



HAL
open science

Leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service écosystémique de pollinisation dans les territoires agricoles intensifs

Jérôme Faure

► **To cite this version:**

Jérôme Faure. Leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service écosystémique de pollinisation dans les territoires agricoles intensifs. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2021. Français. NNT : 2021BORD0397 . tel-03551878

HAL Id: tel-03551878

<https://theses.hal.science/tel-03551878>

Submitted on 2 Feb 2022

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
ECOLE DOCTORALE ENTREPRISE, ÉCONOMIE, SOCIÉTÉ
SPÉCIALITÉ SCIENCES ÉCONOMIQUES

Par **Jérôme FAURE**

Leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service
écosystémique de pollinisation dans les territoires agricoles
intensifs

Sous la direction de : **Lauriane MOUYSSET**

Co-directrice : **Sabrina GABA**

Co-directeur : **Jean-Christophe PÉREAU**

14/12/2021

Membres du jury :

M. Arnaud Reynaud	Directeur de Recherche	INRAE	Rapporteur
M. Jean-Michel Salles	Directeur de Recherche	CNRS	Rapporteur
Mme Sophie Thoyer	Professeure des universités	Montpellier SupAgro	Examinatrice
M. Colin Fontaine	Chargé de Recherche	CNRS	Examineur
Mme Lauriane Mouysset	Chargée de Recherche	CNRS	Directrice
Mme Sabrina Gaba	Directrice de Recherche	INRAE	Co-Directrice
M. Jean-Christophe Péreau	Professeur des Universités	Université de Bordeaux	Co-Directeur

L'économie est le lieu où je questionne le monde, elle ne doit pas être ma prison.

René Passet

Table des matières

I	Quels leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service de pollinisation?	7
1	Introduction générale	8
2	Objectifs et problématisation	34
3	Cadrage théorique et méthodologique	37
4	Synthèse et discussion des résultats	58
5	Discussion générale	88
II	Pollinator supporting practices: what drives farmers' acceptability and adoption?	131
1	Introduction	132
2	Conceptual framework	134
3	Material and methods	136
4	Results	142
5	Discussion	147
6	Supplementary materials	152
III	Combining incentives with collective action to provide pollination and a bundle of ecosystem services in farmland	175
1	Introduction	176
2	Materials and methods	177
3	Results	185
4	Discussion	193
5	Authors' contributions	195
6	Appendices	196
IV	Bees as an alternative to financial insurances? Bioeconomic answers	219
1	Introduction	220
2	Material and methods	222
3	Results	228
4	Discussion and conclusions	234
5	Appendices	238
V	Optimal behaviorally-informed policies to manage ecosystem services	249
1	Introduction	250
2	Review on utility-based behavioral models of farmers' decision making	252

3	Theoretical model	255
4	Cost-effectiveness of using behavioral tool	258
5	Determining the optimal mix	260
6	Empirical application	264
I	Positionnement épistémologique	325



Adrien Berquer – Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre

Chapitre I

Quels leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service de pollinisation?

Ce chapitre introductif, en français, constitue une synthèse des travaux menés lors de ce doctorat. Il est composé d'une introduction générale, d'un cadrage théorique et méthodologique, d'une synthèse discutée des résultats de la thèse, ainsi qu'une discussion générale. Les quatre chapitres qui suivent, en anglais, sont les articles qui ont été rédigés lors de la thèse et qui ont pour vocation à être publiés dans des revues à comité de lecture. Leur lecture permettra de compléter les éléments développés dans ce chapitre introductif.

1 Introduction générale

1.1 Agroécosystèmes et services écosystémiques - synergies et antagonismes

Le premier objectif croisé émis par l'Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) en 2019 est de *nourrir l'humanité tout en améliorant la conservation et l'utilisation durable de la nature*. En effet, la sécurité alimentaire ainsi que l'accès à une nourriture saine et variée sont des enjeux contemporains majeurs pour l'agriculture (Tilman *et al.* , 2011; Willett *et al.* , 2019). D'autres enjeux relatifs à la production viennent s'ajouter, comme l'essor des biocarburants (Goldemberg *et al.* , 2014). Dans le même temps, le système agricole dominant impacte la nature, pourtant la "terre nourricière" de notre humanité. Ainsi, les préoccupations sur le futur de l'agriculture se font de plus en plus importantes. Dans cette section, je développe les enjeux pour l'agriculture vis-à-vis de la biodiversité et des services écosystémiques.

1.1.1 Déclin de la biodiversité et services écosystémiques

Alors que les premières conclusions du sixième rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC, 2021) attirent l'attention médiatique¹, la sixième crise d'extinction des espèces fait moins parler d'elle. Par exemple, une récente analyse des actualités de deux journaux américains et quatre agences de presse internationales a montré que 1.39% des actualités traitaient du changement climatique, contre 0.007% pour le déclin des pollinisateurs (Althaus *et al.* , 2021). Pourtant, les activités humaines impactent gravement la biodiversité (définition Encadré 2; Venter *et al.* 2016). En 2019, le journal *Nature* titrait: *Les humains conduisent un million d'espèces à l'extinction* (Tollefson, 2019). En effet, on observe, depuis cinq siècles maintenant, une augmentation du taux d'extinction chez tous les groupes taxonomiques pour lesquels une estimation robuste peut être réalisée (Figure I.1; IPBES, 2019). Bien au delà, la dégradation de la quasi-totalité des écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins laisse envisager un déclin global de la biodiversité: sur les 27 indicateurs de santé des écosystèmes naturels évalués par l'IPBES (2019), seuls cinq n'ont pas diminué par rapport à l'ère pré-industrielle. Ceci impacte nécessairement l'environnement dans lequel nos sociétés évoluent. La réduction des impacts des activités humaines sur la biodiversité est donc en enjeu actuel et majeur.

La science écologique est une discipline qui permet de comprendre les liens entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes. Elle part du postulat selon lequel la biodiversité est le moteur des propriétés de écosystèmes, posant ainsi des questions sur l'importance fonctionnelle de la biodiversité (Schulze & Mooney, 2012). La principale conclusion de la recherche sur la biodiversité menée au cours des dernières décennies est qu'une faible diversité est généralement associée à une baisse du niveau moyen de nombreuses fonctions de l'écosystème et à une augmentation du coefficient de variation du niveau des fonctions (Hooper *et al.* , 2005; Allan *et al.* , 2013). En d'autres termes, l'érosion de la biodiversité réduit de façon substantielle

¹La sortie du rapport complet est prévue pour 2022, voir <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar6/>.

Extinctions since 1500

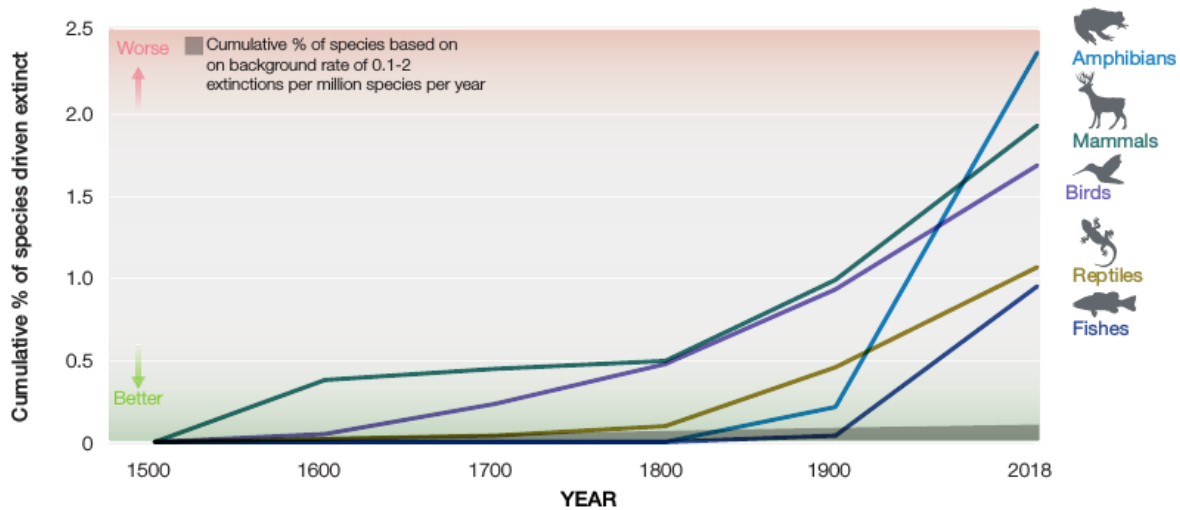


FIGURE I.1: Taux d'extinction par siècle depuis 1500 pour les classes de vertébrés. Source: IPBES (2019).

les fonctions écosystémiques (définition Encadré 2; *Cardinale et al.* 2012). Pourtant, ces dernières jouent un rôle essentiel dans la persistance des écosystèmes et dans les flux internes de matière et d'énergie. Elles forment donc la capacité des écosystèmes à fournir des services écosystémiques (définition Encadré 2; *de Groot et al.* 2002). En fait, tous les services sont rattachés à des fonctions (bien que le contraire ne soit pas vrai²). Il existe donc un lien fort entre fonction et service écosystémique: ainsi, les services écosystémiques sont également impactés par la perte en biodiversité, ce qui renforce la nécessité de la réduire (*Isbell et al.*, 2017). Le concept de service écosystémique permet alors de transcrire les dommages causés sur les écosystèmes, en dommages liés au bien-être humain (*Braat*, 2013).

²Par exemple, la fonction de refuge pour certaines espèces peut ne pas avoir de demande identifiée(*de Groot et al.*, 2002).

ENCADRÉ I.2 - QUELQUES DÉFINITIONS

Les deux premières définitions sont issues de l'article de *Cardinale et al.* (2012).

Biodiversité La variété de la vie, y compris la variation entre les gènes, les espèces et les traits fonctionnels. Elle est souvent mesurée grâce à trois indicateurs : la richesse est une mesure du nombre de formes de vie uniques ; l'uniformité est une mesure de l'équitabilité entre les formes de vie ; et l'hétérogénéité est la dissemblance entre les formes de vie.

Fonctions écosystémiques Les processus écologiques qui contrôlent les flux d'énergie, de nutriments et de matière organique dans un environnement, et qui proviennent de la biodiversité. Les exemples incluent : la production primaire, qui est le processus par lequel les plantes utilisent la lumière du soleil pour convertir la matière inorganique en nouveaux tissus biologiques ; le cycle des nutriments, qui est le processus par lequel les nutriments biologiquement essentiels sont capturés, libérés puis recapturés ; et la décomposition, qui est le processus par lequel les déchets organiques, tels que les plantes et les animaux morts, sont décomposés et recyclés.

Services écosystémiques L'ensemble des bénéfices qui sont retirés des écosystèmes par les sociétés. Ils contribuent directement ou indirectement au bien-être humain (*Costanza et al.*, 2017).

