sur l'équilibre économique des viticulteurs si l'on veut concevoir des systèmes durables.

### a) La méthode OBC appliquée au réseau *Bacchus*

La méthode OBC (Operation Based Costing) a été développée à partir du cadre théorique de la méthode ABC utilisée en viticulture, cadre adapté et normalisé afin de permettre de calculer le coût des pratiques culturales (Ugaglia, 2007). La méthode ABC, développée dans les années 1990 et à l'origine utilisée dans le milieu industriel, offre un cadre analytique par modélisation générale du processus de production à travers l'ensemble des activités d'une exploitation viticole. Cette méthode permet de calculer le coût de revient de chaque produit

provenant du cycle d'exploitation afin de comparer les entreprises entre elles, tant sur le plan de leur gestion que leur maîtrise des charges (Riveline, 2000).

Cependant, la méthode ABC raisonne à l'échelle de l'exploitation et, étant trop globale, n'apporte pas d'éléments de réponses pour fournir de l'information au niveau de l'opération culturale pour répondre aux enjeux environnementaux (Pailler et Corade, 2004). Les résultats obtenus ne sont comparables qu'entre entreprises aux pratiques similaires (Riveline, 2005) et ne permettent pas d'évaluer le coût lié aux pratiques culturales. La méthode OBC reprend donc une partie du cadre analytique de la méthode ABC en y intégrant les notions d'itinéraires techniques et de pratiques culturales pour la modélisation des pratiques techniques. Ne sont prises en compte dans les calculs que les charges liées à la consommation des facteurs de production (intrants, main d'œuvre, capital équipement et matériel) engagés dans l'opération, par opposition à la méthode ABC qui prend en compte toutes les charges de la comptabilité. Le coût calculé est donc un coût partiel, calculé pour l'ensemble des opérations culturales à partir des charges directement traçables à chaque opération culturale. Cette méthode permet donc de refléter au mieux les choix techniques et le coût de (ou des) l'itinéraire technique du viticulteur.

Dans cette méthode, les coûts calculés sont des coûts standards, calculés à partir de coûts de référence pour les facteurs de production et des quantités de facteurs consommés lors de la réalisation des opérations. Cela permet d'une part de se dégager de la comptabilité et des obligations réglementaires et fiscales, et d'autre part de se dégager d'éventuelles capacités de négociation des viticulteurs sur le coût des intrants (achats groupés par exemple). Ce dernier point est important dans un raisonnement de rentabilité globale, mais dans une analyse au niveau des pratiques techniques, cela pourrait conduire à mettre en évidence des différences de coûts dues à des pratiques de gestion plus qu'aux choix techniques. Nous avons donc opté pour cette méthode puisque nous cherchons à résonner à l'échelle des pratiques culturales. Les organismes professionnels utilisent d'ailleurs des méthodes de ce type pour la production de leurs références et la comparaison des modes de production biologique et conventionnel (Référentiel du vigneron 2018, 2019 par exemple).

#### ***b) Application de la méthode OBC au réseau Bacchus***

Suivant la méthode OBC (Ugaglia et al., 2007), nous avons calculé le coût de chaque opération culturale (OP) composant l'itinéraire technique (ITK) à partir des coûts des facteurs de production pour les intrants (INT), la main d'œuvre (MO), le capital équipement et matériel (CEM) pour la récolte 2018 de chaque parcelle de vignes du réseau Bacchus suivant les équations suivantes.

$$\text{Coût ITK} = \sum_{i=1}^n \text{Coût OP}_i$$

$$\text{Coût OP} = \text{Coût INT} + \text{Coût MO} + \text{Coût CEM}$$

Afin de calculer les coûts standards de chaque facteur de production de chaque opération culturale, nous avons établi un référentiel de coûts en compilant les coûts standards de chaque facteur de production : les intrants en suivant le coût des fournitures en viticulture et œnologie de l'IFV (2018), la main d'œuvre et le capital équipement et matériel en suivant le BCMA (Bureau de Coordination du Machinisme Agricole, 2018). Nous avons réalisé une campagne d'enquêtes auprès des viticulteurs (cf enquête en Annexe 1) de Novembre 2018 à Avril 2019 ayant pour objectif de recenser l'ensemble des opérations culturales réalisées et les quantités de chaque facteur de production utilisé.

Nous avons aussi récolté des données sur les rendements obtenus en 2018 et sur le prix moyen de vente des produits sur les 5 dernières années. A chacun de ces passages, les données sur l'opération culturale, le matériel utilisé (i.e. type de traction, nombre de chevaux, nombre de roues motrices) ainsi que sur l'outil attelé (i.e. tondeuse, herse, décavaillonneuse) pour réaliser l'opération culturale ont été spécifiés, de même que le temps passé pour réaliser l'opération (TPOP) et ce rapporté à l'hectare. Nous avons attribué à chaque opération culturale un numéro de passage au sein de la parcelle de vigne. A noter, dans certains cas, qu'une opération culturale peut être combinée à une autre lors d'un même passage. Dans ces cas-là, les mêmes informations sont récoltées pour les deux opérations du passage.

*Exemple :*

<i>Parcelle</i>	<i>N° de passage</i>	<i>Opération culturale</i>	<i>Type de traction</i>	<i>Outils attelé</i>	<i>Temps passé pour l'opération (h/hectare)</i>
<i>01B</i>	1	Rognage	Tracteur 90 chevaux 4 roues motrices	Rogneuse	0.5

#### (i) *Calcul du coût de la main d'œuvre*

Pour chaque passage, le type de main d'œuvre réalisant l'opération entre salarié, saisonnier, chef d'exploitation a été spécifié et un coût standard à l'heure a été attribué toujours selon le BCMA.

- Salarié : 10 euros/h
- Saisonnier : 10 euros/h
- Chef d'exploitation : 23,52 euros/h

Nous avons ainsi obtenu un coût de la main d'œuvre en euros/hectare suivant la formule suivante (Ugaglia et al., 2007) :

$$\text{Coût MO} = \text{Coût standard du type de main d'œuvre} \times \text{TPOP}$$

(ii) *Calcul du capital équipement et matériel*

Nous avons attribué un coût horaire d'utilisation de la traction et de l'outil attelé. Pour cela, nous avons utilisé le référentiel des coûts du BCMA pour les années 2016, 2017 et 2018. Ce référentiel offre différents coûts horaires en fonction du temps d'utilisation annuel de chaque matériel et équipement, donnée non disponible sur notre réseau. Pour chaque traction et outil attelé, nous avons donc utilisé le temps d'utilisation moyen parmi les trois valeurs données par le référentiel. L'année 2018 a été préférée pour les références de coûts, néanmoins lorsqu'aucun coût n'est disponible pour 2018 l'année précédente a été utilisée. Pour les tractions non spécifiées lors de l'enquête, une traction unique et standard a été utilisée (identifiant référentiel 565). Pour les enjambeurs, la taille de l'inter-rang jouant un rôle dans l'attribution du coût horaire, nous avons classé les parcelles suivant leur densité de plantation en vignes étroites et vignes larges. Le coût horaire des outils attelés se base sur les outils identifiés lors de l'enquête. De même que pour les enjambeurs, dans le cas des pulvérisateurs, rogneuses, effeuilleuses, tondeuses, la taille de l'inter-rang rentre en compte dans l'obtention du coût horaire. De même que pour les tractions, lorsque l'outil attelé n'a pu être identifié dans la base du BCMA, un coût unique d'outil de référence a été appliqué.

Nous avons ainsi obtenu un coût du capital matériel en euros/hectare suivant l'équation suivante:

$$\text{Coût CEM} = (\text{Coût standard du type de traction} \times \text{TPOP}) + (\text{Coût standard du type d'outil attelé} \times \text{TPOP})$$

(iii) *Calcul du coût des intrants*

Les enquêtes de terrain ont permis d'obtenir les calendriers de traitements, répertoriant tous les traitements, leur cible, ainsi que le nom des produits et les doses appliquées à l'hectare pour chacune des parcelles. Nous avons ensuite attribué le coût standard de chaque intrant en se référant au Coût des fournitures en viticulture et œnologie (IFV, 2018).

Nous avons ainsi obtenu un coût de l'intrant en euros/hectare suivant l'équation suivante (Ugaglia et al., 2007):

$$\text{Coût INT} = (\text{Coût standard du type d'intrant} \times \text{Dose appliquée})$$

Dans la majorité des cas lors d'un traitement, plusieurs intrants sont appliqués pour un même passage, le coût total de l'intrant pour une opération culturale de traitement est alors calculé suivant l'équation suivante (Ugaglia et al., 2007) :

$$\text{Coût INT} = \sum_{i=1}^n \text{Coût standard du type d'intrant} \times \text{Dose appliquée}$$

- **Le cas des passages combinés**

Dans certains cas (hors protection phytosanitaire) plusieurs opérations culturales peuvent avoir lieu (i.e. opération de tonte combinée à du rognage) pour un même passage. Dans ces cas-ci, la traction et la main d'œuvre ne sont alors comptabilisées qu'une seule fois pour le passage, et le coût des outils inclut le coût des deux outils attelés lors du passage (Ugaglia et al., 2007).

$$\text{Coût total OP} = ((\text{Coût de la traction} + \text{Coût de l'outils attelé N°1} + \text{Coût de l'outils attelé N°2}) \times \text{TPOP}) \\ + (\text{Coût de la main d'œuvre} \times \text{TPOP})$$

Nous avons donc calculé suivant la méthode OBC les coûts de production pour les trois facteurs de productions suivants : la main d'œuvre, l'équipement et les intrants. L'ensemble des données récoltées a aussi servi à calculer les IIFT pour chaque type de traitements (insecticide, fongicide, herbicide). De plus, nous avons pu renseigner les rendements obtenus pour l'année 2018 pour chaque parcelle du réseau. Ces données vont servir à la fois pour les analyses du chapitre 2 et du chapitre 3.



# CHAPITRE 1

## The shape of the predator biomass distribution affects biological pest control services in agricultural landscapes



*Base image INRAe SAVE*

## *Avant-propos*

L'un des défis en écologie est de comprendre la relation entre la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème. Bien que de nombreuses études ont attesté que la richesse en espèces joue un rôle majeur dans cette relation biodiversité-fonctionnement, d'autres études ont démontré que d'autres facettes de la biodiversité étaient impliquées. En effet, la considération de trait fonctionnels et plus particulièrement la distribution des traits fonctionnels au sein des communautés permet de mieux expliquer le fonctionnement de l'écosystème. En prenant le cas de la communauté de prédateurs et de la fonction de prédation naturelle, nous avons exploré cette relation entre biodiversité et fonctionnement. De plus, nous savons qu'il existe des facteurs environnementaux (mode de conduite du système de production, composition du paysage) qui structurent les communautés et ont donc un impact sur les services qu'elles fournissent.

Notre étude a pour objectif de comprendre quelle facette de la structure des communautés de prédateurs, entre l'abondance, la richesse taxonomique et la distribution d'un trait fonctionnel, la biomasse, joue un rôle dans la fonction de prédation dans les paysages agricoles. Cette étude est basée sur un jeu de données compilant trois sessions d'échantillonnage de prédateurs au sein de vingt et un couples de parcelles de vignes (chaque couple étant composé d'une parcelle conduite en agriculture biologique et une conduite en agriculture conventionnelle) répartis le long de deux gradients paysagers (un de proportion d'habitats semi-naturels et un de proportion de vignes conduites en agriculture biologique). Sur ces trois sessions, pour chaque individu correspondant à un genre, une espèce, un stade et un sexe nous avons mesuré la biomasse sèche comme trait fonctionnel. Nous avons ensuite décrit la distribution de ce trait suivant quatre moments : la moyenne, la variance, la kurtosis et l'asymétrie. Nous avons ensuite évalué les liens entre facteurs environnementaux (mode de conduite, composition du paysage), structure des communautés (abondance, richesse taxonomique et distribution des biomasses) et le service de régulation naturelle.

# The shape of the predator biomass distribution affects biological pest control services in agricultural landscapes

Noémie Ostandie<sup>a</sup>, Lucile Muneret<sup>a,b</sup>, Brice Giffard<sup>a</sup>, Denis Thiéry<sup>a</sup>, Adrien Rusch<sup>a</sup>

<sup>a</sup> INRAE, ISVV, UMR1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, F-33883 Villenave d'Ormon, France

<sup>b</sup> INRAE, UMR 1347 Agroécologie, Agro Sup Dijon, Université Bourgogne Franche-Comté, Dijon, France

*Accepted in Functional Ecology*

## Abstract

1. Understanding how community composition of service-providing organisms affects ecosystem functioning is a key challenge in ecology. Although it has been proposed that taxonomic diversity and functional traits mediate this relationship, how several facets of community structure affect the delivery of key ecosystem services remains to be explored.
2. In this study, we investigated how abundance, taxonomic richness as well as the shape of biomass distribution in predator communities affect biological pest control services in vineyard landscapes. Our analyses were based on a dataset combining samples of arthropod predators, measures of predation rates of grape pests and characterization of environmental covariables for 42 fields located in South-Western France.
3. We found that beside the abundance or the taxonomic richness of predators, the shape of biomass distribution (mean, variance, skewness and kurtosis of the distribution) influences the level of biological control. Predator communities largely dominated by low biomass species provided the bulk of biological control services. Lower levels of predation resulted from increased proportions of large biomass species and more evenly distributed biomass values in the communities.
4. Our results indicate that the top-down control provided by low biomass species decreases as the relative proportion of large biomass species increases in the predator community. This suggests that biological control may be affected by negative interactions (e.g., intraguild predation, behavioural interactions) between predators arising from the recruitment of large individuals in the community.
5. Our study revealed that the shape of biomass distribution is a major aspect of functional diversity in predator communities providing insights into the mechanisms that link biodiversity and ecosystem services. While our study focuses on biomass, considering other traits involved in trophic interactions may increase our ability to predict the level of biological control in ecosystems.

**Keywords** - Ecosystem services; Biomass; Ecosystem functioning; Predator community composition; Intraguild predation; Pest control; Organic farming; Functional ecology

## Introduction

Multiple lines of evidence show that there is a positive relationship between biodiversity and ecosystem functioning (Cardinale et al., 2012). Research has been dominated by studies focussing on species richness and much variation in the relationship between biodiversity and ecosystem functioning remains to be explained (Balvanera et al., 2006; Gagic et al., 2015). Only focusing on species richness ignores the potential impact of dominant species or the variation of traits between organisms in the community (Hillebrand et al., 2008; Gagic et al., 2015; Enquist et al., 2015). Considering other aspects like species dominance and functional diversity should improve our mechanistic understanding of the relationship between biodiversity and ecosystem functioning (Hillebrand et al., 2008; Craven et al., 2018; Le Bagousse-Pinguet et al., 2019). However, the relative importance of these key aspects of community structure on ecosystem functioning remains poorly explored.

The ‘mass ratio hypothesis’ states that the extent to which species traits affect ecosystem functioning is proportional to their abundance in the community (Grime, 1998). This suggests that the most abundant species are expected to have the most influence on ecosystem functioning independently of the richness of subordinate species. While this hypothesis has been validated for several ecosystems and functions (Smith and Knapp, 2003; Garnier et al., 2004; Kleijn et al., 2015), recent works indicate that rare species can also substantially contribute to ecosystem functioning highlighting the need to thoroughly evaluate the effect of trait distributions within communities (Soliveres et al., 2016; Leitão et al., 2016; Dee et al., 2019). In this context, examining how the overall shape of the trait distribution in communities, characterized by the central moments including mean, variance, skewness and kurtosis, affect ecosystem functioning should provide key information about the ecological mechanisms in play (Enquist et al., 2015; Gross et al., 2017).

The four moments describing trait distribution depict ecological interactions through both horizontal and vertical diversity effects (Duffy et al., 2007; Schneider et al., 2016). Mean and skewness reflect patterns of trait dominance and indicate whether dominant traits are located in the bulk of the trait distribution or at the extreme, while variance and kurtosis represent the dispersion and the evenness of trait distribution (Gross et al., 2017). First, if a given ecosystem function is driven by the most dominant trait value in the community, then the mean and the skewness of the distribution would significantly explain ecosystem functioning. Negative or positive values of the skewness occur when distributions are respectively strongly left or right tailed, with most abundant species that have extreme trait values compared with the bulk of the distribution (Enquist et al., 2015; Gross et al., 2017). The direction of skewness effects on a given ecosystem function provide information on the degree of asymmetric competition at a single trophic level or on potential trophic cascades (e.g., omnivory or intraguild predation) across trophic levels (Gross et al., 2017; Schneider et al., 2012; 2016). Secondly, if a function is best explained by horizontal diversity effects mediated by niche complementarity (Balvanera et al., 2006), then the variance as well as the kurtosis of trait distribution more than the mean and the skewness values would strongly affect the level of ecosystem functioning (Diaz et al., 2007; Gravel et al., 2016). High variance indicates a large range of trait values and a large dispersion of their abundance and high kurtosis indicates uneven trait distribution with a large

number of species possessing similar traits in the community (i.e., peaky distribution) (Enquist et al., 2015). If the function results from trait complementarity between species in the community, we could expect that high variance and low kurtosis in trait distribution would enhance ecosystem functioning (Enquist et al., 2015). However, how the shift in trait distribution characterized by these different moments affect ecosystem functioning remains poorly investigated for a large range of functions and ecosystems.

Biological control of phytophagous arthropods by their predators is a key function in ecosystems (Walker and Jones, 2001; Rusch et al., 2010; Dainese et al., 2019). Biological control usually results from multiple interactions in highly complex food webs that are poorly understood and hard to describe (but see Roubinet et al., 2018). Despite an overall positive effect of species richness of predators on prey populations, idiosyncratic effects of species richness of predators on prey suppression have been reported in the literature (Letourneau et al., 2009; Griffin et al., 2013). For instance, Letourneau et al. (2009) reported in their meta-analysis that predator species richness enhanced prey suppression in about 70% of the cases while it reduced prey suppression in about 30 % of the cases. Such results clearly highlight the need for a more mechanistic understanding of the processes that shape the relationship between predator diversity and prey suppression. Negative relationship may emerge from negative interactions between predators, such as intraguild predation or behavioural interferences (Schmitz, 2007; Letourneau et al., 2009; Rusch et al., 2015). These negative interactions are common in complex food webs and can strongly limit the emergence of positive biodiversity effects mediated by niche complementarity. However, how trait distributions among predator community influence the emergence of negative interactions in food webs remains poorly understood.

Recent advances in food web ecology documented the importance of biomass to understand local food web structure (Schneider et al., 2012; Moretti et al., 2017; Brose et al., 2019). Biomass of a species often determines its trophic position in food webs and body-mass ratios between predators and prey are good predictors of the strength and direction of trophic interactions (Schneider et al., 2012; Rusch et al., 2015; Jonsson et al., 2018; Curtsdotter et al., 2019). Moreover, biomass is a major trait of organisms very often correlated with other functional traits such as dispersal ability, metabolic rates, handling time or ingestion rates (Brown et al., 2004; Digel et al., 2011; Gámez-Virués et al., 2015). Examining how environmental changes affect biomass distributions in local food webs should therefore help to understand the mechanisms driving direct and indirect interactions between predator communities and prey. However, while such information is crucially needed to understand ecosystem functioning, no studies have explored how changes in biomass distributions of predators affect the level of prey control.

In this study, we investigated how abundance, taxonomic richness as well as the shape of the biomass distribution in predator communities affect the delivery of biological pest control services in vineyard landscapes. Our study focuses on communities of generalist predators, including spiders, harvestmen, earwigs or lacewings, suspected to be the main predators of the grape berry moth (*Lobesia botrana*), a major pest in vineyards. Because such food webs involve

multiple species with complex trophic and non-trophic interactions within and across trophic levels, we hypothesized that the shape of biomass distributions in predator communities would help in deciphering the processes influencing biological control of pest populations. We particularly predicted that: (1) the shape of the biomass distribution among predators better explains biological pest control services than predictors based only on their abundance or taxonomic diversity as it integrates information about allometric constraints in trophic interactions; (2) predator communities with higher proportions of large biomass species tend to decrease predation rates of the prey because of the emergence of negative interactions among predators related to intraguild predation or behavioural interactions.

## **Material and methods**

### **(a) Experimental design**

Our study sites were located in a vineyard-dominated region in south-western France (44°81'0°14'W). Our study design consisted of 21 pairs of organic and conventional vineyards (42 fields). The pairs were selected along two uncorrelated landscape gradients: a gradient of proportion of organic farming (ranging from 2% to 25%) and a gradient of proportion of semi-natural habitats (ranging from 1% to 75%) in a 1-km radius around the centre of the field. Such an experimental design allows to disentangle the relative effects of local farming systems from the proportion of semi-natural habitats and farming systems at the landscape scale. Landscape variables were calculated using ArcGIS 10.1 (ESRI).

### **(b) Predator community sampling**

Predator communities of the vineyard foliage were sampled three times in 2015 (between June and September) (N = 124: 3 × 42 vineyards and 2 plots with missing values). At each sampling date, predators were sampled by beating 30 vine stocks in each vineyard (Muneret et al., 2019a). All predators were stored in 70% ethanol and individuals were identified at the lowest possible taxonomic resolution. Araneidae and Opiliones were identified at the species level while Dermaptera and Neuroptera were identified at the family level.

### **(c) Community metrics**

Several metrics were calculated to characterize each predator community at each date: the overall abundance of individuals, the taxonomic richness as well as the four moments of the biomass distribution. Biomass distribution of the community was obtained by multiplying the number of individuals of each taxonomic unit by its average dry biomass (hereafter biomass distribution refers to the weighted biomass distribution). To calculate average values of dry biomass for each taxonomic unit, stage (adult or juvenile for spiders) and sex (for adult spiders and harvestmen), we randomly selected 10 individuals among all the individuals sampled (all sampling dates combined) and measured their dry biomass. For spiders with a dry body mass lower than 0.01 mg, we estimated the dry body mass using length–mass regression of the form:  $\text{body mass} = \exp(a + b \cdot \log(\text{length of cephalothorax}))$  (Barnes et al., 2016, see supplementary

materials Fig. S1). When the abundance of each taxonomic unit, stage and sex was lower than 10 individuals, we measured all the specimens available to calculate the average biomass values. For each vineyard and sampling date, the mean, variance, skewness and kurtosis of each biomass distribution, were calculated following the formula in Gross et al. (2017). All the four moments were calculated on log-transformed data for each field at each sampling date.

#### (d) Biological pest control service

We used a sentinel approach to measure levels of biological pest control at three dates in 2015 concomitantly with the predator sampling (Birkhofer et al., 2017). Sentinel cards consisted of 10 eggs of the grape berry moth, *L. botrana*, which is the most damaging insect pest in the studied region. Eggs of *L. botrana* laid on parchment paper (1 × 3 cm card previously glued on felt) by laboratory-reared females were cut and glued on plastic cards (1 × 8 cm). Each card was attached to a vine shoot on one vine stock. In each field, 10 sentinel cards were exposed to predation for 4- or 5-days, depending of the sampling date. All the cards were settled at least 10 m away from the edge or from any other card. At the end of the 5-day exposure, the cards were collected (N=1207) and the number of remaining eggs per card was assessed using a microscope (Muneret et al., 2019b). We then estimated predation rates for each card as the ratio of the number of eggs predated to the total number of eggs initially exposed. In very few cases, eggs were damaged due to climatic conditions and the ratio was therefore calculated on the number of eggs initially exposed minus the number of damaged eggs. This variable was used as a proxy for biological pest control services.

#### (e) Statistical analysis

To examine how the structure of predator community influence the level of biological pest control and how organic farming and semi-natural habitats in the landscape modulate this relationship, we applied a piecewise SEM approach (Lefcheck et al., 2016). We developed four conceptual models (SEM1, SEM2, SEM3, SEM4) to examine the direct and indirect paths between the environmental variables, the structure of predator communities (considering overall abundance, taxonomic richness, and each of the four moments of the biomass distribution) and the level of pest control (see Fig. S2 in supplementary materials). SEMs only differed in the variable used to assess how the shape of the biomass abundance distribution affected biological pest control: SEM1, SEM2, SEM3 and SEM4 respectively considered the mean, the variance, the skewness and the kurtosis of the biomass distribution. All SEMs included overall abundance and taxonomic richness as covariables describing the predator community. We developed four SEMs to reduce over-parametrization and limit collinearity between predictors: the mean, variance, skewness and kurtosis of biomass distribution were correlated (see Fig. S3). In each SEM, we fitted four different Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) with a Gaussian error distribution (Fig. S2). Each GLMM corresponded to a model fitted to explain: (1) predator abundance by local (organic or conventional management) and landscape variables (proportion of organic farming and semi-natural habitats), (2) taxonomic richness of predators by local and landscape variables as well as

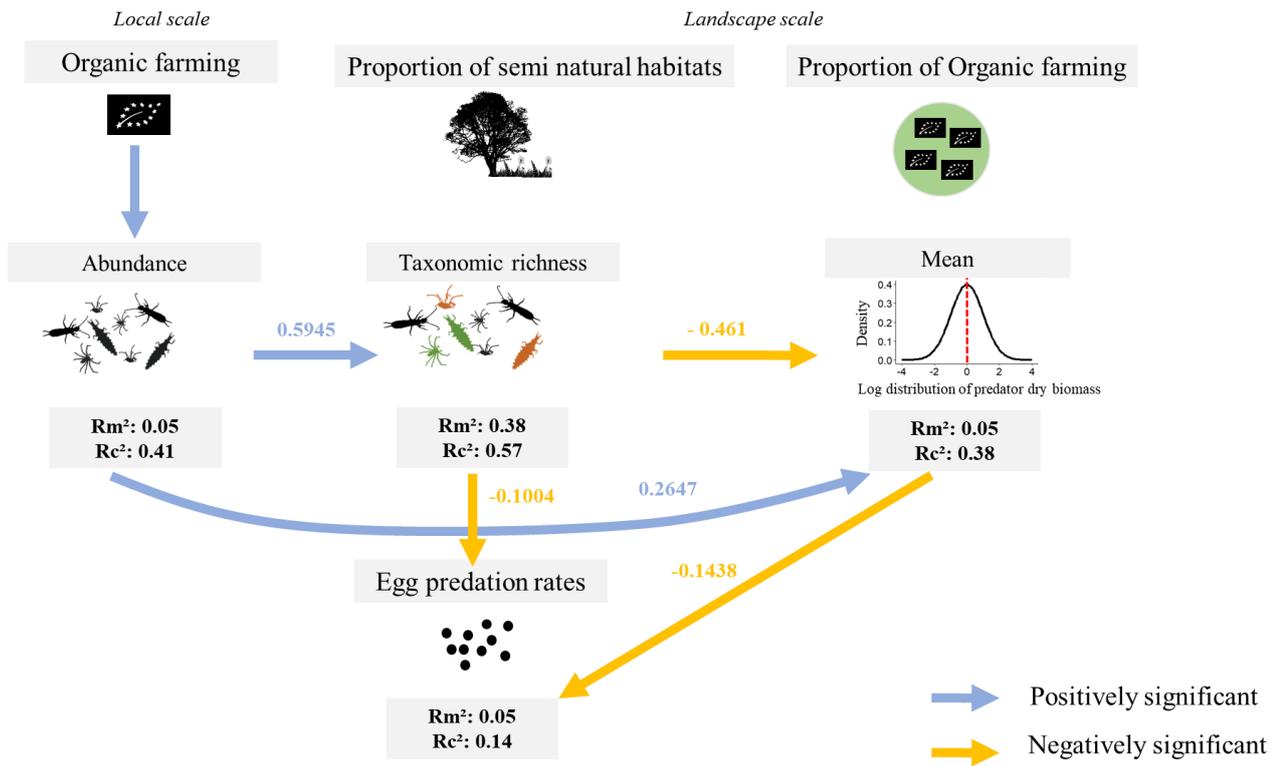
predator abundance, (3) one out of the four moments of the biomass distribution among predator communities by local and landscape variables, predator abundance and taxonomic richness, and (4) biological pest control by local and landscape variables, predator abundance, taxonomic richness and one of the four moments of the biomass distribution among predator communities (Fig. S2). Because of our experimental design, we used “field” nested in “site” as random effects in all GLMMs (one site being one pair of organic and conventional fields). As we used three correlated metrics (predator abundance, taxonomic richness, and one moment of the biomass distribution) in each of the four different models, collinearity was checked in all models using Variance Inflation Factor (all VIFs were lower than 2). Predator abundance and taxonomic richness were  $\log(x+1)$  transformed, the kurtosis of the biomass distribution was log transformed and landscape variables were scaled by the mean and the standard deviation to improve model fit. To avoid over-parametrization and reduce overall model complexity, we performed manual stepwise selection (based on AIC) for each GLMM and some explanatory variables were removed before running the SEMs (see Fig. S2 in the supplementary materials). We used the d-separation test to evaluate whether the non-hypothesized independent paths were significant and whether the models could be improved with the inclusion of any of the missing paths (see Results). The strength of an indirect path between two variables was obtained by multiplying path coefficients belonging to this path and total effects are the sum of direct and indirect pathways. Conditional and marginal  $R^2$  were extracted from the summary of the piecewiseSEM. The residuals of the models were checked for normality and homoscedasticity using the “DHARMA” package (Hartig, 2017) and we detected no spatial autocorrelation among the residuals using bubble plots and Moran’s test. GLMMs were fitted using the “lme4” package (Bates et al., 2018) and the SEMs were fitted using the “piecewiseSEM” package (Lefcsek, 2016).

## Results

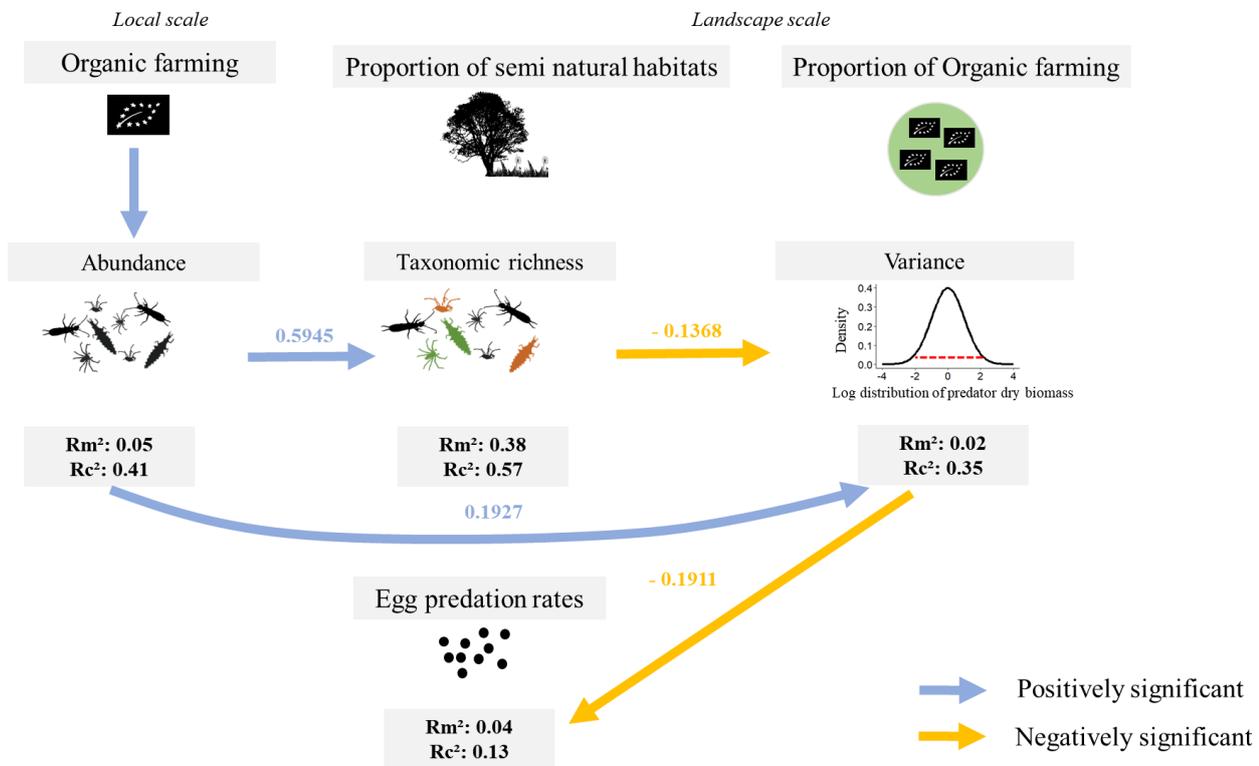
### *Predator community structure and biological pest control*

Overall, we caught 7201 individuals composed of 5462 Araneae (21 families, 77 genus, 70 species), 520 Dermaptera (1 family), 245 Neuroptera (1 family) and 974 Opiliones (2 families, 2 genus, 2 species). Among Araneae, 1521 spiders were identified at the species level (27.8%), 2045 at the genus level (37.4%), 1870 at the family level (34.2%) and only 26 spiders were identified at the order level (< 1%). Spiders consisted of 4784 juveniles (87.6%), 79 sub-adults (1.4%) and 599 adults (11%). The most abundant taxa were *Clubiona sp.* (9.94%), *Oxyopes sp.* (4.98%), *Xysticus sp.* (4.80%), *Salticus scenicus* (4.25%), *Tenuiphantes tenuis* (4.19%) and *Nuctenea umbratica* (4.12%). Opiliones were composed of 705 adults (72.4%) of *Phalangium opilio*, 268 juveniles belonging to the genus Phalangiidae (27.5%), and only one individual of *Leiobunum blackwalli*. The dry biomass of the predators ranged from 0.05 mg for *Microlinyphia pussila* at the juvenile stage to 15.68 mg for Dermaptera, with a mean biomass of  $1.61 \text{ mg} \pm 2.35$  (mean  $\pm$  SD) (see supplementary material Fig. S5). The three heaviest taxa were Dermaptera (15.68 mg), *Araneus diadematus* at the adult stage (12.80 mg) and *P. opilio* (11.70 mg). Mean predation rates on sentinel cards were  $0.48 \pm 0.50$  (mean  $\pm$  SD).

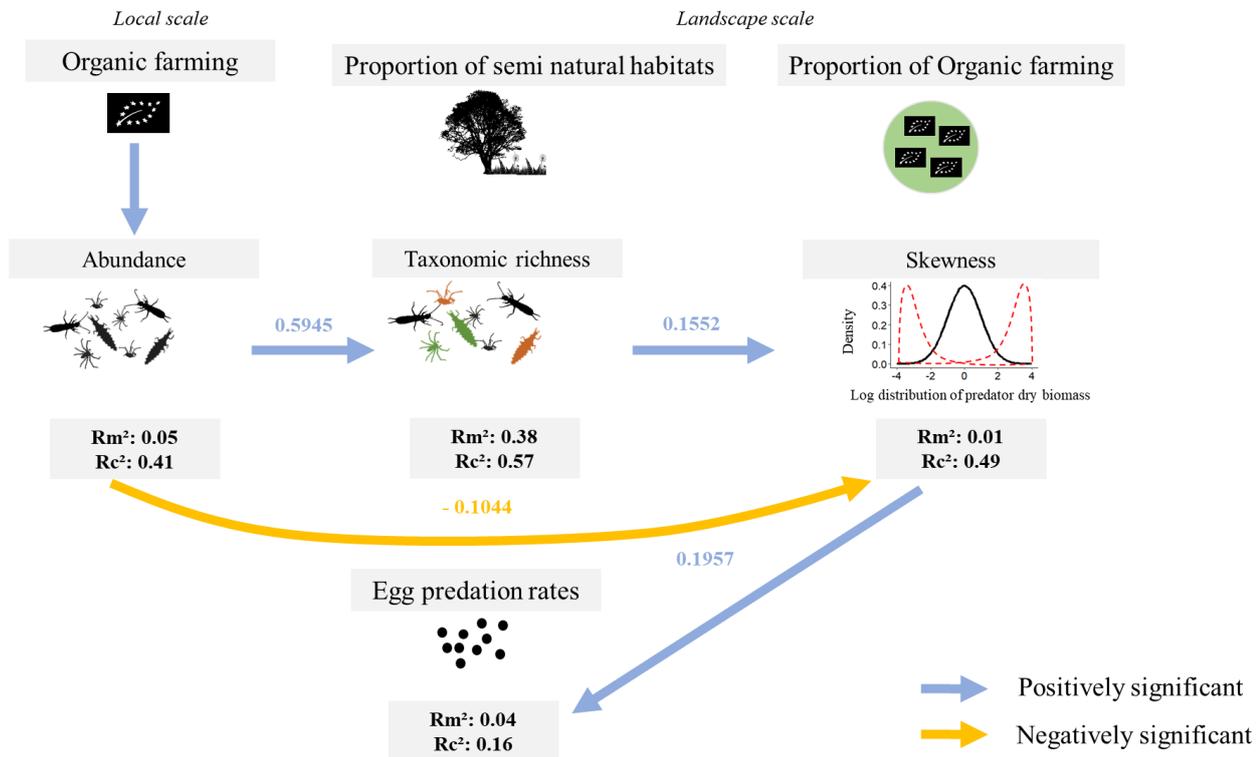
**SEM1**



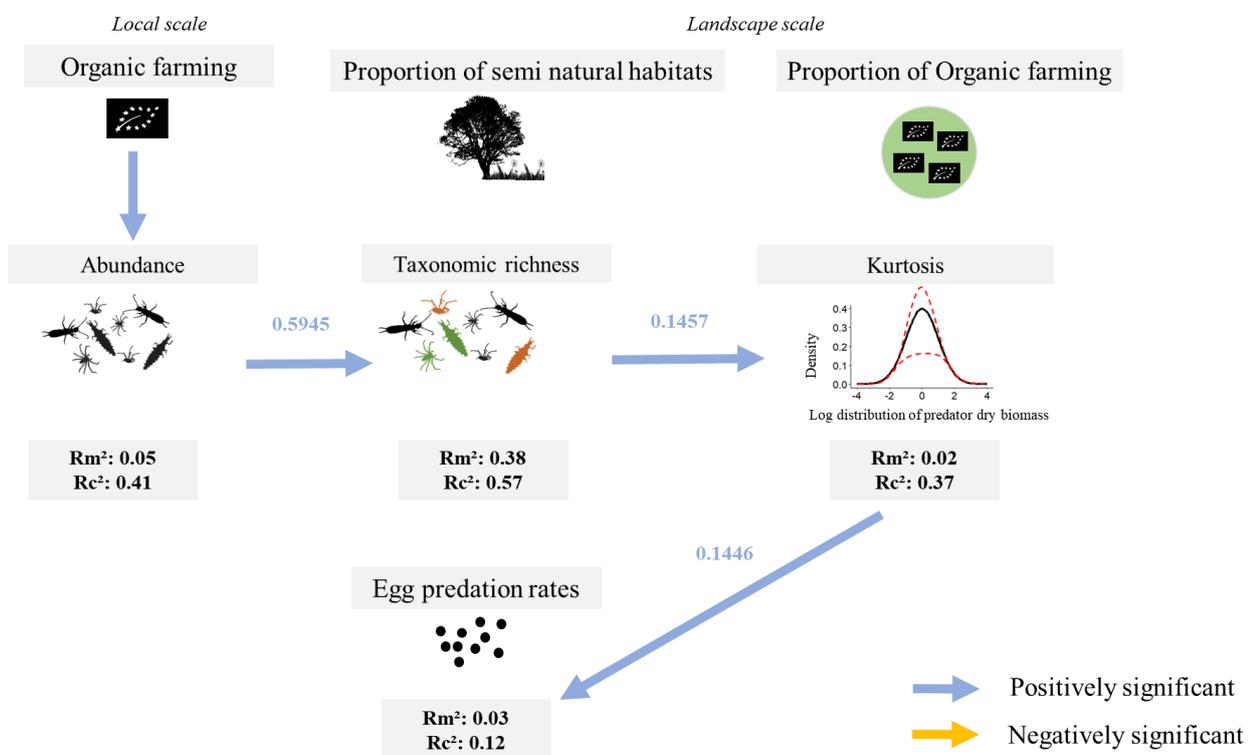
**SEM2**



SEM3

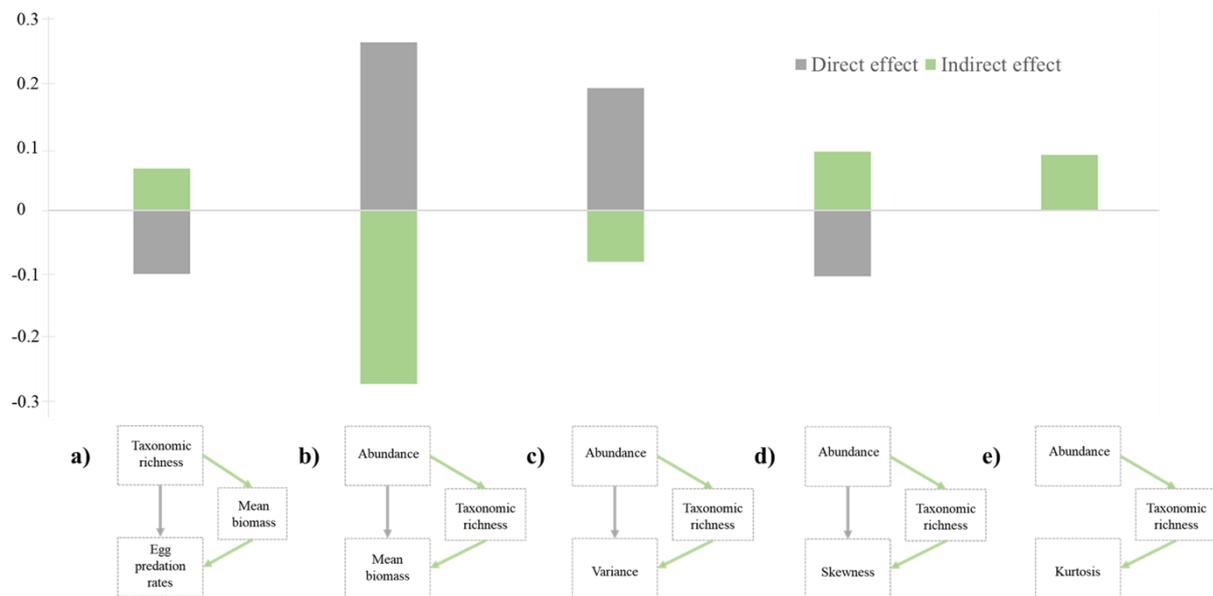


SEM4

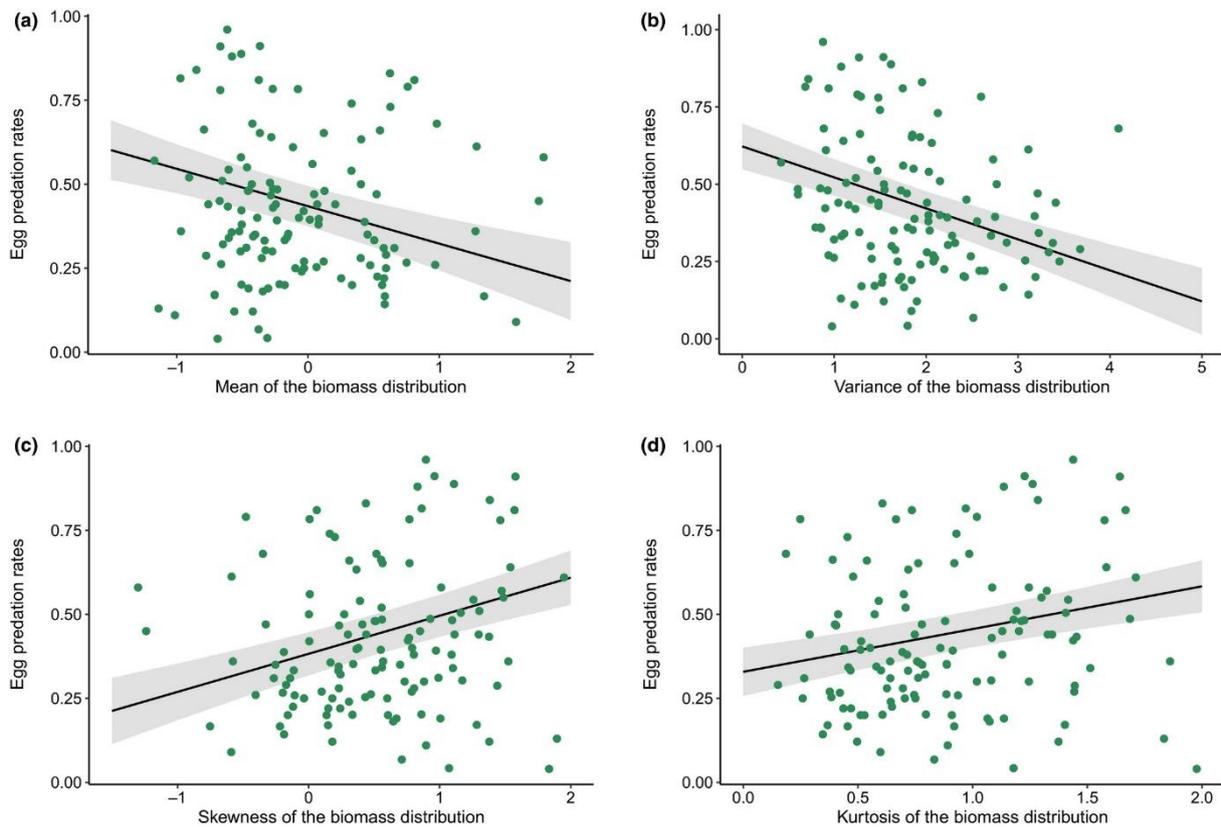


**Fig. 1:** Results of the four structural equation models (SEM) used to investigate how different biodiversity attributes (abundance, taxonomic richness, mean, variance, skewness and kurtosis

of biomass distribution) within predator communities affect egg predation rates of pest species in vineyard landscapes. Only significant paths are represented. SEM1, SEM2, SEM3 and SEM4 respectively represent the SEMs with the mean, variance, skewness or kurtosis of biomass distribution.  $R_m^2$  is the marginal R-squared and  $R_c^2$  is the conditional R-squared.