Le concept selon lequel la nature nous procure des bénéfices, et participe à notre bien-être en nous livrant des services est peut-être aussi vieux que l'humanité elle-même. Cependant, le concept contemporain de "service écosystémique" est né par la plume de *Ehrlich & Ehrlich* (1981), puis a été systématisé en 1983 par *Ehrlich & Mooney* (1983). Il implique l'encadrement utilitaire des fonctions des écosystèmes jugées bénéfiques pour la société, afin d'accroître l'intérêt du public pour la conservation de la biodiversité (*Braat & de Groot*, 2012). Dans les années 90, le concept a été intégré dans la littérature académique (*Costanza & Daly*, 1992) et l'estimation de leur valeur économique a été réalisée (*Costanza et al.*, 1997). Par la suite, le Millennium Ecosystem Assessment (2005) a contribué à populariser la notion jusque dans les sphères politiques. Depuis, la littérature académique sur le sujet s'est étoffée de manière exponentielle, grâce notamment à la création du journal *Ecosystem Services* en 2012 (*Wang et al.*, 2021). En 2017, plus de 17000 papiers sur les services écosystémiques avaient été publiés (*Costanza et al.*, 2017). Bien que la notion ait toujours subi des critiques, ces dernières se sont intensifiées ces dernières années au point d'être remise en cause par certains (voir Encadré 3).

ENCADRÉ I.3 - LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES, UN CONCEPT "DÉPASSÉ"?

Le concept de service écosystémique a gagné en popularité dans les cercles académiques et politiques au cours des années 2000 (Costanza *et al.* , 2017). Il est devenu incontournable dans les recherches et discours qui traitent de la biodiversité. Cependant, le concept a toujours essuyé certaines critiques et attisé des controverses (Schröter *et al.* , 2014; Froger *et al.* , 2016). D'abord, sur la difficulté de rendre le concept opérationnel (i.e. comment définir les services, les cartographier ou les mesurer?; Nahlik *et al.* (2012)). Leur incapacité à représenter la complexité des écosystèmes (qu'il n'est pas possible de segmenter en une série de services distincts (Norgaard, 2010)) ainsi que celle des socio-écosystèmes (dont la représentation duale "humain-nature" qu'ils engendrent n'est pas adaptée à la réalité). De plus, la notion peut promouvoir l'exploitation de la nature (Raymond *et al.* , 2013) de part la vision anthropocentrique qui leur est inféodée (Jax *et al.* , 2013). De plus, ces controverses sont alimentées par les critiques sur la valorisation économique des services. Spash (2013) les a regroupées en trois catégories. Celles qui portent sur l'évaluation économique d'un point de vue technique, celles sur l'utilité de l'évaluation monétaire pour la prise de décision et celles sur la nécessité de considérer les enjeux d'équité sociale et de valeur en soi, qui échappent à l'évaluation monétaire. Selon certains, cette valorisation impliquerait assurément une marchandisation de la biodiversité (i.e. un processus d'appropriation puis de commercialisation; Gómez-Baggethun *et al.* (2010)).

Toutes ces critiques ont pris de l'ampleur au cours de la décennie 2010 et ont amené à remettre en cause la notion de service écosystémique. Le dernier rapport de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2019) en est l'aboutissement, puisque le terme de service écosystémique y est remplacé par le terme de "contributions de la nature aux sociétés". Ces dernières sont définies comme toutes les contributions, à la fois positives et négatives, de la nature vivante (diversité des organismes, écosystèmes et processus écologiques et évolutifs associés) à la qualité de vie des sociétés (Díaz *et al.* , 2015). Leurs défenseurs plaident que cette approche reconnaît le rôle central et omniprésent que la culture joue, en définissant tous les liens entre les sociétés et la nature Díaz *et al.* (2018). Par ailleurs, elle met en valeur, souligne et rend opérationnel le rôle des connaissances indigènes et locales dans la compréhension de la contribution de la nature.

Ce mouvement visant à éluder le concept de service écosystémique a provoqué une levée de boucliers dans le monde académique (Strassburg, 2018; Braat, 2018). Certains chercheurs ont mentionné que ce changement de paradigme n'était qu'une question de vocabulaire et que cela pouvait desservir la communauté de la conservation de la biodiversité (Braat, 2018; Pires *et al.* , 2020). En fait, bien avant la notion de contribution de la nature, nombre d'auteurs avaient déjà répondu aux différentes critiques concernant les services écosystémiques (voir Schröter *et al.* 2014 pour une revue complète). Notamment, sur le fait que le concept de service inclut des arguments éthiques et des valeurs intrinsèques de la nature (Krebs, 1999). Le concept peut être utilisé pour reconnecter la

société et la nature puisque les services reflètent notre dépendance à notre support de vie (Folke *et al.*, 2011). Enfin, l'évaluation monétaire de services fournit des arguments supplémentaires pour la prise de décision, et ne remplace pas les autres arguments non-monétaires (e.g. éthiques et écologiques ; de Groot *et al.* (2012)). De plus, il existe des alternatives à l'évaluation économique telle que l'évaluation biophysique (Polishchuk & Rauschmayer, 2012): "la valorisation n'est donc pas une question" selon R. Costanza (Costanza *et al.*, 2017). Pour résumer, les deux notions soulignent l'importance des contributions de la nature à la vie humaine et au bien-être (de Groot *et al.*, 2018), et la notion de service écosystémique est similaire à celle des contributions de la nature comme souligné par Leon C. Braat (Braat, 2018). Finalement, dans cette thèse, j'ai choisi d'utiliser la notion de service écosystémique pour trois raisons.

Premièrement, le système d'étude est l'agroécosystème des pays développés, qui possède des caractéristiques particulières. C'est un écosystème créé par l'humain pour produire un service spécifique (i.e. production agricole). Par définition, son essence est l'exploitation de la nature et son service principal est déjà marchandisé. Les services culturels ainsi que le savoir local et indigène jouent donc un rôle mineur dans agroécosystèmes des pays développés. Ceci implique que l'utilisation du concept de service écosystémique est adapté aux agroécosystèmes intensifs, car ils ne rentrent pas dans le cadre des critiques précédemment établies (Zabala *et al.*, 2021). Deuxièmement, comme affirmé récemment par un sondage auprès de chercheurs d'Amérique du Sud (Pires *et al.*, 2020), le concept de service écosystémique est adapté à la recherche quantitative et a été largement développé dans ce sens. Or, les méthodes que j'ai développées dans ce doctorat sont exclusivement quantitatives. Troisièmement, le concept est mieux adapté à la recherche en économie, puisque celle-ci est basée sur la satisfaction de la demande et est donc anthropocentrique par nature (Pires *et al.*, 2020).

Les services écosystémiques jouent un rôle essentiel dans les activités humaines. Selon l'IPBES, des tendances négatives persistantes sur les services écosystémiques pourraient compromettre 80% des objectifs de développement durable visés (IPBES, 2019). Ils ont été classifiés en quatre catégories par le Millennium Ecosystem Assessment (2005): les services d'approvisionnement (e.g. la production agricole), de régulation (e.g. la pollinisation) et culturels (e.g. le côté récréatif des écosystèmes), soutenus par une quatrième catégorie dite "de support" (e.g. le cycle de l'azote). Les trois premiers représentent les bénéfices directs. Ils proviennent de la combinaison entre des capitaux naturel et artificiel (humain, manufacturé ou social; Costanza *et al.* 2017). D'un point de vue économique, la valeur totale des services en 2011 a été estimée entre 125 000 et 145 000 milliards de dollars par an, ce qui représentait 148% du PIB mondial (Costanza *et al.*, 2014). Au delà de la seule valeur marchande, ce chiffre inclut aussi des bénéfices non-marchands (par exemple l'esthétique paysagère). En France, les écosystèmes supportent directement de nombreuses activités économiques (par exemple agriculture, élevage, filière bois, pêche, tourisme, etc.). Selon le rapport de l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE, 2020), les activités qui ont pu être recensées représentent un chiffre d'affaire de plus de 80 milliards d'euros et des centaines de milliers d'emplois. Réduire notre impact sur la biodiversité constitue donc un enjeu écologique mais aussi économique majeur. La première de ces activités en France est l'agriculture (élevage exclu), avec un chiffre d'affaire de 45.9 milliards d'euros et 744 000

emplois directs (EFESE, 2020).

1.1.2 Agroécosystèmes, production et environnement

Les territoires agricoles représentent une grande part des terres émergées: 36.9% en 2018 à l'échelle mondiale et plus de 52% en France métropolitaine³ dont 62% de terres arables (EFESE, 2020). Ainsi, l'agriculture et les agriculteurs gèrent une grande partie des écosystèmes terrestres, que l'on appellera agroécosystèmes. Ils sont créés par l'humain afin de fournir un service de provision (le plus souvent alimentaire): ils sont donc anthropisés, artificiels (i.e. produits de l'activité humaine) et ont pour but de nourrir la population mondiale. En 2013, ils permettaient de produire 2 884 kcal.jour⁻¹ en moyenne par personne (Ramankutty *et al.*, 2018). D'un point de vue fonctionnel, ils sont constitués par le système "sol-plante" de la parcelle agricole, incluant les animaux et les éléments semi-naturels présents (haies, arbres isolés, bords de parcelle, etc.). Le service de d'approvisionnement peut être modifié par les agriculteurs à l'aide de pratiques culturales (e.g. non-labour, irrigation) ou d'intrants artificiels (e.g. pesticides, fertilisants) qui affectent le fonctionnement de l'écosystème (Mach *et al.*, 2015). Cela a permis d'augmenter la production de façon spectaculaire: par exemple le rendement de blé en Grande-Bretagne a été multiplié par quatre entre 1930 et les années 2000 (Alston *et al.*, 2010). Cependant, l'augmentation des rendements a aujourd'hui diminué, voire s'est arrêtée (Ramankutty *et al.*, 2018). Cela pourrait être dû à plusieurs facteurs: d'abord que les terres les plus fertiles sont déjà utilisées ce qui signifie que l'extension agricole mène à des rendements de moins en moins élevés (Cassman, 1999): c'est l'idée de la rente ricardienne qui était déjà développée par D. Ricardo en 1817 (Ricardo, 1817). De plus, certains facteurs comme le changement climatique, la baisse de fertilité des sols, la salinisation, les cultivars approchant leur potentiel maximum, l'augmentation de la résistance des agents pathogènes, le manque d'eau et les politiques supportant une approche moins intensive de l'agriculture pourraient être la cause de la stagnation des rendements (Ray *et al.*, 2012). Par exemple, le changement climatique pourrait avoir réduit les rendements de maïs de 5.5% entre 1980 et 2008 (Lobell *et al.*, 2011). De plus, ces mêmes facteurs pourraient être néfastes à la stabilité des rendements et augmenter les risques (Iizumi & Ramankutty, 2016). Dans le contexte d'une demande globale alimentaire croissante, c'est un défi pour l'agriculture de maintenir une offre suffisante (Tilman *et al.*, 2011).

Les agroécosystèmes fournissent également un bouquet d'autres services qui peuvent être considérés comme des "produits joints" (Fisher *et al.*, 2009), tels que l'esthétique du paysage. En effet, les interactions complexes entre la structure et les processus de l'écosystème font qu'il existe des relations entre les différents services écosystémiques dans les agroécosystèmes (Bennett *et al.*, 2009). Lorsque ces relations existent, elles peuvent être de deux types. Soit l'augmentation de l'un augmente l'autre: on parle de synergie; soit l'augmentation de l'un diminue l'autre: on parle d'antagonisme. Ces interactions peuvent être soit directes (e.g. le contrôle biologique et la production agricole), soit indirectes à travers des vecteurs communs (e.g. les fertilisants augmentent la production mais diminuent la qualité de l'eau; Bennett *et al.* 2009). Ainsi, les pratiques agricoles n'impactent jamais qu'un seul service. L'entière des services agroécosystémiques sont donc coproduits à la fois par l'écosystème

³Source: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS?view=map&year=2018>

naturel et par la main de l'homme à travers l'agriculture et ses pratiques (Fischer & Eastwood, 2016). On parle de multifonctionnalité de l'agriculture et des agroécosystèmes (OECD, 2001; Van Huylenbroeck *et al.*, 2007). Les services (hors approvisionnement) impactés par l'agriculture sont nombreux: conservation des sols, stockage de carbone, maintien de la qualité et d'un débit de l'eau, contrôle biologique, pollinisation, esthétique, récréation, héritage culturel, maintien d'habitats pour la vie sauvage et maintien du cycle des nutriments (Swinton *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2007). Ils sont produits conjointement avec les denrées alimentaires mais sont souvent consommés par les agents non-agriculteurs. Malgré leur importance pour nos sociétés, la fourniture de ces services co-produits par l'agriculture diminue (IPBES, 2019).

Du point de vue de l'économie, cela s'explique par le fait que la plupart de ces services peuvent être classifiés comme biens publics: c'est-à-dire que leur consommation n'implique pas de rivalité⁴, et qu'on ne peut exclure un agent de les consommer (Fisher *et al.*, 2009). Ce sont principalement les services de régulation et culturels (Westhoek *et al.*, 2013). Dans la théorie économique ces derniers sont soumis au problème du "passager clandestin" (Olson, 1935). Cela illustre l'idée que puisque tous les agents peuvent profiter du bien, personne n'a intérêt à payer pour sa mise en place. Il peut donc jouir du bien sans avoir de surcoût. Ce comportement conduit à une sous-production des services écosystémiques dans les territoires agricoles sans motivation financière extérieure pour les agriculteurs (Lant *et al.*, 2008; Kemkes *et al.*, 2010).

L'écologie scientifique nous renseigne sur le fait que l'intensification agricole a conduit à l'érosion de ces services (Tilman *et al.*, 2002; Foley *et al.*, 2011). En effet, l'agriculture serait responsable de l'extinction de 62.2% des espèces présentes sur la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), ce qui la place au second rang des menaces de la biodiversité (Maxwell *et al.*, 2016). L'apport de fertilisants est maintenant la première source d'azote réactif dans l'environnement (Lassaletta *et al.*, 2014) et l'utilisation de pesticides est de plus en plus élevée avec en moyenne deux million de tonnes épandues par an dans le monde (Sharma *et al.*, 2019). Cela augmente l'eutrophisation et les toxines dans les eaux souterraines et de surface, réduisant ainsi la possibilité de pêche, les usages récréatifs et la capacité des agroécosystèmes à purifier l'eau. Ces pollutions, mêlées à d'autres pratiques intensives telles que le labour, impactent aussi la qualité des sols, la biodiversité et modifient les cycles naturels de matière organique (Ramankutty *et al.*, 2018). De plus, l'homogénéisation des paysages et la perte en habitats naturels et semi-naturels qu'a impliqués l'intensification agricole ont changé la composition en espèces et réduit la biodiversité des agroécosystèmes (Foley *et al.*, 2005). Cela a baissé la régulation naturelle des flux d'eau, la qualité de l'air, la séquestration du carbone, la pollinisation, le contrôle biologique et augmenté l'érosion, les agents pathogènes et les maladies (Kremen & Miles, 2012; Ramankutty *et al.*, 2018). Ainsi, l'augmentation du service d'approvisionnement se fait au détriment de la quasi-totalité des autres services agroécosystémiques. Plus exactement, la plupart des services sont impactés par des vecteurs communs comme les intrants artificiels ou la simplification paysagère. Cependant, bien que ces derniers augmentent généralement le service de provision agricole, ils peuvent diminuer la magnitude d'autres services (Bennett *et al.*, 2009).

⁴La rivalité implique que si un agent consomme le service, cela réduit sa disponibilité pour les autres.

1.1.3 Relation ambivalente entre agriculture et services écosystémiques

De manière inverse, un certain nombre de services écosystémiques confèrent des bénéfices à l'agriculture en augmentant et en stabilisant la production (voir *Zhang et al.* 2007 pour une revue complète). D'abord des services de support tels que la structure et la fertilité du sol, les cycles des nutriments, la fourniture en eau et la diversité génétique (*Power*, 2010). Ensuite, des services de régulation participent à la production agricole. C'est le cas de la rétention des sols, la pollinisation, le contrôle biologique naturel, la fourniture d'abri et de nourriture pour les auxiliaires de culture, la purification de l'eau et la régulation atmosphérique (*Power*, 2010). Par ailleurs, certains "torts" ("dis-services" en anglais) sont causés par les écosystèmes. Ce sont les cas des ravageurs de cultures et de la compétition pour l'eau ou la pollinisation avec d'autres organismes (*Zhang et al.*, 2007; *Dale & Polasky*, 2007). Finalement, en recevant un flux de services ou en supportant des torts, l'agriculture est dépendante des écosystèmes, se traduisant par des bénéfices ou des coûts monétaires (*Paul et al.*, 2020).

Finalement, puisqu'il a été montré que l'agriculture façonne le territoire qui lui permet d'assurer sa fonction principale d'approvisionnement, mais que dans le même temps elle érode la biodiversité et la santé des écosystèmes, cela crée une boucle de rétroaction négative sur sa propre activité économique (*Zhang et al.*, 2007; *Power*, 2010). Par exemple, l'utilisation d'insecticides a participé au développement de résistances chez les insectes ravageurs (*Sharma et al.*, 2019). De plus, ces mêmes insecticides participent à la disparition d'insectes tels que les auxiliaires de culture, les pollinisateurs ou ceux du sol (*Pisa et al.*, 2021).

Ainsi, cette rétroaction est problématique, non seulement pour l'environnement lui-même, mais également pour la sécurité alimentaire et pour la pérennité du secteur (*Godfray et al.*, 2010; *Tilman et al.*, 2011). En effet, la demande agricole va beaucoup évoluer dans le futur à la fois en quantité (une augmentation entre 35% et 56% de la demande alimentaire sur la période 2010-2050 est attendue; *van Dijk et al.* 2021) et en qualité (par exemple, l'augmentation de la demande en oléagineux pourrait être de 90% sur la période 2007-2050, contre 50% pour les céréales; (*Alexandratos & Bruinsma*, 2012)). Il est donc nécessaire pour le monde agricole de trouver des solutions d'adaptation (*Foley et al.*, 2011). L'une des menaces les plus importantes mais aussi l'une des plus emblématiques est celle du déclin des insectes pollinisateurs, dont la principale cause est l'agriculture intensive (*Potts et al.*, 2016). Pourtant, la part des cultures dépendantes de la pollinisation n'a fait qu'augmenter et la tendance future est la même (*Aizen & Harder*, 2009).

1.2 Importance de la pollinisation dans les agroécosystèmes

La pollinisation est l'un des quinze services écosystémiques identifiés comme "en déclin" par le Millennium Ecosystem Assessment (2005). Parmi ces quinze, c'est l'un des plus connus et des mieux perçus par le grand public (Hall & Martins, 2020) mais aussi par les agriculteurs (Smith & Sullivan, 2014). C'est également l'un des services écosystémiques les plus référencés dans la littérature académique, avec la parution en 2016 d'un rapport spécial de l'IPBES sur la pollinisation (IPBES, 2016). En quelque sorte, la pollinisation fait prendre forme à l'interdépendance entre les besoins humains et la conservation de la biodiversité. Dans cette section, j'explique pourquoi la pollinisation entomophile occupe une place spéciale et centrale dans les agroécosystèmes.

1.2.1 Pollinisation, un processus biologique et écologique ⁵

La pollinisation est un processus écosystémique fondamental pour la reproduction sexuée et la persistance des plantes à fleurs (i.e. *Angiospermae* et *Gymnospermae*). Elle désigne la fécondation et correspond au transport des grains de pollen produits par les organes mâles de la plante (anthères) vers les organes femelles (stigmates; Figure I.2). Lorsque ce déplacement est suivi d'une fécondation, cela aboutit généralement à la production de fruits et de graines. La pollinisation est donc le principal mécanisme de reproduction sexuée des plantes à fleurs. La pollinisation peut avoir lieu soit entre une anthère et un stigmate de la même fleur (autogamie), soit entre différentes fleurs d'un même individu végétal (géitonogamie): dans les deux cas on parle d'autopollinisation (Figure I.2). Elle peut également se faire entre des anthères et des stigmates de différentes plantes de la même espèce (xénogamie): on parle alors de pollinisation croisée (Figure I.2). Le vent, l'eau, certains oiseaux, certains petits rongeurs mais surtout des insectes assurent la géitonogamie et la xénogamie en déplaçant les grains de pollen. Comme de nombreuses plantes ne s'autopollinisent pas ou ne le font que dans une certaine mesure pour assurer la production de graines, la plupart des plantes à fleurs dépendent de vecteurs externes pour la pollinisation. En tant que précurseur de la production de fruits et de graines, la pollinisation est cruciale pour la reproduction continue et l'évolution des plantes à fleurs. On estime que plus de 300 000 espèces (87,5%) de plantes à fleurs dans le monde sont pollinisées par des animaux (i.e. pollinisation biotique; Ollerton *et al.*, 2011).

Christian Sprengel (1750–1816) est l'un des premiers à remarquer que les animaux qui visitent les fleurs ne le font pas dans le but de polliniser, mais pour collecter ou consommer des produits ou "récompenses". Ces dernières comprennent le nectar (consommé par les insectes, les chauves-souris, les oiseaux et les mammifères non volants) en tant que source de sucre ; le pollen (utilisé par la plupart des abeilles qui le collectent pour approvisionner leurs cellules larvaires, et par les coléoptères, les mouches, les oiseaux et certaines chauves-souris et mammifères non volants qui le mangent) pour les protéines, les vitamines, les acides gras et les minéraux ; des huiles (recueillies par certaines abeilles pour l'approvisionnement de leurs cellules larvaires), des parfums (recueillis uniquement par les abeilles euglossines mâles

⁵Les informations dans les deux premiers paragraphes de cette section sont basées sur le livre d'Abrol (2012) ainsi que sur le rapport de l'IPBES (2016).