**Fig. 2:** Strength of direct and indirect effects of taxonomic richness or abundance on pest control and parameters describing biomass distribution in predator communities. Direct and indirect effects are based on path coefficients found in Figure 1. Indirect effects are mediated through the mean of biomass distribution (a) or by the taxonomic richness (b-e).



**Fig. 3:** Effects of a) the mean, b) the variance, c) the skewness and d) the kurtosis of the biomass distribution on biological pest control (egg predation rates) in vineyards. Dark green dots represent the mean predation rates per vineyard (N=124). Dark grey lines show predictions from a mixed model adjusted on all predation rates (N=1207), and the light grey part represents the confidence interval of the model.

#### *Direct effects of organic farming and semi-natural habitats on predator communities and biological control*

The four SEM models exploring the direct and indirect effects of local and landscape variables on the structure of the predator community and biological pest control fitted the data well (SEM1: Fisher's  $C = 1.257$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0.974$ ; SEM2: Fisher's  $C = 4.381$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0.625$ ; SEM3: Fisher's  $C = 1.795$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0.938$ ; SEM4: Fisher's  $C = 3.094$ ,  $df = 6$ ,  $P = 0.54$ ) and no significant path was missing in the models. The results of each best-fitted SEM are presented in the Table 1 in the supplementary materials. All SEMs revealed that organic farming at the local scale directly increased predator abundance which implied indirect changes in community structure and egg predation rates (see Fig. 1 and Fig. S4). At the landscape scale, neither the proportion of organic farming nor that of semi-natural habitats influenced the predator community structure or the level of biological pest control.

### *Direct and indirect effects of changes in predator abundance on the shape of the biomass distribution*

Changes in predator abundance lead to direct effects on the mean, variance and skewness of the biomass distribution (not on the kurtosis) as well as indirect effects mediated by taxonomic richness on the mean, variance, skewness and kurtosis of the biomass distribution (Fig. 1, Table S1 in the supplementary materials). In all SEMs, predator abundance had a significant direct positive effect on taxonomic richness (Standardized Estimate, SE = 0.5945; Fig. 1 and 2). SEM1 revealed that the mean of the biomass distribution directly increased with predator abundance (SE = 0.2647) but indirectly decreased via changes in taxonomic richness (indirect SE = -0.274; Fig. 1 and 2). The total effect of changes in predator abundance on the mean of the biomass distribution was weak (total SE = 0.009). SEM2 revealed that the variance in biomass distribution directly increased with predator abundance (SE = 0.1927) but indirectly decreased via changes in taxonomic richness (indirect SE = - 0.081; Fig. 1 and 2). SEM2 indicated a positive total effect of changes in predator abundance on the variance of biomass distribution (total SE = 0.1117; Fig. 1 and 2). SEM3 revealed that the skewness of biomass distribution directly decreased with predator abundance (SE = - 0.1044) and indirectly increased through changes in taxonomic richness (indirect SE = 0.09; Fig. 1 and 2). SEM 3 indicated a small negative total effect of changes in predator abundance on the skewness of biomass distribution (total SE = -0.0144; Fig. 1 and 2). SEM4 revealed that the kurtosis of biomass distribution did not directly respond to changes in predator abundance but only indirectly increased through changes in taxonomic richness (indirect SE = 0.0866; Fig. 1 and 2).

### *Direct and indirect effects of changes in predator community structure on biological control*

Our analyses revealed that egg predation rates were always directly affected by each of the four moments of the biomass distribution (Fig. 1, Table S1). Egg predation rates decreased with the mean and the variance of the biomass distribution (respectively, SE = - 0.1438 and SE = - 0.1911; Fig. 1 and 3), indicating lower levels of biological control when the mean or the range of variation of biomasses among predators were higher. Moreover, egg predation rates increased with both the skewness and the kurtosis of biomass distribution (respectively, SE = 0.1957 and SE = 0.1446; Fig. 1 and 3), indicating higher levels of biological control when biomass distribution of predators was left-skewed or unevenly distributed (Fig. 1 and 3).

Among the four SEMs, egg predation rates were only indirectly affected by predator abundance and predator taxonomic richness except in the SEM1. SEM1 revealed a direct negative effect of taxonomic richness on egg predation rates (SE = - 0.1004; Fig. 1 and 2) and an indirect positive effect of taxonomic richness via changes in the mean biomass of predators on egg predation rates (indirect SE = 0.066; Fig. 1 and 2).

## Discussion

By examining how several aspects of the biomass distribution of predator communities affect egg predation rates, our study provides key information about the mechanisms shaping the delivery of biological pest control. We found that predator communities largely dominated by low biomass species (biomass distribution with lower mean, lower variance, positive skewness and high kurtosis) provided the bulk of biological control of grape moths in vineyard landscapes. Lower levels of predation rates resulted from increased proportions of large biomass species and more evenly distributed biomass values in the communities (biomass distribution with higher mean, larger variance, negative skewness and lower kurtosis). Our results also indicate that organic farming directly enhances predator abundances, which affects the shape of their biomass distribution and in turn levels of biological control services.

Our results suggest that biological control is affected by both horizontal and vertical diversity effects within predator communities, confirming previous results obtained in other ecosystems and on other functions (Duffy et al., 2007; Srivastava and Bell 2009; Zhao et al., 2019). In the horizontal dimension, our results provide support for the mass-ratio hypothesis as we found that dominance pattern in biomass distribution, and not functional complementarity, is driving egg predation rates (i.e., direct positive effect of skewness on egg predation rates). Our data do not provide evidence for functional complementarity between predators as high diversity in biomass values (i.e., high variance) and more evenly distributed biomass values (i.e., low kurtosis) both reduced egg predation rates. Moreover, we found that egg predation rates decreased as the proportion of larger biomass species in the community increases (i.e., higher mean, negative skewness and low kurtosis), indicating a release of the top-down control exerted by predators as larger predators appear in the community. Such indirect negative effects can be due to intraguild predation or behavioural interactions (e.g., physical aggression, avoidance, territorial signaling) between predators as reported in several empirical and theoretical studies (Finke and Denno, 2005; Rusch et al., 2015; Grether et al., 2017; Jonsson et al., 2018; Wang et al., 2019). Our study suggests that vertical diversity effects mediated by these processes emerge in the community as the relative abundance of large body mass species increases (Finke and Denno, 2005; Wang et al., 2019). Emergence of vertical diversity effects come from the fact that metabolic rate of organisms increases with the average biomass of individuals leading to a predator-prey biomass power law across terrestrial and aquatic ecosystems (Brown et al., 2004; Hatton et al., 2015). Due to interactions between horizontal and vertical diversity effects, motifs within the network may have therefore changed from exploitative competition to intraguild predation as larger species appear in the community because of metabolic demand and allometric constraints related to biomass (Duffy et al., 2007; Brose et al., 2010; Wang et al., 2019). Such switch mediated by body-mass structure of the predator community has been reported in other studies on much simpler food webs (Schneider et al., 2012; Schneider and Brose, 2013). Our results therefore suggest that interactive effects between horizontal and vertical diversity may be at work in more complex communities involving multiple trophic and non-trophic interactions.

The larger predator species in the community may have consumed smaller predators (smaller biomasses) instead of moths' eggs because smaller predators are more optimal prey from a

metabolic perspective (Holt and Polis, 1997; Schneider et al., 2012). Species composition along the biomass distribution revealed that individuals with a small biomass largely came from three taxa-stages: juveniles of the families Thomisidae and Araneidae and juveniles of *Oxyopes* sp. (see Fig. S6, in supplementary materials). Many studies on spiders demonstrate that these taxa are predators of Lepidopteran eggs (Pfannenstiel and Yeorgan, 2002; Miliczky and Calkins, 2002; Pfannenstiel, 2008). Harvestmen and earwigs are the taxa with the largest biomass in the predator communities of our study area (see Fig. S6 in supplementary materials). While they are able to feed on lepidopteran eggs (Pfannenstiel and Yeorgan, 2002; Pinto-da-Rocha et al., 2007), these species are also intraguild predators that feed on intermediate predators such as spiders (Pinto-da-Rocha et al., 2007 and references therein). These results support our hypothesis on increased levels of negative interactions between predators when species with larger biomasses are present in the community. Although it was the only model in which it was detected, SEM1 indicated a direct negative effect of taxonomic richness on predation rates. This suggests that there might be negative interactions that contribute to limit predation rates that are non-mediated by the mean biomass and trophic interactions but by other functional traits and non-trophic interactions (Schmitz et al., 2015). Evidently, other processes such as changes in behaviour of predators due to avoidance or interference may also contribute to the release of top-down control of pests when large biomass species are present in the community (Soares and Serpa 3632007; Michalko and Pekar, 2017).

Our results are in line with recent studies demonstrating that trait-based metrics best explain ecosystem functioning compared with taxonomic or abundance metrics on a large variety of plant or animal groups (Gagic et al., 2015; Rusch et al., 2015; Gross et al., 2017; Le Bagousse-Pinguet et al., 2019). Our study demonstrated that considering the shape of trait distribution in particular allows a more mechanistic understanding of the relationship between community structure and a given ecosystem function (Le Bagousse-Pinguet et al., 2019). Abundance, taxonomic richness as well as functional structure are complementary facets of community structure. Our interpretations about the potential mechanisms in play are based on a single-species perspective and on a single trait of predators. Considering the whole prey community and analysing how the shape of biomass distribution of both predators and prey would affect the net effects of predators on basal prey may have revealed other important mechanisms (Schneider et al., 2016). For instance, while our results provide evidence for mass-ratio effects due to higher levels of predation in predator communities dominated by low-biomass species, functional complementarity between predators might emerge if we would have considered the whole range of prey. Moreover, considering other traits such as behavioural, morphological or physiological traits of both predators and prey (i.e., trait-matching) that are known to shape trophic interactions may have provided complementary information about how horizontal and vertical diversities affect ecosystem functioning (Schmitz 2008; Schmitz et al., 2015). Ultimately, integrating other traits should increase the predictive power of community metrics which was pretty low in our study (Gagic et al., 2015).

The direct positive effect of organic farming on predator abundance is in line with a large number of studies that show increased abundance of a large variety of functional groups in organic fields (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014). This effect can be attributed to more favorable habitat conditions resulting from several farming practices, such as the absence of

synthetic pesticides, higher levels of soil organic matter, higher prey availability, higher diversity of primary producers or more complex habitat structure (Birkhofer et al., 2008; Rusch et al., 2014). However, our results suggest that there is not a direct positive effect of organic farming on biological pest control services, but rather an indirect negative effect mediated by the biomass distribution of predators. Our study therefore offers an explanation for the variability of results found in studies examining the effect of organic farming on insect pest control and highlights the need to investigate the effect of functional composition of the predator community to understand or even predict the levels of biological control services.

## **Conclusion**

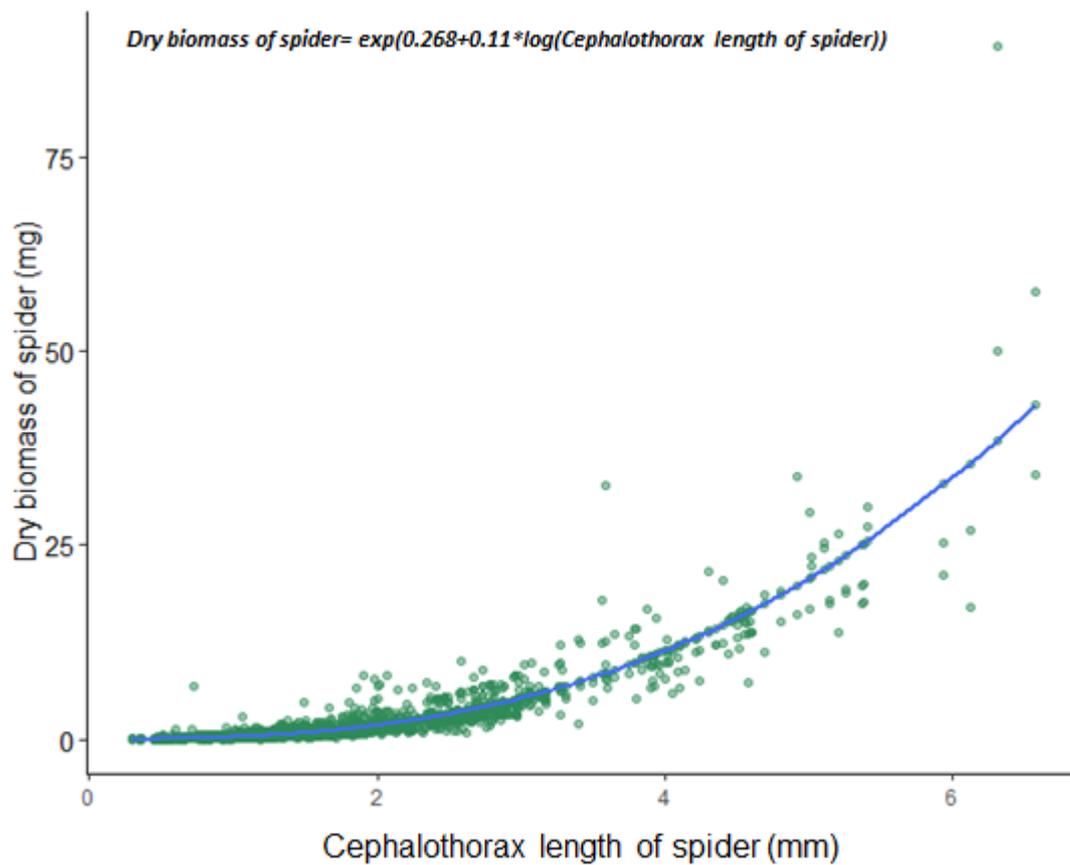
Several studies have recently proposed to examine how community structure affect ecosystem functioning using a trait-based approach (Lavorel et al., 2013; Deraison et al., 2014; Deraison et al., 2015). Our study contributes to the development of trait-based approaches to understand ecosystem functioning using a key function in agroecosystems, biological pest control. Overall, we demonstrate that using the different moments of the biomass distribution in predator communities provides a more mechanistic understanding of the processes determining predation than approaches based on taxonomic richness or abundance only. Our results suggest that multiple mechanisms related to both horizontal and vertical diversities, involving mass-ratio effects and negative interactions between predators, are affecting the delivery of biological pest control services. From an applied perspective, our study also provides key information about the identity as well as the functional aspects of key predator species that support biological pest control in vineyards. We notably highlighted that the small predators favor egg predation while the big predators limit egg predation suggesting negative interferences within the predator community. Exploring how the distribution of multiple traits affects trophic interactions across multiple levels in food webs, including larger communities of predators and prey, remains to be explored.

## Supporting information:

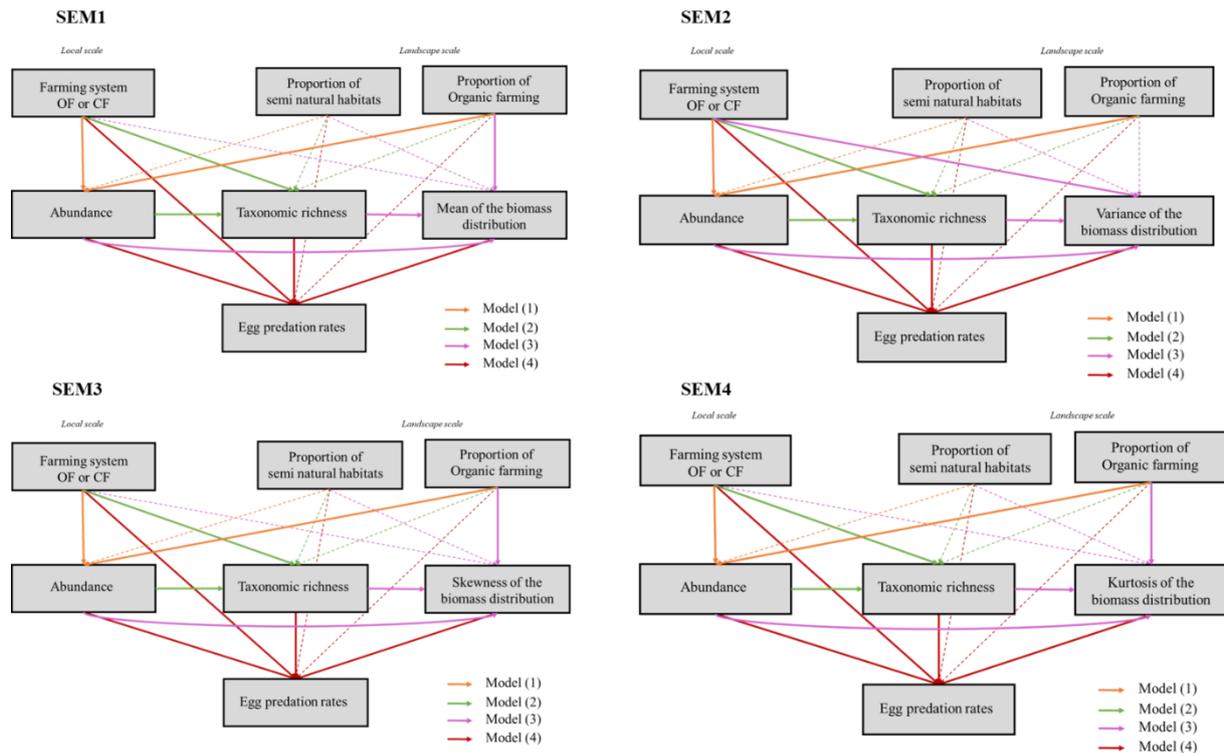
	Fischer's C	AIC	Response variable	Predictor variable	Estimate	Standard error	DF	Standardized estimates	P-value
SEM1	1.257	55.257	Richness	Abundance	0.3295	0.0131	1164	0.5945	0.0000 ***
			Richness	Cult	-	-	20	-	0.4889
			Richness	Cult =OF	2.6688	0.029	20	-	0.0000 ***
			Richness	Cult =CF	2.6415	0.0291	20	-	0.0000 ***
			Abundance	POF	-0.0988	0.0657	1164	-0.1791	0.1329
			Abundance	Cult	-	-	20	-	0.0359 *
			Abundance	Cult =OF	4.0298	0.075	20	-	0.0000 ***
			Abundance	Cult =CF	3.8659	0.075	20	-	0.0000 ***
			CWM	Abundance	0.2879	0.0326	1162	0.2647	0.0000 ***
			CWM	POF	0.0598	0.0859	1162	0.0997	0.4863
			CWM	Richness	-0.9047	0.058	1162	-0.461	0.0000 ***
			Egg predation	Abundance	0.0478	0.0274	1162	0.0738	0.0820
			Egg predation	Richness	-0.1172	0.0488	1162	-0.1004	0.0165 *
			Egg predation	CWM	-0.0856	0.0215	1162	-0.1438	0.0001 ***
			Egg predation	Cult	-	-	20	-	0.0526
			Egg predation	Cult =OF	0.446	0.0292	20	-	0.0000 ***
Egg predation	Cult =CF	0.3998	0.0295	20	-	0.0000 ***			
SEM2	4.381	58.381	Richness	Abundance	0.3295	0.0131	1164	0.5945	0.0000 ***
			Richness	Cult	-	-	20	-	0.4889
			Richness	Cult =OF	2.6202	0.029	20	-	0.0000 ***
			Richness	Cult =CF	2.5929	0.029	20	-	0.0000 ***
			Abundance	POF	-0.0988	0.0657	1164	-0.1791	0.1329
			Abundance	Cult	-	-	20	-	0.0359 *
			Abundance	Cult =OF	4.0298	0.075	20	-	0.0000 ***
			Abundance	Cult =CF	3.8659	0.075	20	-	0.0000 ***
			Variance	Abundance	0.0141	0.0027	1163	0.1927	0.0000 ***
			Variance	Richness	-0.018	0.0049	1163	-0.1368	0.0002 ***
			Variance	Cult	-	-	20	-	0.3914
			Variance	Cult =OF	0.9136	0.0053	20	-	0.0000 ***
			Variance	Cult =CF	0.9198	0.0054	20	-	0.0000 ***
			Egg predation	Abundance	0.0468	0.0266	1162	0.0723	0.0786
			Egg predation	Richness	-0.0761	0.0458	1162	-0.0652	0.0968
			Egg predation	Variance	-1.6961	0.2677	1162	-0.1911	0.0000 ***
Egg predation	Cult	-	-	20	-	0.0740			
Egg predation	Cult =OF	0.4419	0.0268	20	-	0.0000 ***			
Egg predation	Cult =CF	0.4023	0.0267	20	-	0.0000 ***			
SEM3	1.795	55.795	Richness	Abundance	0.3295	0.0131	1164	0.5945	0.0000 ***
			Richness	Cult	-	-	20	-	0.4889
			Richness	Cult =OF	2.6202	0.029	20	-	0.0000 ***
			Richness	Cult =CF	2.5929	0.029	20	-	0.0000 ***
			Abundance	POF	-0.0988	0.0657	1164	-0.1791	0.1329
			Abundance	Cult	-	-	20	-	0.0359 *
			Abundance	Cult =OF	4.0298	0.075	20	-	0.0000 ***
			Abundance	Cult =CF	3.8659	0.075	20	-	0.0000 ***
			Skewness	Abundance	-0.1184	0.0383	1162	-0.1044	0.0021 **
			Skewness	POF	-0.0262	0.0793	1162	-0.042	0.7410
			Skewness	Richness	0.3173	0.0681	1162	0.1552	0.0000 ***
			Egg predation	Abundance	0.0349	0.0269	1162	0.054	0.1948
			Egg predation	Richness	-0.0824	0.047	1162	-0.0706	0.0798
			Egg predation	Skewness	0.1118	0.019	1162	0.1957	0.0000 ***
			Egg predation	Cult	-	-	20	-	0.0986
			Egg predation	Cult =OF	0.443	0.0308	20	-	0.0000 ***
Egg predation	Cult =CF	0.3991	0.0307	20	-	0.0000 ***			
SEM4	3.094	57.094	Richness	Abundance	0.3295	0.0131	1164	0.5945	0.0000 ***
			Richness	Cult	-	-	20	-	0.4889
			Richness	Cult =OF	2.6202	0.029	20	-	0.0000 ***
			Richness	Cult =CF	2.5929	0.029	20	-	0.0000 ***
			Abundance	POF	-0.0988	0.0657	1164	-0.1791	0.1329
			Abundance	Cult	-	-	20	-	0.0359 *
			Abundance	Cult =OF	4.0298	0.075	20	-	0.0000 ***
			Abundance	Cult =CF	3.8659	0.075	20	-	0.0000 ***
			Kurtosis	Abundance	0.0117	0.0276	1162	0.0157	0.6722
			Kurtosis	Richness	0.1954	0.0491	1162	0.1457	0.0001 ***
			Kurtosis	POF	-0.022	0.0395	1162	-0.053	0.9563
			Egg predation	Richness	-0.0422	0.0368	1162	-0.0361	0.2525
			Egg predation	Kurtosis	0.1337	0.0264	1162	0.1446	0.0000 ***
			Egg predation	Abundance	0.0209	0.0266	1162	0.0323	0.4319
			Egg predation	Cult	-	-	20	-	0.597
			Egg predation	Cult =OF	0.4426	0.0275	20	-	0.0000 ***
Egg predation	Cult =CF	0.4008	0.0275	20	-	0.0000 ***			

**Table S1:** Summary of the four structural equation models, SEM1, SEM2, SEM3 and SEM4. Predictor and response variables are: the taxonomic richness (Richness), the abundance of predators (Abundance), the mean of the biomass distribution (CWM), the variance of the biomass distribution (Variance), the skewness of biomass distribution (Skewness), the kurtosis of the biomass distribution (Kurtosis), the rate of egg predated in the field (Egg predation) and the proportion of organic farming at 1 km of radius around vineyards (POF). The type of management (cult) which is a variable factor with two levels (in

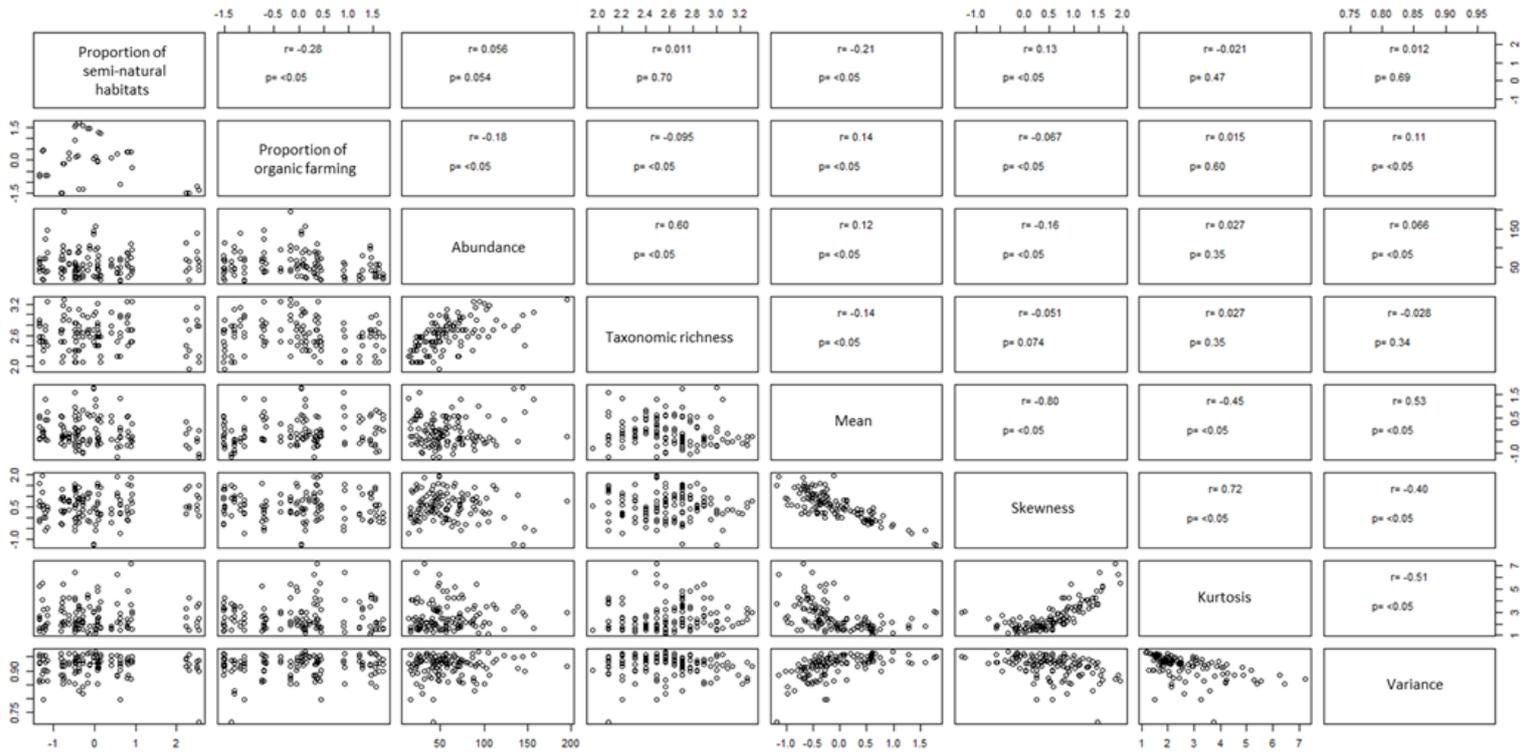
grey): organic farming (OF) or conventional farming (CF), (-) are presented when it was impossible to calculate “Estimate”, “Standard error” or “Standardized estimates”.



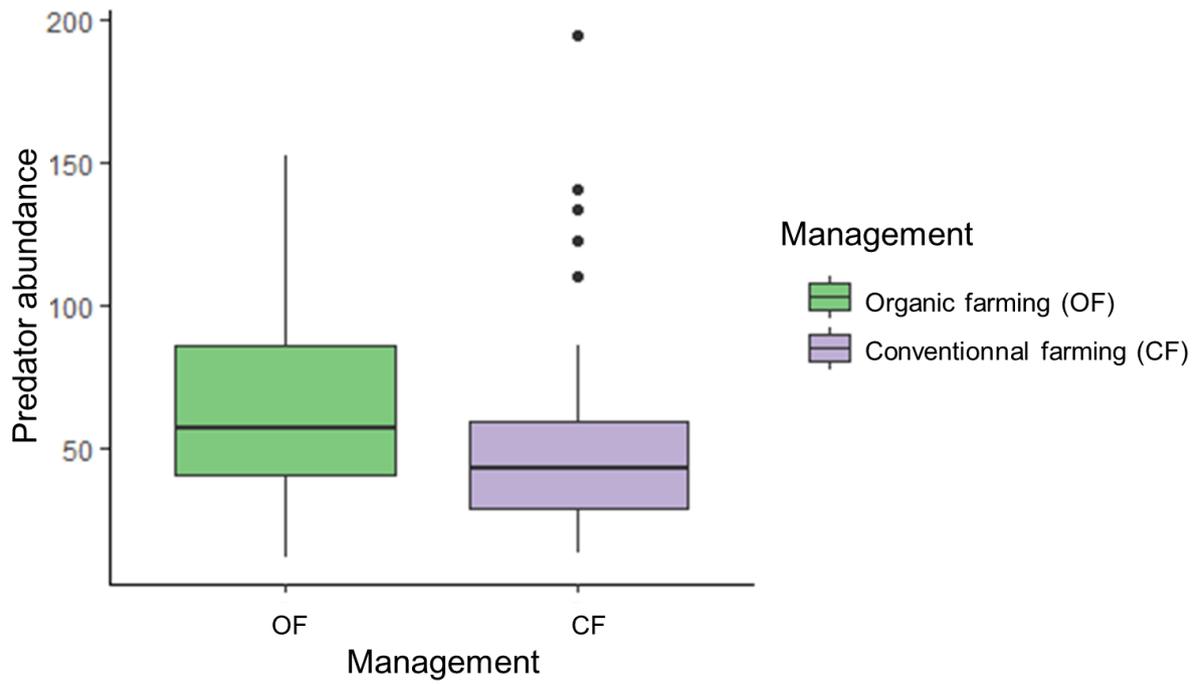
**Fig. S1:** Graphical representation of the non-linear regression between Cephalothorax length of spiders and dry body mass associated, used to predict body masses not acquired by weighing (predicted dry body mass =  $\exp(0.268 + 0.11 * \log(\text{cephalothorax length}))$ ). Blue line represents the plot of the non-linear regression and dark green points are the weights of the individuals that could be weighed.



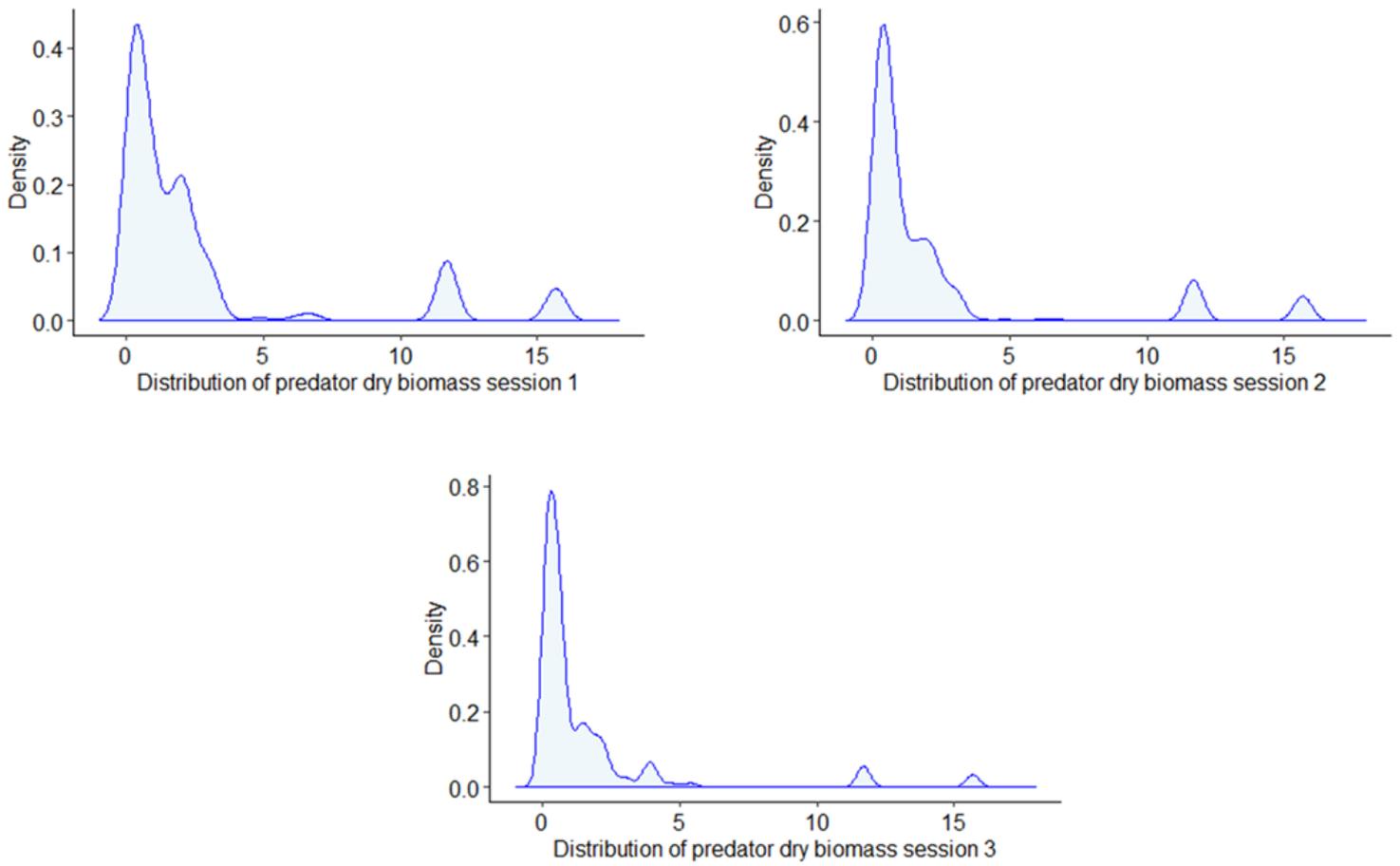
**Fig. S2:** Final models kept in the piecewise SEM for SEM1, SEM2, SEM3 and SEM4. Arrows with same colours show explanatory variables used in the same model to explain the variable contained in grey inserts. Dashed arrows represent initial explanatory variables included in all the GLMMs and removed after stepwise selection. Orange arrows represent the first model (1) to explain predator abundance, green arrows represent the second model (2) to explain taxonomic richness, purple arrows represent the third model (3) to explain the mean of the biomass distribution (for SEM1), the variance of the biomass distribution (for SEM2), the skewness of the biomass distribution (for SEM3) and the kurtosis of the biomass distribution (for SEM4), and red arrows represent the fourth model (4) to explain egg predation rates.



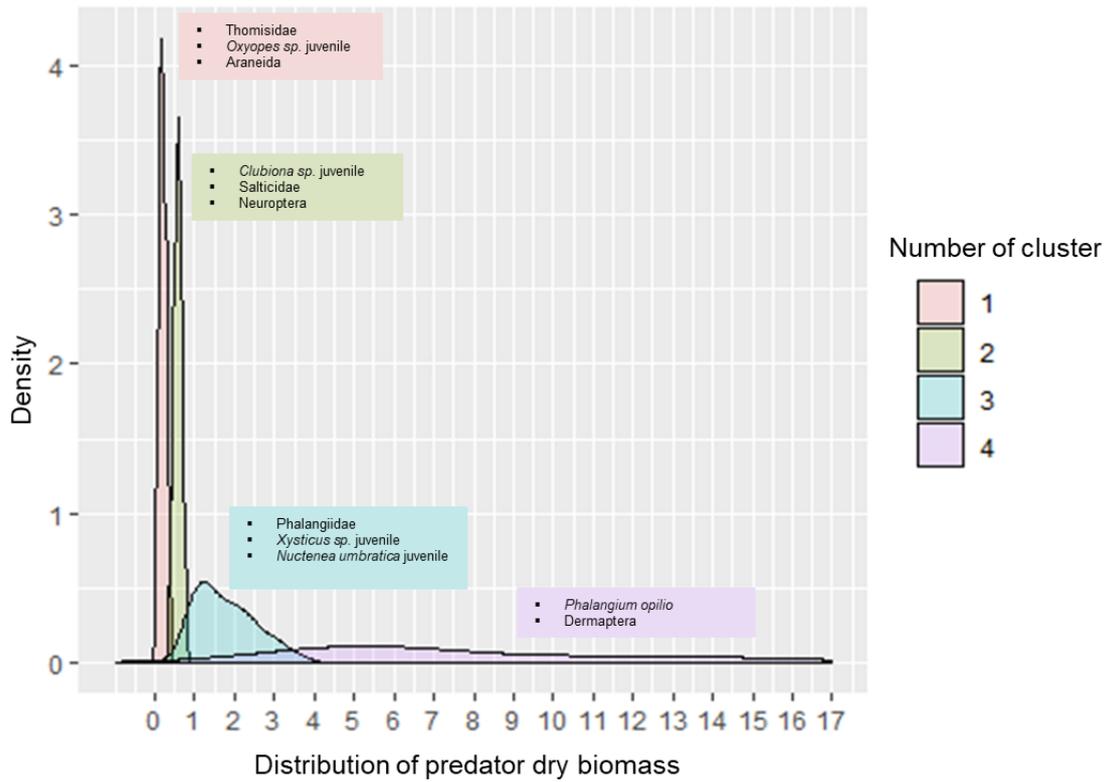
**Fig. S3:** Pearson's correlations matrix between all the explanatory variables. Boxes with text resumes the coefficient of correlation ( $r$ ) between the two variables and  $p$ -value ( $p$ ) resulting from the Pearson test ( $p < 0.05$  reports significant correlation). Numbers outside the boxes are log values of the variables for abundance and taxonomic richness, scaled variables for the proportion of semi-natural habitats and the proportion of organic farming and values of the mean, the skewness and the kurtosis of the biomass distribution.



**Fig. S4:** Boxplot of the predator abundances (raw data) under the two management types: organic farming (in green) and conventional farming (in purple).



**Fig. S5:** Graphical representation of the dry biomass distribution for the three sampling dates. Predator dry body mass are expressed in mg.



**Fig. S6:** Identity of the dominant taxa in the different clusters of biomass in our communities. Clusters of biomasses were obtained using gaussian mixture modelling approach from the package mclust (Fraley et al., 2019). This makes it possible to separate the distribution of predator dry biomass in four different clusters of biomass. Identities of species representing more than 50 % of the biomass-abundance of each cluster are listed in the figure.

## **Acknowledgments**

This research was funded by the Conseil Interprofessionnel des Vins de Bordeaux (ALAMBIC project), by the Region Aquitaine (REGULproject) and the French National Foundation for Research on Biodiversity (SOLUTION project).

We are grateful to Sylvie Richart-Cervera, Olivier Bonnard and Arthur Auriol for their technical help. We thank the 38 grapevine growers for allowing us access to their vineyards.

## **Authors' contributions**

NO, LM, BG, DT and AR conceived the ideas and designed methodology;

NO and LM collected the data;

NO and LM, AR analysed the data;

NO and AR led the writing of the manuscript.

All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

## **Data availability statement**

Data deposited in the Dryad Digital Repository (doi:10.5061/dryad.95x69p8hq) (Ostandie et al., 2020).



## CHAPITRE 2

### Farming practices explain contrasted effects of organic farming on multitrophic biodiversity



*Base image INRAe SAVE*

## *Avant-propos*

L'intensification de l'agriculture est l'un des facteurs responsables du déclin de la biodiversité. L'augmentation des surfaces agricoles fait émerger le besoin de concevoir des systèmes agricoles durables qui permettent à la fois de produire et de maintenir la biodiversité. L'agriculture biologique semble l'une des réponses à ce défi. De manière globale il a été montré que l'agriculture biologique bénéficie à la biodiversité. Cependant, il existe une grande variabilité dans les réponses, celles-ci étant fortement dépendantes du taxon étudié et du système de production de référence. Cette variabilité peut s'expliquer en partie par des réponses contrastées des communautés aux pratiques culturales et donc de les considérer dans les analyses des communautés. De plus, dans un contexte d'expansion des surfaces en agriculture biologique, il devient essentiel de comprendre les effets de l'agriculture biologique à l'échelle des paysages.

Notre étude a donc pour objectif d'évaluer les effets de l'agriculture biologique aux échelles locales et paysagères sur la biodiversité suivant plusieurs groupes trophiques (pollinisateurs, décomposeurs, prédateurs). Nous avons cherché à analyser par quelles pratiques agricoles les effets de l'agriculture biologique locale se manifestent. Nous avons aussi pris en compte des pratiques culturales non reliées à l'agriculture biologique telles que l'intensité d'utilisation des insecticides ou les taux de cuivre contenu dans les sols, afin de comprendre quels facteurs jouent un rôle dans la structure des communautés des vignobles. Cette étude est basée sur plusieurs jeu de données compilant des données d'abondances et de richesse taxonomique sur sept communautés (les pollinisateurs, les araignées, les carabes, les microarthropodes du sol, les acariens, les collemboles et la biomasse microbienne) récoltées sur un dispositif expérimental composés de vingt couples de parcelles de vignes. Chaque couple est composé d'une parcelle conduite en agriculture biologique et une conduite en agriculture conventionnelle, et répartis le long de deux gradients paysagers (un de proportion d'habitats semi-naturels et un de proportion de vignes conduites en agriculture biologique).

Nous avons analysé ce jeu de données par l'utilisation de deux modèles statistiques. Le premier permet de mettre en avant quelles variables entre le mode de conduite, la proportion d'habitats semi-naturels et la proportion d'agriculture biologique ainsi que leurs interactions avec le mode de conduite expliquent les abondances et richesse taxonomiques des sept communautés. Le second vise à remplacer le mode de conduite par une pratique culturale fortement corrélée à l'agriculture biologique : la proportion de surface de parcelle où le sol est désherbé mécaniquement ou travaillé. Cela nous permet de comprendre si la réponse des communautés à l'agriculture biologique vient de leur réponse à la proportion de sol travaillée. Nous avons aussi testé dans ces modèles l'IFT insecticides, pratiques non corrélées à l'agriculture biologique.

# Farming practices explain contrasted effects of organic farming on multitrophic biodiversity

Noémie Ostandie<sup>a</sup>, Brice Giffard<sup>a</sup>, Olivier Bonnard<sup>a</sup>, Benjamin Joubard<sup>a</sup>, Sylvie Richart-Cervera<sup>a</sup>, Denis Thiéry<sup>a</sup>, Adrien Rusch<sup>a</sup>

<sup>a</sup> INRAE, ISVV, UMR1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, F-33883 Villenave d'Ornon, France

*In revisions in Scientific Reports*

## Abstract

Understanding the response of biodiversity to certified organic farming is crucial to design more sustainable agriculture. While it is known that organic farming benefits biodiversity on average, large variability in the effects of this farming system exists. Moreover, it is not clear how different practices modulate the performance of organic farming for biodiversity conservation. In this study, we investigated how the multitrophic biodiversity responds to organic farming in vineyards. Our analyses revealed that organic farming at the field scale is a more important driver of community abundance than landscape context. Organic farming benefited springtails and spiders, had detrimental effects on pollinators and soil microbial biomass, and did not affect ground beetles or soil microarthropods. Tillage regime, insecticide use and soil copper content drove most of the detected effects of farming system. Our study revealed varying effects of organic farming on multitrophic biodiversity and clearly indicates the need to consider farming practices to understand the effects of organic farming on farmland biodiversity.