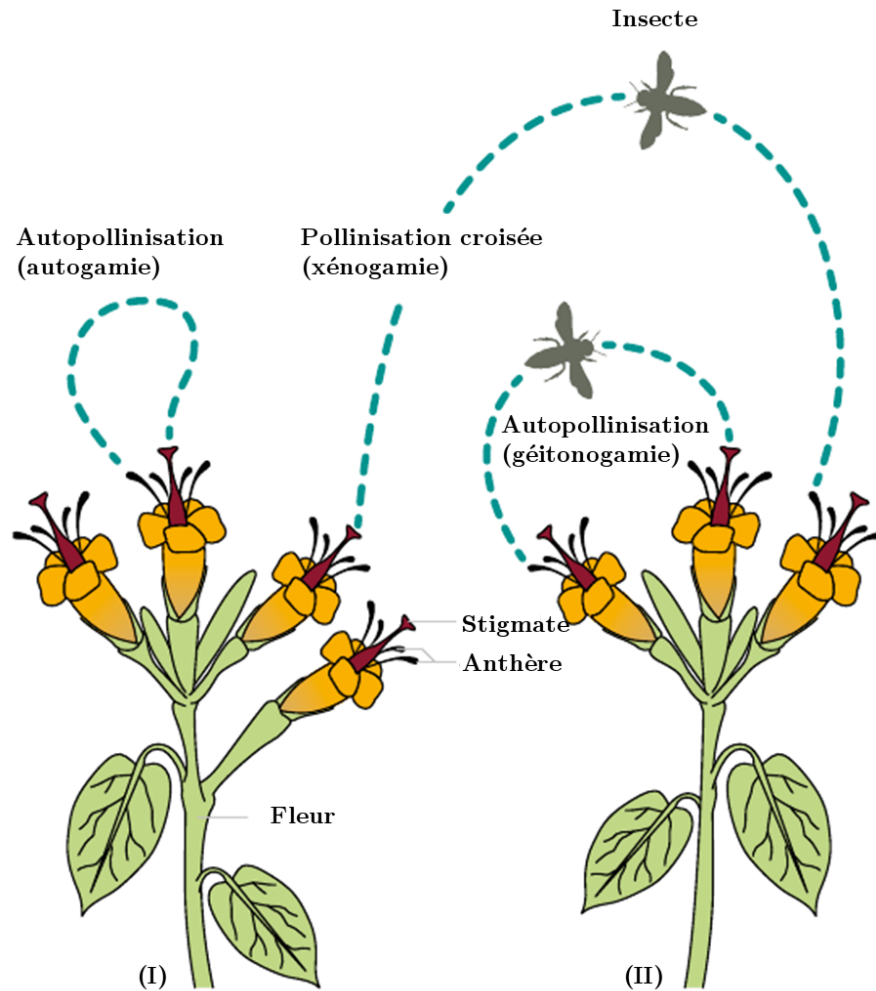


FIGURE I.2: Systèmes de pollinisation nécessitant ou non des pollinisateurs pour une reproduction optimale des plantes (I) et (II). Source: [IPBES \(2016\)](#)

(*Apidae*) pour attirer ultérieurement les femelles réceptives) et des résines (recueillies par diverses abeilles qui utilisent la résine pour la construction de leur nid). Lorsque les insectes, notamment les abeilles, récoltent des ressources alimentaires, leur poils retiennent du pollen. Ils butinent ensuite d'autres fleurs afin d'y récolter d'autres ressources et se frottent alors contre leurs parties reproductrices.

La pollinisation biotique est réalisée en grande majorité par les insectes (*Hymenoptera*, *Lepidoptera*, *Diptera* et *Coleoptera*): on parle de pollinisation entomophile. Dans la suite du manuscrit le terme "pollinisation" sera utilisé pour décrire la pollinisation entomophile, sauf contre-indication. Parmi eux, les *Apoidea* en assurent la majorité, c'est-à-dire pollinisent environ 30 000 espèces végétales ([Buchmann & Nabhan, 2012](#)). Au sein des *Apoidea*, ce sont les abeilles qui sont les pollinisateurs les plus abondants et les plus diversifiés ([Michener, 2000](#)), en particulier les abeilles domestiques, les bourdons, les abeilles sans dard et les abeilles solitaires ([Abrol, 2012](#)). Les trois dernières sont regroupées sous le terme générique d'abeilles sauvages. Les abeilles domestiques en Europe sont représentées surtout par l'espèce *Apis*

mellifera ou abeille mellifère, domestiquée depuis les millénaires (Crane, 1999). La taille de leur corps et la longueur de leur trompe leur permettent de butiner de nombreux types de fleurs. Leur large gamme d'hôtes leur permet de polliniser de nombreux types de plantes. Elles travaillent pendant de plus longues périodes et sont également moins affectées par les conditions climatiques défavorables que les autres insectes pollinisateurs (Abrol, 2012). De plus, leur importante abondance fait qu'elles sont tout particulièrement impliquées dans les transferts de pollen à l'échelle mondiale (Garibaldi *et al.*, 2013; Hung *et al.*, 2018). Elles sont souvent hébergées dans des ruches mises en place par des apiculteurs. Ces dernières sont déplacées au cours de la saison afin de suivre les flux de nectar pour la production de miel, ou la pollinisation (Crane, 1999). Les abeilles sauvages représentent quant à elles environ 20 000 espèces (Michener, 2000). Elles sont également des agents pollinisateurs clé dans les écosystèmes mondiaux et en particulier dans les agroécosystèmes (Garibaldi *et al.*, 2013). En France, il y a environ 35 espèces de bourdons et 950 espèces d'abeilles solitaires (Kuhlmann *et al.*, 2012). Individuellement elles sont souvent moins polyvalentes que les abeilles domestiques de par leurs différentes morphologiques ou leurs capacités biophysiques mais la diversité interspécifique compense ceci (Garibaldi *et al.*, 2011b). Dans les agroécosystèmes elles préfèrent souvent butiner dans les habitats semi-naturels car ils présentent une plus grande diversité florale ainsi que des opportunités pour nicher (Steffan-Dewenter & Tschamntke, 2001; Potts *et al.*, 2003; Rollin *et al.*, 2013).

1.2.2 Importance de la pollinisation

Importance écologique de la pollinisation Ollerton *et al.* (2011) ont estimé qu'environ 308 000 espèces d'Angiospermes étaient pollinisées par quelques 100 à 200 000 pollinisateurs. La relation plante–pollinisateur est l'une des interactions mutualistes les plus importantes du point de vue écologique: sans pollinisateurs, de nombreuses plantes (notamment sauvages) ne pourraient pas produire de graines et se reproduire ; et sans plantes pour fournir du pollen, du nectar et d'autres récompenses, de nombreuses populations animales déclinent (Kearns *et al.*, 1998). Par exemple, il a été montré que la disparition de certaines espèces de pollinisateurs entraînait celle d'espèces végétales (Bond, 1995; Biesmeijer *et al.*, 2006). La pollinisation peut être considérée au niveau d'une communauté écologique entière comme un réseau d'interactions mutuellement bénéfiques entre deux niveaux trophiques. Ici, les plantes sont des producteurs primaires et les pollinisateurs sont un sous-ensemble particulier de consommateurs primaires qui se nourrissent de nectar et de pollen (Dicks *et al.*, 2002). Les plantes vont de celles qui ne se reproduisent pas du tout à celles qui sont capables d'assurer la reproduction sexuelle par des moyens autonomes à l'intérieur de la fleur (Richards, 1986). Entre les deux se situent les plantes auto-incompatibles qui doivent utiliser un vecteur de leur pollen parce qu'elles n'utilisent que le pollen provenant d'autres individus, les rendant ainsi très dépendantes des pollinisateurs pour la reproduction sexuelle (Richards, 1986). De plus, le degré de spécialisation en matière de pollinisation varie entre les espèces végétales, allant des généralistes extrêmes qui interagissent avec des centaines d'espèces de pollinisateurs, aux spécialistes extrêmes interagissant avec un seul pollinisateur mutualiste (Armbruster, 2017). Bien que l'abeille domestique soit une super-généraliste, cela révèle l'importance de la diversité spécifique des autres pollinisateurs (i.e. sauvages) dans le maintien des communautés

végétales (Memmott *et al.* , 2004; Fontaine *et al.* , 2005).

Les bénéfices de ce mutualisme va bien au delà du seul maintien des pollinisateurs ou des plantes pollinisées. En effet, la pollinisation biotique est un facteur clé dans la diversification de certains grands groupes de plantes et d’animaux (Proctor *et al.* , 1996). De plus, les différents réseaux étant liés dans les écosystèmes, le mutualisme plante–pollinisateur participe à leur maintien. Par exemple, l’abondance et la diversité des plantes à fleurs participe aussi au maintien et à la stabilité des herbivores (Sauve *et al.* , 2016). Goulson (2019) dans un récent essai pose clairement les choses: les insectes pollinisateurs font partie intégrante de chaque réseau alimentaire terrestre, et donc leur maintien est vital pour la vie sur Terre.

Importance agronomique et économique de la pollinisation Puisque la pollinisation est un processus crucial pour la reproduction des plantes à fleurs, elle participe à la fructification et à la germination des plantes à fleurs cultivées (Abrol, 2012). Plus précisément, le rendement de 75% des principales cultures dans le monde dépend partiellement ou en totalité de la pollinisation (Klein *et al.* , 2007). Ce chiffre monte jusqu’à 85% concernant l’Europe (?). Cela comprend la plupart des fruits, des graines et des noix ainsi que plusieurs cultures à haute valeur ajoutée comme le café, le cacao, le tournesol et le colza (Gallai *et al.* , 2009). En tonnage cela représente environ 5 à 8% de la production agricole mondiale (Aizen & Harder, 2009). Par exemple, pas moins de 580 millions de tonnes de graines oléagineuses produites annuellement peuvent être attribuées à la pollinisation (Woodcock *et al.* , 2019). D’autres productions telles que le miel, les biocarburants ou encore les fibres peuvent être attribuées à la pollinisation (Potts *et al.* , 2016). En l’absence de pollinisation animale, la production agricole diminuerait de plus de 90% pour 12% des principales cultures mondiales. En outre, 28% des cultures perdraient entre 40 et 90% de leur production, tandis que 45% des cultures perdraient entre 1 et 40%. Cela révèle notre grande dépendance aux insectes pollinisateurs, qui n’a cessée de croître puisque la surface en cultures pollinisées a augmentée de 300% depuis 1961 (Aizen *et al.* , 2008).

Le niveau de dépendance, caractérisé par la part de rendement dû à la pollinisation, est très variable selon les cultures (Klein *et al.* , 2007) : 9% pour le haricot (Ibarra-Perez *et al.* , 1999), environ 30% pour le colza (Perrot *et al.* , 2018; Woodcock *et al.* , 2019) et 65% pour la pomme (Garratt *et al.* , 2014). La pollinisation croisée donne souvent de meilleurs rendements et qualité de graine (Abrol, 2012). L’abeille domestique est un pollinisateur polyvalent et omniprésent dans le monde: elle visite plus de la moitié des cultures mondiales (Kleijn *et al.* , 2015). Cependant, les pollinisateurs, et en particulier les abeilles sauvages, jouent également un rôle déterminant dans l’augmentation des rendements (Garibaldi *et al.* , 2013). Certaines études ont montré que l’abondance mais aussi la diversité des pollinisateurs augmentent les rendements, confirmant l’importance des abeilles sauvages (Woodcock *et al.* , 2019). Par exemple, plus le nombre d’espèces de pollinisateurs est grand, plus le rendement du colza augmente (Perrot *et al.* , 2018). De plus, la diversité des abeilles diminue la variabilité des rendements (Garibaldi *et al.* , 2011b). Cela assure les cultures contre le déclin fonctionnel parce qu’un plus grand nombre d’espèces offre de meilleures garanties que certaines d’entre elles maintiendront la production même si d’autres échouent (Yachi & Loreau, 1999). Ceci est remarquable puisque sur les cinquante dernières années, les rendements des cultures pollinisées ont augmenté à un taux plus faible, et sont devenus plus instables, que ceux

des cultures non pollinisées (Garibaldi *et al.* , 2011a).

En affectant la production, la pollinisation affecte les marchés agricoles mondiaux (Gallai *et al.* , 2009). Les cultures pollinisées présentent souvent des prix plus élevés que les celles qui ne le sont pas (Potts *et al.* , 2016). Sur la base d'une estimation réalisée sur les prix de 2009, la valeur de la pollinisation serait estimée entre 235 et 577 milliards de dollars (Lautenbach *et al.* , 2012). En France, la valeur serait comprise entre 2.3 et 5.3 milliards d'euros: c'est-à-dire 5.2% à 12% de la valeur totale des productions végétales destinées à l'alimentation humaine française (CGDD, 2016). L'évaluation monétaire peut recouvrir les bénéfices marchands mais aussi les bénéfices non-marchands de la pollinisation (Hanes *et al.* , 2015). Ces derniers peuvent faire grimper considérablement les estimations: par exemple ils ont été évalué à 450 millions d'euros en Grande-Bretagne (Breeze *et al.* , 2015). Ils peuvent inclure une multitude de valeurs directes telles que le plaisir de voir les pollinisateurs ou de savoir qu'ils existent, mais aussi indirectes telles que la présence de plantes et d'arbres à fleurs (Hanley *et al.* , 2015). Ils peuvent aussi inclure les bénéfices de la valeur d'assurance des pollinisateurs, qui stabilisent les rendements (Baumgärtner, 2007). Cette évaluation en termes d'utilité est sujet à débats, notamment du fait qu'elle sous-estime largement la valeur réelle (voire infinie) des pollinisateurs (IPBES, 2016). Elle est importante car elle permet d'informer et de quantifier d'éventuelles décisions publiques ou privées (Hanley *et al.* , 2015).

Importance culturelle et nutritionnelle de la pollinisation Les pollinisateurs et notamment les abeilles occupent une place particulière dans la culture. D'abord, le déclin des abeilles est devenu l'un des symboles des dommages environnementaux d'origine anthropique (Burns *et al.* , 2021; Althaus *et al.* , 2021). Les fleurs et l'esthétique des paysages augmenteraient la qualité de vie de certains (Junge *et al.* , 2015). Les pollinisateurs sont également source d'inspiration pour l'art, la musique, la littérature, la religion, les traditions, la technologie et l'éducation (voir le chapitre 5 de l'IPBES (2016) pour plus de détails).

Par ailleurs, de nombreuses cultures pollinisées fournissent des vitamines et des minéraux (la vitamine A et C, le calcium, le fluo, l'acide folique, quelques antioxydants ainsi que le lycopène) essentiels à la bonne santé de l'humain (Eilers *et al.* , 2011; Smith *et al.* , 2015). La dépendance nutritionnelle vis-à-vis des pollinisateurs se recoupe géographiquement avec l'incidence de la malnutrition de ces nutriments. Par exemple, les zones présentant une forte carence en vitamine A sont celles où de nombreuses cultures sont pollinisées (Chaplin-Kramer *et al.* , 2014). Si les pollinisateurs venaient à disparaître, cela entraînerait une augmentation substantielle du taux mondial de maladies évitables, telles que les cardiopathies ischémiques, ce qui pourrait se traduire par environ 1.4 million de décès supplémentaires par an et environ 29 millions d'années perdues de vie saine (Smith *et al.* , 2015).

1.3 Gestion et déclin de la pollinisation

L'apiculture, le secteur utilisant les abeilles comme facteurs de production pour en tirer des bénéfiques, remonterait à la préhistoire (Crane, 1999). Mais l'expérience récente du Syndrome d'effondrement des colonies d'abeilles⁶ a montré deux choses: d'abord que l'agriculture pouvait avoir un impact sur la gestion des abeilles, et que cet impact pouvait être négatif et causer le déclin des pollinisateurs. Dans cette section, je développe comment l'humain peut gérer les abeilles domestiques mais aussi sauvages, et que cette gestion peut s'avérer néfaste dans certains cas.

1.3.1 Pollinisation, un service façonné par la main humaine

Le principal pollinisateur, notamment dans les agroécosystèmes agricoles, est l'abeille mellifère *Apis mellifera*, dite "domestique" (Garibaldi *et al.*, 2013; Kleijn *et al.*, 2015). Elles sont relativement abondantes et faciles à gérer. La plupart du temps les colonies, qui comportent entre 10 000 et 40 000 individus, sont accueillies dans une ruche à cadre mobile mise en place par un apiculteur (IPBES, 2016). L'apiculture utilisant les abeilles domestiques a débuté avec l'invention de la ruche à cadre mobile à ouverture par le haut, conçue par Langstroth en 1851 (Crane, 1999). Cela a permis aux apiculteurs de récolter le miel sans détruire les rayons, d'inspecter les maladies et de multiplier facilement les colonies. La production de miel est la motivation principale des apiculteurs, et la pollinisation reste souvent une externalité⁷ positive (Meade, 1952), bien qu'il existe certains marchés de la pollinisation où cette externalité a été internalisée (Rucker *et al.*, 2012). La recherche de meilleures zones de production de miel (et de demande de pollinisation dans certains cas) ont poussé les apiculteurs à migrer avec leurs ruches (Pettis *et al.*, 2014). La production de miel dépendant de la disponibilité des fleurs dans la région immédiate, les apiculteurs ont rapidement appris qu'en déplaçant les ruches vers des zones de meilleur butinage, ils pouvaient produire davantage de miel. Par exemple, 1.5 million de ruches sont déplacées chaque hiver en Californie dans les zones de production d'amendes (Sumner & Boriss, 2006). Actuellement, on compte plus de 80 millions de ruches dans le monde et les chiffres suggèrent qu'il y en aura environ 100 millions en 2050 (Aizen & Harder, 2009; IPBES, 2016). En France, 1 218 455 ruches ont été répertoriées en 2019, et pas moins de 62 445 apiculteurs même si 92% en possèdent moins de 50 (Consulting, 2020).

Certaines études ont montré que les abeilles sauvages sont des pollinisateurs très importants pour l'agriculture (Garibaldi *et al.*, 2013). Le service de pollinisation sauvage, contrairement au domestique, n'est pas directement façonné par la main humaine (Garibaldi *et al.*, 2014). Dans les agroécosystèmes, les populations d'abeilles sauvages trouvent refuge et la plupart de leurs ressources dans les habitats semi-naturels (i.e. forêts, haies, prairies

⁶Le Syndrome d'effondrement des colonies d'abeilles est un phénomène de mortalité anormale et récurrente des colonies d'abeilles domestiques (Suryanarayanan & Kleinman, 2011), notamment en France depuis 1998. Il a été montré qu'il est causé par l'utilisation de néonicotinoïdes, un insecticide hautement toxique.

⁷Une externalité est la conséquence d'une action d'un agent économique sur un autre agent, qui n'est pas incluse dans le marché et donc dans les prix. En d'autres termes, les bénéfices de la pollinisation ne sont pas rétribués à l'apiculteur.

permanentes), les prairies temporaires et les zones herbacées (Bretagnolle & Gaba, 2015). Ainsi, la gestion et le maintien de ces habitats peu ou non productifs permet une gestion indirecte des abeilles sauvages (Garibaldi *et al.* , 2014). De plus, les pratiques agricoles sur parcelle sont également déterminantes pour l'abondance des pollinisateurs (sauvages comme domestiques; Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017). Par exemple, les agriculteurs peuvent encourager les abeilles sauvages à nicher à proximité des cultures en leur fournissant un habitat de nidification et des ressources alternatives de recherche de nourriture sur l'exploitation lorsque la culture n'est pas en fleur (Carvell *et al.* , 2007).

1.3.2 Pollinisation, un service menacé par l'agriculture

Au même titre que la biodiversité terrestre et marine, la classe des insectes (*Insecta*) s'érode rapidement (Goulson, 2019; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Par exemple, en seulement 27 ans, 75% de la biomasse d'insectes volants s'est éteinte dans les aires protégées en Europe (Hallmann *et al.* , 2017). Cela n'est pas sans conséquence pour le service écosystémique de pollinisation qui montre des déficits (la demande est supérieure à l'offre), voire décline (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; IPBES, 2016). C'est particulièrement le cas dans les agroécosystèmes intensifs, caractérisés par l'omniprésence de l'agriculture conventionnelle (Encadré 4). Le déclin des abeilles sauvages a été largement documenté ces dernières années (Potts *et al.* , 2016). De manière certaine, 9% d'entre elles seraient menacées d'extinction en Europe, sachant que beaucoup d'espèces n'ont pas pu être évaluées par manque de données (Nieto *et al.* , 2017). Pour les abeilles domestiques, les colonies ont aussi décliné en Europe centrale du fait d'un nombre moins élevé d'apiculteurs, mais aussi de facteurs de déclin locaux qui ont augmenté le taux de mortalité (Potts *et al.* , 2010; Rhodes, 2018). Le déclin des abeilles est causé quasi-exclusivement par des facteurs d'origine anthropique (Potts *et al.* , 2010). L'IPBES (2016) a classé ces derniers en cinq types (dans l'ordre d'importance; Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019): le changement d'usage des sols, les pesticides & les OGM, les agents pathogènes, les espèces exotiques invasives et le changement climatique.

ENCADRÉ I.4 - L'AGRICULTURE CONVENTIONNELLE ET LES AGROÉCOSYSTÈMES INTENSIFS

L'agriculture intensive a débuté pendant la deuxième moitié du 20^e siècle. La révolution verte à partir des années soixante, dont la politique était de combiner l'utilisation de céréales à haut potentiel de rendement et les intrants, a permis d'augmenter fortement la production alimentaire (Pretty, 2008). Depuis, la production mondiale de nourriture a augmentée de 150% (68% pour l'Europe de l'Ouest) ^a.