## Introduction

Agriculture, which dominates more than one third of the world's terrestrial surface, is recognized as one of the main drivers of biodiversity loss (Díaz et al., 2007). The growing demand for agricultural commodities is expected to strengthen the expansion and intensification of agricultural land, with strong impacts on biodiversity (Kehoe et al., 2017; Hendershot et al., 2020). To overcome this challenge, the land-sharing approach suggests promoting ecosystem services delivered by biodiversity through the development of more environmentally friendly agriculture supporting both production and biodiversity conservation on the same land (Bommarco et al., 2013; Michael et al., 2016). Certified organic farming, which is often seen as a prototype of such agriculture, is expanding, and approximately 71 million hectares of farmland are currently under organic farming at the global scale (Tittonell, 2014; Willer et al., 2020). However, the benefits of organic farming in reducing the environmental footprint of agriculture are widely debated, and large uncertainty exists around the performance of such farming (Connor, 2008; Reganold et Wachter, 2016; Smith et al., 2020; Seufert et Ramankutty, 2017). Overall, biodiversity has been found to benefit from organic farming (Smith et al., 2020; Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014). Evidence have showed that on average organic farming increase the abundance of some taxa by 50% and species richness by 30% (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014). Especially organic farming benefit to pollinators and predators communities (Lichtenberg et al., 2017; Kolb et al., 2020). The positive effect of organic farming on biodiversity is attributed to the ban of synthetic pesticides and fertilizers and to higher levels of soil organic matter or longer and more diversified crop rotations compared to those of conventional farming (Hole et al., 2005; Power, 2010). Some studies have observed an increase on average of 32% to 84% greater microbial biomass in organic systems soils compared to conventional (Lori et al., 2017). However, these effects are highly variable, and recent evidence even pinpointed that organic farming could have negative effects on some biodiversity components ( Mackie et al., 2013; Tuck et al., 2014; Birkhofer et al., 2014; Buchholz et al., 2017). Understanding how farming practices related to organic farming (e.g., tillage and copper), which differ substantially between crops or countries, impacts biodiversity can be a major step to understand this negatives effects (Seufert et Ramankutty, 2017; Lori et al., 2017) . Explicitly analyzing the impacts of farming practices on multitrophic biodiversity would be a major step in understanding the strong context dependency of organic farming performance.

A considerable number of species have large home ranges and exploit multiple resources in different habitats, leading to a major effect of landscape context on species assemblages in agricultural fields (Tscharntke et al., 2005; Gámez-Virués et al., 2015). Despite its local effects on biodiversity, organic farming at larger spatial scales may also affect biodiversity dynamics in agricultural landscapes (Holzschuh et al., 2008; Gabriel et al., 2010; Muneret et al., 2019). Beneficial impacts of organic farming may become apparent at a certain scale or above a certain threshold in a given landscape (Gabriel et al., 2010; Muneret et al., 2019). However, how the current and future spatial expansion of organic farming will affect biodiversity and associated ecosystem services remains largely unknown.

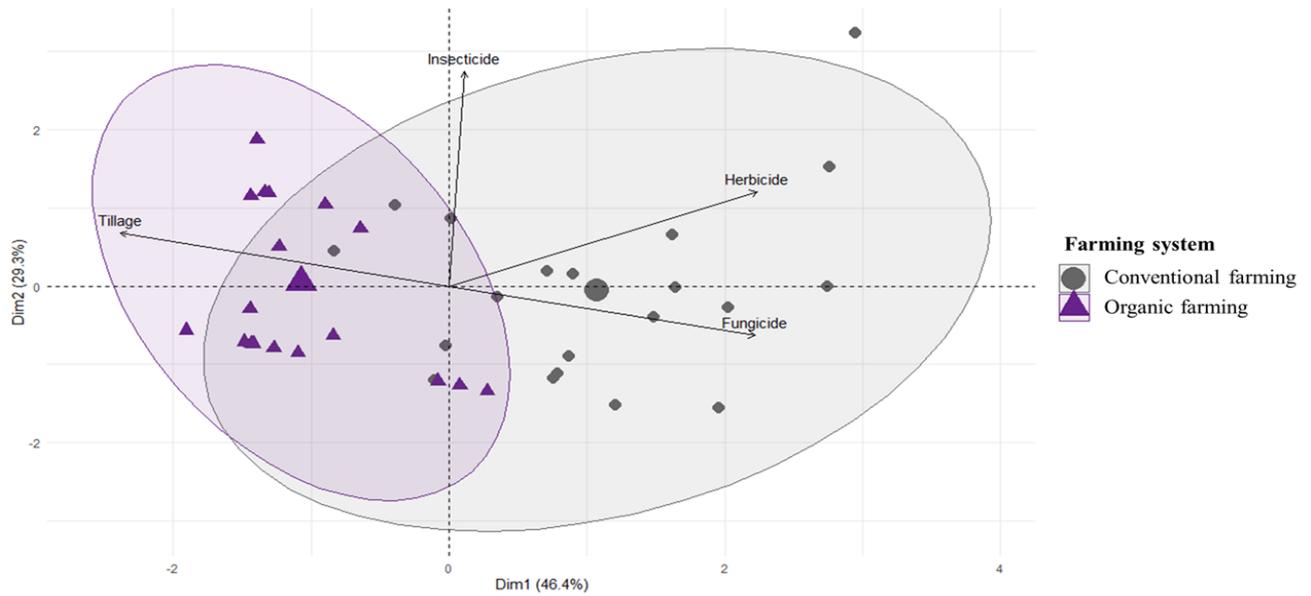
The aims of this study were to quantify the impacts of organic farming in vineyards and underlying practices on multitrophic biodiversity, from microbial to pollinator diversity, and to investigate the scale of the effects of organic farming, from the field to the landscape scale.

We expected an overall positive effect of organic farming on the abundance and taxonomic richness of belowground and aboveground communities. Moreover, we hypothesized that the scale of organic farming effects would depend on the community considered, with a priori expectations of a stronger effect of local management on decomposer communities (with limited dispersal abilities) and greater importance of organic farming proportion in the landscape for pollinators and predators communities (with higher dispersal ability). Our study provides significant knowledge on the relative performances of organic farming both at local and landscape scale on multitrophic biodiversity.

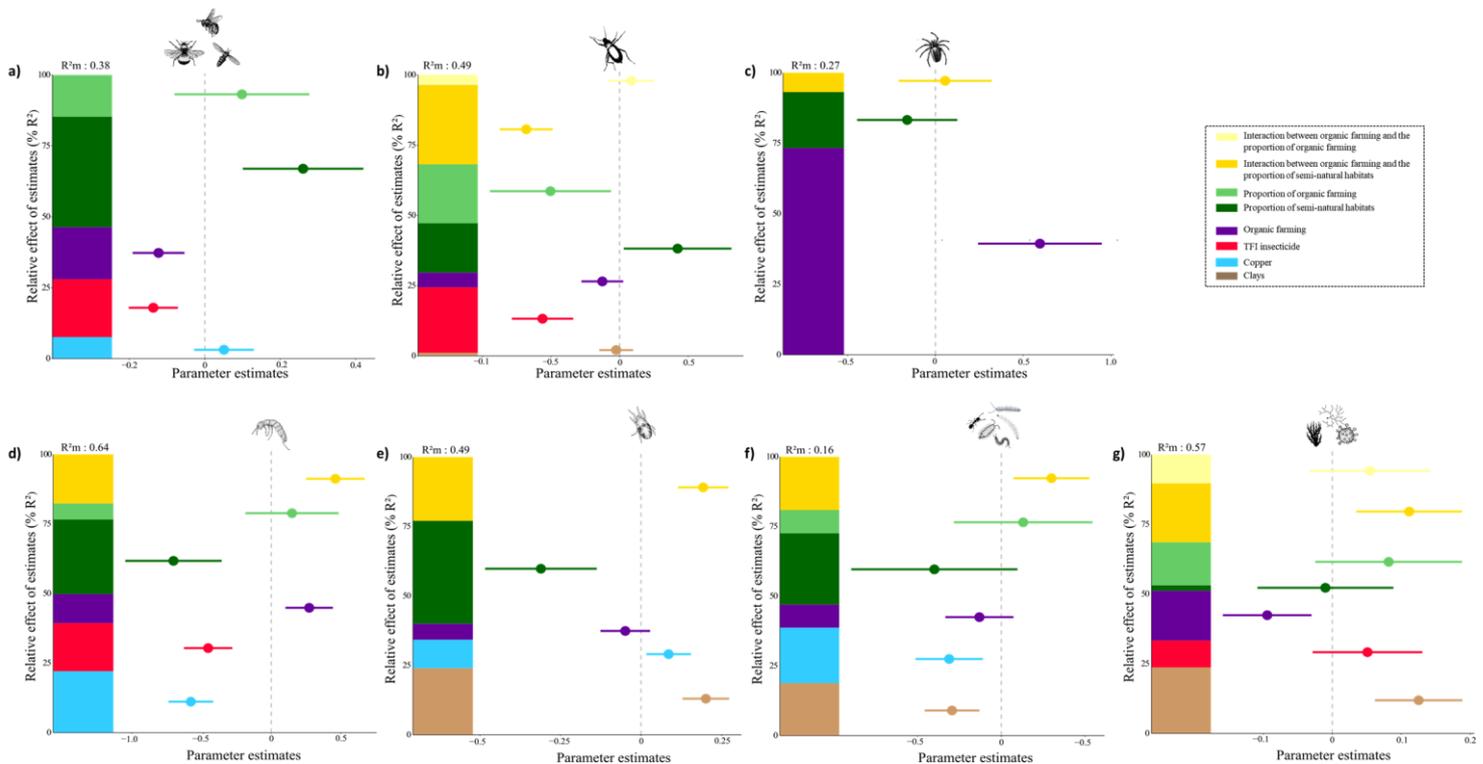
## Results

**Effect of organic farming at the field and landscape levels.** Organic farming at the field scale was retained in all top models explaining the abundances of above- and belowground communities but had contrasting effects on these communities (Figure 2). Organic farming, in comparison to conventional farming, increased the abundance of spiders (+ 84%) and springtails (+ 31.6%) but decreased the abundance of pollinators (- 11.6%) as well as soil microbial biomass (- 9.1%) (Suppl. Mat Figure S4). Organic farming at the field scale was the most important variable explaining spider abundance, as it accounted for 73% of the explained variance, while it explained 18% of the variance for the abundance of pollinators, 17% for soil microbial biomass and 10% for the abundance of springtails (Figure 2). Organic farming had no effects on the abundances of ground beetles, mites and soil microarthropods (Figure 2). Organic farming was less important in explaining changes in taxonomic richness of the different communities, as it only had a strong and positive effect on spider species richness (76% of the variance explained). At the landscape scale, increasing the proportion of organic farming decreased the abundance and taxonomic richness of ground beetles (20 and 27% of the explained variance, respectively) as well as the abundance of soil microarthropods (37% of the explained variance) (Figure 2, Suppl. Mat Figures S1 and S6).

Our analyses revealed that tillage intensity mainly mediated the observed field-scale effects of organic farming on the above- and belowground communities (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S1). Tillage intensity decreased the abundances of pollinators and ground beetles as well as microbial biomass, while it increased the abundance of springtails (Suppl. Mat Figure S5). No significant effect of tillage intensity was found on the taxonomic richness of the above- and belowground communities (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S3). Our analyses also revealed a significant interaction effect of tillage intensity at the field scale and the proportion of organic farming in the landscape on the abundance of soil microarthropods (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S1). Fields with higher tillage intensity had a higher abundance of soil microarthropods than fields with lower tillage intensity in landscapes with a high proportion of organic farming, while the opposite was true in landscapes with a low proportion of organic farming.



**Figure 1:** Principal component analysis (PCA) of the four variables used to characterize profiles of agricultural practices in our study. Purple triangles represent plots under organic systems, and grey circles, systems under conventional farming. The largest triangles and circles represent centroids of the ellipses characterizing organic and conventional farming systems, respectively. Values reported in the table are square cosines of the variables on the first (Dim.1) and second (Dim.2) axes of the PCA.



**Figure 2:** Results of the top models explaining the abundances of a) pollinators, b) ground beetles, c) spiders, d) springtails, e) mites, f) soil microarthropods and g) microbial biomass according to the type of farming system (organic or conventional), landscape context, farming practices independent of farming systems and soil characteristics. Stacked bar show the relative effects of estimates (%  $R^2$ ) for each explanatory variable calculated as the ratios between the parameter estimates and the sum of all parameter estimates based on a model averaging approach applied to model 1. Points are estimates of the model, and lines represent confidence intervals. All continuous predictors were scaled to interpret parameter estimates at comparable scales.

**Effect of semi-natural habitats at the landscape scale and interaction with the local farming system.** The proportion of semi-natural habitats was selected in all the top models but had opposite effects on the abundance or biomass of the above- and belowground communities (Figure 2). Increasing the proportion of semi-natural habitats enhanced the abundance of pollinators (38% of explained variance) and ground beetles (17% of explained variance), while it decreased the abundance of springtails and mites (26% and 37% of explained variance, respectively) (Suppl. Mat Figure S7). The proportion of semi-natural habitats was never found to affect the taxonomic richness of the above- and belowground communities (model 1 and 2 outputs in Suppl. Mat and Figures S2 and S3).

The interaction between the local farming system and the proportion of semi-natural habitats was selected in all top models explaining the abundance or biomass of the above- and belowground communities, except for the pollinator community. Fields under organic farming had a higher abundance of ground beetles than conventional fields when located in landscapes with a low proportion of semi-natural habitats, while the opposite was true in landscapes with a high proportion of semi-natural habitats (Suppl. Mat Figure S8). In contrast, fields under organic farming had lower abundances of springtails, mites, and microarthropods as well as microbial soil biomass than conventional fields in landscapes with a low proportion of semi-natural habitats, while the opposite was true in more complex landscapes with a high proportion of semi-natural habitats (Suppl. Mat Figure S8).

**Insecticide use.** Independent of the type of farming system, insecticide use intensity was found to decrease the abundances of pollinators (20% of explained variance), ground beetles (23% of explained variance) and springtails (17% of explained variance) as well as the taxonomic richness of pollinators (67% of explained variance) (Figure 2, Suppl. Mat Figures S2 and S9). No significant effects of insecticide use intensity were found on the taxonomic richness of the other above- or belowground communities.

**Soil copper and soil texture.** The amount of copper in the soil was found to affect belowground communities as it increased the abundance of mites (10% of explained variance) but decreased the abundances of springtails (22% of variance explained) and other microarthropods (19% of variance explained) (Figure 2, Suppl. Mat Figure S10). The proportion of clay in the soil was an important covariable for belowground communities, as its increase was associated with increases in the abundance of mites and soil microbial biomass but a decrease in the abundance of microarthropods (Figure 2, Suppl. Mat Figure S11). The taxonomic richness of ground beetles was negatively affected by the proportion of clay in the soil, while the taxonomic richness of microarthropods benefited from an increase in clay content (Suppl. Mat Figures S2 and S10).

## Discussion

Our study reveals contrasting effects of organic farming on biodiversity across trophic groups, with strong effects on abundance and limited effects on taxonomic richness of the different groups considered. Among the seven groups studied, organic farming at the field scale enhanced the abundances of springtails (+ 31.6%) and spiders (+ 84%), had detrimental effects on pollinator abundance (- 11.6%) and soil microbial biomass (- 9.1%), and did not affect the abundance of ground beetles, mites or microarthropods. Using a multiscale design that made it possible to evaluate the scale of the effects of organic farming on the seven taxonomic groups considered, we found that organic farming at the field scale is a more important driver of above- and belowground community characteristics than the proportion of organic farming at the landscape scale. At the field scale, we show that beyond the type of farming system, features such as tillage intensity, insecticide use and soil copper content are major variables that affect biodiversity, with a predominance of negative impacts on the abundances of these communities.

Previous studies have demonstrated that, on average, organic farming increases taxonomic richness by approximately 30% and abundance by approximately 50% but have also reported highly variable responses among taxa (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014; Smith et al., 2020). Our study combining large sampling of multiple communities at different trophic levels highlights the strong variability in the response of different trophic groups to organic farming. We therefore did not validate our hypothesis about an overall positive effect of organic farming on the abundance and taxonomic richness of multitrophic biodiversity. However, our analyses demonstrate the importance of considering farming practices beyond organic and conventional systems to provide a more mechanistic understanding of these apparently idiosyncratic responses. Tillage intensity was one of the main differences that discriminated between organic and conventional systems, as organic farmers cannot use synthetic herbicides to control weeds (Gruber et Claupein, 2009). Our analyses show that organic farming benefits springtail abundance in the topsoil through higher tillage intensity, which may increase food availability and limit soil compaction (Buchholz et al., 2017; Pflingstmann et al., 2019; Dittmer et Schrader, 2000). The positive effect of organic farming on spider abundance confirms results from other studies (Birkhofer et al., 2014; Muneret et al., 2019; Kolb et al., 2020). Our results indicate that this positive effect is not driven by tillage intensity or any other covariables related to farming practices or soil conditions (see Suppl. Mat Figure S2) but suggest that spiders may have benefited from the higher prey availability resulting from organic farming (as found for springtails) (Birkhofer et al., 2018; Pflingstmann et al., 2019). However, not all organisms benefited from higher trophic resource availability under organic farming, as pollinator abundance and soil microbial biomass decreased in organic fields compared to conventional fields. This may appear contradictory to what has been demonstrated in the literature as, on average, both pollinators and soil microbial biomass have been found to benefit from organic farming compared to conventional farming (Tuck et al., 2014; Lori et al., 2017). Again, our analyses provide insights into the key role of farming practices in explaining these effects, as both pollinator abundance and soil microbial biomass were negatively affected by the higher tillage intensity found in organic fields. Higher tillage intensity strongly limits flower availability and the emergence of ground-nesting wild bees (Ullmann et al., 2016; Kratschmer et al., 2018). Similarly, higher tillage intensity is known to create less favorable environmental conditions that reduce soil microbial biomass compared to that under reduced or no-tillage

systems (Jiang et al., 2011; Zuber et Villamil, 2016). Finally, tillage intensity and clay content in the soil were found to strongly limit the abundance and richness of ground beetles independently of the type of farming system, showing that the practices composing farming systems are more important than the type of farming system itself. Such effects occur because the life cycle of ground beetles is strongly related to soil conditions (Luff, 1980), and a reduction of the abundance of ground beetles by half due to tillage has already been recorded (Shearin et al., 2007).

Surprisingly, we found that the proportion of organic farming in the landscape had little effect on the abundance or taxonomic richness of the above- and belowground communities, indicating that the scale of effect of organic farming was mainly the field scale for the taxonomic groups we considered. We therefore did not validate our hypothesis stating that the scale of effect of organic farming would be driven by the trophic level considered and its average dispersal ability. For instance, we could have expected that spiders would benefit from a higher proportion of organic farming in the landscape as they strongly benefit from organic farming at the field scale and they have relatively high dispersal abilities (Muneret et al., 2019). The fact that organic farming in the landscape had little effect on multitrophic biodiversity might have resulted from very limited spillover between fields resulting from negative impacts of other farming practices in the landscape, such as pesticide use (Rundlöf et al., 2015), the spatial arrangement of organic farming in interaction with other aspects of landscape structure (Martin et al., 2019) or a gradient of organic farming proportions (i.e., 0 - 24% in a 1 km radius) that is not sufficient to detect any effects on above- and belowground communities (Gabriel et al., 2010; Goded et al., 2019). Only ground beetles responded to organic farming in the landscape in terms of both abundance and taxonomic richness. Ground beetles were negatively affected by an increase in the area of organic farming. This suggests upscaling effects of organic farming at the landscape mediated by higher tillage intensities that limit ground beetle spillover (Rusch et al., 2011; Tamburini et al., 2016). Landscape complexity characterized by the amount of semi-natural habitats in the landscape was a major driver of changes in the abundances of four of the seven taxonomic groups studied: pollinators, ground beetles, mites and springtails. However, the directions of the effects differed between the above- and belowground communities, as the abundances of pollinators and ground beetles benefited from a higher proportion of semi-natural habitats while the abundances of springtails and mites were reduced by an increasing proportion of semi-natural habitats. Semi-natural habitats play a key role in pollinator and ground beetle communities because they provide food sources, overwintering sites and refuges from disturbance (Power et al., 2010; Le Féon et al., 2010). Maintaining such habitats in vineyard landscapes is therefore essential for these communities. In contrast, negative effects of the proportion of semi-natural habitats on springtail and mite abundances have already been reported (Sousa et al., 2006; Vanbergen et al., 2007), suggesting physical barriers to passive dispersal (Lehmitz et al., 2012) or greater top-down control by their predators in more complex landscapes (Pfungstmann et al., 2019). Moreover, a significant effect of the interaction between local farming system and the proportion of semi-natural habitats appeared in five of seven models explaining the abundance of above- and belowground communities, indicating that landscape context modulates the local effect of farming systems, as demonstrated in other studies (Concepción et al., 2008; Tschardtke et al., 2012). A very interesting result of our study is that, independently of the type of farming system, the use of insecticides (either organic or synthetic) decreased the abundances of pollinators, ground

beetles and springtails as well as the taxonomic richness of pollinators. Insecticides are known to have both lethal and sublethal effects on bees and natural enemies (Desneux et al., 2007). The well-known negative impacts of insecticides on arthropods include direct lethal effects through exposure as well as indirect sublethal effects mediated by trophic resources that affect reproductive success, immunity, mobility or foraging ability (Desneux et al., 2007). Our study clearly indicates that such negative effects are detectable in the field, as we found decreases of 32.9% and 20.3% in pollinator abundance and taxonomic richness as well as decreases of 80.7% and 73.3% in the abundances of ground beetles and springtails, respectively, for a TFI ranging from 0 (no insecticide) to 4 (4 full doses of insecticide applied per hectare during the field season). Our analyses also suggest that farming practices may impact communities on much longer temporal scales than the field season. Indeed, copper accumulates in the topsoil and is strongly affected by the historical use of copper-based treatments (Mackie et al., 2013). Our results show negative effects of copper content in the soil on the abundances of springtails and soil microarthropods, indicating that soils with higher concentrations of copper had detrimental effects on belowground communities independent of the type of farming system (Naveed et al., 2014). Copper is used in vineyards with both organic and conventional systems because of its fungicidal properties and therefore affects microbial communities in soil as well as other organisms involved in nutrient cycling (Eijsackers et al., 2005). Considering how temporal dynamics in farming practices affect multiple communities is therefore of crucial importance for designing agricultural landscapes that buffer against biodiversity declines (Le Provost et al., 2020).

Our study carefully analyzing how organic and conventional farming at different spatial scales affect multiple components of biodiversity represents a major step forward in understanding the relationships between farming practices and biodiversity in agricultural landscapes. The field scale was found to be the most important scale of effect of organic farming across the seven taxonomic groups considered, and organic farming at this scale mainly affected abundance, not taxonomic richness. Organic farming at the field scale enhanced the abundances of springtails (+ 31.6%) and spiders (+ 84%), had detrimental effects on pollinator abundance (- 11.6%) and soil microbial biomass (- 9.1%), and did not affect the abundance of ground beetles, mites or microarthropods. Moreover, we found no unique responses of above- and belowground communities to organic farming but that specific features of agricultural practices, such as tillage intensity and pesticide use, drove these responses. Our results provide key information for further designing farming systems that minimize negative impacts on multitrophic biodiversity. Future research aimed at quantifying the consequences of these detected changes in community abundances on agroecosystem functioning is now of major importance to fully anticipate the effect of expanding agroecological practices at the global scale.

## Material and methods

**Experimental design and field characteristics.** Our study sites were located in a vineyard-dominated region in southwestern France (44°81'N, 0°14'W). Our study design consisted of 20 pairs of organic and conventional vineyards (40 fields). The pairs were selected along two uncorrelated (Pearson correlation = -0.33, p-value >0.05) landscape gradients: a gradient of proportion of organic farming (ranging from 0.1% to 24.2%) and a gradient of proportion of semi-natural habitats (ranging from 0.4% to 75.1% and composed of semi-natural forests (65%) and open habitats (35%) such as meadows and shrublands) in a 1 km radius. Such an experimental design makes it possible to disentangle the relative effects of local farming practices from the proportion of semi-natural habitats and farming practices at the landscape scale. Landscape variables were calculated using QGIS 2.18.1 (QGIS Development Team 2016).

Information about the farming practices of the 40 fields was collected by interviewing farmers. We collected data on pesticide use (type of molecule, quantity applied and area treated), which could be organic or not, and soil tillage intensity. To quantify the level of pesticide use, we calculated the treatment frequency index (TFI) for the different groups of pesticides (insecticide, fungicide and herbicide). The TFI was calculated as the sum of the ratios between the applied and recommended doses for each application (Lechenet et al., 2017). Soil tillage intensity (Tillage) was calculated as the ratio between the surface under tillage and the total surface of the fields, considering both row and interrow management. We used this approach because the proportion of soil area under tillage varies between fields and because winegrowers use different types of soil tillage under the vine row and between vine rows (i.e., interrows), which can include tilling or mowing every other row.

In addition, we characterized soil texture using the proportion of clay in the topsoil (0-15 cm) and measured the amount of copper in the soil (EDTA Copper, ISO 22066 norm) by mixing 9 subsamples extracted using soil cores (5 cm in diameter) at 15 m intervals in all rows and interrows (tilled or not) from the topsoil (0–15 cm).

**Aboveground communities.** Pollinators were sampled between April and August 2018 using colored pan traps and sweep netting. From April to May, pollinators were collected using pan traps on three sampling dates, with two sampling points per field and per date. The two sampling points were located in grassy interrows 15 m apart and were active for 48 hours. Each sampling point was composed of two sets of three colored pan traps (blue, yellow and white), one set localized at ground level and the other set localized at vegetation level (60 cm from the ground level) (Le Féon et al., 2013; McCravy et Ruholl, 2017). Each colored trap was made of 500 ml plastic bowls, filled with soapy water. From July to August, two sweep netting sessions, with a sweep net 35 cm in diameter, were performed in all fields. For each session, sweep netting was conducted along two 30 m transects, one in a grassy interrow and one in a tilled interrow, spaced by 15 m and starting at 15 m from the edge. Each transect was sampled using one sweep per footstep. For each field and session, we repeated this operation twice during the same day: in the morning (before 12 p.m.) and in the afternoon (after 2 p.m.). Samplings occurred on dry and sunny days with low wind speeds. All collected individuals were stored in 70% ethanol, and individuals were identified to the lowest possible taxonomic resolution. Only wild pollinators (bees, bumble bees and hoverflies) were considered for the analyses, while honey

bees (*Apis mellifera*) were removed from the analyses to avoid bias due to the presence of beehives around plots. To calculate taxonomic richness, we used taxonomic units based on the lowest level of identification bees, bumblebees and hoverflies. For bees of the genus *Lasioglossum*, due to the difficulty of identification at the species level, we considered subgenera, and based on the strength of the distal veins of the forewing, we divided the bees into two groups under the same subgenus.

Predators were sampled on three different dates in June, July and October 2018 with three pitfall traps for each field and date. Pitfall traps were made of 750 ml plastic bowls 11.5 cm in diameter. On each date, the pitfall traps were placed along a transect under a vine row starting 15 m from the field border and were located 15 m from each other. The transect was located towards the middle of the field. The pitfall traps were half filled with soapy water and were left open for 10 days. Spiders and ground beetles were collected and stored in 70% ethanol. Individuals were identified to the lowest possible taxonomic resolution: the species level for carabids, but for spiders, 11% to the family level (e.g., Lycosidae) and 12% to the genus level (e.g., *Pardosa* sp.).

**Belowground communities.** Soil arthropods were collected from the topsoil (0–15 cm) in October 2018. In each of the 40 fields, 500 mL of soil was constituted by mixing 9 subsamples extracted using soil cores (5 cm in diameter) spaced at 15 m intervals in all rows and interrows (tilled or not). Soil arthropods were then directly extracted using a Berlese-Tullgren extractor for five days (Bano et Roy, 2016.) (ISO 23611-2:2006 norm), with a light and associated temperature gradient over the soil core (48 hours without light and 72 hours days with light), which was crumbled into a 2 mm plastic sieve suspended over a collecting vessel containing 70% alcohol. All arthropods collected were counted and identified to the order or family level, and springtails were identified to the species level. We divided soil arthropods into three groups: springtails, mites and other microarthropods including small spiders, ants, ground beetle larvae, symphylans, pauropods, chilopods, isopods, diplopods, diplurans and proturans. Soil microbial biomass was collected from the topsoil (0–15 cm) in November 2018. In each of the 40 fields, 500 mL of soil was constituted by mixing 9 subsamples extracted using soil cores (5 cm in diameter) spaced at 15 m intervals in all rows and interrows (tilled or not). We quantified the microbial biomass by fumigation following the ISO 14240-2 norm.

**Statistical analyses.** We first performed principal component analysis (PCA) of farming practices based on the collected information to select relevant and uncorrelated explanatory variables describing differences between organic and conventional systems. Tillage intensity as well as levels of insecticide, herbicide and fungicide use were included in the PCA (scaled variables). The PCA identified two main independent axes of farming practices that jointly explained more than 75% of the total variance, with axes 1 and 2 explaining 46.4% and 29.3% of the total variance, respectively (Figure 1). The first axis discriminated organic from conventional farming systems, with organic farming systems associated with higher tillage intensity and conventional farming systems associated with higher levels of herbicide and fungicide use (Figure 1). The second axis was independent of organic and conventional systems and was associated with the level of insecticide use (Figure 1). To avoid redundant information

and collinearity in subsequent analyses, we selected soil tillage intensity and insecticide use as two independent variables describing differences in farming practices between fields.

Second, we examined how local farming practices and landscape context affect above- and belowground communities by using generalized linear mixed models (GLMMs) and a multimodel inference approach (Grueber et al., 2011). We constructed two models (model 1 and model 2) with different sets of explanatory variables for abundance and taxonomic richness of each community considered (e.g., abundance and taxonomic richness of pollinators). Model 1 included a set of fixed effects, namely, local farming system (organic or conventional) and proportions of semi-natural habitats and organic farming in the surrounding landscape, as well as 3 independent variables, namely, insecticide use intensity and soil copper and clay contents. These three local covariables were included in the full model as they were not associated with the type of farming system. We also added interaction terms between the local farming system and the proportion of semi-natural habitats and between the local farming system and the proportion of organic farming to test for potential modulation of the local effect of farming practices by landscape context. Model 2 had the same structure except that the local farming system was replaced by tillage intensity to examine if potential differences between organic and conventional farming systems were indeed related to differences in soil tillage intensity between these two systems. We included tillage intensity in the model based on the outputs of the PCA of farming practices, which showed that tillage intensity as well as fungicide use intensity was highly correlated with the first axis (axis 1) and nicely discriminated organic from conventional systems.

We fitted generalized linear mixed models (GLMMs) with a Gaussian distribution to explain the taxonomic richnesses of pollinators, ground beetles, springtails and soil microarthropods. We used the Poisson distribution to explain the abundances of pollinators, ground beetles, springtails, mites, and soil microarthropods, microbial biomass and the taxonomic richness of spiders. Finally, we used a negative binomial distribution to explain the abundance of spiders. All the models were fitted with “site” as a random term (one organic and one conventional plot in the same site) to account for the experimental design.

For each set of models, all the possible candidate models were ranked using the Akaike information criterion with correction (AICc) and the full averaging procedure of models with a  $\Delta AICc < 2$  (Grueber et al., 2011) (Burnham & Anderson, 2004). For models fitted with a Gaussian distribution, multimodel inference was performed with the maximum likelihood (ML) ratio, and selected models were refitted using restricted maximum likelihood (REML) to obtain standardized estimates and p-values (Grueber et al., 2011). For models with Poisson and negative binomial distributions, multimodel inference was performed under REML. Multimodel inference was performed using confidence intervals on the full average model. We performed our analysis with R. The residuals of the models were checked for normality and homoscedasticity using the “DHARMA” package. Collinearity between explanatory variables was assessed using the variance inflation factor (all VIFs were lower than 2) (Suppl. Mat Figure S12). All continuous explanatory variables were scaled by the mean and standard deviation. GLMMs were fitted using the “lme4” package.

We evaluated the relative importance of the predictors in explaining the abundance and richness of each community by calculating the percentage of variance they explained based on

the ratio between the absolute values of the standardized regression coefficient and the sum of all standardized regression coefficients of predictors for each model (Le Provost et al., 2020).

**Ethical approval and informed consent** Informed consent was obtained from all farmers. Information about their farming practices were carried out in accordance with relevant guidelines and regulations including the General Data Protection Regulation (GDPR). All experimental protocols were approved by INRAE.

## Supporting information

**Communities description.** For the aboveground communities, we collected 4261 pollinators, with 3 950 bees (5 families, 15 genera), 293 hoverflies (1 family, 15 genera) and 18 bumblebees (1 family, 1 genus). Bees were dominated by two genera, *Lasioglossum* (70% of the total number of bees) and *Andrena* (28%), and hoverflies were dominated by the two genera *Melanostoma* (49%) and *Sphaerophoria* (16%). For predators, we collected 1023 ground beetles (21 genera) and 7 228 spiders (17 families, 65 genera). Ground beetles were dominated by three genera, *Harpalus* (49%), *Pseudophonus* (25%) and *Nebria* (10%), and spiders were dominated by the genus *Pardosa* (68%).

For the belowground communities, we collected 4101 microarthropods, with 796 springtails (28 genera, 52 taxonomic units), 2819 mites and 486 other microarthropods. Springtails were dominated by three genera, *Cryptopygus* (36%), *Sphaeridia* (10%) and *Folsomides* (10%). Microarthropods were dominated by juveniles of small spiders (39%) and ants (36%).

The microbial biomass in plots ranged between 44 mg/kg and 166 mg/kg of dry matter (mean  $\pm$  SE= 105  $\pm$  44 mg/kg).

## Results on taxonomic richness

**Effects of organic farming at the field and landscape levels.** Organic farming at the field scale was only retained in the top models explaining the taxonomic richness of ground beetles and spiders and was found to be significant only for spiders (Suppl. Mat Figure S2). Compared with conventional farming, organic farming increased the taxonomic richness of spiders by 23.2% (Suppl. Mat Figure S4). Organic farming at the field scale was the most important variable explaining the taxonomic richness of spiders, as it accounted for 76% of the explained variance (Suppl. Mat Figure S2).

At the landscape scale, increasing the proportion of organic farming from 0.1% to 24.2% decreased the taxonomic richness of ground beetles by 33% (27% of the explained variance) (Suppl. Mat Figures S1 and S6).

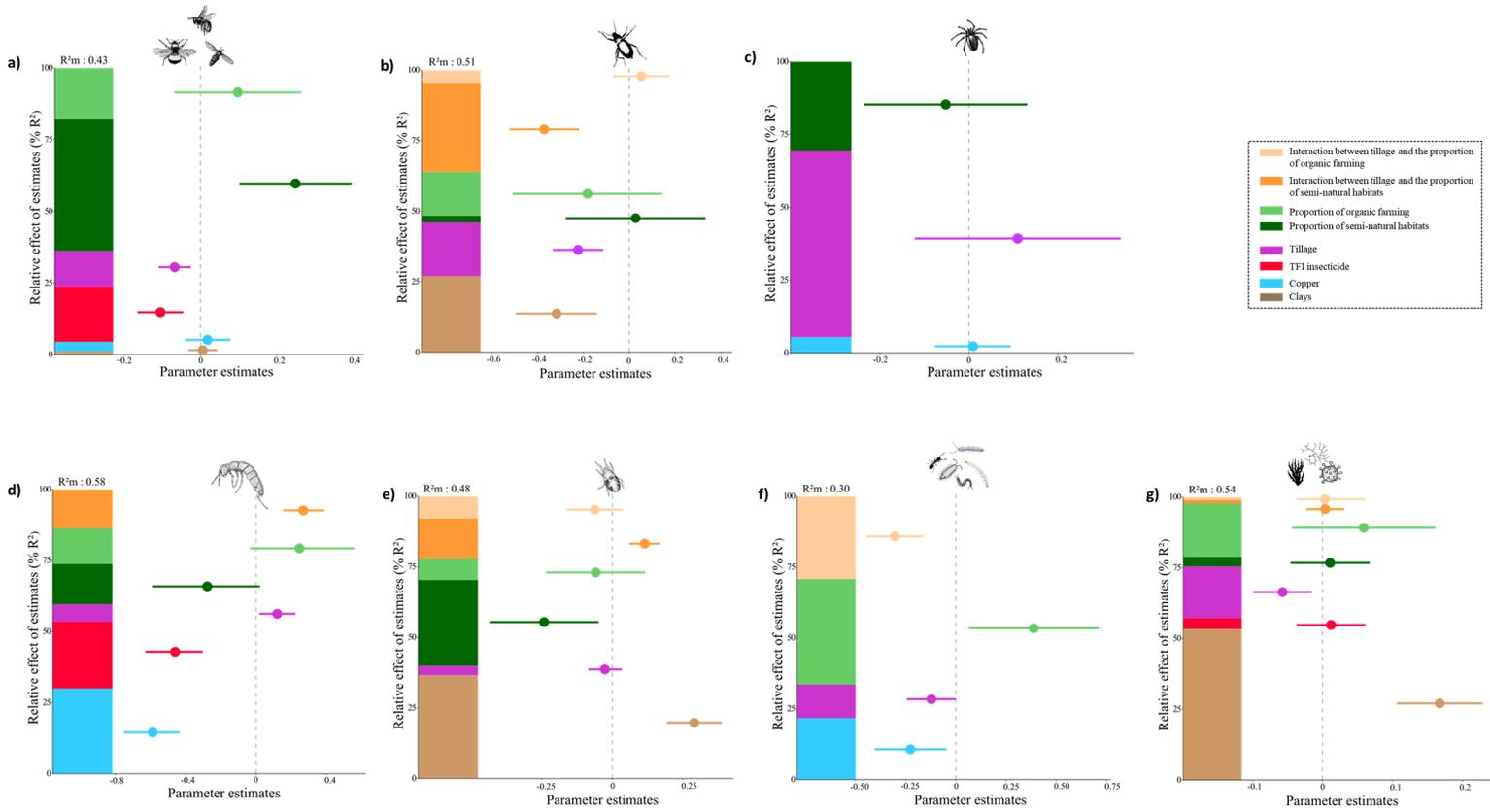
Our analyses revealed that tillage intensity did not explain the observed effects of organic farming at the field scale on spiders (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S3). No significant effects of tillage intensity on the taxonomic richness of the above- and belowground communities were found (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S3). The interaction between tillage intensity at the field scale and the proportion of organic farming did not account for the variance explained by all models explaining the taxonomic richness (model 2 outputs in Suppl. Mat Figure S3).

**Effect of semi-natural habitats at the landscape scale.** The proportion of semi-natural habitats was selected only in models explaining the taxonomic richness of pollinators (12% of the explained variance), ground beetles (9% of the explained variance) and springtails (27% of the explained variance) (Suppl. Mat Figure S2). No significant effects of the proportion of semi-natural habitats in the landscape on the taxonomic richness of the above- and belowground communities were found.

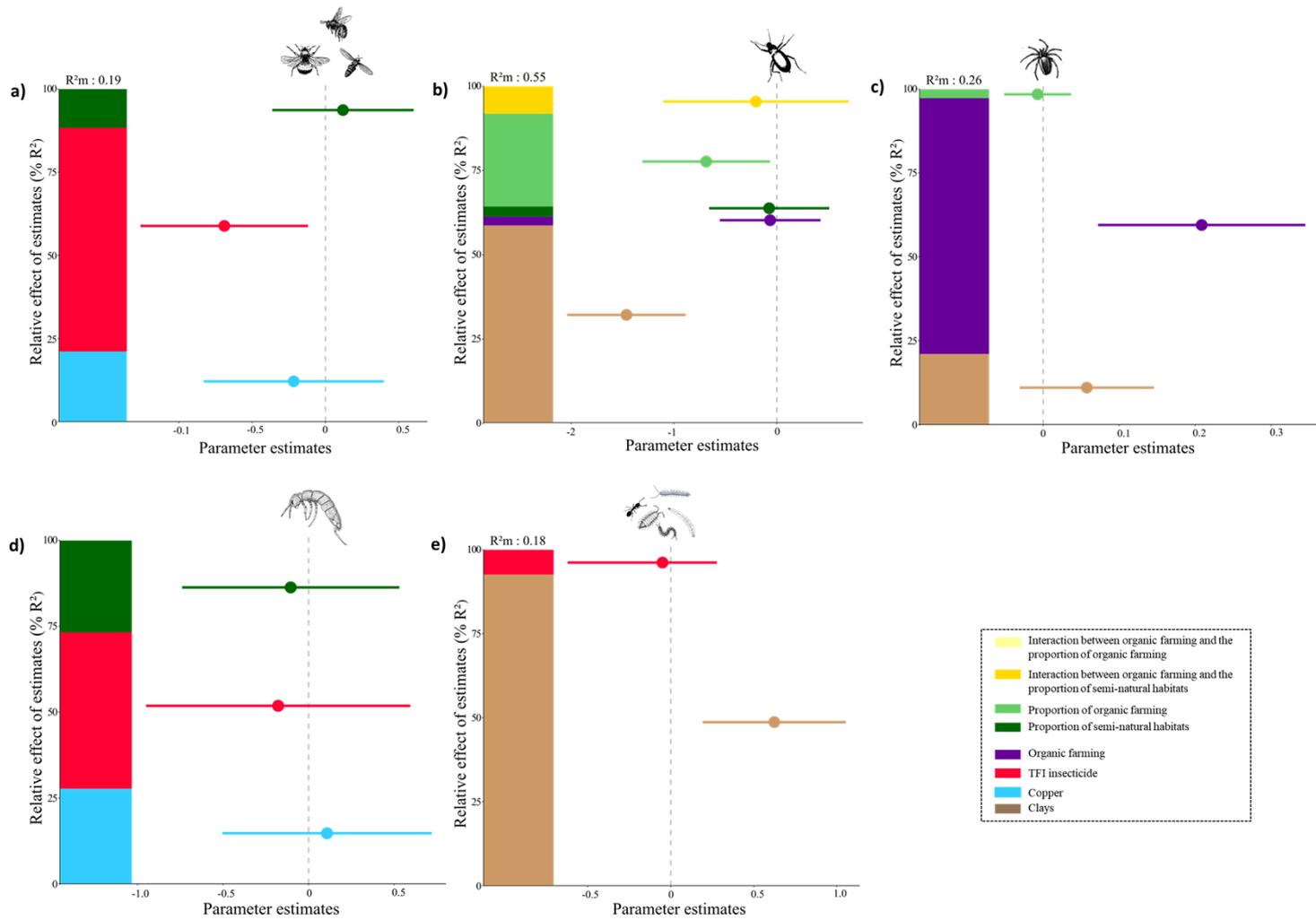
The interaction between local farming system and the proportion of semi-natural habitats was never selected in any top models explaining the taxonomic richness of the above- and belowground communities, except for that of pollinators.

**Insecticide use.** Independent of the type of farming system, insecticide use intensity was found to decrease the taxonomic richness of pollinators (67% of explained variance) (Figure 2, Suppl. Mat Figures S2 and S9). No significant effects of insecticide use intensity on the taxonomic richness of other above- or belowground communities were found.