Cette stratégie est désignée aujourd'hui par le terme agriculture conventionnelle. D'abord, elle nécessite de l'espace et a induit une large extension des terres agricoles à l'échelle mondiale, impliquant une transformation d'espaces naturels ou semi-naturels en terres productives (DeFries *et al.*, 2004). Ensuite, elle est caractérisée par de larges parcelles, faisant suite en Europe à une réorganisation des territoires (appelée "remembrement") afin d'optimiser l'exploitation des terres à grande échelle et simplifier le paysage (Vitikainen, 2004). Ces parcelles sont souvent exploitées en monoculture, facilitant l'itinéraire agricole (Clough *et al.*, 2020). Par ailleurs, la diversité des cultures à l'échelle de l'exploitation est réduite (Khoury *et al.*, 2014). Enfin, l'agriculture conventionnelle est caractérisée par une mécanisation lourde, de l'irrigation, ainsi qu'un apport d'intrants chimiques (fertilisants, fongicides, herbicides et insecticides; Pretty 2008; Tilman *et al.* 2011).

En France et en Europe, l'agriculture conventionnelle domine les territoires (Bio, 2019). Les terres arables sont principalement composées de grandes cultures (i.e. blé tendre, blé dur, orge, maïs, soja, protéagineux, colza, tournesol, pommes de terre et betteraves industrielle) exploitées de manière intensive^b. En 2017, les surfaces en grandes cultures dans l'Union Européenne représentaient plus de 2.8 millions d'hectares. Ces territoires agricoles, souvent situés dans des grandes plaines fertiles, sont qualifiés d'"agroécosystèmes intensifs". La demande en pollinisation de l'agriculture européenne a augmenté ces dernières années, notamment du fait des biocarburants (Breeze *et al.*, 2014).

Malgré le fait que l'intensification de l'agriculture a permis de satisfaire la demande agricole mondiale, cela s'est fait au détriment de la biodiversité et de la résilience des écosystèmes (Tilman *et al.*, 2002). Les avantages de l'intensification agricole semblent avoir atteint leurs limites puisque les rendements n'augmentent plus pour de nombreuses cultures (Ray *et al.*, 2012) et que la réponse à l'utilisation de pesticides est en train de saturer (Lechenet *et al.*, 2014; Gaba *et al.*, 2016).

^a<http://www.fao.org/faostat>

^b<https://ec.europa.eu/eurostat>

Les deux premières causes, touchant à la fois les abeilles sauvages et domestiques, sont étroitement liées à l'agriculture et notamment aux pratiques intensives dans les agroécosystèmes (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Nous ne développons que celles-ci dans cette étude. De plus, l'effet des OGM n'est pas abordé car leur utilisation est très limitée en France. Le changement d'usage des sols a deux conséquences majeures pour les abeilles: la perte de sites de nidification, ainsi que la réduction de la diversité des ressources florales (Bretagnolle & Gaba, 2015; Potts *et al.* , 2016).

☞ Manque de ressources florales et de sites de nidification

Des études ont montré que la destruction, la fragmentation et la dégradation des habitats semi-naturels (i.e. forêts, haies, prairies permanentes), des prairies temporaires, des jachères, des zones humides, des tourbières et des zones herbacées était la cause majeure du déclin des abeilles (Winfree *et al.* , 2009; Potts *et al.* , 2010, 2016). Dans les agroécosystèmes intensifs, les surfaces en habitats semi-naturels a diminué fortement pendant le 20^e siècle et jusqu'à aujourd'hui, notamment en Europe (Song *et al.* , 2018). Cela a causé une modification et un déclin des ressources florales (pollen et nectar; Scheper *et al.* , 2014; Baude *et al.* , 2016), impactant les communautés d'abeilles sauvages, dont la diversité est corrélée à celle des plantes (Biesmeijer *et al.* , 2006; Hopwood, 2008). Contrairement aux abeilles domestiques, les abeilles sauvages ne sont pas nécessairement généralistes et certaines peuvent être très spécialisées (Rollin *et al.* , 2013; Kleijn *et al.* , 2015). Elles sont donc plus sélectives dans leur choix de fleurs et butinent généralement une diversité limitée de plantes (Biesmeijer *et al.* , 2006). Ainsi, la raréfaction de certaines ressources florales réduit la diversité et l'abondance des abeilles sauvages. Les abeilles domestiques sont également impactées, puisque dans les agroécosystèmes intensifs les habitats semi-naturels leur procurent des ressources pendant l'intersaison (i.e. entre la floraison du colza et celle du tournesol) où les ressources florales sont moins abondantes (Bretagnolle & Gaba, 2015). Par ailleurs, l'utilisation d'herbicides pourrait également limiter les ressources florales pour les pollinisateurs sauvages comme domestiques (Bretagnolle & Gaba, 2015). La disparition et la dégradation des habitats semi-naturels a également réduit les sites de nidification pour les abeilles sauvages, causant une réduction des populations et de la diversité des espèces (IPBES, 2016, partie 2.2.1.1.1).

☞ Insecticides

Il est maintenant avéré que l'utilisation d'insecticides impacte directement les abeilles sauvages et domestiques (Winfree *et al.* , 2009; Woodcock *et al.* , 2017; Rhodes, 2018; Pisa *et al.* , 2021). Plus précisément, la classe des néonicotinoïdes, qui sont des insecticides systémiques neurotoxiques (i.e. ils pénètrent dans l'organisme végétal), ont les impacts les plus documentés (van der Sluijs *et al.* , 2013). Depuis leur introduction sur le marché au début des années 90, leur utilisation n'a cessé de croître jusqu'à la décision récente de leur interdiction en Europe en 2013 (Tomizawa & Casida, 2011). Ils ont prouvé une grande efficacité, à faible dose, contre les ravageurs. Cependant, ils impactent également les abeilles à travers le pollen ou le nectar en causant directement leur mort (dose létale à haute concentration), ou en les désorientant ou les affaiblissant

pour retourner à la ruche ou au nid (dose sub létale à plus basse concentration; Henry *et al.* 2012; van der Shuijs *et al.* 2013; Henry *et al.* 2015; Charreton *et al.* 2015). En 2013, trois d'entre eux ont été bannis en Europe, cependant, ils peuvent persister dans l'environnement aussi bien dans la flore sauvage (David *et al.* , 2016) que dans les sols et les cultures (Wintermantel *et al.* , 2020). De plus, ils ont été récemment réintroduits pour la betterave sucrière suite à une épidémie de *Beet yellows virus*, et d'autres dérogations pourraient suivre (Le Monde, 2021). L'impact sur les abeilles des autres classes d'insecticides est moins avérée, mais très probable (Bradberry *et al.* , 2005; IPBES, 2016).

1.3.3 Antagonismes et synergies entre pollinisation et autres services

En occupant une place particulière dans l'agroécosystème, la pollinisation est en synergie ou en antagonisme avec beaucoup d'autres services écosystémiques. Selon Bennett *et al.* (2009), les relations entre services sont basées sur deux mécanismes: soit les deux services ont un facteur d'influence commun (e.g. la pollinisation et la production sont toutes deux influencées par le taux de pesticide), soit ils interagissent directement (e.g. la pollinisation affecte positivement et directement l'approvisionnement). Nous nous concentrons sur ces relations dans les agroécosystèmes intensifs, en particulier européens.

☞ Service d'approvisionnement

D'abord, comme évoqué plus haut, les abeilles jouent un rôle crucial dans la production agricole, notamment de colza et de tournesol (Perrot *et al.* , 2018, 2019). La production de miel est une seconde synergie entre pollinisation et approvisionnement. En revanche, il y a souvent un compromis entre l'utilisation de la terre pour les cultures, et pour des lieux de niche et de butinage pour les pollinisateurs (voir par exemple ? sur les bandes fleuries). Par ailleurs, il existe un compromis pour augmenter le rendement entre l'utilisation des intrants artificiels et la pollinisation (Bretagnolle & Gaba, 2015). Par exemple, l'agriculture biologique n'utilise pas d'insecticides de synthèse, ce qui est bénéfique pour les pollinisateurs, mais a généralement des rendements agricoles plus faibles (Ponisio *et al.* , 2015)

☞ Autres services écosystémiques

La pollinisation est en synergie avec d'autres services de régulation, qui nécessitent une faible intensité de l'agriculture. Par exemple, l'utilisation moins importante de pesticides implique une qualité de l'eau augmentée. Par ailleurs, la présence d'habitats semi-naturels bénéfique aux pollinisateurs, est également bénéfique pour le contrôle biologique mais aussi la régulation de l'eau ou la conservation des sols (Wratten *et al.* , 2012; Mitchell *et al.* , 2013). La pollinisation fournit des services de régulation car elle régit la population de nombreuses espèces impliquées dans la biodiversité fonctionnelle: elle a un impact sur toutes les espèces qui dépendent des adventices par exemple de nombreux oiseaux (Marshall *et al.* , 2003). C'est la raison pour laquelle les abeilles peuvent servir de bioindicateur pour la santé d'un écosystème (Abrol, 2012). De plus, le service de pollinisation est en synergie avec le service culturel d'esthétique du paysage.

La présence de fleurs et d'habitats semi-naturels augmentent à la fois la pollinisation et la beauté du paysage (Wratten *et al.* , 2012).

Ainsi, en plus d'être un service écosystémique important, la pollinisation dans un agroécosystème est essentielle pour un large éventail d'agents tels que les agriculteurs, les apiculteurs et le grand public (Bretagnolle & Gaba, 2015). Dans une perspective de durabilité de l'agroécosystème, ces questions de synergie ou antagonisme sont cruciales pour une évaluation à l'échelle du territoire et pas seulement locale.

1.4 Leviers pour assurer la fourniture de la pollinisation: un enjeu économique multiple

Dans les sections précédentes, j'ai montré que l'agriculture doit répondre au double objectif de protéger l'environnement tout en assurant un approvisionnement agricole, que la pollinisation est un enjeu central pour cet objectif, mais que l'agriculture intensive impacte largement les pollinisateurs. Dans ce contexte, la recherche de leviers (i.e. moyens d'action) permettant d'assurer la pollinisation dans les agroécosystèmes intensifs est cruciale. Le 20 juillet 2021, trois semaines après son lancement, s'est clôturée la consultation publique en faveur des insectes pollinisateurs et de la pollinisation en France (?). Elle consistait à recueillir des avis pour la mise en place d'un plan d'action 2021-2026, visant à enrayer le déclin des insectes pollinisateurs. Ceci montre l'actualité du débat sur les leviers qui permettent d'améliorer la fourniture du service de pollinisation. Dans cette section, je présente les leviers disponibles pour augmenter la magnitude du service de pollinisation dans les agroécosystèmes, et les enjeux d'ordre économique qu'ils impliquent.

1.4.1 Leviers techniques

L'apport de connaissances sur les leviers techniques pour répondre au déclin des pollinisateurs a été foisonnante ces dernières années (IPBES, 2016). En 2020 par exemple, deux revues de littérature très similaires sur les effets écologiques des bandes fleuries ont été publiées (Albrecht *et al.* , 2020; Zamorano *et al.* , 2020). Les leviers techniques sont définis comme les outils et les procédures que les agents utilisent pour gérer les pollinisateurs, ou des approches de gestion des terres qui pourraient profiter aux pollinisateurs (IPBES, 2016). Dans les agroécosystèmes, ces actions reviennent surtout aux agriculteurs, qui gèrent la majeure partie du territoire, et aux apiculteurs (Bretagnolle & Gaba, 2015).