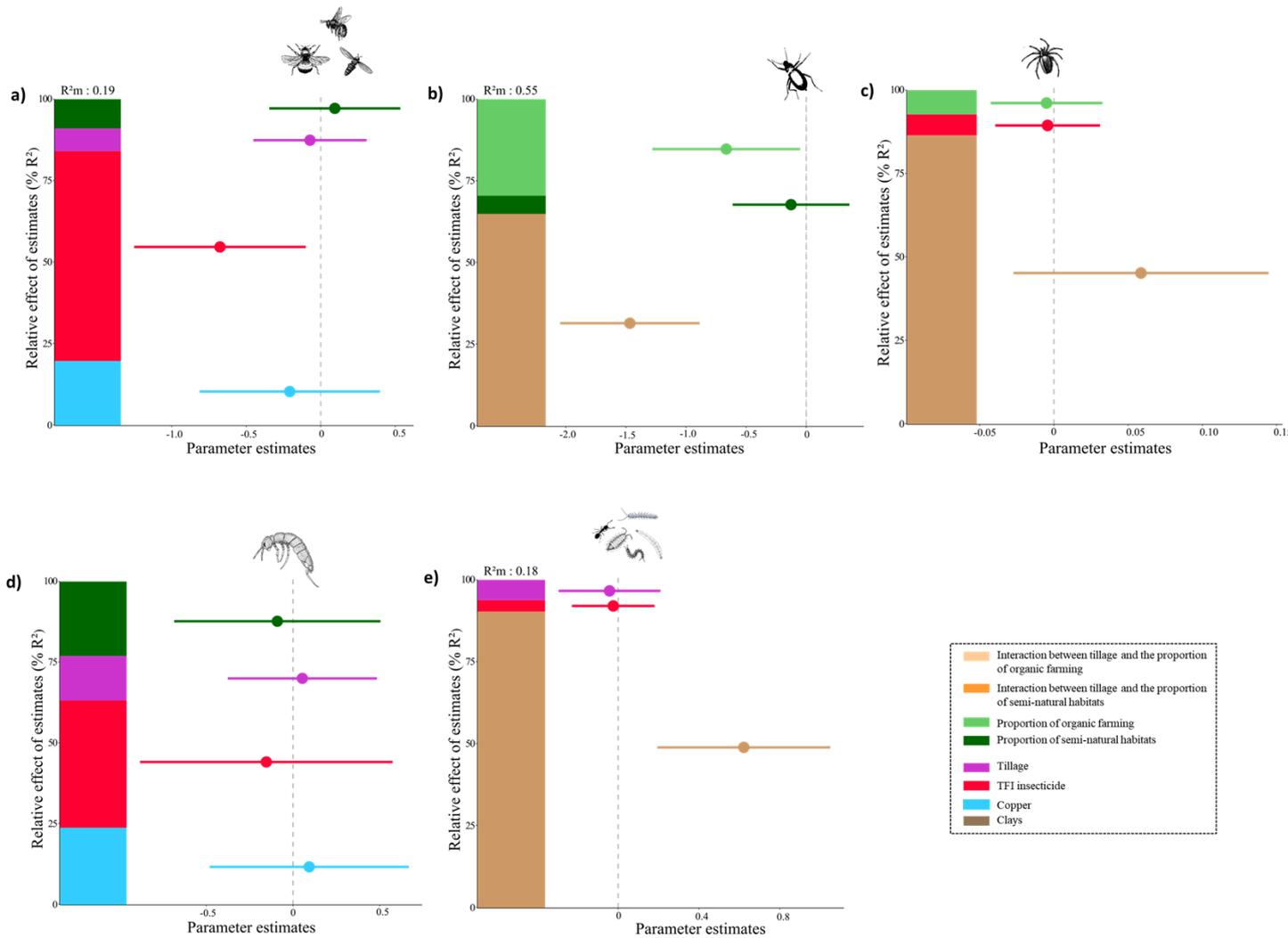
**Soil copper and soil texture.** The amount of copper in the soil explained some variance in the taxonomic richness of pollinators (21% of explained variance) and springtails (27% of explained variance), but no significant effects were found. The proportion of clay in the soil explained some of the variance in the taxonomic richness of ground beetles (59% of explained variance), spiders (21% of explained variance) and microarthropods (92% of explained variance). The taxonomic richness of ground beetles was negatively affected by the proportion of clay in the soil, while the taxonomic richness of microarthropods benefited from an increase in clay content (Suppl. Mat Figures S2 and S11).



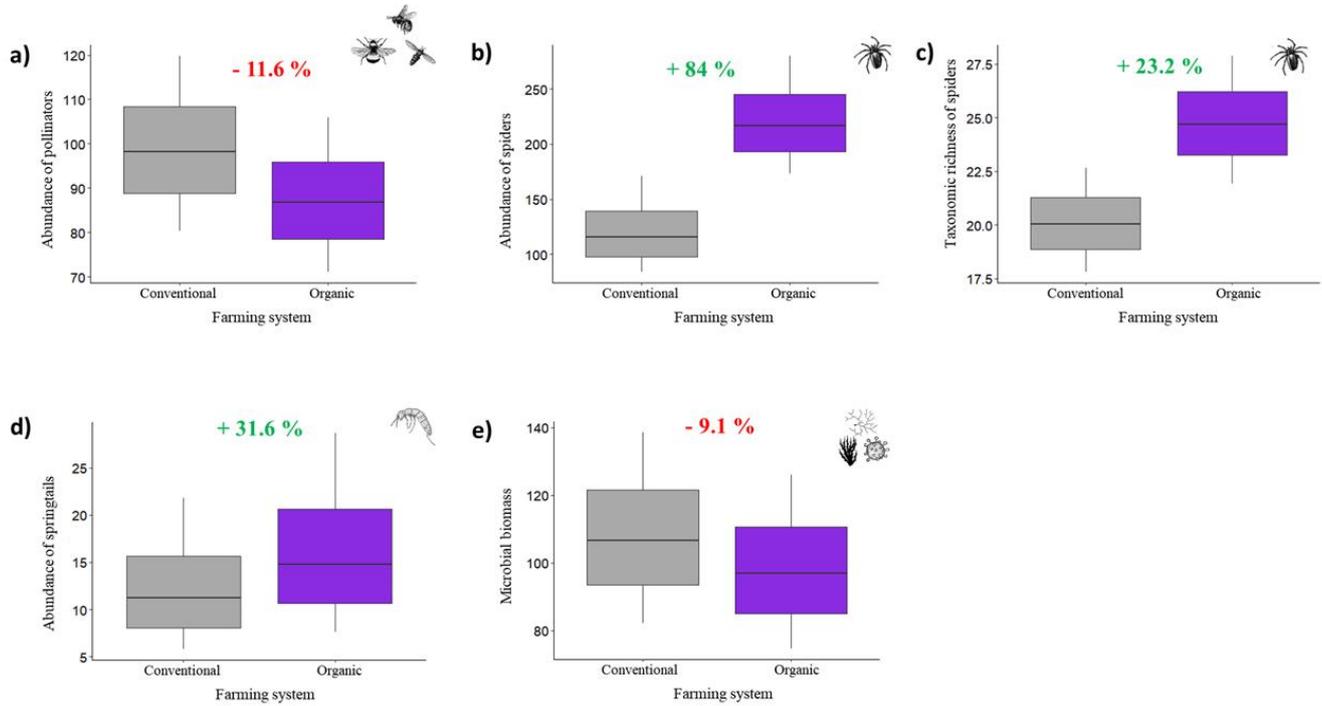
**Figure S1:** Results of the top models of community abundance for a) pollinators, b) ground beetles, c) spiders, d) springtails, e) mites, f) other microarthropods and g) microbial biomass as affected by specific farming practices, landscape context and soil characteristics. Stacked bars show the relative effects of estimates (% R<sup>2</sup>) for each explanatory variable, which were calculated as the ratios between the parameter estimates and the sum of all parameter estimates based on a model averaging approach applied to model 2. Abscissas represent the average effect of the average model from multimodel inference. Points are estimates of the model, and lines represent confidence intervals. All continuous predictors were scaled to interpret parameter estimates at comparable scales.



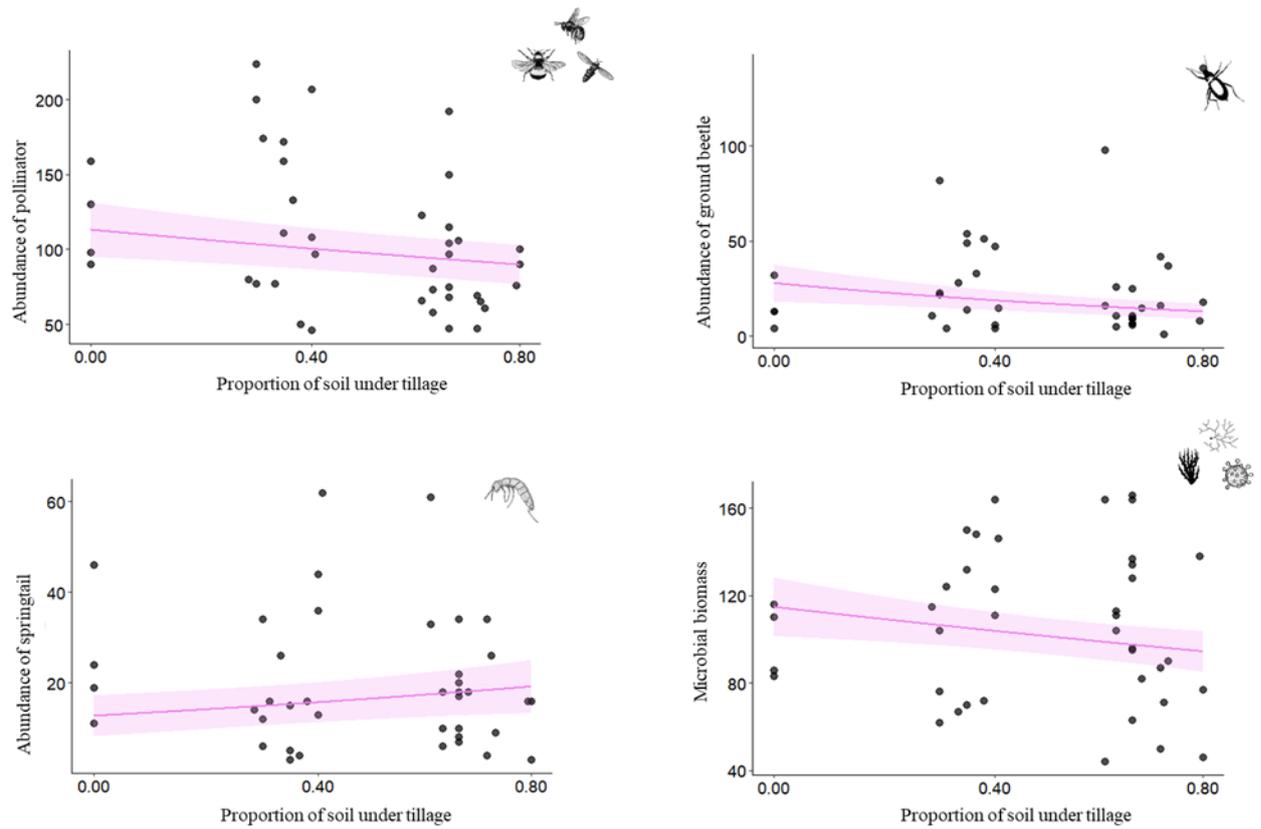
**Figure S2:** Results of the top models explaining the taxonomic richness of communities of a) pollinators, b) ground beetles, c) spiders, d) springtails and e) other soil microarthropods as affected by the type of farming system (organic or conventional), landscape context, farming practices independent of farming systems and soil characteristics. Stacked bars show the relative effects of estimates (% R<sup>2</sup>) for each explanatory variable, which were calculated as the ratios between the parameter estimates and the sum of all parameter estimates based on a model averaging approach applied to model 1 for taxonomic richness. Abscissas represent the average effect of the average model from multimodel inference. Points are estimates of the model, and lines represent confidence intervals. All continuous predictors were scaled to interpret parameter estimates at comparable scales.



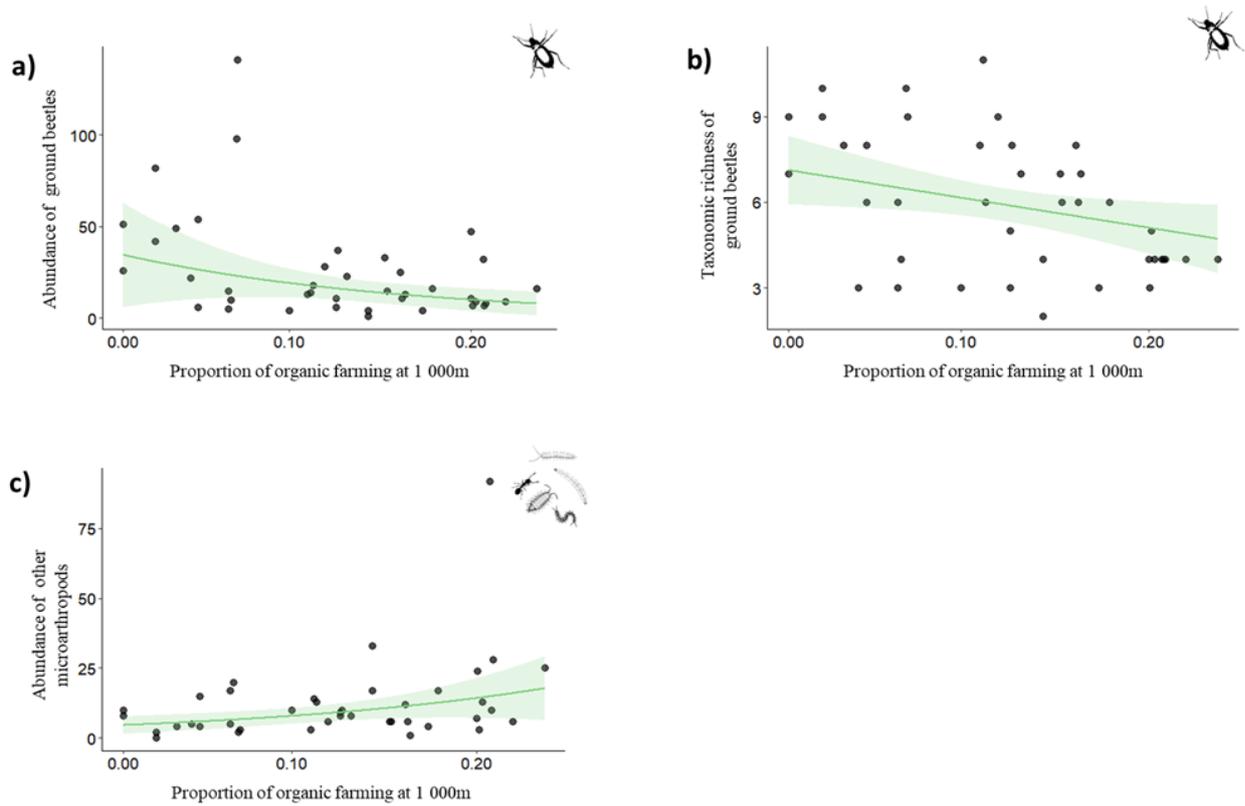
**Figure S3:** Results of the top models explaining the taxonomic richness of communities of a) pollinators, b) ground beetles, c) spiders, d) springtails and e) other microarthropods as affected by specific farming practices, landscape context and soil characteristics. Stacked bars show the relative effects of estimates (% R<sup>2</sup>) for each explanatory variable, which were calculated as the ratios between the parameter estimates and the sum of all parameter estimates based on a model averaging approach applied to model 2 for taxonomic richness. Abscissas represent the average effect of the average model from multimodel inference. Points are estimates of the model, and lines represent confidence intervals. All continuous predictors were scaled to interpret parameter estimates at comparable scales.



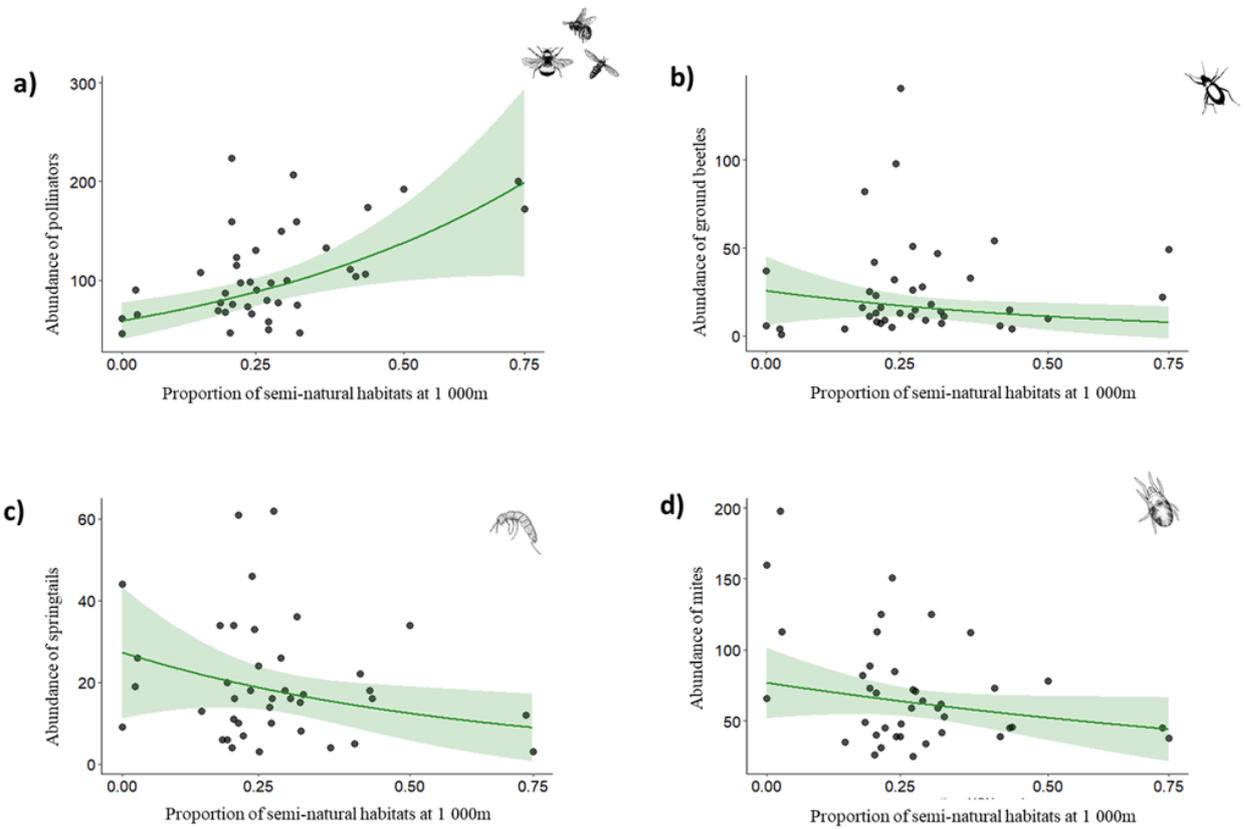
**Figure S4:** Effect of the type of farming system (organic or conventional farming) on the abundances of a) pollinators, b) spiders, and d) springtails; c) the taxonomic richness of spiders; and e) microbial biomass. The proportion of change is calculated on the basis of predictions of the top models obtained from the model averaging procedure.



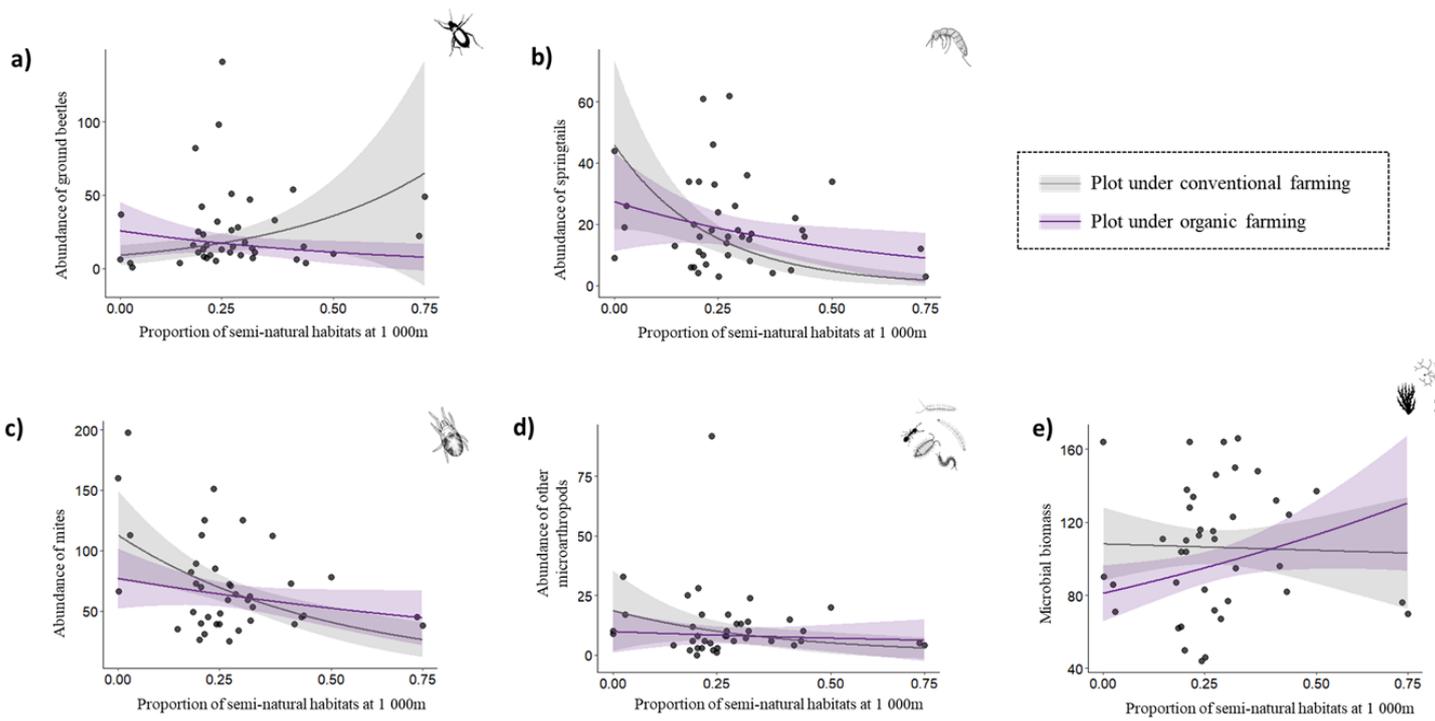
**Figure S5:** Effects of tillage on a) the abundance of pollinators, b) the abundance of ground beetles, c) the abundance of springtails and d) the abundance of soil microarthropods. Black dots represent raw data of abundance or taxonomic richness. Lines show predictions from the models, and the pink parts are confidence intervals.



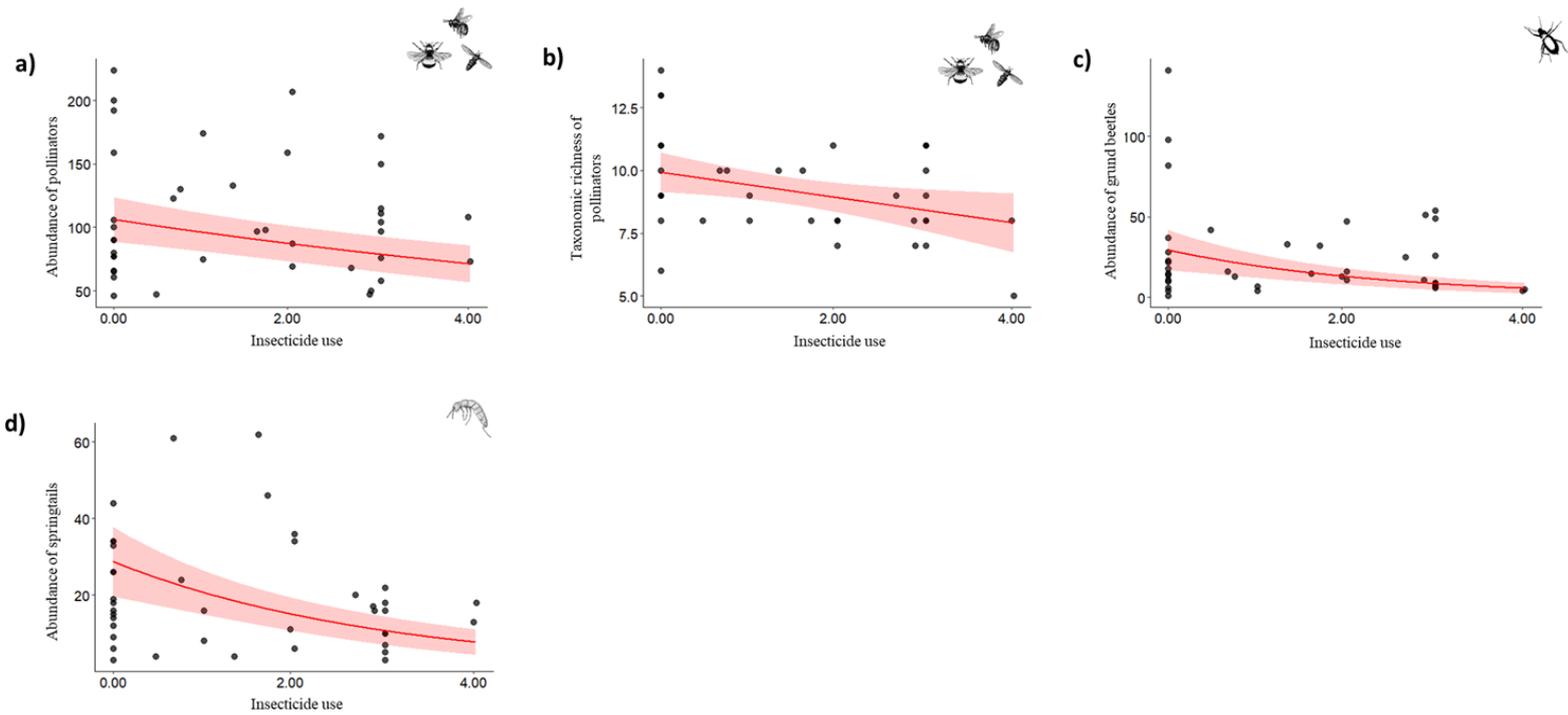
**Figure S6:** Effects of the proportion of organic farming within a 1Km radius on a) the abundance and b) the taxonomic richness of ground beetles and c) the abundance of soil microarthropods. Black dots represent raw data of abundance or taxonomic richness. Lines show predictions from the models, and the light green parts are the confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when farming system was selected in the final model.



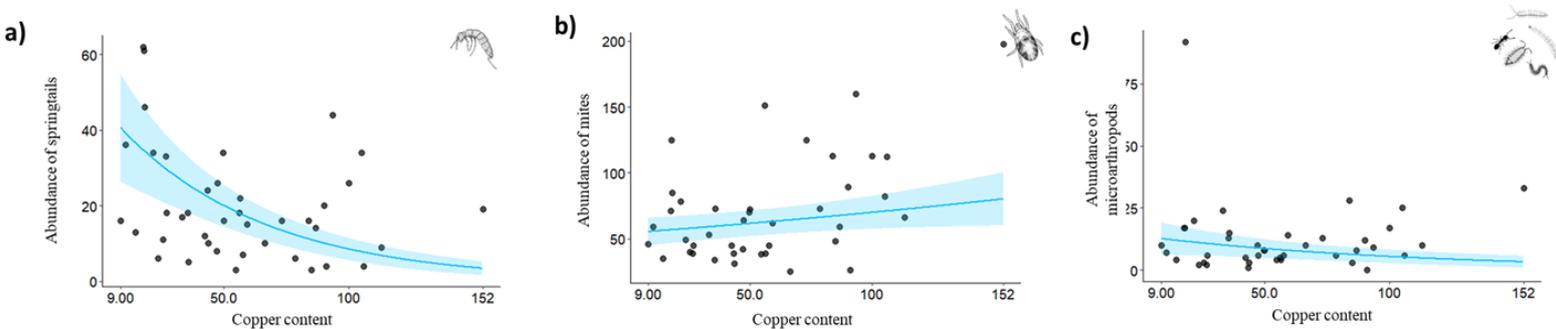
**Figure S7:** Effects of the proportion of semi-natural habitats within a 1Km radius on the abundances of a) pollinators, b) ground beetles, c) springtails and d) mites. Black dots represent the raw data of abundance and taxonomic richness. Dark green lines show the predictions from the model, and the dark green parts are the confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when farming system was selected in the final model.



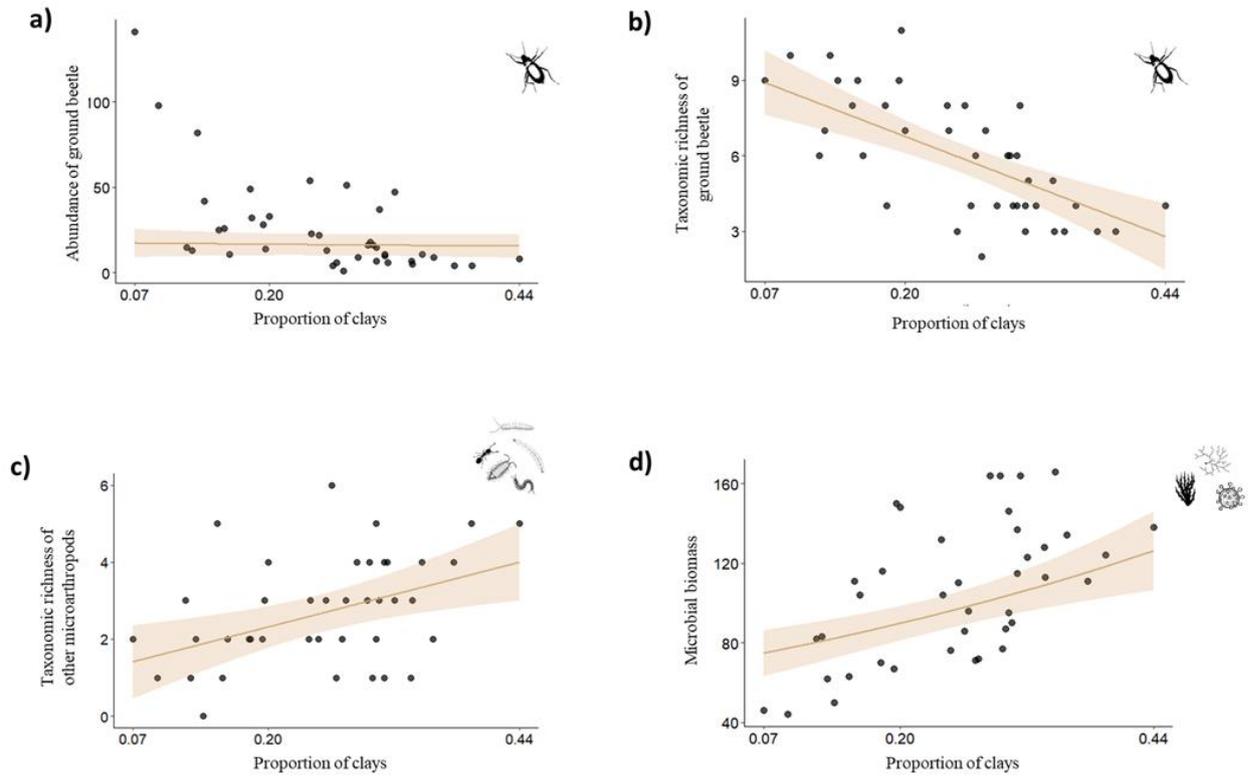
**Figure S8:** Effects of the proportion of semi-natural habitats within a 1 Km radius and its interaction with farming system on the abundances of a) ground beetles, b) springtails, c) mites, and d) microarthropods and e) microbial biomass. Black dots represent the raw data for abundance and taxonomic richness. Dark purple and grey lines show predictions from the model and the associated confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when farming system was selected in the final model.



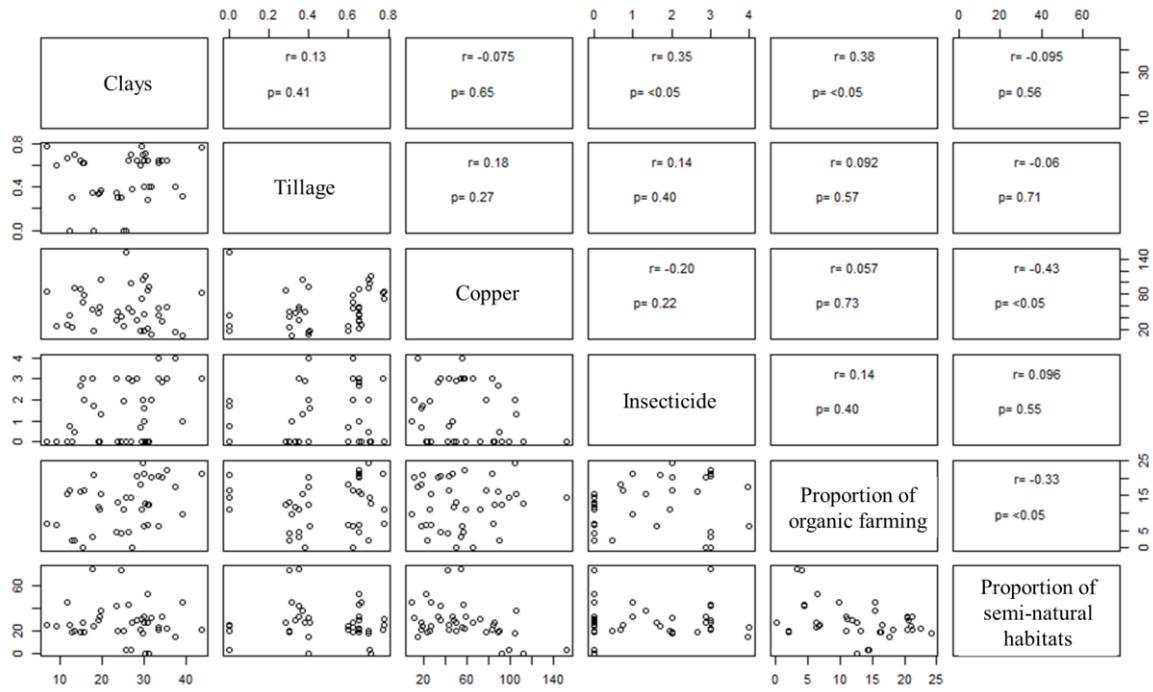
**Figure S9:** Effects of insecticide use on the abundances of a) pollinators, c) ground beetles, and d) springtails as well as on b) the taxonomic richness of pollinators. Black dots represent the raw data of abundance and taxonomic richness. Dark red lines show predictions from the models and the confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when farming system was selected in the final model.



**Figure S10:** Effects of soil copper content on the abundances of a) springtails, b) mites and c) soil microarthropods. Black dots represent the raw data for abundance and taxonomic richness. Light blue lines show predictions from the models and the confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when farming system was selected in the final model.



**Figure S11:** Effects of the proportion of clay in the soil on the a) abundance and b) taxonomic richness of ground beetles, as well as on the c) taxonomic richness of microarthropods and d) microbial biomass. Black dots represent the raw data for abundance and taxonomic richness. Brown lines show predictions from the models and the confidence intervals. Only the results from the plots under organic conditions are shown when the farming system were selected in the final model.



**Figure S12:** Pearson correlation matrix between all the explanatory variables.  $r$  are coefficient of correlation and  $p$  are p-values resulting of the test.

## **Acknowledgments**

This research was funded by the Conseil Interprofessionnel des Vins de Bordeaux (ALAMBIC project). We thank the 40 grapevine growers for allowing us access to their vineyards.

## **Authors' contributions**

NO, BG, DT and AR conceived the ideas and designed methodology;

NO, OB, SRC, BJ collected the data;

NO analyzed the data;

NO led the writing of the manuscript;

All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

## **Data availability**

The datasets used in the study will be available from DRYAD repository after acceptance of the paper

## CHAPITRE 3

### Multifunctional analysis between organic and conventional farming reveals antagonism between biodiversity conservation and grape production



*Base image INRAe SAVE*

## *Avant-propos*

L'agriculture est proposée comme l'une des solutions qui permet de concilier production et réduction de l'empreinte environnementale. Néanmoins, si de nombreuses connaissances existent sur les performances écologiques de l'agriculture biologique, en ce qui concerne ses performances agronomiques et économiques, les conclusions restent encore incertaines. Quantifier les performances multiples des systèmes d'agriculture biologique en considérant les aspects socio-économiques ainsi que les performances agronomiques et environnementales est donc d'une importance majeure, si l'on veut mieux équilibrer les multiples objectifs de durabilité des systèmes de production. De plus, il a été montré que le contexte paysager module les effets locaux. Du fait de l'augmentation des surfaces en agriculture biologique, la question se pose de savoir si le contexte paysager permet de maximiser les effets locaux sur la multifonctionnalité.

Notre étude consiste donc à analyser les effets de l'agriculture biologique locale et dans le paysage sur les performances écologiques, agronomiques et économiques ainsi que sur la multifonctionnalité des systèmes viticoles. Cette étude est basée sur un jeu de données compilant des données sur les performances écologiques (conservation de la biodiversité, régulation naturelle, dégradation de la matière organique), les performances agronomiques (rendement, gestion des ravageurs) et économiques (coûts de production) récoltées sur le même dispositif expérimental que le chapitre 2. Nous avons réalisé trois types d'analyses. Dans un premier temps nous avons regardé les effets du mode de conduite de la parcelle et du contexte paysager sur chaque performance (14 performances au total). Dans un second temps nous avons calculé un indice de multifonctionnalité à partir des 14 performances. Puis nous avons réalisé une analyse afin de déterminer les synergies et antagonismes entre performances au sein des systèmes conduits en agriculture biologique et conventionnelle.

# Multifunctional analysis between organic and conventional farming reveals antagonism between biodiversity conservation and grape production

Noémie Ostandie<sup>a</sup>, Brice Giffard<sup>a</sup>, Pauline Tolle<sup>a</sup>, Adeline Ugaglia<sup>a</sup>, Denis Thiéry<sup>a</sup>, Adrien Rusch<sup>a</sup>

<sup>a</sup> INRAE, ISVV, UMR1065 Santé et Agroécologie du Vignoble, F-33883 Villenave d'Ornon, France

*In preparation*

## Abstract

Assessing the multifunctionality of agroecosystems is crucial to design more sustainable agriculture. While it is known that organic farming benefits biodiversity and ecosystem services, how organic farming affects multifunctionality of agroecosystems, including agronomical, ecological as well as socio-economic dimensions, remains poorly explored. In this study, we investigated how multifunctionality of vineyard agroecosystems respond to organic farming compared to conventional farming across multiple spatial scales. Multifunctionality was quantified by considering several performances related to biodiversity conservation, biological pest control potential, pest infestation levels, soil organic matter decomposition, crop productivity, pesticide use and production costs. Our study reveals that organic and conventional farming did not differ on average multifunctionality but that they have highly contrasted profiles of individual performances along a biodiversity conservation-crop productivity axis. Organic farming had multiple beneficial effects including higher above-ground biodiversity, enhanced biological pest control services, reduced pesticide applications and production costs. However, organic farming had higher infestation levels of pests and pathogens despite a better biological control which in turns reduced crop yields. Moreover, our analysis revealed contrasted synergies and trade-offs between pairwised performances within each farming system, with organic farming systems having comparatively more synergies and trade-offs than conventional farming systems. Our study provides a detailed quantification of the multifunctionality of the vineyard, which allows to predict the consequences of the expansion of organic agriculture on the agronomical, ecological and economical performances.

## Introduction

Today, agriculture is one of the main drivers responsible for environmental degradation (Foley et al., 2011) although food security is a major issue for human health (FAO, 2015). Agroecology is often proposed as a pathway to face the challenge of conciliating commodity production with reduced environmental footprint (Bommarco et al., 2013; Kleijn et al., 2019). Among the diverse forms of agriculture that agroecology encompasses, organic farming is usually presented as a good prototype for agroecology (Reganold and Wachter, 2016; Tiftonell, 2014). However, the agronomical, environmental and socio-economic performance of organic farming are still under intense debate (Reganold and Wachter, 2016; Muller et al., 2017; Eyhorn et al., 2019; Muneret et al., 2018; Seufert and Ramankutty, 2017), with authors suggesting that organic farming is one of the responses to sustainable food security challenges (Badgley et al., 2007), and others arguing that organic farming cannot feed the world (Connor, 2008). Organic farming is a certification guideline that slightly differs between countries and represents multiple types of farming systems (Seufert et al., 2017). They usually share the fact that they prohibit the use of synthetic pesticides and fertilizers but have no obligations with respect to ecological processes or environmental impacts (Reganold and Wachter, 2016; Seufert et al., 2017; Muneret et al., 2018). Quantifying the actual performance of organic farming in multiple dimensions, including agronomical, environmental and socio-economic performances is therefore of major importance in the present context. Numerous studies have found that organic farming at the field scale benefits biodiversity on average (Hole et al., 2005; Bengtsson et al., 2005; Gabriel et al., 2010; Tuck et al., 2014). This suggests that organic farming systems are more likely to support ecosystem services provided by biodiversity such as natural pest control services, pollination or soil organic matter decomposition (Mader, 2002; Kennedy et al., 2013; Seufert and Ramankutty, 2017; Muneret et al., 2018). However, the consequences of such beneficial effects on agroecosystem functioning remains unknown for several ecological processes. Moreover, many studies revealed that not all components of biodiversity are positively affected by organic farming and that some taxonomic groups are even negatively affected by organic farming practices (soil tillage, copper use) (Mackie et al., 2013; Tuck et al., 2014; Birkhofer et al., 2014; Ostandie et al., 2021). Identifying the farming practices mediating both positive and negative effects on biodiversity and multifunctionality is therefore a major topic in the present context. Despite the impacts of organic farming on biodiversity, substantial evidence indicates lower crop productivity in organic farming systems compared to conventional ones raising the question of the ability of organic farming to meet the growing demand for food and insure food security. Yields of organic farming systems are on average 19 to 25% lower than those of conventional farming systems (Seufert et Ramankutty, 2012; de Ponti et al., 2012; Ponisio et al., 2015). However, organic farming may increase yield stability over time (Scialabba et al., 2010; Gomiero et al., 2011) and the yield-gap between organic and conventional farming can be substantially reduced when farming practices such as crop rotation or multi-cropping are implemented by farmers (Ponisio et al., 2015). In organic agricultural practices has strong impacts on production costs. By privileging more mechanic intervention and labor-intensive practices, production costs are higher in organic farming (Wheeler et Crisp, 2009). Moreover, despite lower crop productivity, organic farming was found to be more profitable for farmers than conventional agriculture on average 23 to 35% (Crowder and Reganold, 2015). Quantifying multiple performances (hereafter multifunctionality) of organic farming systems by considering socio-economic aspects as well as agronomical and environmental performances is therefore of major importance, if we are to better balance

multiple sustainability goals. Identifying farming systems that can favor synergies between profitability, commodity production and reduced environmental impacts is the cornerstone for developing sustainable agricultural landscapes (Iverson et al., 2019). Many studies about the performance of organic farming systems on biodiversity or ecosystem processes have reported large variability in the measured effects and a major context-dependency of organic farming effects (Tuck et al., 2014; Seufert and Ramankutty, 2017; Muneret et al., 2018). A large body of evidence now indicates that the landscape context, such as the extent of crop or the amount of non-crop habitats in the landscape, is partly responsible for this context-dependency by modulating the effect local farming systems on biodiversity and ecosystem functions (Winqvist et al., 2011; Muneret et al., 2019; Smith et al., 2020). However, how landscape context simultaneously affects multiple performances such as biodiversity conservation, yield, key ecosystem functions or profitability remains poorly explored (but see Smith et al., 2020). Moreover, the expansion of organic farming in the landscape has been suggested as a potential key aspect that might modulate the local performance of organic farming systems (Muneret et al., 2019b; Petit et al., 2020). As organic farming covers almost 1.5 % of global agricultural land, there is a large potential for an increase in farmland area under organic farming (IFOAM, 2017). With this in mind, the increase of farms under organic farming in the landscape brings real questions about the stability of the answers of local to landscape context (Gabriel et al., 2010). Studies investigating how landscape context affects multifunctionality of organic farming systems are therefore crucially needed to identify contexts that maximize agroecosystem multifunctionality.

The aim of this study is to analyze the effects of organic farming on agroecosystem multifunctionality by quantifying agronomical, environmental as well as socio-economic performances of organic systems compared to conventional ones. We included in this approach performances related to aboveground and belowground biodiversity conservation, biological pest control potential, soil organic matter decomposition, crop productivity, pesticide use and production costs. We analyzed the effects of organic farming on agroecosystem multifunctionality as well as on each performance individually. We hypothesized that organic farming has higher levels of overall multifunctionality as organic farming is expected to promote biodiversity and ecological processes. We thus also expected an overall positive effect of organic farming on biodiversity both on belowground and aboveground communities. In addition, we hypothesized that although organic farming benefits ecosystem processes such as pest control and organic matter decomposition, it also increases pest infestation levels due to the lowest efficiency of organic farming practices to control pests, which directly implies yield losses. In addition, we expected that fields under organic farming management would have lower crop yield but higher production costs compared to conventional ones. We also expected that the amount of organic farming in the landscape would be a strong determinant of the performance of farming systems at the local scale with higher levels of multifunctionality expected in landscapes dominated by organic farming.