L'apiculture en France est un secteur très développé, avec un total de 1 218 455 ruches en production en 2019 (Consulting, 2020). Au niveau géographique, les agriculteurs professionnels se concentrent surtout dans les grandes plaines agricoles (Bova, 2012), révélant l'importance de l'apiculture en tant que levier pour améliorer la pollinisation dans les agroécosystèmes français. Les apiculteurs peuvent agir au niveau de leur ruches et de leurs pratiques afin de réduire les pertes d'abeilles, améliorer leur efficacité ou leur reproduction, et maintenir en bonne santé les colonies (pour une revue complète voir IPBES (2016), partie 6.4.4.1). Une prévention des maladies peut être réalisée par l'apiculteur, par exemple en

augmentant la fréquence des migrations (Pettis *et al.*, 2014). Également, la détection, le diagnostic rapide des pathogènes, ainsi qu'un traitement adapté, sont des éléments clés pour améliorer la santé des abeilles et donc la pollinisation (Allen & Ball, 1996). Au niveau génétique, sélectionner les lignées les plus performantes ou les plus résistantes (Büchler *et al.*, 2010) et conserver une diversité génétique (Mattila & Seeley, 2007) permettrait de mieux assurer la pollinisation. Éviter les zones ou les cultures à forte exposition de pesticides est aussi pratiqué par les apiculteurs pour réduire la mortalité (Breeze *et al.*, 2019). Enfin et surtout, les apiculteurs peuvent choisir d'augmenter le nombre de ruchers et de ruches. C'est d'ailleurs la tendance que l'on retrouve à l'échelle mondiale (Aizen & Harder, 2009). En 2019 en France, environ 35% des apiculteurs ont fait ce choix (et plus de 50% en ont gardé le même nombre; Agrex Consulting, 2020).

Par ailleurs, les agriculteurs peuvent prendre des mesures à la fois sur l'utilisation de pesticides ainsi que sur leur gestion des terres, afin de favoriser les pollinisateurs⁸ (Garibaldi *et al.*, 2014).

Lors de l'application d'insecticides (voir section 1.3.2 pour les effets), la dérive des pesticides⁹ est un phénomène évitable, par exemple en modifiant le matériel (Felsot *et al.*, 2010) ou en utilisant des produits à formulation spécifique (Hilz & Vermeer, 2013). Par ailleurs, les "zones de non-traitement" sont une pratique efficace pour lutter contre cette dérive et réduire l'impact sur les abeilles (de Snoo, 1999; Dicks *et al.*, 2010). Traiter au moment où les abeilles ont le moins de chances de butiner (e.g. le soir ou hors période de floraison) permet également de minimiser les pertes d'abeilles (Decourtye *et al.*, 2016). Les agriculteurs peuvent aussi réduire la toxicité des insecticides avec des labels tels que la "mention abeille"¹⁰ (Garibaldi *et al.*, 2014). L'usage modéré d'herbicides est également bénéfique pour les abeilles puisque cela permet de fournir plus de ressources florales (Bretagnolle & Gaba, 2015; Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017). Enfin, les agriculteurs peuvent réduire la quantité de pesticides utilisée au niveau de leur exploitation, en faisant de la lutte intégrée ou par une conversion en agriculture biologique (Morandin & Winston, 2005).

Les agriculteurs peuvent aussi prendre des mesures de gestion des terres pour apporter des ressources florales ou des sites de nidification (Garibaldi *et al.*, 2014). D'abord, les cultures à floraison massive telles que le colza ou le tournesol, en fournissant de grandes quantités de pollen et nectar, bénéficient aux colonies d'abeilles (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017). Les cultures intermédiaires et les jachères fleuries sont également bénéfiques pour les pollinisateurs, en leur fournissant un apport en ressource à des périodes où il y en a peu sur le territoire (Kennedy *et al.*, 2013; Bretagnolle & Gaba, 2015). Par ailleurs, les bandes fleuries (plantées en culture intercalaire, en bord ou en bordure de champ; Albrecht *et al.* 2020; Zamorano *et al.* 2020) et les haies (Kremen *et al.*, 2019) offrent des sites de nidification et des ressources florales aux pollinisateurs, augmentant ainsi leur abondance et leur diversité. Augmenter et conserver les sites de nidification potentiels aux alentours des

⁸La liste des pratiques développée ici n'est pas exhaustive. Nous y avons retiré les pratiques dont l'efficacité n'a pas été montrée avec évidence, ou non adaptées aux agroécosystèmes intensifs. Pour la liste exhaustive, voir IPBES (2016) et Kovács-Hostyánszki *et al.* (2017).

⁹Phénomène qui accompagne l'application des pesticides et qui entraîne une perte de ces derniers dans l'environnement sans atteindre les plantes initialement ciblées (Felsot *et al.*, 2010).

¹⁰<https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000799453/>

parcelles (e.g. les endroits boueux; Steffan-Dewenter Ingolf & Schiele Susanne, 2008), ainsi que dans les parcelles en évitant le travail du sol par exemple (Kovács-Hostyánszki *et al.* , 2017), permet de conserver les populations de pollinisateurs sauvages. Plus globalement, retarder le semis ou les récoltes, et diversifier les cultures à l'échelle de l'exploitation est positif pour la pollinisation (Kremen & Miles, 2012; Kennedy *et al.* , 2013; Ponisio *et al.* , 2015; Kovács-Hostyánszki *et al.* , 2017).

1.4.2 Enjeux économiques autour de la mise en place de leviers techniques

La section précédente a permis de montrer qu'il existe de multiples leviers techniques pour assurer la fourniture du service de pollinisation dans les agroécosystèmes. Leur mise en place implique des enjeux pour la recherche en sciences économiques, à quatre niveaux.

Intégrer les agents économiques et leurs décisions Qu'ils soient écologiquement efficaces ou non, on constate que ces leviers ne rencontrent que peu de succès chez les agents gestionnaires (i.e. apiculteurs et agriculteurs). La problématique de l'adoption est de plus en plus mise en débat dans le champ de l'écologie appliquée: par exemple, Kleijn *et al.* (2019) traitent de la question du fossé entre connaissances écologiques d'une part, et adoption des pratiques pro-environnementales par les agriculteurs d'autre part, dans une revue comptant déjà presque 200 citations. Les auteurs se demandent pourquoi l'évidence scientifique ne conduit pas à une adoption massive et immédiate de pratiques plus durables. Concernant la pollinisation, la mise en place d'un levier technique demande un effort individuel qui est souvent absent des études, ou bien cantonné à la discussion. En d'autres termes, il y a un manque crucial de connaissances sur les motivations des agents à utiliser ces leviers (IPBES, 2016), aussi bien pour les agriculteurs (Kovács-Hostyánszki *et al.* , 2017) que les apiculteurs (Breeze *et al.* , 2019). S'intéresser à l'adoption de ces leviers implique un changement de perspective: du "quoi?" on passe au "comment?". En d'autres termes, cela implique de considérer la décision des agents, et ce qui la motive (IPBES, 2016). C'est à dire d'adopter une vision "microéconomique" des leviers techniques. La décision, préalable à toute adoption, est un procédé complexe (Kollmuss & Agyeman, 2002; Altman, 2015), qui recoupe de nombreuses théories, notamment en économie, en psychologie et en sociologie (Edwards-Jones, 2006). Concernant les agriculteurs, la question de l'adoption a largement été traitée par l'économie agricole traditionnelle.

Mieux connaître les caractéristiques économiques des leviers La théorie postule que les agriculteurs (ou apiculteurs), en tant que producteurs, possèdent des motivations économiques à réaliser une action, au moins en partie (Schwarze *et al.* , 2014; Piñeiro *et al.* , 2020). Les agriculteurs sont souvent considérés comme des agents qui maximisent leur fonction de profit, composée des coûts et des bénéfices associés à la production (Just & Peterson, 2010; Debertain, 2012). Dans ce cadre, l'adoption d'un levier précédemment cité dépend principalement de deux choses: ce qu'il coûte et ce qu'il rapporte. Or, actuellement, leur niveau de productivité n'est pas forcément à la hauteur de ce que peuvent offrir les pratiques conventionnelles, ou alors les bénéfices sont à plus long terme (Blaauw & Isaacs,

2014; Pywell *et al.*, 2015; Ponisio *et al.*, 2015). De plus, bénéfices et coûts sont très incertains, et ne sont connus ni des agriculteurs, ni des experts (IPBES, 2016; Kleijn *et al.*, 2019). En effet, ils dépendent de beaucoup de facteurs locaux, et peu de recherches ont été effectuées sur la viabilité économique de telles pratiques (IPBES, 2016; Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017). Par exemple, dans une revue de 2016 portant sur les bandes-fleuries, 31 des 34 articles étudiés traitent de la pratique d'un point de vue strictement écologique, sans traiter la variable agronomique (i.e. rendement) ou économique (i.e. profit; Uyttenbroeck *et al.*, 2016). On note quand même un intérêt croissant pour des analyses économiques détaillées, comme celle conduite par Delphia *et al.* (2019), qui inclut les coûts d'opportunité associés à la mise en place de bandes fleuries.

Intégrer le comportement des agents Mais les motivations des agriculteurs ne sont pas exclusivement pécuniaires, et de nombreux facteurs sociaux ou psychologiques affectent leur décision (Dessart *et al.*, 2019). Par exemple, certains agriculteurs seraient influencés par des préoccupations morales (Mzoughi, 2011) ou l'image qu'ils renvoient (Läpple & Kelley, 2013). Ce type de résultat a aussi été montré pour la pollinisation (Knapp *et al.*, 2021). L'intérêt pour l'étude de ces motivations "non-économiques" (appelée économie comportementale), est récent mais pas moins important (Croson & Treich, 2014; Streletskaya *et al.*, 2020). En effet, les facteurs psychologiques sont omniprésents dans les décisions (DellaVigna, 2009), et causent un décalage entre ce que la théorie économique traditionnelle prévoit et la réalité (Madrian, 2014; Dessart *et al.*, 2019). Concernant la pollinisation, bien que les pratiques conventionnelles soient en contradiction avec la bonne santé des pollinisateurs, plusieurs enquêtes ont montré que les agriculteurs avaient une bonne perception de la pollinisation, ainsi qu'une attitude positive envers les pollinisateurs (Hanes *et al.*, 2015; Breeze *et al.*, 2019; Eeraerts *et al.*, 2020; Hevia *et al.*, 2021). Ce décalage entre perception et pratiques renforce l'intérêt d'intégrer le comportement dans les réflexions économiques sur l'adoption des leviers techniques.