## Material and methods

### *Study site and experimental design*

Our study site is located in a vineyard-dominated region in southwestern France (44°81'N, 0°14'W). Our study design consisted of 20 pairs of organic and conventional vineyards (40 fields). The pairs were selected along two uncorrelated (Pearson correlation  $r = -0.33$ ,  $p$ -value  $>0.05$ ) landscape gradients: a gradient of proportion of organic farming (ranging from 0.1% to 24.2%) and a gradient of proportion of semi-natural habitats (ranging from 0.4% to 75.1% and composed of forests (65%) and open habitats (35%) such as meadows and shrublands) in a 1 km radius. Such an experimental design makes it possible to disentangle the relative effects of local farming practices from the proportion of semi-natural habitats and organic farming at the landscape scale. Landscape variables were calculated using QGIS 2.18.1 (QGIS Development Team 2016). On each of the 40

### *Biodiversity sampling*

In order to measure the ability of farming systems to conserve biodiversity, we quantified both aboveground and belowground biodiversity considering pollinators, spiders, ground beetles as well as soil microarthropods. Pollinators were sampled between April and August 2018 using colored pan traps and sweep netting. From April to May, pollinators were collected using pan traps on three sampling dates, with two sampling points per field and per date. The two sampling points were located in grassy interrows 15 m apart and were active for 48 hours. Each sampling point was composed of two sets of three colored pan traps (blue, yellow and white), one set localized at ground level and the other set localized at vegetation level (60 cm from the ground level). Each colored trap was made of 500 ml plastic bowls. From July to August, two sweep netting sessions, with a sweep net 35 cm in diameter, were performed in all fields. For each session, sweep netting was conducted along two 30 m transects, one in a grassy interrow and one in a tilled interrow, spaced by 15 m and starting at 15 m from the edge. Each transect was sampled using one sweep per footstep. For each field and session, we repeated this operation twice during the same day: in the morning (before 12 p.m.) and in the afternoon (after 2 p.m.). Samplings occurred on dry and sunny days with low wind speeds. All collected individuals were stored in 70% ethanol, and individuals were identified to the lowest possible taxonomic resolution. Only wild pollinators (bees, bumble bees and hoverflies) were considered for the analyses, while honey bees (*Apis mellifera*) were removed from the analyses to avoid bias due to the presence of beehives around fields. To calculate taxonomic richness, we used taxonomic units based on the lowest level of identification bees, bumblebees and hoverflies. For bees of the genus *Lasioglossum*, due to the difficulty of identification at the species level, we considered subgenera, and based on the strength of the distal veins of the forewing, we divided the bees into two groups under the same subgenus.

Spiders and ground beetles were sampled on three different dates in June, July and October 2018 with pitfall traps. Pitfall traps were made of 750 ml plastic bowls 11.5 cm in diameter. On each date, three pitfall traps were placed along a transect under a vine row starting 15 m from the field border and were located 15 m from each other. The transect was located towards the middle of the field. The pitfall traps were half filled with soapy water and were left open for 10 days. Spiders and ground beetles were collected and stored in 70% ethanol. Individuals were

identified to the lowest possible taxonomic resolution: the species level for carabids, but for spiders, 11% to the family level (e.g., Lycosidae) and 12% to the genus level (e.g., *Pardosa* sp.).

Soil arthropods were collected from the topsoil (0–15 cm) in October 2018. In each of the 40 fields, 500 mL of soil was constituted by mixing 9 subsamples extracted using soil cores (5 cm in diameter) spaced at 15 m intervals in all rows and interrows (tilled or not). Soil arthropods were then directly extracted using a Berlese-Tullgren extractor for five days (ISO 23611-2:2006 norm), with a light and associated temperature gradient over the soil core (48 hours without light and 72 hours days with light), which was crumbled into a 2 mm plastic sieve suspended over a collecting vessel containing 70% alcohol. All arthropods collected were counted and identified to the order or family level (i.e. coleopteran, chilopoda, symphyla, pauropoda, isopoda, diptera, diplopoda, diplura, protura, aranea, acari and hymenoptera) and to species level for springtails.

#### *Biological pest control potential*

Biological pest control potential was measured during two sessions (in May and July 2018) using sentinel methods consisting in quantifying rates of predation of *Lobesia botrana* eggs. The two sessions corresponded to *L. botrana* reproduction period in vineyards. An egg-laying paper was placed in a *L. botrana* breeding box overnight using our rearing facilities. The egg laying paper was then collected and packages of ten eggs were glued on cards made of plastic-strips. Nine cards were dispatched in three interrows in each vineyard fields 15 m from the start of each row and with a spacing of 15 m between each card. The cards were positioned on the main branch of the vine as close as possible to a bunch of grapes. After 72 h, the cards were retrieved and the number of missing eggs was counted. We estimated predation rates as the total number of missing eggs.

#### *Pest and pathogen infestation levels*

In addition to the biological pest control potential measured by sentinel cards, we quantified the actual levels of pest and pathogen infestation. Vineyards are exposed to many pests such as pathogens, leafhoppers, grape berry moths that cause damage in vineyards. Especially, we focus on one pathogen *Plasmopara viticola*, which is recognized to damage vineyards leading of quantitative losses (Ermini et al., 2010), and one leafhopper, *Scaphoideus titanus*, known to be a major vector of the “flavescence dorée” phytoplasma, which induced irreversible decline of infected vines (Boudon-Padieu, 2000).

We carried out trapping from early July to mid-September 2018 of *S. titanus*. We placed three yellow sticky traps on the middle row in each vineyard fields, 15 m from the edge, spaced 15 m between each. Sticky traps were fixed on the highest wire line (about 1.5 m from the ground). The traps were collected weekly and replaced with new ones during ten consecutive weeks corresponding to the period of activity of this leafhopper. Once the traps were collected we identified and counted the exact number of *S. titanus*.

In order to estimate pathogen infestation levels we realized one counting session in July 2018 corresponding to the closing of the bunch. We randomly selected five plots spaced 15 m

apart (three plots in one row and two plots in a row at 15 m) made up of five vine stocks of four bunch of grapes. We estimated the severity of attack of *P. viticola* from 1 to 5 corresponding to the percentage of the bunch of grapes infected by the pathogen (severity 1 : 0 to 20%, severity 2: 20 to 40%, severity 3: 40 to 60%, severity 4: 60 to 80% and severity 5: 80 to 100%). We estimated pathogen infestation levels as the mean of the severity for each fields. Moreover, we estimated the intensity of damages as the frequency of apparition of the severity. As this two variables are strongly correlated (Figure S1 in supplementary materials) we choose only one to describe pathogen infestations levels by selecting the mean of the severity.

As we evaluate pest control potential on eggs of *L. botrana*, we also estimated infestation levels of the lepidopteran pests in the field by counting the number of berries' perforation in July 2018. However, we did not use this data in our analysis because of the very low level of pest populations that year.

### *Organic matter decomposition dynamics*

In order to estimate organic matter dynamics in soils, we used the Tea Bag Index (TBI) (Keuskamp et al., 2013). One teabags session was carried out in November 2018 to February 2019. Two types of teas were used to estimate the degradation of organic matter, red tea (Lipton Roïbos, EAN: 8722700188438) and green tea (Lipton green tea Sencha, EAN: 8714100770542) (Keuskamp et al., 2012). In each plot, six pairs of green tea and red tea were buried (three pairs were placed in two different rows). The pairs were placed 15 m from the edge, and a space of 15 m was left between each pair. The tea bags were buried to a depth of 8 cm, with a distance between the bags of the same pair of 4 cm minimum. Tea bags were left in the soil for 90 days. Before planting, the whole bags (string, label, tea and container) were weighed dry (48 h in an oven at 40 ° C), just out of the ground, after removing the roots and pebbles, the tea was weighed dry (72 h at 60 ° C). During the two pre-planting weighing sessions, twenty bags of each type of tea were "sacrificed" to weigh the string and the label as well as the weight of the empty bag. The average weight of these twenty measurements was used to calculate the initial tea weight. Then we calculated two indicators of organic matter degradation, the degradation index indicating the soil capacity to release stable organic matter (k) and the stabilization index (S) providing information on the capacity of the soil to humify fresh organic matter (Keuskamp et al., 2012).

### *Farming practices, production costs and crop productivity*

In order to obtain information on farming practices, production costs and crop productivity, we interviewed farmers. We collected data for each farming practice implemented in vineyards by farmers such as the type of equipment, the type of labor and inputs as well as the applied doses and the time allocated to each farming practice. We then calculated the production costs for each of the three factors of production (equipment, labor and inputs). For labor and equipment, we estimated the production costs as the multiplication of the standardized costs corresponding to the type of equipment and labor involved (Bureau de Coordination du Machinisme Agricole, 2018) by the time allocated to the farming practice. Finally, for inputs, we multiplied the standardized cost of input (IFV, 2018) by the dose applied in the field. We also interviewed farmers to collect information on the yield at the field level obtained for the season 2018. To

quantify the level of pesticide use, we calculated the treatment frequency index (TFI) overall as the combination of the sum of the ratios between the applied and recommended doses for each application for the different groups of pesticides (insecticide, fungicide and herbicide).

## **Statistical analyses**

We conducted two approaches to investigate how organic farming at both local and landscape scale as well as the proportion of semi-natural habitats affects the fourteen individual performances describing the ecological, economical and agronomical performances and how these performances interact with each other.

### *Individual performance analysis*

We first examined how local farming practices and landscape context affect each individual performance measured (ie, Biodiversity conservation, production costs). In our models, we considered the local farming systems (organic or conventional) as well as the proportion of semi-natural habitats and the proportion of organic farming in the landscape. We also added interaction terms between the local farming system and the two landscape variables to test for potential modulation of the local effect of farming practices by landscape context. We fitted generalized linear mixed models (GLMMs) with a Gaussian distribution to explain the abundance and the taxonomic richness of aboveground and belowground community, leafhoppers, pathogens, the TFI, the decomposition index, the stabilization index, labor, equipments, inputs and yield. Finally, we used a poisson distribution to explain the egg predation calculated as the number of missing eggs. All the models were fitted with “site” as a random term (one pair of organic and conventional fields) to account for the structure of our experimental design. Response variables such as labor and equipment were log transformed. GLMMs were simplified using backward manual selection by removing fixed factors and interactions that did not contribute to the model with  $P > 0.05$  (Kutner et al., 2005). For models fitted with a Gaussian distribution, stepwise was performed with the maximum likelihood (ML) ratio and final models were refitted using restricted maximum likelihood (REML) to obtain standardized estimates and p-values. The residuals of the final models were checked for normality and homoscedasticity using the “DHARMA” package (Hartig, 2017). Collinearity between explanatory variables was assessed using the variance inflation factor (all VIFs were lower than 3). All continuous explanatory variables were scaled by the mean and standard deviation. GLMMs were fitted using the “nlme” (Pinheiro et al., 2020), “MASS” packages (Ripley et al., 2020). We detected no spatial autocorrelation among the residuals using bubble plots and Moran's test.

### *Multifunctionality analysis*

The fourteen performances were then used to assess multifunctionality of agroecosystems. For functions where negative values indicate higher levels of performance (e.g the cost of inputs), values were reflected to appear on the same scale before standardizing. We then calculated z-scores of the 14 variables by their maximum and minimum values standardization (Maestre et al., 2012). Finally, we calculated the multifunctionality index by averaging z-scores of the fourteen individual performances. Then we classified into six different performance categories the fourteen individuals performances, namely: 1) “biodiversity conservation”, 2) “biological pest control potential”, 3) “pest infestation levels”, 4) “organic decomposition matter dynamics”, 5) “production costs” and 6) “crop productivity”. As for each performance category, we did not have the same number of individual performances; we weighted them by their number of individual performances composing the performance category. For example in the biodiversity conservation category as we had four individual performances, we weighted each by 25%. Such a weighting scheme gives the same weight to the six different performances. As for the individual performance approach, we constructed a full model with local and landscape variables and interactions between them, with “site” as a random effect. We fitted GLMMs with a Gaussian distribution to explain the averaged multifunctionality index and performed backward stepwise selection to remove fixed factors and interactions that did not significantly contribute to the model. To explore how individual performances interact with each other, we performed pairwise comparisons based on Pearson correlations for both organic farming and conventional farming.

To understand synergisms and antagonisms between individual performances, we applied a piecewise SEM approach (Lefcheck, 2016). We developed one SEM based on the finals models (fourteen models, one for each performance) kept after backward stepwise selection. We used the d-separation test to evaluate whether the non-hypothesized independent paths were significant and whether the models could be improved with the inclusion of any of the missing paths. The strength of an indirect path between two variables was obtained by multiplying path coefficients belonging to this path and total effects are the sum of direct and indirect pathways. SEM was fitted using the piecewiseSEM package (Lefcheck, 2016).

## **Results**

Overall, we found that abundance and taxonomic richness of belowground communities was on average  $357 \pm 133$  (mean  $\pm$  SD) individuals, composed of  $41 \pm 7$  taxonomic units in organic systems against  $258 \pm 90$  individuals distributed in  $37 \pm 5$  species for conventional systems. Concerning belowground communities, we caught on average  $98 \pm 49$  individuals of  $9 \pm 4$  species inorganic systems against  $107 \pm 61$  individuals distributed in  $10 \pm 4$  species for conventional systems. For egg predation rates, we estimated on average  $59 \pm 17$  missing eggs for organic systems and  $53 \pm 17$  missing eggs for conventional systems on the 180 eggs initially exposed. We had on average  $534 \pm 446$  leafhoppers trapped in organic systems and  $206 \pm 244$  leafhoppers trapped in conventional systems. For *P. viticola*, we estimated an average severity index of  $3 \pm 2$  in organic fields and a severity of  $2 \pm 1$  for conventional. The TFI was on average  $10 \pm 2$  for organic systems, compared to  $16 \pm 4$  for conventional systems. We found that stabilisation and decomposition index were on average respectively  $0.32 \pm 0.05$  and  $0.02 \pm 0.002$  for organic fields and on average  $0.31 \pm 0.03$  and  $0.02 \pm 0.002$  for conventional ones.

We found that the costs allocated to inputs were on average  $727 \pm 344.4$  euros/hectares in organic fields and  $1\,705 \pm 570.2$  euros for conventional fields. For labor, farmers under organic spend on average  $1\,362 \pm 96.4$  euros/hectares against  $1\,674 \pm 902.5$  euros in conventional. We estimated that farmers spends on average  $1\,003 \pm 375.2$  euros/hectares for equipments for organic systems and  $1\,058 \pm 446.6$  euros for conventional. Yield for organic fields were on average  $25 \pm 20$  hectoliters per hectare and  $41 \pm 19$  hectoliters per hectare for conventional fields.

### *Individual performance analysis*

We found that organic farming at the field scale increased the abundance (+33.2 %) as well the taxonomic richness (+4 %) of aboveground community compared to conventional fields (Figure 1 and figure 2). No effects of organic farming were found on abundance or taxonomic richness of belowground community. Organic farming increased biological pest control potential by enhancing egg predation rates of *L. botrana* (+11.5 %) (Figure 1 and figure 2) but also enhanced the number of leafhoppers (+159 %) and the severity of pathogens attack (+70.6%) (Figure 1). However, organic farming fields had lower levels of pesticide applications (measured by TFI) than fields under conventional farming (-38.4%) (Figure 1 and figure 2). No effect of organic farming was found on the stabilization and decomposition index describing the decomposition dynamics of organic matter performance. Organic farming fields had lower production costs than conventional farming (-57.4%) (Figure 1). Finally, fields under organic farming had lower yield than fields under conventional farming (-38.8%) (Figure 1 and figure 2).

At the landscape scale, we did not find significant effects of organic farming at the landscape scale on all of the fourteen indicator variables. On the other hand, we found that the abundance of belowground community was negatively affected by the proportion of semi-natural habitats (-88%) (Figure 3), but no effects were found on the taxonomic richness. The proportion of semi-natural habitats did not affect any variables describing the biological pest control potential, the organic matter dynamics, the production cost as well the crop productivity. We found a significant interaction between local farming systems and the proportion of semi-natural habitats on the treatment frequency index. Increasing the proportion of semi-natural habitats in the surrounding landscape of fields increased the TFI by 24.5% on average but the slope of this effect differed between organic and conventional fields (Figure 4). The positive effect of the proportion of semi-natural habitats on the TFI was only detectable for conventional fields, suggesting higher pest pressure in more complex landscapes for those fields (Figure 4).

### *Multifunctionality analysis*

No effects of local or landscape variables as well as their interactions were found on averaged multifunctionality of farming systems (P-value > 0.05) (Figure 2). We found that the multifunctionality index was on average  $0.49 \pm 0.07$  both for organic and conventional systems. To explore the effects of farming systems on the average multifunctionality, we added supplementary analysis based on different weighting scenarios. Independently of the different weighting scenarios, we never found significant differences in average multifunctionality between organic and conventional farming systems. Our SEM models exploring the direct and indirect effects of local and landscape variables on individual performances fitted the data well

(Fisher's  $C = 172.497$ ,  $df = 180$ ,  $p = 0.643$ ) and no significant path was missing in the models. Our SEM revealed direct positive effects of organic farming on both the stabilisation and decomposition index describing the organic matter decomposition dynamics performance category (Figure 2). We found a direct positive effect of organic matter only on the abundance of aboveground communities whereas the other three individual performances of biodiversity conservation did not respond to organic farming. Indeed, we detected a direct negative effect of the proportion of semi-natural habitats on the abundance of belowground communities (Figure 3). Moreover, we found a positive relationship between the abundance and the taxonomic richness both for aboveground and belowground communities (Figure S2 in the supplementary material). In addition, we observed a direct positive effect of organic farming on abundance of leafhoppers as well as on severity of pathogens' attacks. Organic farming systems had higher levels of pathogen infestations leading to yield losses. The SEM revealed a direct positive effect of organic farming on input costs, suggesting that farmers under organic have lower production costs allocated to inputs (Figure 2). Whatever the farming practice, we found a direct positive effect of TFI on the cost allocated to equipment and an indirect positive effect of TFI on the cost allocated to inputs through the equipment costs (Figure S2 in the supplementary material). Our analyses also revealed that TFI was positively related to yield (Figure S2 in the supplementary material). Moreover, we observed a direct positive effect of TFI on organic matter stabilisation index. Finally, we found a significant interaction term between farming system and the proportion of semi-natural habitats on the TFI. The positive effect of the proportion of semi-natural habitats on the TFI was only observed for conventional fields (Figure 4).

### *Organic and conventional systems profiles*

Our analysis about the pairwise correlations between individual performances of both farming systems highlight contrasted profiles of synergies and antagonisms between performances (Figure 5). We found that organic systems had higher number of correlation than conventional systems (12 against 8). We found 3 correlations in common for both organic and conventional systems. We observed that high levels of pathogens decrease the yield and higher TFI increased the inputs costs. Moreover we find a positive relationship between the abundance and the taxonomic richness of belowground community. Within organic systems we found only 4 negative correlations and 8 positive correlations, within conventional fields we observed only 2 negative correlation and 6 positive correlation. In organic fields, farmers allowing lower equipment costs had higher stabilization index, higher abundance and taxonomic richness of belowground communities and lower abundance of aboveground community. Moreover, farmers in organic allowing lower costs to labor had lower egg predation rates and lower pathogens infestation levels. However, they observed higher yield. The costs allocated to inputs had negative effect on the decomposition index. Finally, we found that organic systems with lower TFI had higher abundance of belowground communities. Regarding conventional systems, we found that the abundance and the taxonomic richness of aboveground community decreased the yield. Moreover, systems under conventional with lower leafhoppers had higher yield. Finally, we found a positive relationship between the costs of inputs and the cost of equipment (Figure 5).

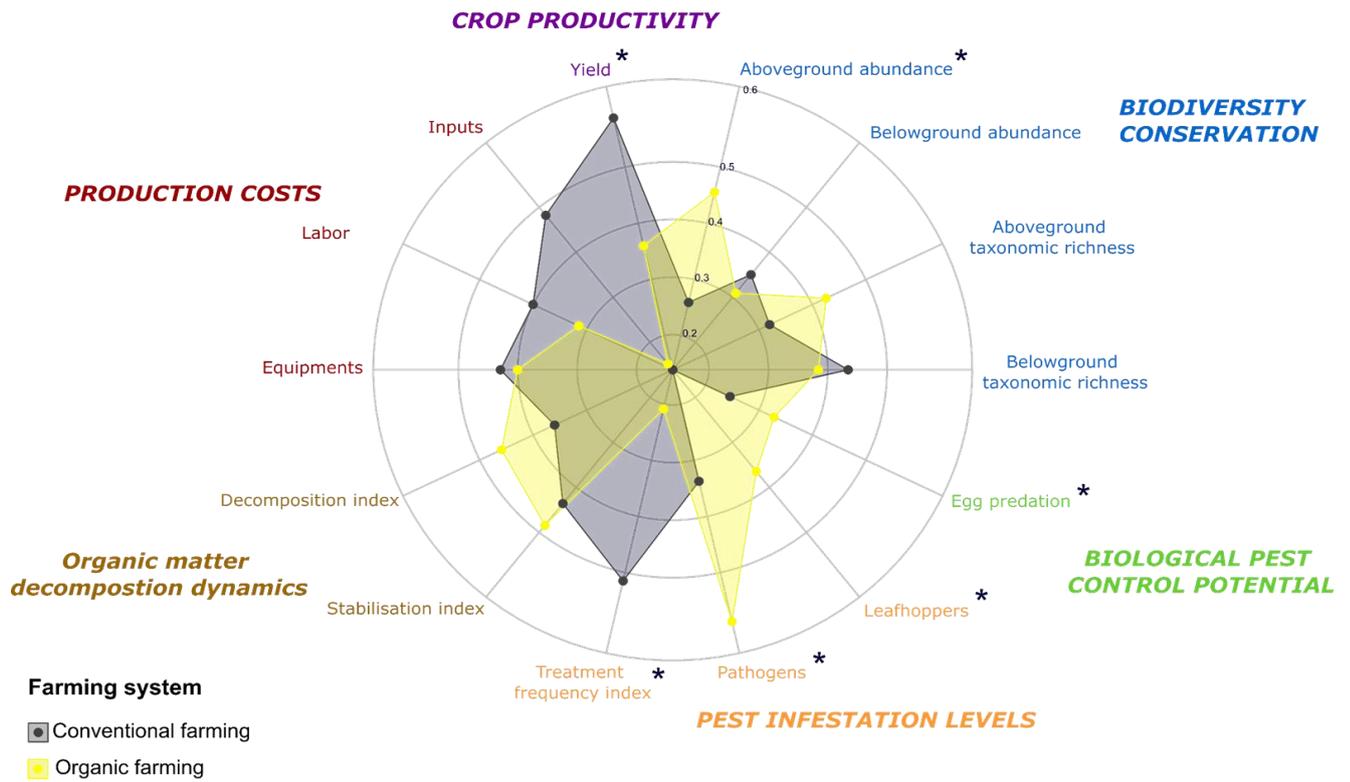
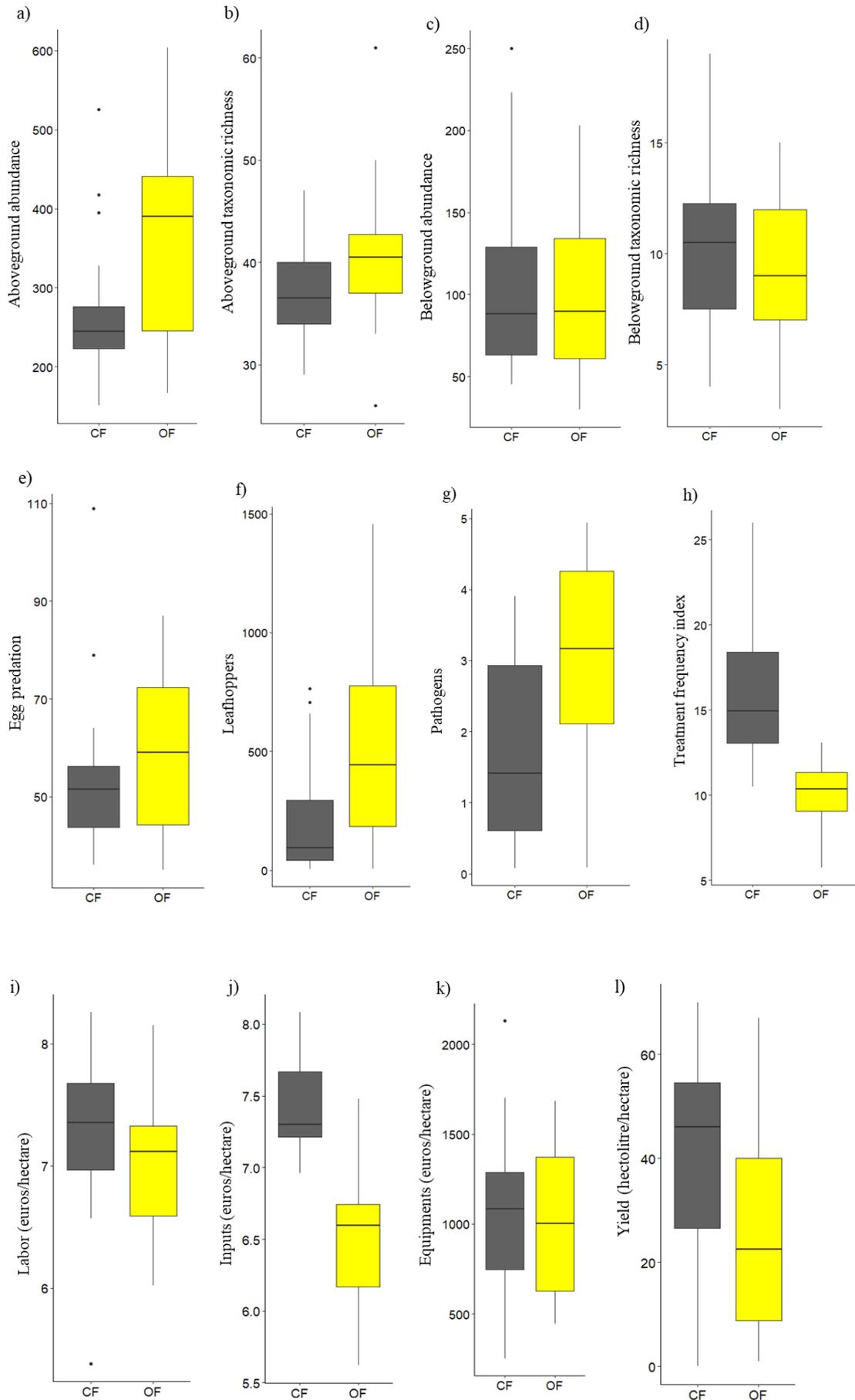


Figure 1: Representation of the fourteen indicator variables describing the six functions. The surface in yellow represents systems under organic farming and surface in grey, systems under conventional farming. (\*) shows when organic farming was significant in models.



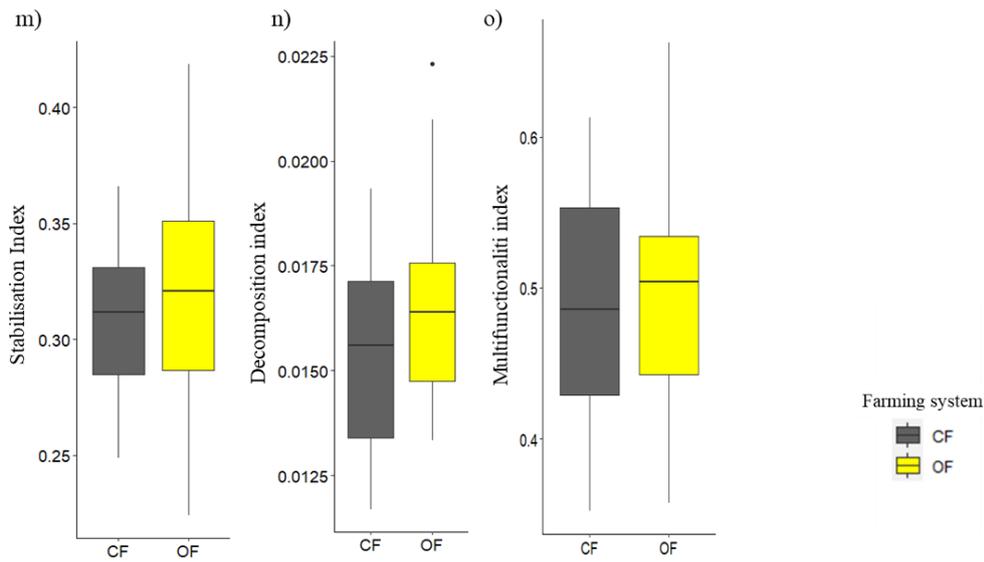


Figure 2: Boxplot of the fourteen individual performances following the farming system (OF: organic farming (yellow) and CF: conventional farming (grey)) and on the averaged multifunctionality index.

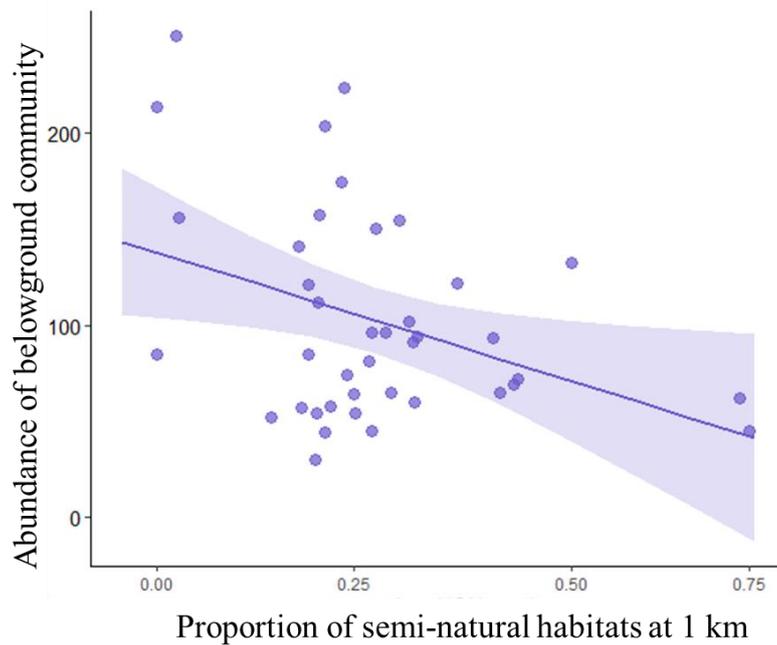


Figure 3: Effects of the proportion of semi-natural habitats within a 1 Km radius on the abundances of belowground community. Dark blue dots represent the raw data of abundance. Dark blue lines show the predictions from the model, and the dark blue parts are the confidence intervals.

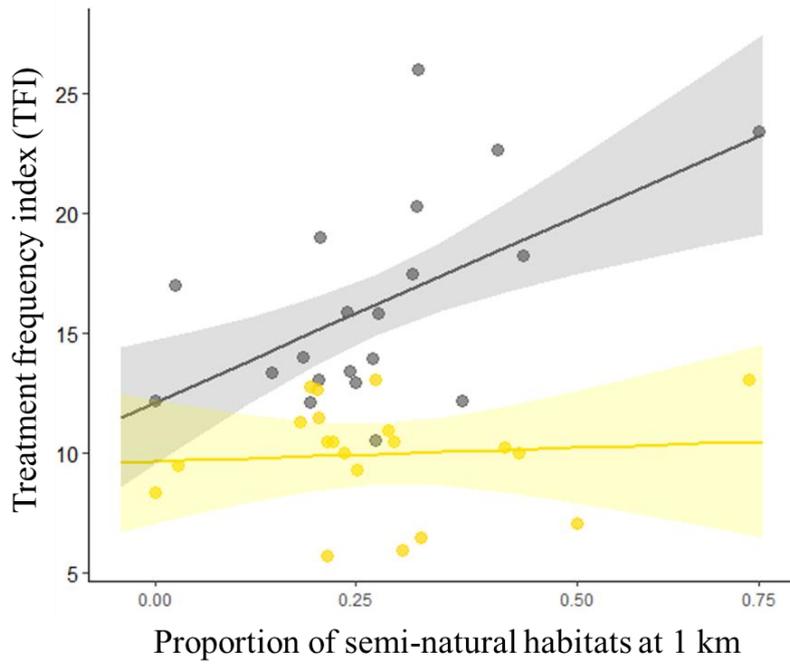


Figure 4: Effects of the proportion of semi-natural habitats within a 1 Km radius on the treatment frequency index (TFI) in interactions with the type of farming systems between organic farming (yellow) and conventional farming (grey). Dots represent the raw data, lines show the predictions from the model, and the yellow and grey parts are the confidence intervals.

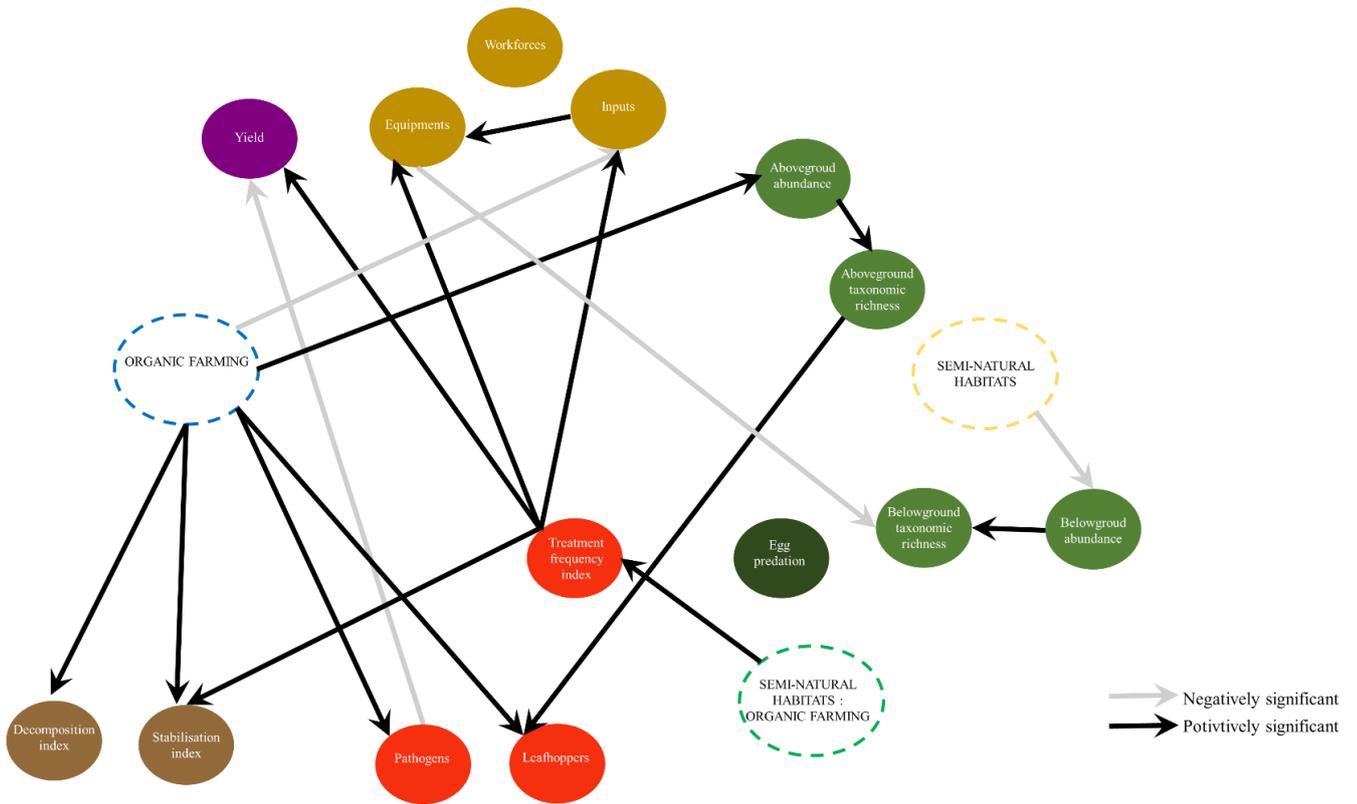


Figure 5: Results of structural equation models (SEM) used to investigate how different local and landscape context affects the fourteen individual performances in vineyard landscapes. Only significant paths are represented. Light green filled circles represents the conservation biodiversity performance category, dark green circles the pest control potential, gold circles the production costs, purple circle the productivity, orange circles the pest infestation levels and brown circles the organic matter decomposition dynamics.

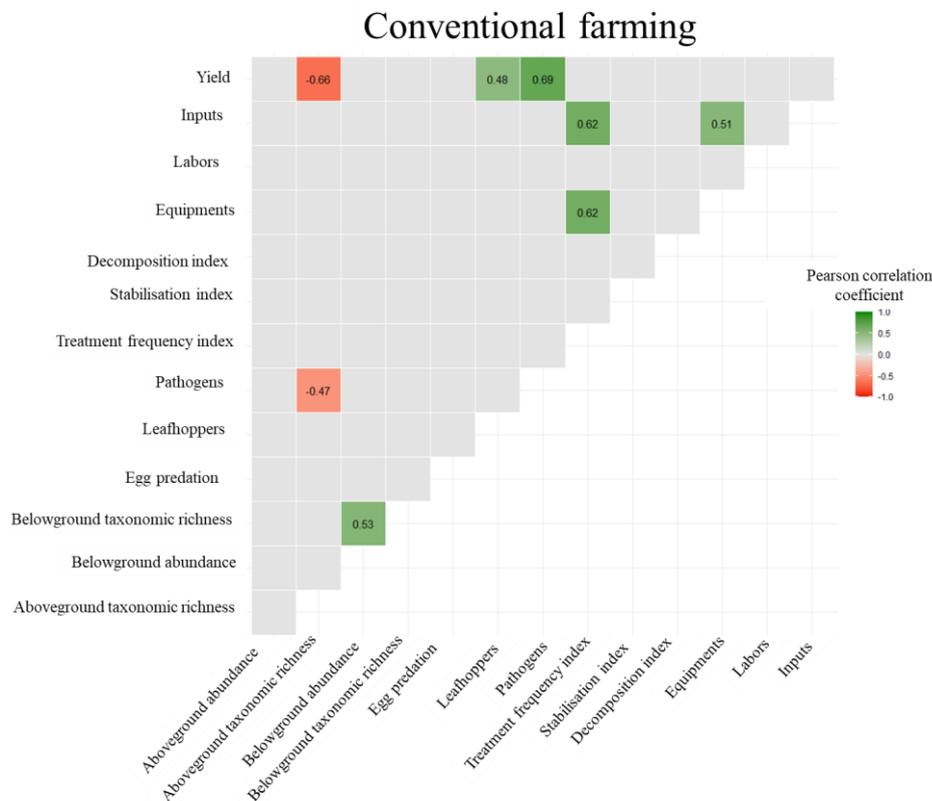
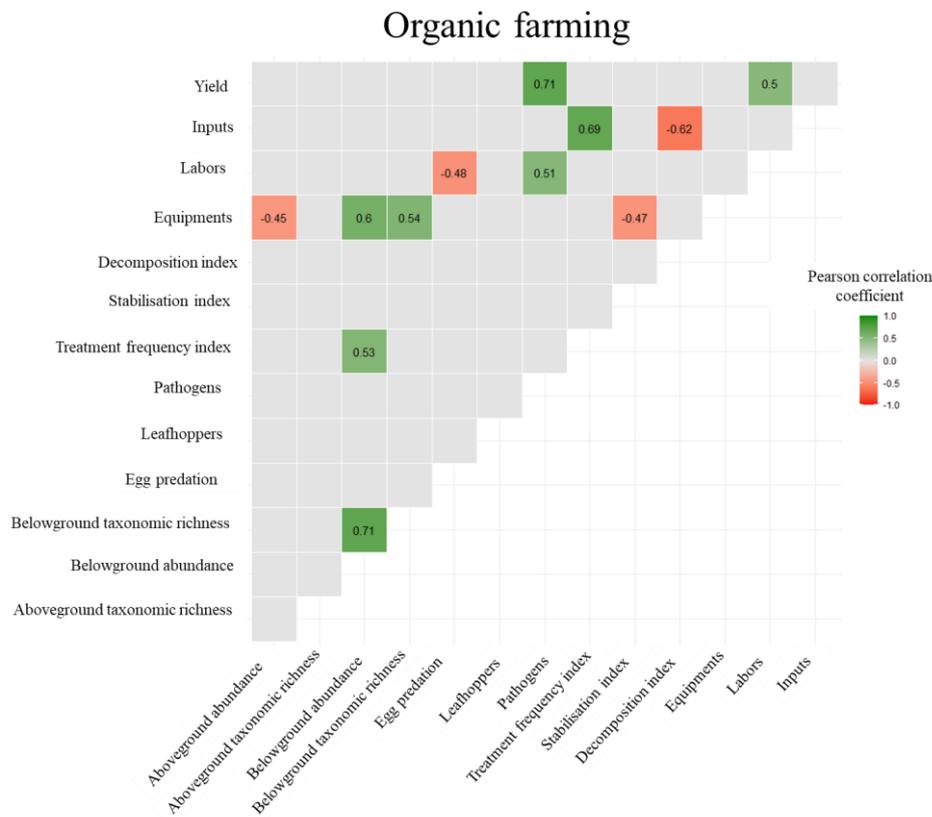


Figure 6: Pairwise relationship between indicators variables for systems under organic farming and conventional farming. Parts in grey represent non-significant correlations. Green boxes represents positive value of Pearson correlation coefficient and red boxes represents negative values. Text in boxes shows values of the Pearson correlation coefficient.

## Discussion

Our study revealed that average multifunctionality of vineyards did not differ between organic and conventional farming systems but that they have very contrasted profiles of individual performances when considering agronomical, ecological and economic dimensions. Compared to conventional farming, organic farming benefits aboveground biodiversity, enhanced biological pest control potential, reduced pesticide applications and production costs but supported higher levels of pests and pathogen infestations as well as lower crop yields in the end. Interestingly, organic and conventional farming systems did not differ regarding belowground biodiversity or soil organic matter decomposition. Overall, our study reveals a major antagonism between biodiversity conservation and grape production when comparing organic and conventional farming systems. Our results are in line with several studies that have demonstrated overall positive effects of organic farming on biodiversity and associated ecosystem processes such as biological pest control potential (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014; Seufert et Ramankutty, 2017; Muneret et al., 2019). Besides overall positive effects, these studies have also highlighted a large variability between functional groups in the measured effects of organic farming at the field scale (Tuck et al., 2014; Birkhofer et al., 2014). For instance, positive and strong effect sizes of organic farming have been documented for plants and pollinators while no effects were found on decomposers or herbivores (Tuck et al., 2014; Lichtenberg et al., 2017). In line with these studies, our study revealed that organic farming benefits aboveground biodiversity but not belowground biodiversity suggesting that farming practices between organic and conventional farming systems may not differ in terms of soil tillage and inter-row management. A recent meta-analysis at the global scale including all types of crops indicated that organic farming tends to enhance biological pest control potential while showing contrasted performances in terms of pest infestation levels between pathogens, insects and weeds (Muneret et al., 2018). This study found that fields conducted under organic farming generally harbors lower pathogens infestations levels than conventional farming and similar pest infestation levels. Our results are thus partly in line with these results as we found that organic farming supported higher levels of pest control potential but also higher levels of pest and pathogen infestations in vineyard agroecosystems. These results suggest that vineyard agroecosystems might differ significantly in terms of pest and pathogen pressure from average performances of crops measured at the global scale. Contrary to our expectations, our analysis about economic costs indicated that organic farming systems at the field scale costs less than conventional farming systems. This difference comes from lower input costs in organic fields compared to conventional ones while no differences in terms of equipment and labor costs were found. This strong difference with what has been documented in the literature (Crowder and Reganold, 2015) emerges as farmers under organic farming used less pesticide (lower treatment frequency index) than conventional farmers. Moreover, pesticides used under organic farming are on average cheaper, which in turn decreased overall production costs (Scialabba et Hattam, 2002). A key perspective of this result would be to assess growth margins or profitability of farmers under both farming systems to estimate if despite lower production costs and lower crop productivity, the well known price premium applied to organic products benefit farmers under organic management or not (Crowder and Reganold, 2015). In our study, we did not quantified profitability, as it would have been highly irrelevant to estimate profitability of winegrowers that have contrasted business models highly determined by their “appellation” or the type of wine made. However, in our case, we wanted to evaluate production costs as they are strongly related to farming practices and potentially an important

lever to design more sustainable systems. Moreover, independently of type of farming systems, our results clearly indicate that crop yield is determined by the balance between pathogen infestation levels and pesticide use intensity. An economic analysis of this balance and its effects on economic competitiveness of farms under different management regimes appears as a key research avenue. Our pairwise analysis, underline that organic and conventional systems have two specific profiles. In organic systems, we have shading in light that production costs are key component that determined ecological performances. Despite no effect of farming system types on average multifunctionality our analysis indicated that organic and conventional farming support different synergies and trade-offs between performances. Organic farming was found to support more synergies and more trade-offs between pairwise performances compared to conventional farming. The difference of synergisms and trade-offs between organic and conventional systems have already been highlighted (Charbert and Sarthou, 2020). We did not find any effects of the proportion of organic farming in the landscape on all the fourteen performances. For instance, we could have expected that indicators variables, such as aboveground communities or pest control, would benefit from a higher proportion of organic farming in the landscape as they strongly benefit from organic farming at the field scale and as they depends of taxa with high dispersal abilities (Gabriel et al., 2010; Le Féon et al., 2013). In this same way, for pest infestation levels, as their levels were higher in organic systems, increasing the proportion of fields conducted in organic farming could enhance pest infestations levels at the landscape scale. Thus, the expansion of organic or non-organic farming systems across agricultural landscapes will benefit to certain performances (ie, biodiversity conservation, reduced pesticide applications, lower production costs for farmers) while it will limit grape production. Moreover, we did not find any effects of the proportion of organic farming in the landscape on the multifunctionality index. This result is not surprising regarding the absence of effect of organic farming at local scale on the multifunctionality index. As we hypothesized a cumulative effect of organic farming both at the landscape and local scale.

Contrary to our expectations, we did not find any significant responses of landscape context on aboveground communities. It has been well demonstrated that semi-natural habitats play a key role in pollinator and ground beetle communities because they provide food sources, overwintering sites and refuges from disturbance (Le Féon et al., 2010; Birkhofer et al., 2014). The absence of effect can be explained by the fact that in our study aboveground community is composed of a large part of spiders which are known to strongly respond to local scale and in particular to organic farming (Kolb et al., 2020, Ostandie et al., in press).

Moreover, we found negative effects of the proportion of semi-natural habitats on soil communities, which have already been reported in previous studies (Vanbergen et al., 2007), suggesting physical barriers to passive dispersal (Lehmitz et al., 2012) or greater top-down control by their predators in more complex landscapes (Pfingstmann et al., 2019). Moreover, evidence has demonstrated that organic matter decomposition benefits from organic farming (Domínguez et al., 2014), which is in line with our SEM showing positive effect of organic farming on both organic matter degradation coefficient. We need to take account of the landscape context dependence to truly understand how inputs are managed in organic farming. In fact, we observed that systems under conventional farming tend to have higher treatment frequencies in landscapes surrounded by a higher proportion of semi-natural habitats than organic systems. Even landscape composition plays a key role in determining insect dispersion ability in agricultural landscapes, especially arthropods pest (Bianchi et al., 2006; Chaplin-Kramer et al., 2011; Tschardt et al., 2012), in our analysis, TFI concern mostly fungicide

application against pathogens. This results can be attributed to the fact that semi-natural habitats promote the dispersion of pathogens in vineyards. However, study suggested the opposite, underlining that dispersal of fungal species from landscape to vineyards had little influence on the pathogen community (Fort et al., 2016).

## **Conclusion**

Our study carefully analyzing how organic and conventional farming at different spatial scales affect fourteen individual performances describing six broad categories of performances represents a major step forward in understanding the relationships between farming practices and the provisioning of multiple key functions in agricultural landscapes. Despite no differences in the average multifunctionality between farming systems, our study revealed highly contrasted profiles of performances between organic and conventional farming. Our analysis of individual performances indicate a strong antagonism between biodiversity conservation and crop productivity when comparing vineyards managed under organic and conventional farming.

Organic farming benefitted above-ground biodiversity, enhanced biological pest control potential, reduced pesticide applications and production costs but supported lower crop yields and higher infestation levels of pests and pathogens. Organic systems were found to have lower production costs than conventional ones, due to lower inputs costs and lower treatment frequency index. Moreover, it seems that organic systems had more synergisms and trade-offs between performances, suggesting they are more levers in organic systems that can potentially be mobilized to increase their performances. Further investigations are needed to truly understand the effect of organic farming on multifunctionality and validate the cancelled effects of indicator variables within the multifunctionality index.

## Supplementary materials

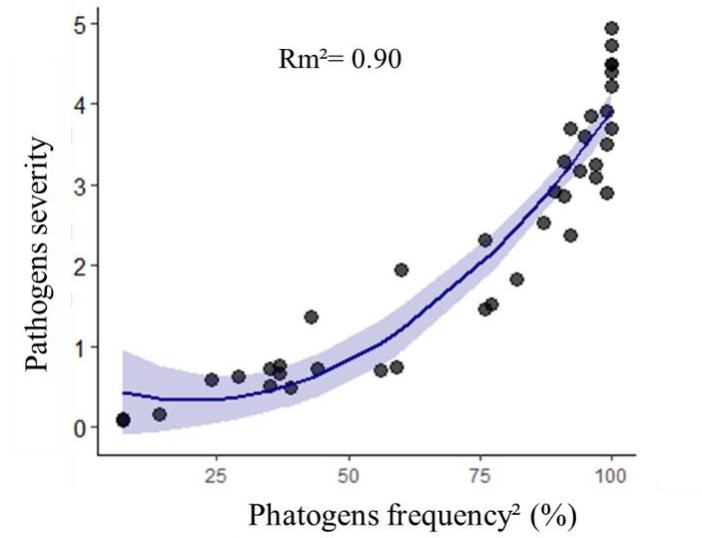


Figure S1: Representation of the relationship between the pathogens severity and the pathogens frequency (squared variables). Dark blue lines represents the regression for the model, filled parts are the confidence interval, and black points characterizes raw data (n=40).

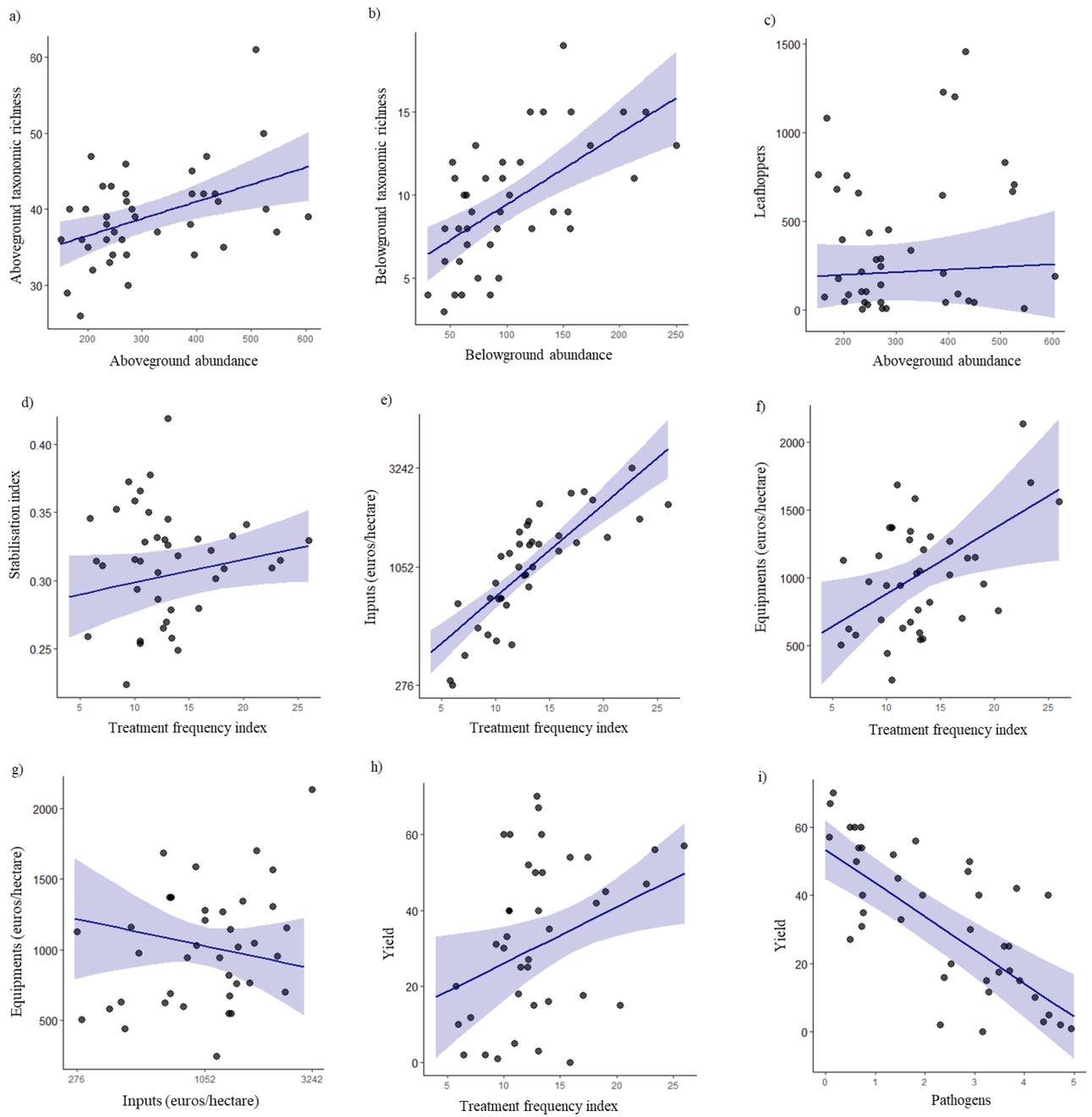


Figure S2: Representation of the relationship between the individual performances of the SEM. Dark blue lines represents the regression for the model included in the SEM, filled parts are the confidence interval, and black points characterizes raw data (n=40).



# DISCUSSION

# I. Bilan des connaissances produites dans ce travail

L'ensemble des résultats sont synthétisés dans la figure 21.

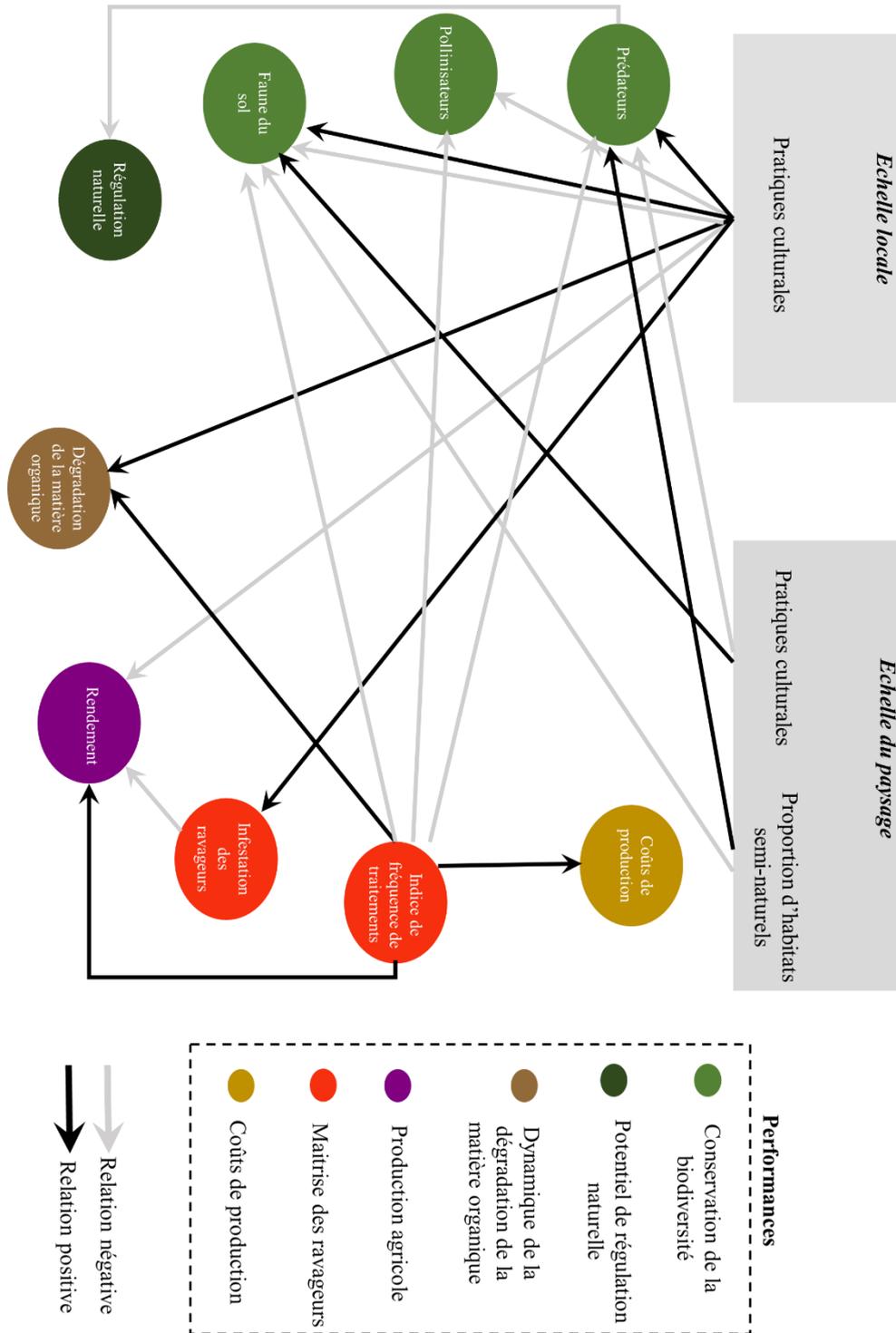


Figure 21 : Synthèse des résultats obtenus au cours du travail de thèse.

L'objectif général de notre étude a été d'évaluer les performances écologiques (eg, biodiversité et fonctions supportées par la biodiversité), agronomiques (eg, rendement, utilisation de produits phytosanitaires) et économiques (eg, coûts des itinéraires techniques) de l'agriculture biologique en comparaison de l'agriculture conventionnelle dans les paysages viticoles. Nous avons cherché en particulier à comprendre les effets du contexte local (mode de conduite) en interaction avec le contexte paysager (proportion d'habitats semi-naturels et d'agriculture biologique) sur les performances individuelles et sur la multifonctionnalité globale des systèmes de cultures viticoles.

Nous avons émis l'hypothèse que l'agriculture biologique, du fait de pratiques a priori plus respectueuses de l'environnement, favorise les performances écologiques notamment à travers des pratiques plus favorables à la biodiversité ; cela se traduit alors par des niveaux plus élevés de fonctions (eg, régulations naturelles ou dégradation de la matière organique dans le sol) et une plus grande multifonctionnalité. Finalement, nos résultats ne soutiennent que partiellement cette hypothèse. Nos analyses ont en effet révélé des niveaux équivalents de multifonctionnalité moyenne entre les systèmes conduits en agriculture biologique et conventionnelle, en raison de profils de performances agronomiques, écologiques et économiques très contrastés entre les deux modes de production. Les pratiques de l'agriculture biologique ont bien favorisé la biodiversité et certaines fonctions écologiques tout en diminuant le coût moyen de l'itinéraire technique ; en revanche, ces bonnes performances ont été compensées par de plus faibles performances agronomiques, en comparaison des parcelles en conventionnelles. Ces profils de performances très contrastés expliquent une multifonctionnalité moyenne équivalente.

Nous avons également cherché à explorer la relation entre biodiversité et fonctionnement des agroécosystèmes à travers l'analyse des effets des pratiques agricoles sur les communautés d'ennemis naturels et la régulation des bioagresseurs de la vigne. Notre approche a particulièrement cherché à mesurer l'importance relative de l'abondance, de la diversité taxonomique et des biomasses des prédateurs sur la régulation naturelle. Nos résultats ont montré que la forme de la distribution des biomasses au sein des communautés de prédateurs éclaire notre compréhension des relations entre structure des communautés et niveau de régulation naturelle, validant ainsi notre hypothèse initiale.

Par ailleurs, et en accord avec nos hypothèses initiales, nous avons montré que les performances écologiques des systèmes viticoles sont majoritairement influencées par les pratiques agricoles qui y sont mises en œuvre. Nous avons notamment constaté que les effets de l'agriculture biologique sur différents groupes taxonomiques sont très dépendants des pratiques viticoles au sein des systèmes de culture. La prise en compte de ces pratiques nous a permis de comprendre de manière plus mécaniste les effets positifs ou négatifs de l'agriculture biologique sur la biodiversité aérienne et souterraine.

Enfin, nous avons montré l'importance du contexte paysager pour comprendre certaines performances de l'agriculture biologique. Ainsi, le paysage, et en particulier la proportion d'habitats semi-naturels, influence les effets de l'agriculture biologique à l'échelle de la parcelle sur certaines composantes de la biodiversité. En particulier, nos résultats ont montré que la proportion d'habitats semi-naturels augmente les abondances de pollinisateurs, mais a un effet négatif sur les communautés du sol, notamment sur les collemboles et les acariens. Enfin, et contrairement à nos hypothèses initiales, nous avons constaté que l'expansion de l'agriculture biologique n'a que très peu d'effets sur les performances des systèmes de production ; les

abondances de microarthropodes semblent répondre positivement. En revanche, pour les communautés de carabes, nous avons observé une réponse négative à la fois de l'abondance et de la richesse taxonomique à la proportion d'agriculture biologique dans le paysage.

### **A. L'importance de prendre en compte la diversité fonctionnelle pour comprendre la relation biodiversité fonctionnement**

De nombreuses études ont exploré ces liens entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, et ce en décrivant principalement la biodiversité à travers la richesse en espèces. Une majorité de cas souligne une relation positive entre richesse taxonomique et fonctionnement des écosystèmes (Loreau et al., 2001; Cardinale et al., 2012 ; Greenop et al., 2018), mais cette relation n'est pas toujours mise en évidence (Balvanera et al., 2006; Letourneau et al., 2009 ; Gagic et al., 2015). Il a été démontré que pour comprendre de manière plus mécaniste les liens entre la structure des communautés et les niveaux de fonctions associées, l'utilisation d'une approche basée sur les traits fonctionnels au sein de ces communautés était nécessaire (Hooper and Dukes 2004 ; Petchey et al., 2004 ; Hooper et al. 2005; Rusch et al., 2015; Gross et al., 2017). Cependant, très peu d'études ont mobilisé ce type d'approche dans les agroécosystèmes, et en particulier sur les fonctions de régulation naturelle des bioagresseurs.

Au-delà de l'abondance et de la richesse en espèces dans les communautés de prédateurs, nos résultats révèlent que la forme de la distribution de la biomasse (caractérisée par la moyenne, la variance, l'asymétrie et la kurtosis de la distribution des biomasses des prédateurs) influence le niveau de régulation naturelle. Nos travaux soutiennent donc l'hypothèse que la prise en compte de la distribution des traits au sein des communautés permet d'expliquer le fonctionnement des écosystèmes et souligne l'importance d'explorer cette facette de la structure des communautés (Tilman et al. 1997 ; Hooper and Dukes 2004 ; Petchey et al. 2004 ; Hooper et al. 2005; Rusch et al., 2015).

Nos résultats mettent en évidence que la régulation naturelle est affectée à la fois par des processus liés à la diversité horizontale mais aussi verticale. Pour rappel, la diversité horizontale est caractérisée par la complémentarité de niche, alors que la diversité verticale retranscrit les cascades trophiques et notamment la prédation intra-guilde. En considérant la diversité horizontale, nos résultats vont dans le sens de l'hypothèse du mass-ratio, selon laquelle la dominance (forte asymétrie de distribution) au sein de la communauté détermine fortement la fonction rendue par les communautés (en l'occurrence ici la fonction de prédation) (Grime et al., 1998) (Figure 22). Contrairement à notre hypothèse d'une complémentarité de niche entre prédateurs, notre analyse montre que des communautés ayant une variance de traits importante de même que des valeurs de traits plus uniformément répartis (faible kurtosis) tendent à diminuer la régulation naturelle. C'est notamment les espèces à faible biomasse qui, du fait de leur dominance, assurent le service de régulation naturelle. Ces faibles biomasses concernaient exclusivement les araignées et non les neuroptères, dermoptères et opilions qui eux sont caractérisés par des valeurs élevées de biomasses. Ceci n'est pas surprenant dans la mesure où plusieurs études sur les araignées ont mis en évidence qu'elles participaient activement à la

régulation naturelle, notamment sur les œufs de lépidoptères (Miliczky et Calkins, 2002; Pfannenstiel, 2008; Pfannenstiel et Yeorgan, 2002). La forme de la distribution de la biomasse nous a permis de déterminer que les faibles biomasses étaient représentées par des juvéniles d'araignées correspondant aux familles Thomisidae, Araneidae et au genre *Oxyopes*.

En revanche, nous avons constaté que l'inclusion d'espèces à plus forte biomasse au sein des communautés de prédateurs (moyenne importante, asymétrie négative et faible kurtosis) tend à diminuer le service de régulation naturelle (Figure 22). Cet effet négatif émergerait de processus verticaux liés à l'inclusion de prédateurs à plus fortes biomasses engendrant des interactions négatives entre prédateurs, comme la prédation intra-gilde ou des interactions comportementales au sein de la communauté (Finke et Denno, 2005; Grether et al., 2017 ; Jonsson et al., 2018; Rusch et al., 2015; Wang et al., 2019). Ces interactions négatives seraient plus probables dans des communautés supportant des individus à plus fortes biomasses. En effet, les prédateurs généralistes peuvent se nourrir les uns des autres et ces interactions trophiques peuvent limiter leur contribution aux services de régulation naturelle (Snyder et Wise, 1999 ; Lang, 2003). Cette diversité verticale peut être due au fait que l'activité métabolique des organismes augmente avec la biomasse moyenne des individus, conduisant à une loi de puissance prédateur-proie (Brown et al., 2004; Hatton et al., 2015). La prédation intra-gilde peut être unidirectionnelle, par exemple chez les araignées et les carabes : les carabes peuvent faire face à un risque moindre d'attaques par les araignées que l'inverse, en raison de leur exosquelette chitineux plus résistant (Davey et al., 2013).

Notre étude suggère que les effets de diversité verticale médiés par ces processus apparaissent dans la communauté à mesure que l'abondance relative des espèces de grande taille ou grande masse corporelle augmente (Finke et Denno, 2005; Wang et al., 2019). Nos analyses soutiennent l'idée que la prise en compte de la forme des distributions de la biomasse de ces potentielles proies au sein même des communautés de prédateurs pourrait révéler d'autres mécanismes importants (Schneider et al., 2016), comme la complémentarité entre prédateurs, si elles étaient analysées à d'autres échelles (eg, communautés de proies).

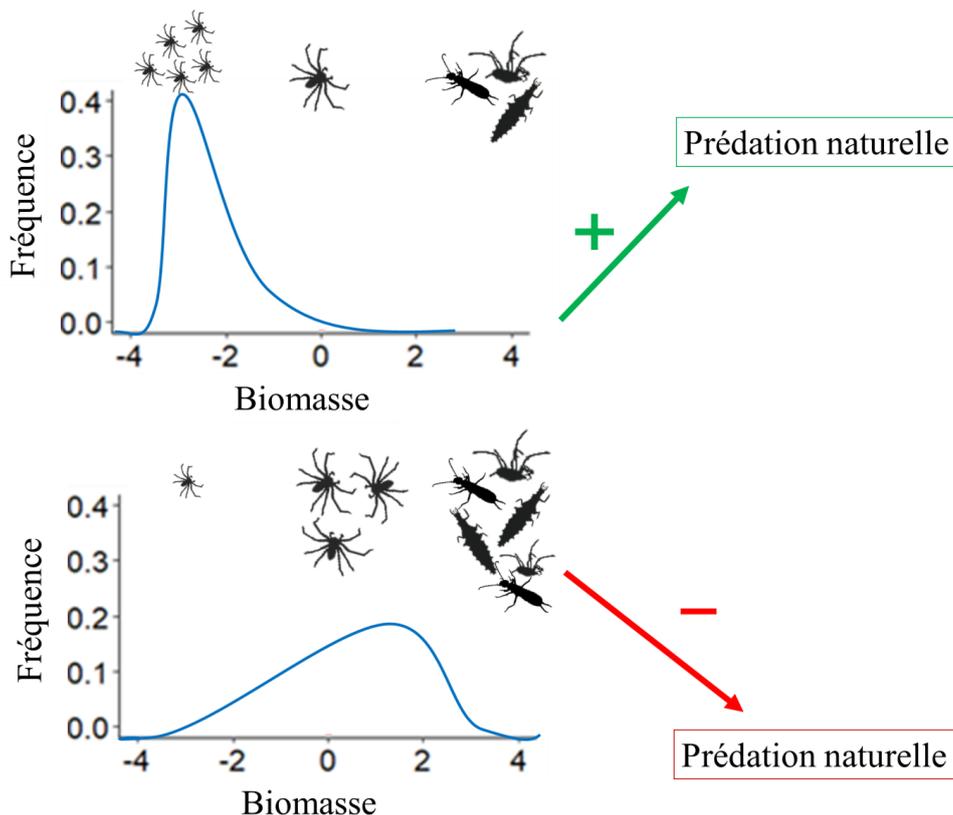


Figure 22 : Synthèse des effets des formes de la distribution des biomasses au sein des communautés sur la fonction de prédation naturelle.

De nombreuses études ont regardé la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes en utilisant une approche fonctionnelle. Ces études ont caractérisé la distribution des traits fonctionnels, en utilisant des indices de diversité fonctionnelle ou en caractérisant la distribution des traits fonctionnels, seulement en incluant la moyenne et la variance (Lavorel et Garnier, 2002 ; Mason et al., 2003). Bien que ces indices informent sur le trait dominant et la variabilité de traits présents au sein des communautés, l'évaluation de distributions complexes nécessitent des informations complémentaires que fournissent l'asymétrie et la kurtosis (Le Bagousse-Pinguet et al., 2019). Très peu d'études ont cherché à compléter les analyses classiques utilisant la moyenne et la variance par la considération de l'asymétrie et de la kurtosis (Gross et al., 2017). Notre étude apporte donc des connaissances supplémentaires sur le lien entre les distributions trait-abondance et le fonctionnement des écosystèmes. Nous avons aussi mis en avant que cette relation est influencée par des déterminants environnementaux et notamment le mode de conduite des systèmes agricoles, en particulier l'agriculture biologique. Les connaissances acquises dans notre analyse pourraient permettre de modifier les pratiques culturales dans les agrosystèmes, afin de favoriser ces biomasses optimales et les espèces identifiées comme clés dans la régulation naturelle, et *in fine* d'éventuellement réduire les traitements contre ses ravageurs.

Cependant, notre étude est basée sur l'analyse de la distribution d'un seul trait fonctionnel intégratif, celui de la biomasse. Plusieurs études ont mis en évidence que considérer

des traits de comportements, par exemple, apporte des informations complémentaires sur les effets de la diversité horizontale et verticale (Schmitz, 2008; Schmitz et al., 2015). Ces informations peuvent permettre de développer une compréhension plus claire des effets des prédateurs sur les écosystèmes (Schmitz et al., 2008). Nous avons aussi mis en évidence les trois unités taxonomiques qui représentaient les plus petites biomasses dans les communautés de prédateurs. Cependant, il est important de prendre en compte dans notre analyse que la majorité des individus dans nos communautés sont des araignées de stade juvénile. Leur surreprésentation dans les communautés du feuillage peut être dû à la dispersion et non pas à l'acquisition de la ressource. En effet, l'accumulation d'individus pour la dispersion par ballooning<sup>1</sup> est répandue particulièrement dans les habitats subissant de fortes perturbations tels que les agrosystèmes (Blandenier et al., 2009). Bien que nous ayons mis en évidence un signal de la relation entre structure des communautés de prédateurs et régulation naturelle, celui-ci reste faible.

Une des perspectives de ce travail serait d'utiliser une approche par réseaux trophiques qui est un outil puissant pour examiner les communautés complexes d'espèces qui interagissent entre elles, pour mieux comprendre les interactions positives et négatives entre espèces et leur influence sur les taux de prédation (McCann, 2007). Ces approches permettent de comprendre, voire de prédire les effets des changements environnementaux sur les propriétés du réseau d'interactions (telles que le nombre d'interactions prédateur-proie et la richesse en espèces de la communauté) ou les effets de différentes propriétés du réseau sur le fonctionnement de celui-ci (Dune, 2006). Ainsi, il a été montré que des réseaux trophiques riches en espèces offrent une plus grande variabilité de liens entre espèces que les réseaux pauvres en espèces ; cela amène souvent à un meilleur fonctionnement de l'écosystème et/ou à une meilleure stabilité (Riede et al., 2010). Appliqué à notre étude, l'analyse du nombre de liens entre espèces, en comparant des communautés dominées par des espèces à faibles biomasses et des communautés incluant de fortes biomasses, nous permettrait de mieux analyser les effets des interactions entre espèces et les répercussions sur la fonction de prédation. La combinaison avec des analyses de contenus stomacaux des prédateurs permettrait d'identifier les proies et les dynamiques de changements de proies par les communautés, et améliorerait notre compréhension de la saisonnalité écologique des systèmes de production (Landis et Van der Werf 1997; Harwood et al., 2004). De telles analyses pourraient nous permettre notamment de valider l'hypothèse de la prédation intra-gilde dans nos communautés (Davey et al., 2013 ; Raso et al., 2014). Cette approche a notamment déjà montré que les araignées se nourrissent fréquemment d'autres araignées (Finke et Denno 2002 ; Raso et al., 2014).

## **B. Considérer plusieurs groupes taxonomiques et les pratiques agricoles pour comprendre les performances écologiques de l'agriculture biologique**

De nombreuses méta-analyses ont exploré les effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité en considérant un large panel de taxons (Tuck et al., 2014; Rahmann, 2011; Mondelaers et al., 2009; Bengtsson et al., 2005; Hole et al., 2005; Azeez, 2000; Stolze et al., 2000). De manière globale, l'agriculture biologique semble favoriser la biodiversité dans la mesure où elle augmente en moyenne de 50% l'abondance et de 30% la richesse en espèces quand on la compare aux effets de l'agriculture conventionnelle (Bengtsson et al., 2005 ; Tuck et al., 2014). L'effet globalement positif de l'agriculture biologique est expliqué en partie par le fait que la certification en agriculture biologique n'autorise pas d'intrants de synthèse, et utilise des pratiques culturales plus diversifiées et qui se veulent plus respectueuses de l'environnement (Power, 2010 ; Isaia, 2006). En revanche, la littérature a mis en évidence que l'abondance semble mieux répondre à l'agriculture biologique que la richesse en espèces (Lichtenberg et al., 2017).

Notre chapitre 2 a cherché à analyser les effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité en considérant différents groupes trophiques (pollinisateurs, prédateurs, décomposeurs) et à comprendre quelles pratiques culturales liées à l'agriculture biologique, ou non, permettaient de comprendre les effets mesurés sur ces groupes trophiques. Nous avons décrit les communautés selon deux aspects, leur abondance et leur richesse en espèces, dans la mesure où elles apportent des informations différentes et complémentaires sur l'assemblage des communautés.

Contrairement à notre hypothèse initiale qui était que l'agriculture biologique bénéficie aux communautés du sol et aériennes en augmentant leurs abondances et leurs richesses spécifiques, nos analyses ont mis en évidence des effets contrastés. Nous avons ainsi constaté que l'agriculture biologique favorise plutôt les abondances et non la diversité d'organismes au sein des communautés. Nos résultats mettent en lumière le fait que l'utilisation exclusive de la richesse comme seul descripteur de la biodiversité ne reflète pas pleinement les impacts des pratiques agricoles sur les communautés (Lichtenberg et al., 2017).

Cette variabilité d'effets suivant les communautés avait déjà été observée dans la littérature (Hole et al., 2005 ; Tuck et al., 2014) et s'explique par les caractéristiques écologiques des groupes étudiés et les pratiques culturales mises en œuvre. En accord avec les précédentes études, nous avons observé un effet positif de l'agriculture biologique sur les araignées résultant de la végétation souvent plus riche et offrant une plus grande complexité structurelle ainsi que la fourniture de proies en plus grande abondance (Booij et Noorlander, 1992; Feber et al., 1998). L'absence d'effets positifs sur les communautés de décomposeurs (hors collemboles) est surprenante et contraire à notre postulat initial. Ceci est surprenant, étant donné que l'agriculture biologique est supposée avoir des effets positifs sur les conditions du sol et le contenu en carbone du sol. Nos résultats corroborent donc l'hypothèse selon laquelle les spécificités physiques et chimiques du sol sont plus importantes pour ces communautés que les propriétés du système agricole (Mader et al., 2002; Gattinger et al., 2012). Contrairement à

la littérature, nous avons constaté un effet négatif de l'agriculture biologique sur les pollinisateurs. Ces résultats s'expliquent par notre approche à une échelle plus fine, celle des pratiques culturales et notamment par la considération du travail du sol comme pratique culturale représentant l'agriculture biologique. En effet, le travail du sol limite le développement de ressources florales essentielles pour les pollinisateurs et détruit les zones d'habitats des pollinisateurs nichant dans le sol (Ullmann et al., 2016). Pour les collemboles, nous avons observé une réponse positive à l'agriculture biologique qui se traduit par une réponse positive au travail du sol. En effet, le travail du sol augmente la disponibilité des ressources dans le sol et limite la compaction pour les communautés de décomposeurs (Buchholz et al., 2017 ; Birkhofer et al., 2018). Cependant, la réponse des communautés à l'agriculture biologique ne se traduit pas toujours par une réponse au travail du sol. En effet, pour les araignées, cette absence de réponse au travail du sol suggère qu'elles bénéficient plutôt d'une augmentation de proies due à l'agriculture biologique, et on observe finalement une augmentation de leur abondance (Birkhofer et al., 2018).

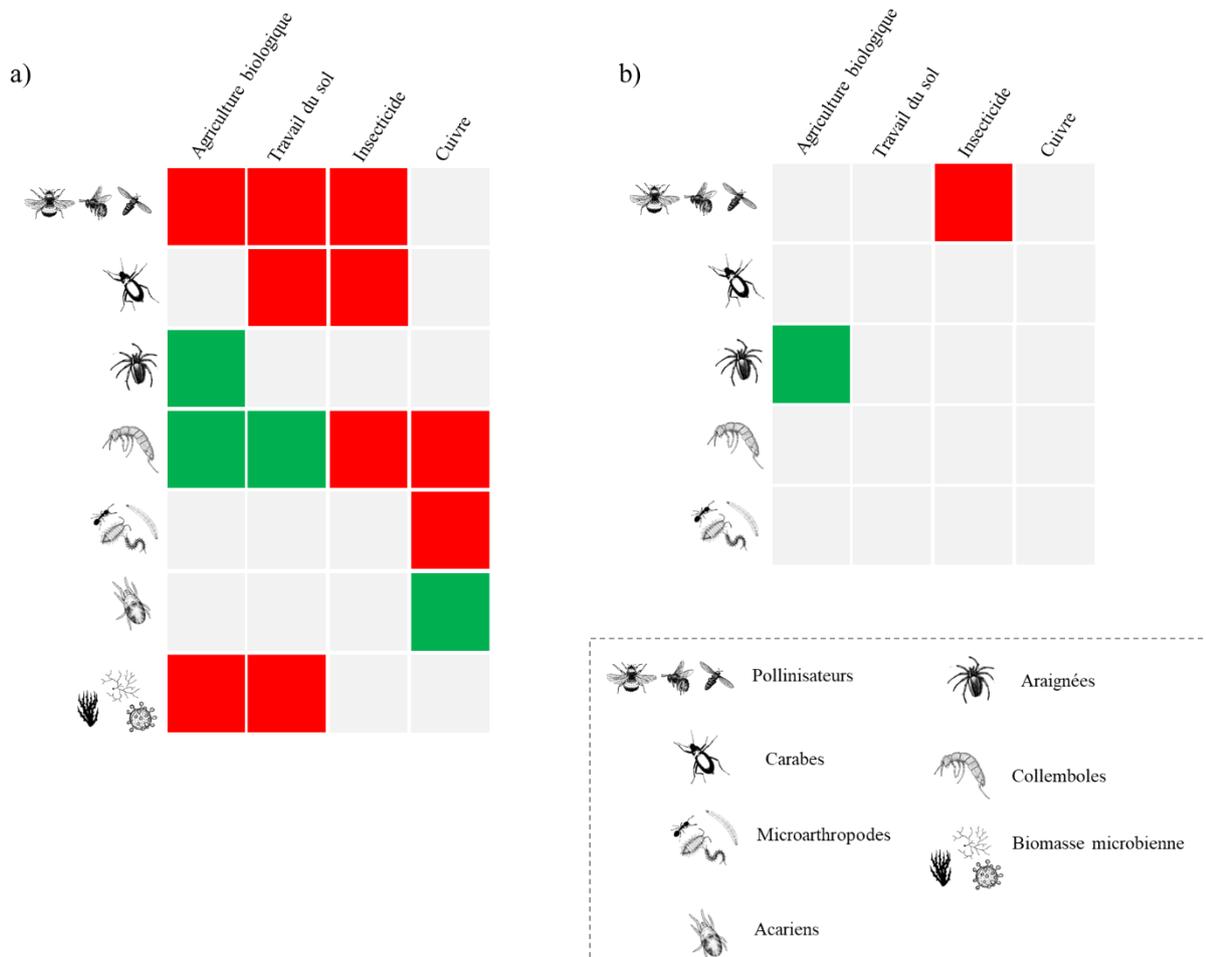


Figure 23: Synthèse des effets de l'agriculture biologique et des pratiques culturales (travail du sol, cuivre dans le sol, traitements insecticides) sur la biodiversité selon différents groupes trophiques, avec en a) les effets sur l'abondance et en b) ceux sur la richesse taxonomique. Les carrés rouges montrent les effets significatifs négatifs et ceux en vert les effets significatifs positifs.

Nous avons aussi mis en évidence que d'autres pratiques indépendantes des systèmes de culture, certifiés ou non en agriculture biologique, affectent les communautés dans les vignes. Nos résultats montrent que les insecticides, qu'ils soient autorisés en agriculture biologique ou conventionnelle, peuvent fortement impacter les communautés, et notamment les pollinisateurs, les carabes et les collemboles. Les effets létaux des insecticides ont déjà fait l'objet de plusieurs recherches (voir Desneux et al., 2007 pour une review). Même ceux utilisés en agriculture biologique qui sont d'origine naturelle sont reconnus comme étant toxiques pour des organismes non-cibles. En effet, afin de lutter contre la cicadelle vectrice de la flavescence dorée, des traitements obligatoires sont imposés par arrêtés préfectoraux. En agriculture biologique, l'un des principaux groupes d'insecticide à large spectre autorisé est celui regroupant les produits contenant des pyréthrinés naturels (Ledieu et al., 1989 ; Isman et al., 2006) qui sont reconnus comme étant très toxiques pour les espèces non ciblées, comme les arthropodes terrestres et aquatiques ou encore les poissons (Rand, 1995 ; Oliveira et al., 2019).

Nous avons aussi constaté que le cuivre contenu dans les sols a des effets négatifs sur les communautés du sol. Ceci traduit qu'indépendamment du type de conduite du système, les résidus de cuivre dans les sols retraçant l'historique des traitements fongicides aussi bien au sein des systèmes conduits en agriculture biologique et conventionnelle affectent les communautés associées aux cycles des nutriments (Brunetto et al., 2014 ; Naveed et al., 2014). Ainsi, des applications fréquentes de fongicides peuvent augmenter la quantité de cuivre disponible dans les fractions du sol, augmentant ainsi la toxicité dans les sols (Romeu-Moreno et Mas 1999; Nagajyoti et al., 2010; Fernández-Calviño et al., 2012). Là encore, nos résultats renforcent l'idée qu'il faut considérer les pratiques culturales et leur historique pour mieux comprendre les conclusions tirées du mode de conduite du système.

Nos travaux soutiennent l'idée que la prise en compte des pratiques agricoles, au-delà des modes de conduites ou des cahiers des charges de production, permet de fournir une compréhension plus mécaniste à ces réponses apparemment idiosyncratiques. Nos résultats fournissent des informations essentielles pour la conception de systèmes viticoles qui minimiseraient les impacts négatifs sur la biodiversité multitrophique. Par exemple, le travail du sol semble être une pratique culturelle structurant de nombreuses communautés du sol et aériennes. La mise en place de semis annuels qui ne seront pas détruits permettrait de mettre à disposition des zones de refuges et des ressources en fleurs pour les pollinisateurs (Mallinger et al., 2016). L'intensification du travail du sol afin de répondre à l'arrêt des insecticides est une des pratiques reliées fortement à l'agriculture biologique ; arrêter cette pratique culturelle n'est donc pas envisageable. Cependant, il a été montré que le moment où l'opération culturale est appliquée détermine la variabilité dans la réponse des organismes au travail du sol (Kladivko, 2001 ; Smith, 2006).

En revanche, notre étude s'est concentrée en particulier sur les arthropodes et la biomasse microbienne. Or, la prise en compte d'autres groupes participant à la biodiversité des paysages agricoles semble importante si l'on cherche à comprendre de manière plus exhaustive les effets des pratiques viticoles sur la dynamique de la biodiversité. Par exemple, il a été démontré que l'agriculture biologique peut être bénéfique pour les oiseaux et les mammifères (Beecher et al., 2002 ; Fischer et al., 2011). La prise en compte de ces communautés permettrait

de mieux comprendre l'ensemble des liens trophiques mais aussi les niveaux de fonctions associés à ces communautés (Schmidt et al., 2014 ; Ostandie et al., 2020). De la même manière, nous considérons dans notre analyse une seule dimension des pratiques culturales qui permet de discriminer les parcelles conduites en agriculture biologique. D'autres pratiques, comme l'application d'engrais organiques et minéraux, peuvent avoir des effets sur la biodiversité et seraient donc importantes à prendre en compte (Kautz et al., 2005). Cependant, au sein de notre dispositif expérimental, les pratiques de fertilisation ne sont pas assez contrastées, ne permettant pas de faire cette analyse.

### **C. Analyser la multifonctionnalité des systèmes viticoles**

La multifonctionnalité des écosystèmes a fait l'objet de nombreuses études en écologie, en explorant notamment comment la biodiversité peut favoriser plusieurs fonctions au sein de l'écosystème (Maestre et al., 2012 ; Gross et al., 2017). Dans cette continuité, d'autres travaux, cette fois appliqués à l'échelle des paysages ou provenant de l'agronomie, ont cherché à caractériser la capacité des agrosystèmes et des paysages à fournir plusieurs services en intégrant des mesures socio-économiques en plus des mesures écologiques (Mouchet et al., 2017 ; Manning et al., 2018). En revanche, peu d'études existent sur la caractérisation de la multifonctionnalité au sein des agrosystèmes et aucune ne compare l'agriculture biologique et conventionnelle. Il a été montré que l'agriculture biologique est performante d'un point de vue de la conservation de la biodiversité et de la fourniture de fonctions (Bengtsson et al., 2005). Néanmoins, bien que les coûts de production soient inférieurs à ceux en conventionnel, l'agriculture biologique entraîne des rendements en moyenne plus faibles (Seufert et Ramankutty, 2012 ; de Ponti et al., 2012). Il existe d'importantes incertitudes associées aux effets de l'agriculture biologique sur l'ensemble de ces performances et peu d'analyses des facteurs expliquant ces incertitudes.

Dans le chapitre 3, nous avons donc cherché à quantifier la multifonctionnalité basée sur les performances écologiques, agronomiques et économiques des systèmes viticoles. Pour cela, nous avons mesuré 14 performances individuelles réparties dans 6 catégories de performances : conservation de la biodiversité (4 performances), potentiel de régulation naturelle (1 performance), niveaux d'infestations de ravageurs (3 performances), dynamique de dégradation de la matière organique (2 performances), coûts de production (3 performances), production (1 performance). Par ailleurs, nous avons analysé les effets du contexte local et paysager sur les performances individuelles et sur la multifonctionnalité pour essayer de quantifier le rôle particulier du paysage sur la variabilité des effets mesurés de l'agriculture biologique (Smith et al., 2020). Nous avons aussi cherché à décrire les synergies et antagonismes entre performances individuelles, et à dresser les profils de performances des systèmes en agriculture biologique et conventionnelle.

Nos résultats ont mis en avant que, contrairement à nos hypothèses initiales, la multifonctionnalité moyenne n'est ni affectée par les variables décrivant les pratiques locales ni par celles caractérisant le contexte paysager. Nos analyses montrent que cette absence de différence en termes de multifonctionnalité moyenne provient en réalité de profils de performances individuelles très contrastés entre les systèmes en agriculture biologique et en conventionnel.

Ainsi, nous avons constaté que, concernant la conservation de la biodiversité, seules les communautés aériennes bénéficient d'une conduite en agriculture biologique, ne validant ainsi que partiellement notre hypothèse selon laquelle elle favorise la biodiversité dans son intégralité. Même si l'augmentation de l'abondance et de la richesse taxonomique reste faible, nos résultats sont en accord avec les études précédentes (Bengtsson et al., 2005; Tuck et al., 2014). Concernant la régulation naturelle, celle-ci est plus élevée dans les parcelles conduites en agriculture biologique. Cet effet s'explique par la relation positive entre agriculture biologique et les communautés aériennes, principalement composées de prédateurs, favorisant ainsi la régulation naturelle (Bengtsson et al., 2005; Desneux et al., 2007; Muneret et al., 2019). La dynamique de dégradation de la matière organique est elle-aussi influencée par le mode de conduite de la parcelle de vigne. Les deux coefficients, celui de stabilisation et celui de décomposition, sont en moyenne plus élevés dans les systèmes en agriculture biologique. Le facteur de stabilisation renseigne sur l'écart entre la quantité de fraction décomposée et la fraction hydrolysable qui est chimiquement labile (Keuskamp et al., 2013). Cet écart est interprété comme l'effet inhibiteur des facteurs environnementaux sur la décomposition et marque la différence entre ce qui a été décomposé et ce qui peut être exploité comme ressources par les décomposeurs. Nos observations soulignent donc que les systèmes en agriculture biologique ont un écart plus grand entre ce qui est décomposé et ce qui peut être exploité, contrairement au système conventionnel. En revanche, il semble que la décomposition de la matière organique mesurée par le coefficient de décomposition soit plus importante dans les systèmes conduits en agriculture biologique. Les sols des parcelles conduits en agriculture biologique sont donc plus actifs biologiquement que les sols conventionnels, ce qui est cohérent avec l'un des objectifs de l'agriculture biologique d'améliorer la fertilité des sols (Reinecke et al., 2008; Probst et al., 2008).

Nos résultats mettent en évidence des niveaux plus élevés d'infestation de ravageurs en agriculture biologique pour les pathogènes et les cicadelles par rapport aux systèmes conventionnels. De plus, nos résultats montrent que ces niveaux d'infestations de ravageurs ont un impact direct et négatif sur les rendements. Nous avons observé que la production en agriculture biologique est presque 40% plus faible que celle des systèmes en agriculture conventionnelle, validant ainsi notre hypothèse de départ. Nous avons aussi constaté des IFT plus importants dans les systèmes en agriculture conventionnelle, permettant ainsi d'augmenter les rendements (IFT fongicide en lien avec les taux d'infestations en maladies cryptogamiques comme le mildiou). Au regard de tous ces résultats, nos observations sont contradictoires avec les précédentes études, montrant que bien que les IFT soient plus faibles en agriculture biologique. Les niveaux d'infestations sont semblables entre les deux modes de conduite de même que les rendements obtenus, suggérant que l'agriculture biologique, en réduisant les traitements, gère aussi bien les niveaux d'infestation que les systèmes conventionnels tout en étant aussi productive (Muneret et al., 2019). En revanche, dans notre étude, les systèmes en agriculture biologique ne semblent pas aussi performants dans la mesure où les niveaux d'infestations n'ont pu être contrôlés avec des IFT plus faibles, ce qui fait de l'agriculture biologique un mode de conduite moins productif. Le faible nombre de traitements combinés à des prix de produits plus faibles en agriculture biologique font que celle-ci a de plus faibles coûts de production en comparaison à l'agriculture conventionnelle (Scialabba et Hattam, 2002 ; Wynen, 2006). Ce résultat est d'autant plus surprenant dans la mesure où la littérature a montré que les coûts de production concernant les équipements sont plus élevés en agriculture biologique du fait d'un travail important du sol (Wheeler et Crisp, 2009).

L'intérêt de notre démarche réside dans l'analyse à la fois de la multifonctionnalité et des synergies et trade-offs entre performances. Les connaissances acquises peuvent permettre aux agriculteurs de cibler les performances qu'ils veulent augmenter, et de connaître les répercussions sur les autres performances que cela implique.

Une des limites de l'indice de multifonctionnalité est que l'agrégation de plusieurs fonctions dans un seul et même indice peut rentrer en contradiction avec l'objectif de considérer une approche multifonctionnelle des systèmes afin de capter l'ensemble de l'information de leur fonctionnement (Byrnes et al., 2014). Une autre approche a été proposée afin d'éviter cette agrégation dans un seul indice : l'approche par seuils, qui comptabilise le nombre de fonctions dépassant un seuil prédéfini (eg. 5%, 50%, 70%) (Gamfeldt et al., 2008 ; Byrnes et al., 2014) ou en considérant une gamme continue de seuils (e.g. de 5% à 95%) (Gamfeldt et al., 2008). Dans leur synthèse de 101 études sur la multifonctionnalité, Hölting et al., (2019) ont estimé que les approches par seuil et par la moyenne comme calculées dans notre étude, sont les plus utilisées. En revanche, même si plusieurs auteurs ont avancé que la méthode par seuil est supérieure à l'approche par la moyenne dans la mesure où cette méthode part du principe que les fonctions ne sont pas substituables les unes aux autres, l'information qui en découle reste difficile à interpréter (Byrnes et al., 2014). Ces approches ont aussi mis en avant que la considération de l'importance d'une ou plusieurs fonctions est dépendante du point de vue où l'on se place. Les agrosystèmes ne sont pas seulement multifonctionnels mais ont aussi de multiples parties prenantes (e.g. agriculteurs, gestionnaire d'espaces naturels). Le poids de chaque fonction est donc fortement influencé par la partie prenante impliquée ; un agriculteur ne met peut-être pas le même poids sur la conservation de la biodiversité qu'un gestionnaire d'espaces naturels. Dans cette optique, de nouvelles approches basées sur des scénarios ont vu le jour (Manning et al., 2018). Ces approches proposent de pondérer les performances individuelles suivant les objectifs de différents acteurs des écosystèmes. Analyser la multifonctionnalité des systèmes par une approche par scénarios permettrait ainsi de comprendre les leviers utiles suivant les objectifs d'utilisation de l'agrosystème et de proposer des aménagements du territoire (Grass et al., 2020).

Nos résultats ont mis en lumière que d'un point de vue économique et écologique, les systèmes biologiques sont plus performants que les systèmes conventionnels. Néanmoins, l'analyse des performances agronomiques montre une moins bonne gestion des ravageurs qui se répercute sur la production. Cependant, notre étude ne prend en compte que les coûts de production dans notre analyse des performances économiques. La prise en compte du prix de vente de la production pourrait permettre de mieux discerner si la moindre performance agronomique de l'agriculture biologique est compensée par une meilleure valorisation des produits. Il a en effet été montré que les vins sous certification sont généralement vendus à des prix plus élevés que les autres vins (Traversac et al., 2011), générant une meilleure rentabilité économique. Celle-ci pourrait alors venir compenser les pertes de rendements. De plus, dans notre étude, nous basons nos observations sur 14 performances individuelles et il se peut que nous n'ayons finalement capturé qu'une part limitée de la multifonctionnalité (Manning et al., 2018). L'ajout de performances telles que la richesse en plantes pourrait être à considérer dans une approche encore plus intégrative de la multifonctionnalité (Herzog et al., 2019).

Notre analyse a aussi mis en avant qu'il existe des compromis entre fonctions, notamment entre la conservation de la biodiversité et les rendements dans les systèmes en agriculture biologique. Cependant, nos estimations de rendements sont valables pour l'année 2018, où les attaques de mildiou ont fortement impacté les rendements. Une perspective intéressante serait de confirmer nos résultats en réalisant les mêmes analyses pour les années suivantes. Une autre perspective serait d'analyser les performances par paires afin d'explorer les relations entre performances ; cela pourrait permettre d'avoir des informations de réponses sur la possibilité de concilier conservation de la biodiversité et coûts de production. Notre deuxième chapitre ayant mis en avant que les pratiques culturales sont des facteurs structurant les communautés, réaliser une analyse multifonctionnelle suivant des profils de pratiques plutôt que la dichotomie agriculture biologique et conventionnelle permettrait de mettre en lumière les pratiques culturales qui s'avèrent être un des leviers importants.

## **D. Les effets du contexte paysager**

L'intensification de l'agriculture est l'un des facteurs entraînant une perte d'hétérogénéité de l'habitat impliquant alors des conséquences importantes pour la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes dans les paysages agricoles (Benton et al., 2003). Cette simplification de la composition du paysage au profit de surfaces pour la production agricole entraîne de nombreux effets négatifs sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes : cela rend aussi la présence d'autres habitats essentielle pour le maintien de cette biodiversité à l'échelle du paysage (Robinson et Sutherland 2002 ; Tschardt et al., 2005 ; Greenleaf et Kremen 2006 ; Carvell et al., 2006; Weiner et al., 2014). Il a été démontré qu'un paysage constitué d'une proportion élevée de surfaces d'habitats semi-naturels (forêts, prairies, landes) limite le risque de perte de biodiversité associée aux activités agricoles (Schmidt et al., 2005, Tschardt et al. 2012). En effet, de nombreuses espèces exploitent différentes ressources dans le paysage et sont donc fortement impactées par celui-ci (Tschardt et al., 2005). Plusieurs études ont mis en évidence l'effet positif de la présence d'habitats semi-naturels sur la biodiversité dans les paysages agricoles dans la mesure où ils offrent des sites d'hibernation, des ressources trophiques stables ou encore des zones de refuges (Holland et al., 2016; Topping et Sunderland 1994 ; Bianchi et al., 2006). Par ailleurs, la littérature a mis en évidence que le contexte paysager pouvait moduler les effets locaux des systèmes de culture (Tuck et al., 2014 ; Muneret et al., 2018). Malgré les nombreuses études analysant les effets des habitats semi-naturels sur les performances écologiques, il reste quelques zones d'ombre quant aux effets résultant de l'interaction avec le contexte local. De plus, dans un contexte d'expansion de l'agriculture biologique, la question de ces effets sur la biodiversité et les performances des systèmes de production se pose. En effet, l'agriculture biologique à travers différentes échelles du local au paysage influence la biodiversité (Gabriel et al., 2010).

Nous avons donc cherché à mettre en évidence les effets du contexte paysager à travers la proportion d'habitats semi-naturels et la proportion d'agriculture biologique dans le paysage sur les performances écologiques, économiques et agronomiques.

### *a) Les effets des habitats semi-naturels*

Conformément à notre hypothèse initiale, cette étude met en évidence que les habitats semi-naturels affectent à la fois la biodiversité aérienne et celle du sol. En effet, les pollinisateurs semblent particulièrement bénéficier de l'augmentation de la proportion d'habitats semi-naturels dans le paysage. De nombreuses espèces d'abeilles, en particulier les abeilles sauvages, ont des exigences spécifiques en ce qui concerne les fleurs fournissant le pollen et le nectar, les sites de nidification et les matériaux de construction, et ces ressources peuvent se trouver spatialement séparées dans différents habitats au sein de leur aire d'alimentation (Westrich 1996). En revanche, pour les carabes, de nombreuses études ont mis en évidence que leurs abondances étaient plus faibles dans les paysages composés de beaucoup d'habitats semi-naturels (Purtauf et al., 2005; Hendrickx et al., 2009; Woodcock et al., 2010; Rusch et al., 2014). Cependant, cet effet négatif ne se retrouve que pour les parcelles conduites en agriculture biologique. Nos analyses valident donc l'hypothèse selon laquelle le paysage module les effets locaux. En effet, les abondances de carabes sont plus faibles pour les parcelles conventionnelles dans des paysages avec peu d'habitats semi-naturels et inversement dans les paysages avec beaucoup d'habitats semi-naturels (Figure 24). Ceci suggère qu'il existe des effets de débordement généralement observés entre les habitats semi-naturels et les cultures lors de perturbations, qui contribuent aux assemblages de carabes dans les agrosystèmes (Polis et al., 2004; Ries et al., 2004, Tschardt et al., 2012). La composition du paysage a aussi un effet sur la faune du sol. Les collembolés ainsi que les acariens semblent eux aussi impactés négativement par l'augmentation de la proportion d'habitats semi-naturels, et on observe aussi une modulation des effets du mode de conduite par la composition du paysage. Au sein des paysages à faible proportion d'habitats semi-naturels, les systèmes conduits en biologique présentent une plus forte abondance de microarthropodes du sol que les systèmes en conventionnel, et inversement dans les paysages avec beaucoup d'habitats semi-naturels (Figure 24). Des effets négatifs de la proportion d'habitats semi-naturels sur l'abondance des collembolés et des acariens ont déjà été reportés (Sousa et al., 2006), suggérant des barrières physiques à la dispersion passive (Lehmitz et al., 2012) ou une prédation par les arthropodes prédateurs influencés positivement par la forte proportion d'habitats semi-naturels (Concepción et al., 2008).

Nos résultats montrent que les performances économiques ne sont pas affectées par le contexte paysager et en particulier la proportion d'habitats semi-naturels dans le paysage. Néanmoins, dans le cas des performances agronomiques, il s'avère que les IFT sont plus importants pour les parcelles en agriculture biologique dans des paysages constitués de beaucoup d'habitats semi-naturels. Cela suggère que les niveaux d'infestation par les bioagresseurs des systèmes en agriculture biologique augmentent avec la proportion dans les paysages entraînant une augmentation de leur IFT (cf figure 4 du chapitre 3). Ces résultats sont cohérents avec de précédentes études reliant les faibles niveaux d'infestation de bioagresseurs avec des intensités de fréquence de traitement élevées (Muneret et al., 2018). Cependant, la littérature a montré le contraire, en soulignant que la dispersion dans le paysage des pathogènes est très faible (Fort et al., 2016).

Notre étude met donc en avant que la présence d'habitats semi-naturels dans le paysage est un facteur important à prendre en considération pour comprendre les assemblages d'espèces ou les niveaux d'utilisation des produits phytosanitaires dans les agrosystèmes.

Une des limites de notre étude est que nous prenons en compte uniquement une des dimensions des paysages, sa composition. Or, plusieurs études ont montré que la configuration est un facteur important structurant la biodiversité et les fonctions associées. Cette configuration peut être mesurée comme la densité des bords entre les champs cultivés et leur environnement, y compris les cultures voisines et les zones non cultivées (Martin et al., 2019). Par exemple il a été montré que pour les pollinisateurs, les larves prédatrices jouent un rôle dans la régulation naturelle et ont besoin d'écotones afin de se propager d'une culture à une autre (Concepcion et al., 2012; Tschardt et al., 2012; Hass et al., 2018). De la même manière que pour la composition, il existe une grande variabilité de réponses suivant la communauté impliquée. Il n'y a pour le moment de consensus sur l'importance de la configuration du paysage pour les arthropodes et les services qu'ils fournissent dans les cultures (Seppelt et al., 2016; Perovic et al., 2018). La contradiction des résultats peut aussi être le résultat des interactions entre la composition et la configuration (Coudrain et al., 2014; Boserup et al., 2017). Il serait intéressant de tester cette hypothèse car cela pourrait expliquer certains de nos résultats. Cependant, de telles analyses nécessitent des gradients paysagers indépendants, ce qui pourrait compliquer notre dispositif expérimental et nécessiterait d'augmenter notre taille d'échantillon pour explorer conjointement des gradients de composition et de configuration des paysages. Considérer cette pratique à l'échelle du paysage pourrait être également une piste à envisager. Notre analyse ayant mis en avant que les pratiques culturales comme le travail du sol sont un facteur très structurant pour les communautés des agrosystèmes. Dans la même lignée, il a été montré que les traitements appliqués à large échelle pouvaient permettre de comprendre la distribution des ravageurs dans le paysage (Meehan et al., 2011).

### ***b) L'expansion de l'agriculture biologique***

Contrairement à nos attentes, l'augmentation des surfaces en vignes conduites en agriculture biologique dans le paysage n'a que peu d'influence sur les performances écologiques, et aucune sur les performances agronomiques et économiques. En effet, seules les communautés de carabes et de microarthropodes semblent être affectées et ce négativement par l'augmentation de la proportion d'agriculture biologique. Cela suggère que l'augmentation à l'échelle des paysages de pratiques culturales comme le travail du sol limite les effets de débordement entre les habitats (Rusch et al., 2011). L'hypothèse selon laquelle l'augmentation de la proportion d'agriculture biologique dans le paysage amplifie celles observées à l'échelle locale n'est donc pas confirmée par ce travail. En effet, du fait du haut niveau d'infestation des systèmes conduits en agriculture biologique, on aurait pu s'attendre à une augmentation des niveaux d'infestations à l'échelle du paysage. Or ce n'est pas le cas dans notre étude. Cette dernière met en avant qu'au sein de la matrice paysagère, la composition du paysage en habitats semi-naturels est un levier plus important dans l'optimisation de la multifonctionnalité des systèmes de production que la proportion d'agriculture biologique.

Le peu de réponses observées à l'expansion de l'agriculture biologique dans le paysage peut être le résultat de notre faible gradient paysager qui varie entre 0,12 et 24% de la surface, dans des rayons de 1 km autour de nos parcelles de suivis. Il faudrait donc valider ces observations avec des proportions plus élevées. Nos analyses ont bien démontré que le facteur le plus structurant des performances écologiques, agronomiques et économiques, reste l'agriculture biologique à l'échelle locale. Cela s'explique en partie par le fait que nous mesurons l'ensemble des performances à l'échelle de la parcelle de vigne ; la prise en compte des performances à l'échelle des paysages, en échantillonnant dans plusieurs habitats, ferait peut-être ressortir des

effets plus forts pour le contexte paysager. Une autre explication est que nous caractérisons l'agriculture biologique dans le paysage en prenant en compte la proportion de vignes conduites en agriculture biologique. Cependant, d'autres options de gestion, hors réglementation, reliées à l'agriculture biologique, telles que la mise en place d'autres cultures semées dans le système de production (Altieri et Letourneau, 1982) ou encore des densités de plantation plus faibles, peuvent avoir un impact à l'échelle du paysage (Johnson et al., 2008). Une autre perspective serait de considérer la dynamique du paysage, et notamment les dynamiques des changements de pratiques. Il a été montré que le suivi de la dynamique du paysage est essentiel pour comprendre les interactions complexes entre les processus sociaux, environnementaux et géophysiques (Munroe et Müller 2007). Cette approche de modélisation pourrait permettre de prédire les conséquences de changements d'utilisation des terres.

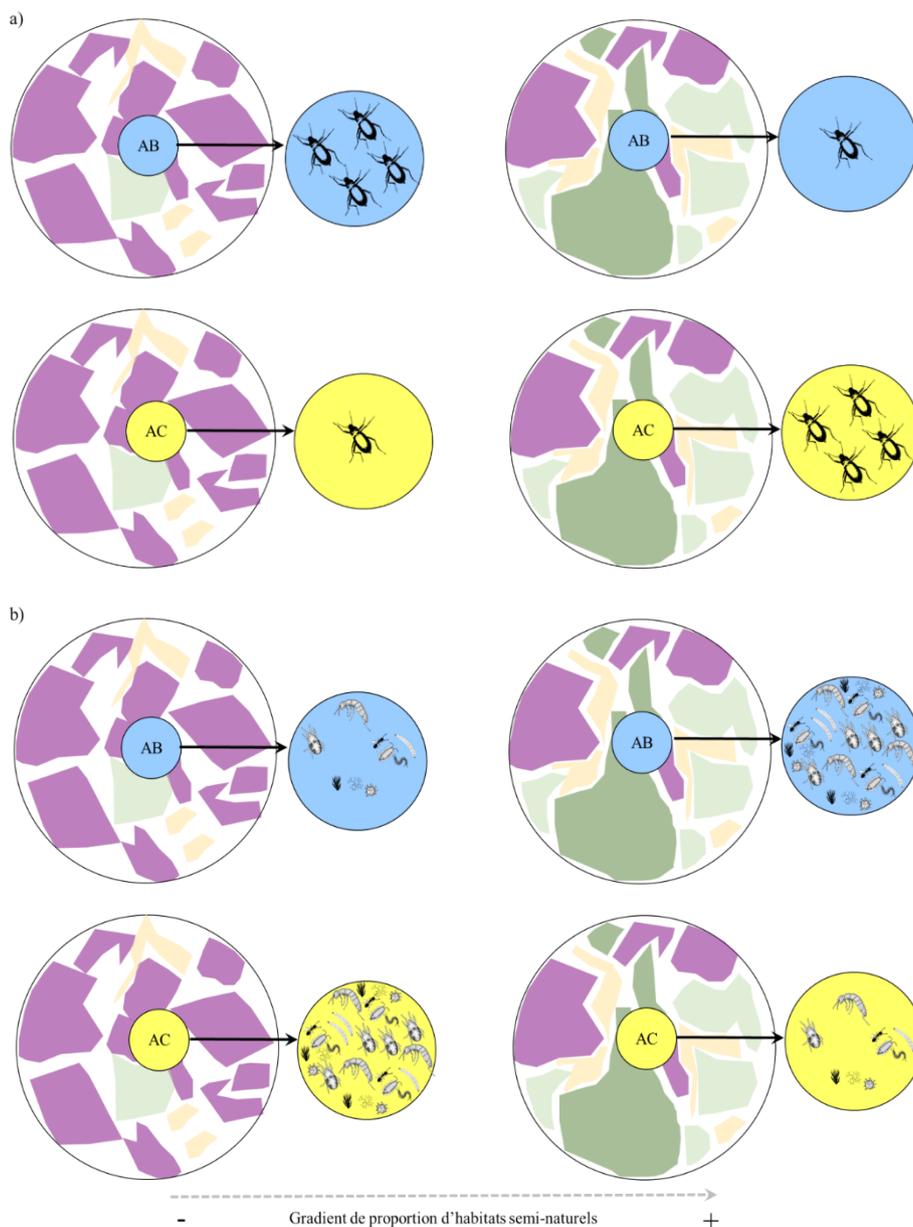


Figure 24 : Schéma représentant les changements d'abondance résultants des interactions entre le mode de conduite (AB : agriculture biologique et AC : agriculture conventionnelle) et la proportion d'habitats semi-naturels avec en a) les carabes et en b) les collemboles, les acariens, les microarthropodes et la biomasse microbienne.

## **II. Conséquences appliquées de ce travail**

Nos résultats soulignent l'importance des pratiques culturales sur les performances multiples des agrosystèmes. L'identification des liens entre différentes pratiques culturales et un large panel de performances tant sur la plan écologique, agronomique et économique, a permis d'identifier les leviers mobilisables pour les viticulteurs suivant leurs objectifs. Ce travail de thèse marque aussi le début d'un travail de conception, entre viticulteurs, scientifiques et ingénieurs, de systèmes de productions durables. Ces données alimentent la base scientifique amorçant une réflexion commune entre l'ensemble des parties prenantes des systèmes viticoles. Ce travail de thèse propose aussi que les changements de pratiques doivent non seulement se faire à l'échelle du système de production, mais doivent aussi se faire à l'échelle des paysages et territoires. Nous avons mis en évidence que l'hétérogénéité du paysage est une composante importante pour le maintien de la biodiversité au sein des systèmes de production. Nos résultats peuvent permettre de soutenir des stratégies de gestion du paysage (i.e. plantation de haies, voies verte) (Kapfer et al., 2003; Evans et Green, 2007), favorisant cette biodiversité, et qui pourront être adaptées selon le mode de conduite de l'agrosystème. La complémentarité de notre approche, en considérant les performances économiques et agronomiques, des systèmes en agriculture biologique soulève cependant la question de la viabilité à long terme de ce mode de conduite pour les viticulteurs.

## **III. Conclusions générales**

Notre travail a montré que les pratiques culturales sont des facteurs environnementaux très structurants des communautés et du fonctionnement des agrosystèmes. Nous avons notamment mis en avant que c'est par l'intermédiaire des changements de distribution de biomasse au sein des communautés de prédateurs que l'agriculture biologique module la régulation naturelle. Nos analyses mettent en avant que les effets de l'agriculture biologique sont contrastés et dépendent de la communauté étudiée. C'est notamment par le travail du sol que nous pouvons expliquer les effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité. Cependant, nous avons montré que d'autres pratiques culturales, indépendantes des pratiques certifiées ou non, telles que les traitements insecticides ou les résidus de cuivre des traitements fongicides accumulés dans le sol, affectent la biodiversité et déterminent les assemblages de communautés au sein des parcelles viticoles. Notre approche multifonctionnelle a mis en lumière qu'il existe des synergies et des compromis entre performances écologiques, agronomiques et économiques. En effet, les systèmes conduits en agriculture biologique semblent être plus performants en moyenne sur le plan écologique qu'économique, en comparaison des systèmes conventionnels, mais moins d'un point de vue agronomique. Notre travail permet donc d'apporter des éléments de réponses aux questions autour de la durabilité des systèmes de production en agriculture biologique. L'approche multifonctionnelle considérant un large panel de performances réparties sur trois champs de recherche et explorant les effets de l'utilisation des terres est relativement nouvelle. Grâce à cette analyse, nous avons mis en lumière des synergies et antagonismes entre performances, et révélé que ces profils de performances contrastés entre systèmes certifiés en agriculture biologique ou non se traduisaient par une multifonctionnalité moyenne. La prise en compte du contexte paysager nous a permis de démontrer que les habitats semi-naturels sont essentiels pour le maintien de la biodiversité aérienne dans les paysages viticoles. Nos résultats alimentent les connaissances sur l'effet du

contexte paysager et peuvent ainsi servir de support à la mise en place d'aménagements. Les pratiques culturelles mises en évidence dans notre étude, comme les facteurs déterminant l'ensemble des performances, apparaissent comme autant de leviers potentiellement mobilisables pour construire des systèmes viticoles plus durables.



## **REFERENCES**

- Allan, E., Weisser, W.W., Fischer, M., Schulze, E.-D., Weigelt, A., Roscher, C., Baade, J., Barnard, R.L., Beßler, H., Buchmann, N., et al. (2013). A comparison of the strength of biodiversity effects across multiple functions. *15*.
- Allen, P., and Kovach, M. The capitalist composition of organic: The potential of markets in fulfilling the promise of organic agriculture. *12*.
- Altieri, M.A., and Letourneau, D.K. (1982). Vegetation management and biological control in agroecosystems. *Crop Protection 1*, 405–430.
- Aratrakorn, S., Thunhikorn, S., and Donald, P.F. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *12*.
- Badgley, C., and Perfecto, I. Can organic agriculture feed the world? (2007). *6*.
- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M.J., Avilés-Vázquez, K., Samulon, A., and Perfecto, I. (2007). Organic agriculture and the global food supply. *Renew. Agric. Food Syst. 22*, 86–108.
- Bahlai, C.A., Xue, Y., McCreary, C.M., Schaafsma, A.W., and Hallett, R.H. (2010). Choosing Organic Pesticides over Synthetic Pesticides May Not Effectively Mitigate Environmental Risk in Soybeans. *PLoS ONE 5*, 7.
- Balmford, A., Green, R., and Phalan, B. (2012). What conservationists need to know about farming. *Proc. R. Soc. B. 279*, 2714–2724.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., and Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services: Biodiversity and ecosystem functioning/services. *Ecology Letters 9*, 1146–1156.
- Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., Paquette, A., Isbell, F., Gonzalez, A., Byrnes, J., O'Connor, M.I., Hungate, B.A., and Griffin, J.N. (2014). Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *BioScience 64*, 49–57.
- Bano, R., and Roy, S. Extraction of Soil Microarthropods: A low cost Berlese- Tullgren funnels extractor. *4*.
- Baranski, M., Srednicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., et al. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *British Journal of Nutrition 118*.
- Barnes, A.M., Wratten, S.D., and Sandhu, H.S. Harnessing Biodiversity to Improve Vineyard Sustainability. *6*
- Barnes, A.D., Weigelt, P., Jochum, M., Ott, D., Hodapp, D., Haneda, N.F., and Brose, U. (2016). Species richness and biomass explain spatial turnover in ecosystem functioning across tropical and temperate ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 371*, 20150279.
- Barnosky, A.D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G.O.U., Swartz, B., Quental, T.B., Marshall, C., McGuire, J.L., Lindsey, E.L., Maguire, K.C., et al. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature 471*, 51–57.
- Beecher, N.A., Johnson, R.J., Brandle, J.R., Case, R.M., and Young, L.J. (2002). Agroecology of Birds in Organic and Nonorganic Farmland. *Conservation Biology 16*, 1620–1631.
- Bell, G. (2000). The Distribution of Abundance in Neutral Communities. *The American Naturalist 155*, 606–617.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., and Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis: Organic agriculture, biodiversity and abundance. *Journal of Applied Ecology 42*, 261–269.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., and Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution 18*, 182–188.
- Beus, C.E., and Dunlap, R.E. (2010). The Alternative-Conventional Agriculture Debate: Where Do Agricultural Faculty Stand? *1. Rural Sociology 57*, 363–380.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., and Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B. 273*, 1715–1727.

- Birkhofer, K., Bezemer, T.M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., et al. (2008). Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2297–2308.
- Birkhofer, K., Bylund, H., Dalin, P., Ferlian, O., Gagic, V., Hambäck, P.A., Klapwijk, M., Mestre, L., Roubinet, E., Schroeder, M., et al. (2017). Methods to identify the prey of invertebrate predators in terrestrial field studies. *Ecology and Evolution* 7, 1942–1953.
- Birkhofer, K., Andersson, G.K.S., Bengtsson, J., Bommarco, R., Dänhardt, J., Ekbom, B., Ekroos, J., Hahn, T., Hedlund, K., Jönsson, A.M., et al. (2018). Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. *Biological Conservation* 218, 247–253.
- Blandenier, G. (2009). Ballooning of spiders (Araneae) in Switzerland: General Results from an Eleven-Year Survey. *Arachnology* 14, 308–316.
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H.G., and Rundlöf, M. (2012). Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proc. R. Soc. B.* 279, 309–315.
- Bommarco, R., Kleijn, D., and Potts, S.G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 230–238.
- Bosem Baillod, A., Tscharnke, T., Clough, Y., and Batáry, P. (2017). Landscape-scale interactions of spatial and temporal cropland heterogeneity drive biological control of cereal aphids. *J Appl Ecol* 54, 1804–1813.
- Botta-Dukát Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. 8.
- Boutin, F., and Genevet, B. (2009). Spontaneous green cover and competition: synthesis of 5 years of study in the rhone valley. 7.
- Brose, U. (2010). Body-mass constraints on foraging behaviour determine population and food-web dynamics. *Functional Ecology* 24, 28–34.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., and West, G.B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85, 1771–1789.
- Brunetto, G., Miotto, A., Ceretta, C.A., Schmitt, D.E., Heinzen, J., de Moraes, M.P., Canton, L., Tiecher, T.L., Comin, J.J., and Giroto, E. (2014). Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. *Archives of Agronomy and Soil Science* 60, 609–624.
- Buchholz, J., Querner, P., Paredes, D., Bauer, T., Strauss, P., Guernion, M., Scimia, J., Cluzeau, D., Burel, F., Kratschmer, S., et al. (2017). Soil biota in vineyards are more influenced by plants and soil quality than by tillage intensity or the surrounding landscape. *Sci Rep* 7, 17445.
- Büchi, L. (2019). Potential of indicators to unveil the hidden side of cropping system classification\_ Differences and similarities in cropping practices between conventional, no-till and organic systems. *European Journal of Agronomy* 13.
- Byrnes, J.E.K., Gamfeldt, L., Isbell, F., Lefcheck, J.S., Griffin, J.N., Hector, A., Cardinale, B.J., Hooper, D.U., Dee, L.E., and Emmett Duffy, J. (2014). Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 111–124.
- Cadot, O., Carrère, C., and Strauss-Kahn, V. (2010). Export Diversification: What's behind the Hump? *The Review of Economics and Statistics* 93, 590–605.
- Cadotte, M.W., Carscadden, K., and Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services: Functional diversity in ecology and conservation. *Journal of Applied Ecology* 48, 1079–1087.
- Caprio, E. (2015). Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems* 9.
- Cardebat, J.-M., Faye, B., Le Fur, E., and Storchmann, K. (2017). The Law of One Price? Price Dispersion on the Auction Market for Fine Wine. *J Wine Econ* 12, 302–331.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Gittleman, J.L., Jones, K.E., Bielby, J., and Purvis, A. (2008). The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proc. R. Soc. B.* 275, 1441–1448.

- Cardinale, B.J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472, 86–89.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- Caro, G., Hartmann, C., Decaëns, T., Barot, S., Mora, P., and Mathieu, J. (2014). Impact of soil engineering by two contrasting species of earthworms on their dispersal rates. *Applied Soil Ecology* 84, 223–230.
- Carvell, C., Roy, D.B., Smart, S.M., Pywell, R.F., Preston, C.D., and Goulson, D. (2006). Declines in forage availability for bumblebees at a national scale. *Biological Conservation* 132, 481–489.
- Caswell, H.C.R. (1976). Community Structure: A Neutral Model Analysis. *Ecological Monographs* 46, 327–354.
- Cayre, P., Michaud, A., Theau, J.-P., and Rigolot, C. (2018). The Coexistence of Multiple Worldviews in Livestock Farming Drives Agroecological Transition. A Case Study in French Protected Designation of Origin (PDO) Cheese Mountain Areas. 13.
- Celette, F., Gaudin, R., and Gary, C. (2008). Spatial and temporal changes to the water regime of a Mediterranean vineyard due to the adoption of cover cropping. *European Journal of Agronomy* 29, 153–162.
- Chabert, A., and Sarthou, J.-P. (2020). Conservation agriculture as a promising trade-off between conventional and organic agriculture in bundling ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 292, 106815.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., et al. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J., and Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity: Pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14, 922–932.
- Chappell, M.J., and LaValle, L.A. Food security and biodiversity: can we have both? An agroecological analysis. 24.
- Chase, J.M., and Leibold, M.A. (2002). Spatial scale dictates the productivity–biodiversity relationship. *Nature* 416, 427–430.
- Chase, J.M. & Leibold, M.A. (2003). *Ecological Niches*. University of Chicago Press, Chicago, IL
- Chuche, J., and Thiéry, D. (2014). Biology and ecology of the Flavescence dorée vector *Scaphoideus titanus*: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 381–403.
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., and Plantureux, S. (2009). Biodiversity: Function and Assessment in Agricultural Areas: A Review. In *Sustainable Agriculture*, E. Lichtfouse, M. Navarrete, P. Debaeke, S. Véronique, and C. Alberola, eds. (Dordrecht: Springer Netherlands), pp. 309–327.
- Clough, Y., Barkmann, J., Juhrebandt, J., Kessler, M., Wanger, T.C., Anshary, A., Buchori, D., Cicuzza, D., Darras, K., Putra, D.D., et al. (2011). Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 8311–8316.
- Concepción, E.D., Díaz, M., and Baquero, R.A. (2008). Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology* 23, 135–148.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., et al. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management: Landscape constrains the effectiveness of local management. *Journal of Applied Ecology* no-no.
- Connor, D.J. (2008). Organic agriculture cannot feed the world. *Field Crops Research* 106, 187–190.
- Cornell, H.V., and Lawton, J.H. (1992). Species Interactions, Local and Regional Processes, and Limits to the Richness of Ecological Communities: A Theoretical Perspective. *The Journal of Animal Ecology* 61, 1.
- Corti, G., Cavallo, E., Cocco, S., Biddoccu, M., Brecciaroli, G., and Agnelli, A. (2011). Evaluation of Erosion Intensity and Some of Its Consequences in Vineyards from Two Hilly Environments Under a Mediterranean Type of Climate, Italy. In *Soil Erosion Issues in Agriculture*, D. Godone, ed. (InTech),
- Costanza, R., and Limburg, K. I (1997). The value of the world's ecosystem. 8.

- Coudrain, V., Schmittgen, C., Herzog, F., Albrecht, M., and Entling, M.H. (2014). Habitat amount modulates the effect of patch isolation on host-parasitoid interactions. *Front. Environ. Sci.* 2.
- Craven, D., Eisenhauer, N., Pearse, W.D., Hautier, Y., Isbell, F., Roscher, C., Bahn, M., Beierkuhnlein, C., Bönisch, G., Buchmann, N., et al. (2018). Multiple facets of biodiversity drive the diversity–stability relationship. *Nature Ecology & Evolution* 2, 1579–1587.
- Crowder, D.W., and Reganold, J.P. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. 6.
- Daily, G.C. (2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3, 333–339.
- Dainese, M., Martin, E.A., Aizen, M., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L.G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L.A., et al. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *BioRxiv*.
- Damschen, E.I., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Tewksbury, J.J., and Levey, D.J. (2006). Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *313*, 4.
- Davey, J.S., Vaughan, I.P., Andrew King, R., Bell, J.R., Bohan, D.A., Bruford, M.W., Holland, J.M., and Symondson, W.O.C. (2013). Intraguild predation in winter wheat: prey choice by a common epigeal carabid consuming spiders. *J Appl Ecol* 50, 271–279.
- Dayton, P.K. (1975). Experimental Evaluation of Ecological Dominance in a Rocky Intertidal Algal Community. *Ecological Monographs* 45, 137–159.
- De Lange, W.J., Stafford, W.H.L., Forsyth, G.G., and Le Maitre, D.C. (2012). Incorporating stakeholder preferences in the selection of technologies for using invasive alien plants as a bio-energy feedstock: Applying the analytical hierarchy process. *Journal of Environmental Management* 99, 76–83.
- Dee, L.E., Cowles, J., Isbell, F., Pau, S., Gaines, S.D., and Reich, P.B. (2019). When Do Ecosystem Services Depend on Rare Species? 13.
- Deraison, H., Badenhauer, I., Börger, L., and Gross, N. (2015). Herbivore effect traits and their impact on plant community biomass: an experimental test using grasshoppers. *Functional Ecology* 29, 650–661.
- Desneux, N., Decourtye, A., and Delpuech, J.-M. (2007a). The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annual Review of Entomology* 52, 81–106.
- Desneux, N., Decourtye, A., and Delpuech, J.-M. (2007b). The Sublethal Effects of Pesticides on Beneficial Arthropods. *Annu. Rev. Entomol.* 52, 81–106.
- Díaz S, Fargione J, Chapin FS III, Tilman D (2006) Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol* 4(8).
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., and Robson, T.M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 20684–20689.
- Dittmer, S., and Schrader, S. (2000). Longterm effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. *Pedobiologia* 44, 527–538.
- Díaz, S., and Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655.
- Domínguez, A., Bedano, J.C., Becker, A.R., and Arolfo, R.V. (2014). Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinian temperate soils: Evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology* 83, 170–176.
- Dooley, Á., Isbell, F., Kirwan, L., Connolly, J., Finn, J.A., and Brophy, C. (2015). Testing the effects of diversity on ecosystem multifunctionality using a multivariate model. *Ecology Letters* 18, 1242–1251.
- Dorrrough, J., Moll, J., and Crosthwaite, J. (2007). Can intensification of temperate Australian livestock production systems save land for native biodiversity? 11.

- Dudley, N., Parrish, J.D., Redford, K.H., and Stolton, S. (2010). The revised IUCN protected area management categories: the debate and ways forward. *Oryx* 44, 485–490.
- Dunne, J.A. (2006). The Network Structure of Food Webs. 61.
- Egan, J.F., and Mortensen, D.A. (2012). A comparison of land-sharing and land-sparing strategies for plant richness conservation in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 22, 459–471.
- Eijsackers, H., Beneke, P., Maboeta, M., Louw, J.P.E., and Reinecke, A.J. (2005). The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, 99–111.
- Elton, C. (1946). Competition and the Structure of Ecological Communities. *The Journal of Animal Ecology* 15, 54.
- Enquist, B.J., Norberg, J., Bonser, S.P., Violle, C., Webb, C.T., Henderson, A., Sloat, L.L., and Savage, V.M. (2015). Scaling from Traits to Ecosystems. In *Advances in Ecological Research*, (Elsevier), pp. 249–318.
- Ethier, K., and Fahrig, L. (2011). Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecol* 26, 865–876.
- Evans, A.D., and Green, R.E. (2007). An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localised and widespread bird species in England. *J Ornithol* 148, 279–286.
- Eyhorn, F., Muller, A., Reganold, J.P., Frison, E., Herren, H.R., Lutikholt, L., Mueller, A., Sanders, J., Scialabba, N.E.-H., Seufert, V., et al. (2019). Sustainability in global agriculture driven by organic farming. *Nat Sustain* 2, 253–255.
- Faber, F., Wachter, E., and Zaller, J.G. (2017). Earthworms are little affected by reduced soil tillage methods in vineyards. *Plant Soil Environ.* 63, 7.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., and Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes: Heterogeneity and biodiversity. *Ecology Letters* 14, 101–112.
- Ferguson, R.S., and Lovell, S.T. (2014). Permaculture for agroecology: design, movement, practice, and worldview. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 251–274.
- Fernández-Calviño, D., Pateiro-Moure, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Garrido-Rodríguez, B., and Arias-Estévez, M. (2012). Zinc distribution and acid–base mobilisation in vineyard soils and sediments. *Science of The Total Environment* 414, 470–479.
- Finke, D.L., and Denno, R.F. (2002). Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: implications for prey suppression. 83, 10.
- Finke, D.L., and Denno, R.F. (2005). Predator diversity and the functioning of ecosystems: the role of intraguild predation in dampening trophic cascades. *Ecol Letters* 8, 1299–1306.
- Finke, D.L., and Snyder, W.E. (2010). Conserving the benefits of predator biodiversity. *Biological Conservation* 143, 2260–2269.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., et al. 380 Should agricultural policies encourage land. 6.
- Fort, T., Robin, C., Capdevielle, X., Delière, L., and Vacher, C. (2016). Foliar fungal communities strongly differ between habitat patches in a landscape mosaic. *PeerJ* 4, e2656.
- Francis, C., Lieblein, G., Gliessman, S., Breland, T.A., Creamer, N., Harwood, R., Salomonsson, L., Helenius, J., Rickerl, D., Salvador, R., et al. (2003). Agroecology: The Ecology of Food Systems. *Journal of Sustainable Agriculture* 22, 99–118.
- Fukuoka, M. 1978. “The One-straw Revolution: An Introduction to Natural Farming.” New York Review of Book.

- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., et al. (2005). Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* *1*, 431–434.
- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T., and Thies, C. (2006). Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* *16*, 2011–2021.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., and Benton, T.G. (2010). Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales: Scale matters in organic farming. *Ecology Letters* *13*, 858–869.
- Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., et al. (2015). Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* *282*, 20142620–20142620.
- Gallé, R., Happe, A., Baillo, A.B., Tschardtke, T., and Batáry, P. (2019). Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology* *56*, 63–72.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., and Jonsson, P.R. (2008a). Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* *89*, 1223–1231.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H., and Jonsson, P.R. (2008b). MULTIPLE FUNCTIONS INCREASE THE IMPORTANCE OF BIODIVERSITY FOR OVERALL ECOSYSTEM FUNCTIONING. *Ecology* *89*, 1223–1231.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., et al. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* *4*.
- Garcia, L., Clette, F., Gary, C., Ripoché, A., Valdés-Gómez, H., and Metay, A. (2018). Management of service crops for the provision of ecosystem services in vineyards: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *251*, 158–170.
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., et al. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* *85*, 2630–2637.
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C., et al. (2007). Assessing the Effects of Land-use Change on Plant Traits, Communities and Ecosystem Functioning in Grasslands: A Standardized Methodology and Lessons from an Application to 11 European Sites. *Annals of Botany* *99*, 967–985.
- Gaston, K.J. (1996). Biodiversity - congruence. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* *20*, 105–112.
- Gaston, K.J. (2000). Global patterns in biodiversity. *405*, 8.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H., et al. (2012). Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* *109*, 18226–18231.
- Gilpin, M., and I. Hanski. (1991). *Metapopulation dynam-ogy*. Blackwell, Oxford. Jennersten, O. 1988. *Pollination in Dianthus deltoidesics: brief history and conceptual domain*. Academic Press, London.
- Gliessman, S. R. (1998). *Agroecology: ecological processes insustainable agriculture*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Goded, S., Ekroos, J., Azcárate, J.G., Guitián, J.A., and Smith, H.G. (2019). Effects of organic farming on plant and butterfly functional diversity in mosaic landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *284*, 106600.
- Gomiero, T., Pimentel, D., and Paoletti, M.G. (2011). Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* *30*, 95–124.
- Goodman, D. *Organic and conventional agriculture: Materializing discourse and agro-ecological managerialism*. 6.

- Goodwin, B.J., and Fahrig, L. (2002). How does landscape structure influence landscape connectivity? 19.
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embid, F., Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa, J., Tiede, J., et al. (2019). Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People Nat* pan3.21.
- Grau, R., Kuemmerle, T., and Macchi, L. (2013). Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 477–483.
- Gravel, D., Albouy, C., and Thuiller, W. (2016). The meaning of functional trait composition of food webs for ecosystem functioning. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371, 20150268.
- Greenleaf, S.S., and Kremen, C. (2006). Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation* 133, 81–87.
- Greenop, A., Woodcock, B.A., Wilby, A., Cook, S.M., and Pywell, R.F. (2018). Functional diversity positively affects prey suppression by invertebrate predators: a meta-analysis. *Ecology* 99, 1771–1782.
- Grether, G.F., Peiman, K.S., Tobias, J.A., and Robinson, B.W. (2017). Causes and Consequences of Behavioral Interference between Species. *Trends in Ecology & Evolution* 32, 760–772.
- Grime, J.P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 902–910.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A., and Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Gross, N., Bagousse-Pinguet, Y.L., Liancourt, P., Berdugo, M., Gotelli, N.J., and Maestre, F.T. (2017). Functional trait diversity maximizes ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution* 1.
- Gruber, S., and Claupein, W. (2009). Effect of tillage intensity on weed infestation in organic farming. *Soil and Tillage Research* 105, 104–111.
- Gruerber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J., and Jamieson, I.G. (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions: Multimodel inference. *Journal of Evolutionary Biology* 24, 699–711.
- Hanski, I. (1999). Habitat Connectivity, Habitat Continuity, and Metapopulations in Dynamic Landscapes. *Oikos* 87, 209.
- Hanski, I. (2002) Metapopulations of animals in highly fragmented landscapes and population viability analysis. In *Population viability analysis*, University of Chicago Press. pp. 86–108.
- Harwood, J.D., Sunderland, K.D., and Symondson, W.O.C. (2004). Prey selection by linyphiid spiders: molecular tracking of the effects of alternative prey on rates of aphid consumption in the field: APHID CONSUMPTION BY LINYPHIID SPIDERS. *Molecular Ecology* 13, 3549–3560.
- Hass, A.L., Kormann, U.G., Tschardtke, T., Clough, Y., Baillod, A.B., Sirami, C., Fahrig, L., Martin, J.-L., Baudry, J., Bertrand, C., et al. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proc. R. Soc. B.* 285, 20172242.
- Hector, A., and Bagchi, R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. *Nature* 448, 188–190.
- Hendershot, J.N., Smith, J.R., Anderson, C.B., Letten, A.D., Frishkoff, L.O., Zook, J.R., Fukami, T., and Daily, G.C. (2020). Intensive farming drives long-term shifts in avian community composition. *Nature* 579, 393–396.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Desender, K., Aviron, S., Bailey, D., Diekotter, T., Lens, L., Liira, J., Schweiger, O., Speelmans, M., et al. (2009). Pervasive effects of dispersal limitation on within- and among-community species richness in agricultural landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 18, 607–616.
- Herzog, C., Honegger, A., Hegglin, D., Wittwer, R., de Ferron, A., Verbruggen, E., Jeanneret, P., Schloter, M., Banerjee, S., and van der Heijden, M.G.A. (2019). Crop yield, weed cover and ecosystem multifunctionality are not affected by the duration of organic management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 284, 106596.
- Hillebrand, H., and Matthiessen, B. (2009). Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research: Consolidation and progress in BDEF research. *Ecology Letters* 12, 1405–1419.

- Hillebrand, H., Bennett, D.M., and Cadotte, M.W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology* 89, 1510–1520.
- Hodge, I., (1993). Sustainability: putting principles into practice. An application to agricultural systems. Paper presented to 'Rural Economy and Society Study Group', Royal Holloway College, December 1993.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., and Evans, A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113–130.
- Holland, J.M., Bianchi, F.J., Entling, M.H., Moonen, A.-C., Smith, B.M., and Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies: Structure, function and management of semi-natural habitats for biological control. *Pest. Manag. Sci.* 72, 1638–1651.
- Holling, C. S.; Schindler, D. W.; Walker, Brian H.; Roughgarden, Jonathan (1995). Biodiversity in the functioning of ecosystems: an ecological synthesis. *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. Cambridge: Cambridge University Press
- Holt, R.D. (1985). Population dynamics in two-patch environments: Some anomalous consequences of an optimal habitat distribution. *Theoretical Population Biology* 28, 181–208.
- Hölting, L., Beckmann, M., Volk, M., and Cord, A.F. (2019). Multifunctionality assessments – More than assessing multiple ecosystem functions and services? A quantitative literature review. *Ecological Indicators* 103, 226–235.
- Holyoak M., Leibold M. A., Holt R. D. (2005). *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. Chicago (IL): University of Chicago Press.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., and Tschamtkke, T. (2008). Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117, 354–361.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., and Tschamtkke, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79, 491–500.
- Hooper, D.U., and Dukes, J.S. (2003). Overyielding among plant functional groups in a long-term experiment: Overyielding among plant functional groups. *Ecology Letters* 7, 95–105.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35.
- Huang, I.B., Keisler, J., and Linkov, I. (2011). Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. *Science of The Total Environment* 409, 3578–3594.
- Huang, J., Tichit, M., Poulot, M., Darly, S., Li, S., Petit, C., and Aubry, C. (2015). Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management* 149, 138–147.
- Hubbell, S.P. (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Ibáñez-Forés, V. (2014). A holistic review of applied methodologies for assessing and selecting the optimal technological alternative from a sustainability perspective. 23.
- Isaia, M., Bona, F., and Badino, G. (2006). Influence of Landscape Diversity and Agricultural Practices on Spider Assemblage in Italian Vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). *Environmental entomology* 35, 11.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., et al. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477, 199–202.
- Isman, M.B. (2006). Botanical insecticides, deterrents, and repellents in modern agriculture and an increasingly regulated world. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 45–66.

- Iverson, A.L., Gonthier, D.J., Pak, D., Ennis, K.K., Burnham, R.J., Perfecto, I., Ramos Rodriguez, M., and Vandermeer, J.H. (2019). A multifunctional approach for achieving simultaneous biodiversity conservation and farmer livelihood in coffee agroecosystems. *Biological Conservation* 238, 108179.
- Jiang, X., Wright, A.L., Wang, X., and Liang, F. (2011). Tillage-induced changes in fungal and bacterial biomass associated with soil aggregates: A long-term field study in a subtropical rice soil in China. *Applied Soil Ecology* 48, 168–173.
- Johnson, C.L., and Priest, S.J. (2008). Flood Risk Management in England: A Changing Landscape of Risk Responsibility? *International Journal of Water Resources Development* 24, 513–525.
- Jonsson, T. (2014). Trophic links and the relationship between predator and prey body sizes in food webs. *Community Ecology* 15, 54–64.
- Jonsson, T., Kaartinen, R., Jonsson, M., and Bommarco, R. (2018). Predictive power of food web models based on body size decreases with trophic complexity. *Ecol Lett* 21, 702–712.
- Kapfer, M., Kantelhardt, J., and Osinski, E. Estimation of costs for maintaining landscape elements by the example of Southwest Germany. 14.
- Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., et al. (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc Natl Acad Sci USA* 115, E7863–E7870.
- Kautz, T., López-Fando, C., and Ellmer, F. (2006). Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. *Applied Soil Ecology* 33, 278–285.
- Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science* 3, 157–164.
- Kehoe, L., Romero-Muñoz, A., Polaina, E., Estes, L., Kreft, H., and Kuehmerle, T. (2017). Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. *Nature Ecology & Evolution* 1, 1129–1135.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., et al. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16, 584–599.
- Keuskamp, J.A. Decomposition and soil carbon sequestration in mangrove ecosystems. 160.
- Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sarneel, J.M., and Hefting, M.M. (2013). Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 1070–1075.
- Kirchmann, H., and Bergström, L. (2001). Do organic farming practices reduce nitrate leaching? *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32, 997–1028.
- Kladivko, E.J. (2001). Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61, 61–76.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., et al. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries: Biodiversity effects of European agri-environment schemes. *Ecology Letters* 9, 243–254.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., and Tscharrntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474–481.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M’Gonigle, L.K., Rader, R., et al. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications* 6.
- Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T.P.M., Garibaldi, L.A., Potts, S.G., and van der Putten, W.H. (2019). Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution* 34, 154–166.
- Kolb, S., Uzman, D., Leyer, I., Reineke, A., and Entling, M.H. (2020). Differential effects of semi-natural habitats and organic management on spiders in viticultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 287, 106695.

- Kratschmer, S., Pachinger, B., Schwantzer, M., Paredes, D., Guernion, M., Burel, F., Nicolai, A., Strauss, P., Bauer, T., Kriechbaum, M., et al. (2018). Tillage intensity or landscape features: What matters most for wild bee diversity in vineyards? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, 142–152.
- Landis, D.A., and Werf, W. (1997). Early-season predation impacts the establishment of aphids and spread of beet yellows virus in sugar beet. *Entomophaga* 42, 499–516.
- Lang, A. (2003). Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia* 134, 144–153.
- Lavorel, S., and Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545–556.
- Lavorel, S., Storkey, J., Bardgett, R.D., de Bello, F., Berg, M.P., Le Roux, X., Moretti, M., Mulder, C., Pakeman, R.J., Díaz, S., et al. (2013). A novel framework for linking functional diversity of plants with other trophic levels for the quantification of ecosystem services. *Journal of Vegetation Science* 24, 942–948.
- Lawton, J.H. (2021). Are There General Laws in Ecology- 17.
- Lawton, J.H., and Jones, C.G. (1995). Linking Species and Ecosystems: Organisms as Ecosystem Engineers. In *Linking Species & Ecosystems*, C.G. Jones, and J.H. Lawton, eds. (Boston, MA: Springer US), pp. 141–150.
- Le Bagousse-Pinguet, Y., Soliveres, S., Gross, N., Torices, R., Berdugo, M., and Maestre, F.T. (2019). Phylogenetic, functional, and taxonomic richness have both positive and negative effects on ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116, 8419–8424.
- Ledieu, M.S., Helyer, N.L., Derbyshire, D.M. (1989) Pests and diseases of protected crops. In: Scopes, N., Stables, L., eds. *Pest and disease control handbook*. Thornton Heath, Surrey, UK: BCPC Publications, 405–511.
- Le Féon, V., Schermann-Legionnet, A., Delettre, Y., Aviron, S., Billeter, R., Bugter, R., Hendrickx, F., and Burel, F. (2010). Intensification of agriculture, landscape composition and wild bee communities: A large scale study in four European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 143–150.
- Le Féon, V., Burel, F., Chifflet, R., Henry, M., Ricroch, A., Vaissière, B.E., and Baudry, J. (2013). Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166, 94–101.
- Le Provost, G., Badenhauer, I., Le Bagousse-Pinguet, Y., Clough, Y., Henckel, L., Violle, C., Bretagnolle, V., Roncoroni, M., Manning, P., and Gross, N. (2020). Land-use history impacts functional diversity across multiple trophic groups. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 1573–1579.
- Lefcheck, J.S. (2016). PIECEWISESEM : Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7, 573–579.
- Lefcheck, J.S., Byrnes, J.E.K., Isbell, F., Gamfeldt, L., Griffin, J.N., Eisenhauer, N., Hensel, M.J.S., Hector, A., Cardinale, B.J., and Duffy, J.E. (2015). Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications* 6.
- Lehmitz, R., Russell, D., Hohberg, K., Christian, A., and Xylander, W.E.R. (2012). Active dispersal of oribatid mites into young soils. *Applied Soil Ecology* 55, 10–19.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. 13.
- Leitão, R.P., Zuanon, J., Villéger, S., Williams, S.E., Baraloto, C., Fortunel, C., Mendonça, F.P., and Mouillot, D. (2016). Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proc. R. Soc. B.* 283, 20160084.
- Letourneau, D.K., Jedlicka, J.A., Bothwell, S.G., and Moreno, C.R. (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40, 573–592.
- Levin, S.A. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology* 73, 1943–1967.

- Lichtenberg, E.M., Kennedy, C.M., Kremen, C., Batáry, P., Berendse, F., Bommarco, R., Bosque-Pérez, N.A., Carvalheiro, L.G., Snyder, W.E., Williams, N.M., et al. (2017). A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Glob Change Biol* 23, 4946–4957.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., et al. (2007). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol Letters*
- Loconto, A. The land sparing – land sharing controversy\_ Tracing the politics of knowledge. 13.
- Loreau, M. (2001). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science* 294, 804–808.
- Loreau, M., Mouquet, N., and Holt, R.D. (2003). Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecol Letters* 6, 673–679.
- Lori, M., Symnaczik, S., Mäder, P., De Deyn, G., and Gattinger, A. (2017). Organic farming enhances soil microbial abundance and activity—A meta-analysis and meta-regression. *PLoS ONE* 12, e0180442.
- Losey, J.E., and Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience* 56, 311.
- Luff, M.L. (1980). The biology of the ground beetle *Harpalus rufipes* in a strawberry field in Northumberland. *Annals of Applied Biology* 94, 153–164.
- Lyons, K.G., Brigham, C.A., Traut, B.H., and Schwartz, M.W. (2005). Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conservation Biology* 19, 1019–1024.
- Macfadyen, S., Gibson, R., Polaszek, A., Morris, R.J., Craze, P.G., Planqué, R., Symondson, W.O.C., and Memmott, J. (2009). Do differences in food web structure between organic and conventional farms affect the ecosystem service of pest control? *Ecology Letters* 12, 229–238.
- Mackie, K.A., Müller, T., Zikeli, S., and Kandeler, E. (2013). Long-term copper application in an organic vineyard modifies spatial distribution of soil micro-organisms. *Soil Biology and Biochemistry* 65, 245–253.
- Mader, P. (2002). Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694–1697.
- Maestre, F.T., Quero, J.L., Gotelli, N.J., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Garcia-Gomez, M., Bowker, M.A., Soliveres, S., Escolar, C., et al. (2012). Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science* 335, 214–218.
- Mallinger, R.E., Gibbs, J., and Gratton, C. (2016). Diverse landscapes have a higher abundance and species richness of spring wild bees by providing complementary floral resources over bees' foraging periods. *Landscape Ecol* 31, 1523–1535.
- Manning, P., van der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F.T., Mace, G., Whittingham, M.J., and Fischer, M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution* 2, 427–436.
- Martin, A.E., Collins, S.J., Crowe, S., Girard, J., Naujokaitis-Lewis, I., Smith, A.C., Lindsay, K., Mitchell, S., and Fahrig, L. (2020). Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to—or even larger than—the effects of farming practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 288, 106698.
- Martin, E.A., Reineking, B., Seo, B., and Steffan-Dewenter, I. (2013). Natural enemy interactions constrain pest control in complex agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 5534–5539.
- Martin, E.A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., et al. (2019). The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters* 22, 1083–1094.
- Martinez-Casasnovas, J.A., and Sañchez-Bosch, I. (2000). Impact assessment of changes in land use/conservation practices on soil erosion in the Penedes±Anoia vineyard region (NE Spain). 6
- Mason, N.W.H., MacGillivray, K., Steel, J.B., and Wilson, J.B. (2003). An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science* 14, 571–578.

- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., and Wilson, J.B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* *111*, 112–118.
- Mastrangelo, M.E., and Gavin, M.C. (2012). TradeOffs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology* *26*, 12.
- McCann, K. (2007). Protecting biostructure. *Nature* *446*, 29–29.
- McCann, K., Hastings, A., and Huxel, G.R. (1998). Weak trophic interactions and the balance of nature. *395*, 5.
- McCravy, K., and Ruhoff, J. (2017). Bee (Hymenoptera: Apoidea) Diversity and Sampling Methodology in a Midwestern USA Deciduous Forest. *Insects* *8*, 81.
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., and Gratton, C. (2011). Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences* *108*, 11500–11505.
- Menge, B.A., Berlow, E.L., Blanchette, C.A., Navarrete, S.A., and Yamada, S.B. (1994). The Keystone Species Concept: Variation in Interaction Strength in a Rocky Intertidal Habitat. *Ecological Monographs* *64*, 249–286.
- Michael, D.R., Wood, J.T., O’Loughlin, T., and Lindenmayer, D.B. (2016). Influence of land sharing and land sparing strategies on patterns of vegetation and terrestrial vertebrate richness and occurrence in Australian endangered eucalypt woodlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* *227*, 24–32.
- Migliorini, P. (2017). Converging and diverging principles and practices of organic agriculture regulations and agroecology. A review. *Agron. Sustain. Dev.* *18*.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., and Van Huylenbroeck, G. (2009). A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal* *111*, 1098–1119.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., and Huylenbroeck, G.V. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *26*.
- Moreau, J., Villemant, C., Benrey, B., and Thiéry, D. (2010). Species diversity of larval parasitoids of the European grapevine moth (*Lobesia botrana*, Lepidoptera: Tortricidae): The influence of region and cultivar. *Biological Control* *54*, 300–306.
- Moretti, M., Dias, A.T.C., de Bello, F., Altermatt, F., Chown, S.L., Azcárate, F.M., Bell, J.R., Fournier, B., Hedde, M., Hortal, J., et al. (2017). Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology* *31*, 558–567.
- Mouchet, M.A., Paracchini, M.L., Schulp, C.J.E., Stürck, J., Verkerk, P.J., Verburg, P.H., and Lavorel, S. (2017). Bundles of ecosystem (dis)services and multifunctionality across European landscapes. *Ecological Indicators* *73*, 23–28.
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M., and Mason, N.W.H. (2011). Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. *PLoS ONE* *6*, e17476.
- Mouquet, N., and Loreau, M. (2002). Coexistence in Metacommunities: The Regional Similarity Hypothesis. *The American Naturalist* *159*, 420–426.
- Muller, A., Schader, C., El-Hage Scialabba, N., Brüggemann, J., Isensee, A., Erb, K.-H., Smith, P., Klocke, P., Leiber, F., Stolze, M., et al. (2017). Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nat Commun* *8*, 1290.
- Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Djoudi, E.A., Pétilion, J., Plantegenest, M., Thiéry, D., and Rusch, A. (2018). Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature Sustainability* *1*, 361–368.
- Muneret, L., Auriol, A., Bonnard, O., Richart-Cervera, S., Thiéry, D., and Rusch, A. (2019a). Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard-dominated landscapes. *Ecology and Evolution*.
- Muneret, L., Auriol, A., Thiéry, D., and Rusch, A. (2019b). Organic farming at local and landscape scales fosters biological pest control in vineyards. *Ecological Applications* *29*, e01818.

- Munroe, D.K., and Müller, D. (2007). Issues in spatially explicit statistical land-use/cover change (LUCC) models: Examples from western Honduras and the Central Highlands of Vietnam. *Land Use Policy* 24, 521–530.
- Naeem, S. (2002). Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. 83, 16.
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., and Sreekanth, T.V.M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett* 8, 199–216.
- Naveed, M., Moldrup, P., Arthur, E., Holmstrup, M., Nicolaisen, M., Tuller, M., Herath, L., Hamamoto, S., Kawamoto, K., Komatsu, T., et al. (2014). Simultaneous Loss of Soil Biodiversity and Functions along a Copper Contamination Gradient: When Soil Goes to Sleep. *Soil Science Society of America Journal* 78, 1239–1250.
- Nicholls, C.I.; Altieri, M.A.; Vazquez, L. (2016). Agroecology: Principles for the Conversion and Redesign of Farming Systems. *J. Ecosyst. Ecography*, S5.
- Nicholson, E., Mace, G.M., Armsworth, P.R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., Ewers, R.M., Fa, J.E., Gardner, T.A., Gibbons, J., et al. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*.
- Niggli, U. (2015). Incorporating Agroecology Into Organic Research –An Ongoing Challenge. *Sustainable Agriculture Research* 4, 9.
- Norberg, J. (2004). Biodiversity and ecosystem functioning: A complex adaptive systems approach. *Limnol. Oceanogr.* 49, 1269–1277.
- Norberg, J., Swaney, D.P., Dushoff, J., Lin, J., Casagrandi, R., and Levin, S.A. (2001). Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: A theoretical framework. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98, 11376–11381.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M., Hart, B., et al. (2009). Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. 7.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4, 355–364.
- Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T.O., Debinski, D.M., Krauss, J., Kuussaari, M., Petersen, J.D., Pöyry, J., Settele, J., Summerville, K.S., et al. (2010). Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis: Habitat fragmentation and life-history traits. *Ecology Letters* no-no.
- Oliveira, C.R. (2019). Pyrethrum extract encapsulated in nanoparticles: Toxicity studies based on genotoxic and hematological effects in bullfrog tadpoles. *Environmental Pollution* 12.
- Oliveira, C.R., Domingues, C.E.C., de Melo, N.F.S., Roat, T.C., Malaspina, O., Jones-Costa, M., Silva-Zacarin, E.C.M., and Fraceto, L.F. (2019). Nanopesticide based on botanical insecticide pyrethrum and its potential effects on honeybees. *Chemosphere* 236, 124282.
- OSTY P.L., (1990). Le fait technique en agronomie. Point de vue et questions sur quelques concepts. 19-28. Ouvrage : Modélisation systémique et systèmes agraires. Brossier J., Vissac B., Le Moigne J.L., 1990. 365 pp.
- Padel, S., Lampkin, N.H., (1994). Farm-level performance of organic farming systems: an overview. In: Lampkin, N.H., Padel, S. (Eds.), *The Economics of Organic Farming*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 201–222
- Pailler J. et Corade N., (2004). Gestion des domaines viticoles : une approche technico-économique pour mieux évaluer les nouvelles pratiques. Colloque VDQS, Dijon. 17 pp.
- Perović, D.J., Gámez-Virués, S., Landis, D.A., Wäckers, F., Gurr, G.M., Wratten, S.D., You, M.-S., and Desneux, N. (2018). Managing biological control services through multi-trophic trait interactions: review and guidelines for implementation at local and landscape scales: Multi-trophic traits & multi-scale filters. *Biological Reviews* 93, 306–321.
- Petchey, O.L., and Gaston, K.J. (2002). Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. R. Soc. Lond. B* 269, 1721–1727.
- Petchey, O.L., and Gaston, K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Letters* 9, 741–758.

- Petchey, O.L., Hector, A., and Gaston, K.J. (2004). How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85, 847–857.
- Pfannenstiel, R.S. (2008). Spider predators of lepidopteran eggs in south Texas field crops. *Biological Control* 46, 202–208.
- Pfannenstiel, R.S., and Yeargan, K.V. (2002). Identification and Diel Activity Patterns of Predators Attacking *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae) Eggs in Soybean and Sweet Corn. *Environmental Entomology* 31, 232–241.
- Pfingstmann, A., Paredes, D., Buchholz, J., Querner, P., Bauer, T., Strauss, P., Kratschmer, S., Winter, S., and Zaller, J. (2019). Contrasting Effects of Tillage and Landscape Structure on Spiders and Springtails in Vineyards. *Sustainability* 11, 2095.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., and Green, R.E. (2011a). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. 333, 4.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., and Green, R.E. (2011b). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333, 1289–1291.
- Polis A, Power ME, (2004). Food webs at the landscape level. Chicago: University of Chicago Press
- Ponisio, L.C., M’Gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., de Valpine, P., and Kremen, C. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. 7.
- de Ponti, T., Rijk, B., and van Ittersum, M.K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1–9.
- Porter, M., Takeuchi, H., Baibakova, M., Guilford, M., Lee, J., Sarafa, R., et al. (2013). The French Wine Cluster Microeconomics of Competitiveness. London: Palgrave Macmillan.
- Power, A.G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 2959–2971.
- Probst, B., Schöler, C., and Joergensen, R.G. (2008). Vineyard soils under organic and conventional management—microbial biomass and activity indices and their relation to soil chemical properties. *Biol Fertil Soils* 8.
- Puech, C., Poggi, S., Baudry, J., and Aviron, S. (2015). Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecol* 30, 125–140.
- Pulliam, H.R. Sources, Sinks, and Population Regulation. *THE AMERICAN NATURALIST* 10.
- Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardtke, T., and Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108, 165–174.
- Rand, G., (1995). *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment* (Taylor & Francis, Washington, DC, ed. 2, pp. 3–67.
- Raso, L., Sint, D., Mayer, R., Plangg, S., Recheis, T., Brunner, S., Kaufmann, R., and Traugott, M. (2014). Intraguild predation in pioneer predator communities of alpine glacier forelands. *Mol Ecol* 23, 3744–3754.
- Reganold, J.P., and Wachter, J.M. (2016). Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants* 2.
- Reinecke, A.J., Albertus, R.M.C., Reinecke, S.A., and Larink, O. (2008). The effects of organic and conventional management practices on feeding activity of soil organisms in vineyards. *African Zoology* 43, 66–74.
- Reinecke, A.J., Albertus, R.M.C., Reinecke, S.A., and Larink, O. The effects of organic and conventional management practices on feeding activity of soil organisms in vineyards. 10.
- Renaud, A., Poinot-Balaguer, N., Cortet, J., and Le Petit, J. (2004). Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in a Mediterranean vineyard. *Pedobiologia* 48, 623–630.
- Ricci, B., Lavigne, C., Alignier, A., Aviron, S., Biju-Duval, L., Bouvier, J.C., Choisis, J.-P., Franck, P., Joannon, A., Ladet, S., et al. (2019). Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 286, 20182898.

- Ricketts, T.H., Steffan, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., and Viana, B.F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? 17.
- Riede, J.O., Rall, B.C., Banasek-Richter, C., Navarrete, S.A., Wieters, E.A., Emmerson, M.C., Jacob, U., and Brose, U. (2010). Scaling of Food-Web Properties with Diversity and Complexity Across Ecosystems. In *Advances in Ecological Research*, (Elsevier), pp. 139–170.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J., and Sisk, T.D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 491–522.
- Riveline C., (2005). Evaluation des coûts. Eléments d’une théorie de la gestion. Ed. Presses de l’Ecole des Mines de Paris. 146 pp.
- Robinson, R.A., and Sutherland, W.J. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J Appl Ecology* 39, 157–176.
- Rodríguez Sousa, A.A., Parra-López, C., Sayadi-Gmada, S., Barandica, J.M., and Rescia, A.J. (2020). A multifunctional assessment of integrated and ecological farming in olive agroecosystems in southwestern Spain using the Analytic Hierarchy Process. *Ecological Economics* 173, 106658.
- Romeu-Moreno, A., and Mas, A. (1999). Effects of Copper Exposure in Tissue Cultured *Vitis vinifera*. *J. Agric. Food Chem.* 47, 2519–2522.
- Rosenzweig, M.L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rundlöf, M., Nilsson, H., and Smith, H.G. (2008). Interacting effects of farming practice and landscape context on bumble bees. *Biological Conservation* 141, 417–426.
- Rundlöf, M., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B.K., Pedersen, T.R., Yourstone, J., et al. (2015). Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521, 77–80.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., and Roger-Estrade, J. (2010). Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems. In *Advances in Agronomy*, (Elsevier), pp. 219–259.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., and Roger-Estrade, J. (2011). Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landscape Ecology* 26, 473–486.
- Rusch, A., Birkhofer, K., Bommarco, R., Smith, H.G., and Ekbom, B. (2014). Management intensity at field and landscape levels affects the structure of generalist predator communities. *Oecologia* 175, 971–983.
- Rusch, A., Birkhofer, K., Bommarco, R., Smith, H.G., and Ekbom, B. (2015). Predator body sizes and habitat preferences predict predation rates in an agroecosystem. *Basic and Applied Ecology* 16, 250–259.
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., et al. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221, 198–204.
- Schmidt, J.M., Barney, S.K., Williams, M.A., Bessin, R.T., Coolong, T.W., and Harwood, J.D. (2014). Predator-prey trophic relationships in response to organic management practices. *Mol Ecol* 23, 3777–3789.
- Schmitz, O.J. (2008). Effects of Predator Hunting Mode on Grassland Ecosystem Function. *Science* 319, 952–954.
- Schmitz, O.J., Buchkowski, R.W., Burghardt, K.T., and Donihue, C.M. (2015). Functional Traits and Trait-Mediated Interactions. In *Advances in Ecological Research*, (Elsevier), pp. 319–343.
- Schneider, F.D., Scheu, S., and Brose, U. (2012). Body mass constraints on feeding rates determine the consequences of predator loss: Allometric predator effects. *Ecology Letters* 15, 436–443.
- Schneider, F.D., Brose, U., Rall, B.C., and Guill, C. (2016). Animal diversity and ecosystem functioning in dynamic food webs. *Nat Commun* 7, 12718.

- Schneider, M.K., Luscher, G., Jeanneret, P., Arndorfer, M., Ammari, Y., Bailey, D., Balazs, K., Baldi, A., Choisis, J.-P., Dennis, P., et al. (2014). Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature communications* 9.
- Schreck, E., Gontier, L., Dumat, C., and Geret, F. (2012). Ecological and physiological effects of soil management practices on earthworm communities in French vineyards. *European Journal of Soil Biology* 52, 8–15
- Schulze, E.D. & Mooney, H.A. (1993). Biodiversity and ecosystem functioning. *Ecological Studies*, Vol. 99, Springer Verlag, Berlin, 525 pp.
- Schulz, J.J., and Schro, B. (2017). Identifying suitable multifunctional restoration areas for Forest Landscape Restoration in Central Chile. 8, 27.
- Scialabba, N.E.-H., and Müller-Lindenlauf, M. (2010). Organic agriculture and climate change. *Renew. Agric. Food Syst.* 25, 158–169.
- Scialabba, N. & Hattam, C. (2002). *Organic Agriculture, Environment and Food Security*. Food and Agriculture Organization.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., et al. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674.
- Seppelt, R., Beckmann, M., Ceașu, S., Cord, A.F., Gerstner, K., Gurevitch, J., Kambach, S., Klotz, S., Mendenhall, C., Phillips, H.R.P., et al. (2016). Harmonizing Biodiversity Conservation and Productivity in the Context of Increasing Demands on Landscapes. *BioScience* 66, 890–896.
- Seufert, V., and Ramankutty, N. (2017). Many shades of gray—The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances* 3, e1602638.
- Seufert, V., Ramankutty, N., and Foley, J.A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229–232.
- Seufert, V., Ramankutty, N., and Mayerhofer, T. (2017). What is this thing called organic? – How organic farming is codified in regulations. *Food Policy* 11.
- Shearin, A.F., Reberg-Horton, S.C., and Gallandt, E.R. (2007). Direct Effects of Tillage on the Activity Density of Ground Beetle (Coleoptera: Carabidae) Weed Seed Predators. *Environmental Entomology* 36, 1140–1146.
- Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P., and Unwin, R. An assessment of the environmental impacts of organic farming. 80.
- Shmid, A., and Wilson, M.V. (1985). Biological Determinants of Species Diversity. *Journal of Biogeography* 12, 1.
- Smith RG (2006). Timing of tillage is an important filter on the assembly of weed communities. *Weed Sci* 54(4):705–712
- Smith, O.M., Cohen, A.L., Reganold, J.P., Jones, M.S., Orpet, R.J., Taylor, J.M., Thurman, J.H., Cornell, K.A., Olsson, R.L., Ge, Y., et al. (2020). Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 2870–2878.
- Snyder, W.E., and Wise, D.H. (1999). Predator Interference and the Establishment of Generalist Predator Populations for Biocontrol. *Biological Control* 15, 283–292.
- Snyder WE, Chang GC, Prasad RE. (2005). Conservation biological control: biodiversity influences the effectiveness of predators. In *Ecology of Predator-Prey Interactions*, ed. P Barbosa, I Castellanos. New York:Oxford Univ. Press
- Soliveres, S., Manning, P., Prati, D., Gossner, M.M., Alt, F., Arndt, H., Baumgartner, V., Binkenstein, J., Birkhofer, K., Blaser, S., et al. (2016). Locally rare species influence grassland ecosystem multifunctionality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371, 20150269.
- Sousa, J.P., Bolger, T., da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J.-F., Simón, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., et al. (2006). Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia* 50, 147–156.

- Stirling, G., and Wilsey, B. (2001). Empirical Relationships between Species Richness, Evenness, and Proportional Diversity. *The American Naturalist* 158, 286–299.
- Steiner, R. (2005). *What Is Biodynamics: A Way to Heal and Revitalize the Earth*, Fair Oaks, CA: Steiner.
- Stireman J, Dyer LA, and Matlock R. (2005). Top-down forces in managed versus unmanaged habitats. *Ecology of predator–prey interactions*. New York, NY: Oxford University Press.
- Sydenham, M.A.K., Eldegard, K., and Totland, Ø. (2014). Spatio-temporal variation in species assemblages in field edges: seasonally distinct responses of solitary bees to local habitat characteristics and landscape conditions. *Biodivers Conserv* 23, 2393–2414.
- Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., and Marini, L. (2016). Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *Journal of Applied Ecology* 53, 233–241.
- Thies, C. (1999). Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science* 285, 893–895.
- Thies, C., Roschewitz, I., and Tscharrntke, T. (2005). The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proc. R. Soc. B.* 272, 203–210.
- Tilman, D. (1982). *Resource Competition and Community Structure*. Princeton University Press, Princeton, NJ, U.S.A.
- Tilman, D. (1997). The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. 277, 4.
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., and Befort, B.L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 20260–20264.
- Tilman, D., Isbell, F., and Cowles, J.M. (2014). Biodiversity and Ecosystem Functioning. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 471–493.
- Tittonell, P. (2014). Ecological intensification of agriculture—sustainable by nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8, 53–61.
- Topping, C.J. (1994). A spatial population dynamics model for *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) with some simulations of the spatial and temporal effects of farming operations and land-use. 15.
- Traversac, J.-B., Rousset, S., and Perrier-Cornet, P. (2011). Farm resources, transaction costs and forward integration in agriculture: Evidence from French wine producers. *Food Policy* 36, 839–847.
- Tscharrntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., and Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 857–874.
- Tscharrntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T.O., Kleijn, D., Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Nouhuys, S. van, and Vidal, S. (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control* 43, 294–309.
- Tscharrntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., et al. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87, 661–685.
- Tscharrntke, T., Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., et al. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation* 204, 449–458.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., and Bengtsson, J. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51, 746–755.
- Turner, M.G., and Gardner, R.H. (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice* (New York, NY: Springer New York).
- Tylianakis, J.M., Didham, R.K., Bascompte, J., and Wardle, D.A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11, 1351–1363.
- Ugaglia, A., Del’Homme, B., and de Bordeaux, E. Economic evaluation of technical practices : a model of wine growing farms. 13.

- Ullmann, K.S., Meisner, M.H., and Williams, N.M. (2016). Impact of tillage on the crop pollinating, ground-nesting bee, *Peponapis pruinosa* in California. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 240–246.
- Vanbergen, A.J., Watt, A.D., Mitchell, R., Truscott, A.-M., Palmer, S.C.F., Ivits, E., Eggleton, P., Jones, T.H., and Sousa, J.P. (2007). Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia* 153, 713–725.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., and Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., and Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892.
- Wang, J.-J., Jing, Y.-Y., Zhang, C.-F., and Zhao, J.-H. (2009). Review on multi-criteria decision analysis aid in sustainable energy decision-making. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13, 2263–2278.
- Wang, S., Brose, U., and Gravel, D. (2019). Intraguild predation enhances biodiversity and functioning in complex food webs. *Ecology* 100.
- Weibull, A.-C., Stman, O.R.O., and Granqvist, S. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. 22.
- Weiner, C.N., Werner, M., Linsenmair, K.E., and Blüthgen, N. (2014). Land-use impacts on plant–pollinator networks: interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology* 95, 466–474.
- Wezel, A., and Soldat, V. (2009). A quantitative and qualitative historical analysis of the scientific discipline of agroecology. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7, 3–18.
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T., Francis, C., Vallod, D., and David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 503–515.
- Wheeler, S.A., and Crisp, P. Evaluating a range of the benefits and costs of organic and conventional production in a clare valley vineyard in south australia. 20.
- Willemsen, L., Hein, L., van Mensvoort, M.E.F., and Verburg, P.H. (2010). Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators* 10, 62–73.
- Willer, H. & Richter, T. (2004) Europe. *The World of Organic Agriculture: Statistics and Emerging Trends 2004* (eds H. Willer & M. Yussefi), pp. 93– 121. IFOAM, Bonn, Germany.
- Willer, H. (2007). IFOAM & FiBL International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), Charles-de-Gaulle-Str. 5, 53113 Bonn, Ger-. 252.
- Willer, E.H., Schlatter, B., Trávní, J., Kemper, L., and Lernoud, J. (2020). *The World of Organic Agriculture Statistics and Emerging Trends*. 337.
- Wilsey, B.J., Chalcraft, D.R., Bowles, C.M., and Willig, M.R. (2005). Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* 86, 1178–1184.
- Wilson, W.D.R. (1992). Complex Interactions in Metacommunities, with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection. *Ecology* 73, 1984–2000.
- Woodcock, B.A., Harrower, C., Redhead, J., Edwards, M., Vanbergen, A.J., Heard, M.S., Roy, D.B., and Pywell, R.F. (2014). National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key UK arable crops. *J Appl Ecol* 51, 142–151.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., and Swinton, S.M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64, 253–260.
- Zuber, S.M., and Villamil, M.B. (2016). Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 97, 176–187.



# **ANNEXE**

**Annexe 1** : Feuille de route des enquêtes sur les pratiques viticoles à l'échelle de la parcelle- *Campagne 2018*

**INFORMATIONS GENERALES**

**Informations générales sur l'exploitation**

6. Surface Agricole Utile de l'exploitation : .....ha

7. Surface Agricole Utile vigne : .....ha

8. Coopérateur :

oui

non

9. Certification(s) :

AB..... Si oui : date de certification : .....

SME CIVB

HVE, précisez le niveau :

ISO14001

AR

Demeter

autres (GIEE, Ecophyto, etc. précisez) :

.....

**Informations générales sur la parcelle**

10. Surface de la parcelle : .....(ha)

**Caractéristiques culturelles :**

11. Année de plantation : .....

12. Appellation : .....

13. Largeur de l'inter-rang : .....

14. Ecartement entre les pieds : .....

15. Cépage : .....

16. Porte-greffe : .....

**Production de la parcelle :**

17. Rendement

- quel était le rendement objectif de la parcelle en début de campagne ?.....
- rendement obtenu en 2018 sur la parcelle (précisez l'unité) :.....
- quel est le rendement moyen de cette parcelle pour les 10 dernières années ?  
.....

18. A quel type de produit est destiné le raisin de la parcelle ?

- vrac
- bouteille

19. Quelle appellation a été revendiquée pour la récolte 2018 sur cette parcelle ?.....

20. Quel est le prix moyen du vin dans lequel rentre la parcelle sur 5 ans (ou à défaut prix moyen de vente du vin pondéré par les volumes sur l'exploitation) ?  
.....

### **Informations générales sur le matériel et la prestation de service**

21. Avez-vous recours à de la prestation de service sur cette parcelle ?  oui  non

- Si oui, pour quelles opérations culturales ?  
.....  
.....  
.....
- Pouvez-vous nous dire à quel coût ? (précisez pour chaque opération réalisée en prestation) :  
.....  
.....  
.....  
.....

### **ITINERAIRE TECHNIQUE SUR LA PARCELLE**

*Pour les sous-parties « consommation de ressources », ne remplir que les cases concernées : intrants s'il y a lieu, main d'œuvre selon le type de main d'œuvre en heures passées sur la parcelle (salariés, chef d'exploitation), type de matériel et le temps passé sur la parcelle s'il y a lieu. Vous pouvez rajouter des lignes.*

#### **Entretien du sol**

22. Travail du sol (labour, griffonnage, cavaillonnage /décavaillonnage, décompactage – hors gestion des sarments en hiver, hors gestion de l'enherbement)

22a. Travaillez-vous le sol ?  oui  non

22b. Où ?

- sur inter-rang
- sous le rang
- un rang sur deux

22c. Nombre de passages en 2018?

inter-rang	sous le rang	½ rang

22d. Consommation de ressources pour le travail du sol (global)

- Qui a effectué le travail du sol ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels  
traction/équipement/matériel : .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

### 23. Désherbage

23a. Quel type de désherbage effectuez-vous ?

- Chimique :  oui (nombre de passages : ..... )  non
- Mécanique :  oui (nombre de passages : ..... )  non
- Manuel :  oui (nombre de passages : ..... )  non

23b. Sur combien de rangs ?

- inter-rang : tous les rangs
- inter-rang : un rang sur deux
- inter-rang : un rang sur trois
- sous le rang

23c. Consommation de ressources pour le désherbage (au total)

- Intrans si chimique (nom, dose) :  
.....
- Qui a effectué le désherbage ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels  
traction/équipement/matériel : .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

### 24. Enherbement (mise en place (semences), entretien par broyage, roulage, destruction mécanique)

24a. Quelles opérations d'entretien du sol réalisez-vous et combien ?

Ensemencement :  oui  non Date : .....

Périodicité : tous les ..... ans

Broyage :  oui (nombre : ..... )  non Date : .....

Roulage :  oui (nombre : ..... )  non Date : .....

Destruction mécanique :  oui (nombre : ..... )  non Date :

.....

Tontes :  oui (nombre : ..... )  non Date(s) :

.....

24b. Sur combien de rangs ?

inter-rang

½ rang

Sur quelle surface de l'inter-rang (tout/partiel)?

24c. Consommation de ressources pour l'enherbement (global)

- Intrants semis (nom, dose) :

.....  
.....

- Qui s'est occupé de la gestion de l'enherbement ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

- Temps passé (h) :

.....  
.....

- Avec quels

traction/équipement/matériel : .....

.....

- Temps d'utilisation du matériel :

.....

25. Fertilisation/amendement (hors fertilisation foliaire)

25a. Faites-vous:

Un engrais vert :  oui  non

Une fertilisation (minérale ou organique) :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Périodicité : tous les ..... ans

Un amendement spécifique :  oui  non

Périodicité : tous les ..... ans

25b. Consommation de ressources pour la fertilisation (au total)

- Intranant (nom, dose) :

.....  
.....

- Qui a fait la fertilisation / les amendements) ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

- Temps passé (h) :

.....  
.....

- Avec quels

traction/équipement/matériel : .....

.....

- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

**Travaux sur le végétal**

**26. Pré-taille et taille**

26a. Type de taille :

- guyot simple
- guyot double
- cordon de royat
- gobelet

26b. Consommation de ressources (y compris sécateurs électriques) pour la pré-taille ET la taille

- Qui a réalisé la taille ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel : .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

**27. Gestion des sarments en hiver**

27a. Est-ce que les sarments sont broyés sur place ou non ?

27b. Consommation de ressources pour la gestion des sarments en hiver

- Qui s'occupe de la gestion des sarments en hiver ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel : .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

**28. Ebourgeonnage  oui  non**

Consommation de ressources pour l'ébourgeonnage (total)

- Qui a ébourgeonné ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel ?  
:.....

- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

29. Épamprage du pied

29a. Quel type ?

Chimique :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Mécanique :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Manuel :  oui (nombre de passages : ..... )  non

29b. Consommation de ressources pour l'épamprage

- Intrans si épamprage chimique (nom, dose) :  
.....
- Qui a épampré ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel ?  
:.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

30. Fertilisation foliaire

30a. Faites-vous une fertilisation foliaire :  oui  non

30b. Consommation de ressources pour la fertilisation foliaire

- Intrans (nom, dose) :  
.....  
.....
- Qui a réalisé la fertilisation foliaire ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels  
traction/équipement/matériel :.....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

31. Ecimage, rognage (mécanique) :

31a. Nombre de passages :  
.....  
.....

31b. Consommation de ressources

- Qui a réalisé cette opération ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel ?  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

32. Éclaircissage (vendange en vert) :

32a. Faites-vous un éclaircissage :

Oui :  chimique  manuel

Non :

32b. Consommation de ressources pour l'éclaircissage

- Qui a réalisé l'éclaircissage ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel ? .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

33. Effeillage

33a. Quel type ?

Thermique :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Mécanique :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Manuel :  oui (nombre de passages : ..... )  non

Sur une face ou deux faces ? .....

33b. Consommation de ressources pour l'effeuillage

- Qui a effeuillé ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels traction/équipement/matériel ? : .....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

34. Vendanges :

34a. Type de vendange sur la parcelle :

Manuelle

Mécanique :

34c. Consommation de ressources pour la vendange

- Qui a participé à la vendange de la parcelle ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

- Temps passé (h) :

.....  
.....

- Avec quels

traction/équipement/matériel : .....

.....

- Temps d'utilisation du matériel :

.....

**Protection phytosanitaire directe**

35. Traitements phytosanitaires

35a. Pouvez-vous nous fournir votre calendrier de traitements phytosanitaires ? (tous les traitements au pulvérisateur : anti-mildiou, oïdium, black-rot, *botrytis*, tordeuses)

35b. Consommation de ressources

Qui a fait les traitements ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

Combien de temps (h/ha) mettez-vous pour traiter ?

.....

Quel traction / équipement / matériel utilisez-vous ?

.....

36. Réalisez-vous des observations spécifiques, dédiées à la protection phytosanitaire ?  oui

non

Si oui, qui le fait ? :  chef d'exploitation  salarié  saisonnier

Si oui, combien de temps cela représente-t-il ?

.....

37. Confusion sexuelle

37a. La parcelle est-elle confusée ?  oui  non

37b. Si oui, depuis combien de temps ? .....

37c. Quel est le nombre d'ha confusés sur l'exploitation ? .....

37d. Consommation de ressources sur la parcelle

- Type et densité des pièges :  
.....  
.....
- Qui a participé à la lutte par confusion sexuelle (mise en place, surveillance, enlèvement des pièges) ?  
 chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels  
traction/équipement/matériel :.....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

38. Flavescence dorée

38a. La parcelle se trouve-t-elle en zone de lutte obligatoire contre la Flavescence dorée ?

- oui  non

Si oui : combien de traitements obligatoires avez-vous effectué en 2018?

.....

38b. Consommation de ressources pour la lutte contre la Flavescence dorée

- Intrants (nom,  
dose) :.....  
.....
- Qui a effectué les traitements ?  chef d'exploitation  salarié  saisonnier
- Temps passé (h) :  
.....  
.....
- Avec quels  
traction/équipement/matériel :.....  
.....
- Temps d'utilisation du matériel :  
.....