Intégrer les rétroactions écosystème-économie Dans la théorie économique traditionnelle, la pollinisation est un phénomène qui a une place théorique majeure, car il permet d'illustrer simplement l'externalité de marché (voir Encadré 5). Plus précisément, selon l'échelle d'analyse, la pollinisation peut être vue soit comme une externalité soit comme un bien public, qui sont tous deux des défaillances de marché et qui impliquent une inefficience économique. Ceci justifie la mise en place de leviers techniques afin de restaurer le niveau d'efficience de la pollinisation (Narjes & Lippert, 2019). La littérature économique traditionnelle sur la pollinisation a été foisonnante depuis le papier fondateur de Meade (1952). Mais en général, ils n'ont pas en compte la complexité des phénomènes écologiques associés (par exemple voir Rucker *et al.* 2012, mais voir aussi Narjes & Lippert 2019). Ce raccourci peut créer un fossé entre les impacts estimés et réels, associés aux leviers techniques. Il y a donc un besoin d'intégrer des connaissances écologiques dans les modèles économiques de pollinisation.

Comme mis en avant dans le dernier rapport de l'IPBES (2016), l'un des enjeux majeurs pour la recherche est d'adopter une approche intégrée et interdisciplinaire aux problèmes

complexes (dite approche *nexus*; Liu *et al.* 2018a), tel que celui de la pollinisation. Les trajectoires qui répondent aux enjeux doivent être identifiées et évaluées à la lumière de plusieurs disciplines (Liu *et al.* , 2015). Le rapport de l'IPBES (2016) consacré à la pollinisation, souligne que la recherche est souvent cloisonnée entre les disciplines scientifiques et qu'il y a un besoin de recherche interdisciplinaire sur le sujet. Ce constat revient dans beaucoup d'études, en particulier en écologie appliquée (par exemple Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017; Kleijn *et al.* 2019; ?). L'approche interdisciplinaire est indispensable, en particulier lorsque la rétroaction entre le système économique et écologique est forte (Baumgärtner *et al.* , 2008), ce qui est le cas avec la pollinisation.

ENCADRÉ I.5 - THÉORIE ÉCONOMIQUE ET POLLINISATION

Pollinisation et externalités Une externalité est définie par le Millenium Ecosystem Assessment (2005) comme la conséquence d'une action qui affecte quelqu'un d'autre que l'agent qui entreprend cette action, et pour laquelle l'agent n'est ni compensé ni pénalisé par les marchés. Cela implique que l'équilibre auquel le marché conduit n'est plus un optimum de Pareto, du fait de la différence entre coûts ou bénéfices des agents sur le marché et de la société en général (Cornes & Sandler, 1996). Le service de pollinisation offert par les abeilles domestiques implique plusieurs externalités (Johnson, 1973). D'abord, il existe une double externalité positive entre agriculteurs et apiculteurs, théorisée par Meade (1952). Les agriculteurs exploitent des cultures mellifères, ce qui bénéficie à la production de miel, tandis que les apiculteurs implantent des ruches à proximité des cultures, ce qui bénéficie à la production agricole. Par ailleurs, les dommages causés par les pesticides sur les abeilles domestiques peuvent être considérés comme une externalité négative. Ces externalités peuvent être internalisées afin de restaurer l'efficacité économique, soit par l'action publique (e.g. taxe à la Pigou; Cornes & Sandler 1996), soit par la création d'un marché de la pollinisation (Rucker *et al.* , 2012). En réalité, les externalités positives permises par les abeilles sont bien plus nombreuses. Par exemple, un agriculteur se convertissant en agriculture biologique va contribuer à la bonne santé des abeilles, notamment des abeilles sauvages (Kennedy *et al.* , 2013), ce qui a des répercussions positives sur les exploitations alentour. Dans ce contexte, on préférera parler de bien public (Holtermann, 1972; Fisher *et al.* , 2009).

Pollinisation et bien public Un bien public répond aux critères de non-rivalité (la consommation de ce bien par un agent n'entraîne aucune réduction de la consommation des autres agents) et de non-exclusion (il est impossible d'exclure quiconque de la consommation de ce bien): il est donc difficile de faire payer l'usage de ce bien et donc, du point de vue de sa production, il est sous-produit par rapport à l'optimum de Pareto (Samuelson, 1954; Fisher *et al.* , 2009). Les abeilles peuvent avoir ce statut puisque elles bénéficient à de nombreux exploitants, sans que ceux-ci ne payent en particulier les apiculteurs alentour, ou prennent des mesures favorables aux pollinisateurs qui soient à la hauteur de ce qu'ils retirent de la pollinisation (IPBES, 2016). Ainsi, le statut de bien public permet d'intégrer les abeilles sauvages dans la réflexion économique. Pour restaurer l'efficacité, des politiques peuvent être mises en place comme des subventions pour valoriser les agriculteurs qui favorisent les pollinisateurs (Cooper *et al.* , 2009).

1.4.3 Du levier technique au levier bioéconomique

La faible adoption des leviers techniques présentés en amont implique l'utilisation d'autres leviers, nécessaires afin que les agents adoptent des pratiques qui soutiennent les pollinisateurs. Ces leviers sont d'ordre socioéconomique: ils comprennent les réponses économiques (e.g. taxes, subventions), légales (e.g. lois prohibitives), sociales (e.g. action collective), comportementales (e.g. "nudges"¹¹) et informationnelles (e.g. campagne d'information). Ils précèdent les leviers techniques, puisqu'ils vont se situer en amont chronologiquement: la décision précède l'action (Altman, 2015). Ils leur sont donc complémentaires. Actuellement, ils ont été peu explorés: par exemple, dans le rapport de l'IPBES (2016) sur la pollinisation, les leviers techniques représentent 75% des leviers décrits (en terme de nombre de pages), contre 25% pour tous les autres réunis. Les leviers techniques pour assurer la pollinisation sont les plus scientifiquement testés, et la certitude de leur efficacité est plus importante (IPBES, 2016). Il existe donc un enjeu de connaissance sur les leviers socioéconomiques (Kleijn *et al.*, 2019).

L'étude des moyens pour assurer la pollinisation dans les agroécosystèmes nécessite de combiner des leviers techniques (i.e. basés sur les interactions biologiques, ou "bio") et socioéconomiques (ou "économiques"). Une telle combinaison sera nommée *levier bioéconomique* dans la suite de l'étude. Cela fait le parallèle avec la "bioeconomics" (économie écologique en français) de N. Georgescu-Roegen¹² (1906-1994: Gowdy & Mesner 1998). Plus précisément, dans cette étude, nous adoptons la définition suivante: un levier bioéconomique est une action entreprise (par un agriculteur ou un apiculteur) permettant d'augmenter la provision du service de pollinisation, et qui a été amorcée par (i) l'action d'un décideur public et/ou (ii) une action collective, et/ou (iii) l'acquisition d'information.

Il est possible de regrouper les leviers bioéconomiques en deux catégories. La première concerne les leviers partant d'un décideur public (i.e. approche descendante ou *top-down*), la deuxième concerne les leviers partant des interactions entre agents non-gouvernementaux (i.e. approche ascendante ou *bottom-up*; Barnaud *et al.* 2018). Dans la première catégorie, on trouve principalement les politiques agro-environnementales, par exemple celles de la Politique Agricole Commune en Europe et en France. Les Mesures agro-environnementales et climatique (MAEC) en sont les plus connues (Cullen *et al.*, 2018): sur la base du volontariat et en contrepartie d'une rémunération, l'exploitant choisit de prendre certaines mesures bénéfiques pour l'environnement. Un autre exemple est celui des Surfaces d'Intérêt Écologique (SIE) en France: un exploitant doit maintenir ou établir des surfaces à haut potentiel écologique (e.g. jachères ou plantes fixant l'azote) sur l'équivalent de 5% de sa surface en terres arables (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2021). La seconde catégorie de leviers bioéconomiques est très diversifiée. Elle comprend la contractualisation type "paiement pour service écosystémique" entre deux agents (Engel *et al.*, 2008). Par exemple,

¹¹Un nudge est une action pas ou peu coûteuse, non contraignante et qui ne modifie pas l'architecture des choix, dont le but est d'orienter les individus afin qu'ils prennent des décisions améliorant leur bien être ou, plus généralement, celui de la société dans son ensemble (Ouvrard, 2019).

¹²Ce dernier prônait une approche intégrée des sciences naturelles et des sciences sociales. En particulier de l'économie et de ses contraintes biophysiques. Selon lui, réfléchir l'un sans l'autre avait peu de sens (Gowdy & Mesner, 1998).

le marché de la pollinisation des amandiers en Californie où les agriculteurs paient les apiculteurs pour leur prestation de pollinisation (Rucker *et al.*, 2012). Elle comprend également les actions collectives (Ostrom, 2010), qui sont les pratiques prises en groupe dans la poursuite d'intérêts communs perçus (Scott & Marshall, 2009). Par exemple, les négociations directes entre fournisseurs et utilisateurs de services comme dans le cas de Vittel en France (Depres *et al.*, 2008). Enfin, elle comprend l'acquisition d'information et l'apprentissage par les agents (Foster & Rosenzweig, 2010). Par exemple la théorie du *social learning* qui soutient que les agriculteurs peuvent adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement en observant ou en imitant les autres (Conley & Udry, 2010; Chatzimichael *et al.*, 2014).

Afin d'étudier les leviers bioéconomiques, il est nécessaire d'adopter une perspective interdisciplinaire (écologie/sciences sociales). En effet, l'étude d'un levier, de sa conceptualisation jusqu'à son utilisation, va nécessiter des connaissances et des méthodes à la fois en économie (les activités apicoles et agricoles étant rattachées à la production) et en écologie (la pollinisation étant un processus écologique). D'autres disciplines peuvent être mobilisées comme la psychologie, qui s'intéresse aux processus de décision des agents (Streletskaya *et al.*, 2020). Plus concrètement, l'approche par les leviers bioéconomiques apporte une plus-value à quatre niveaux, qui permet de surmonter les enjeux susmentionnés dans cette introduction. Par rapport à l'économie agricole (voir par exemple Debertain, 2012), elle permet d'intégrer les apports de l'écologie scientifique sur (i) l'efficacité écologique du levier et (ii) son impact environnemental global (e.g. en considérant les synergies et les antagonismes entre services écosystémiques; Bennett *et al.*, 2015). Toujours par rapport à l'économie agricole, elle permet (iii) d'intégrer des connaissances en psychologie en intégrant le processus cognitif de décision (Streletskaya *et al.*, 2020). Par rapport au champ de l'écologie appliquée, elle permet (iv) d'intégrer l'humain et ses décisions afin de transformer les connaissances écologiques en actions concrètes (IPBES, 2016; Kleijn *et al.*, 2019).

2 Objectifs et problématisation

Cette thèse de doctorat vise à apporter des connaissances pour pallier le déclin des pollinisateurs de manière effective et durable dans les agroécosystèmes agricoles intensifs. Il a été réalisé dans le cadre d'un financement de l'école doctorale Entreprise, Économie, Société de l'Université de Bordeaux, au sein du Groupe de Recherche en Économie Théorique et Appliquée (GREThA). Plus précisément, le doctorat s'ancre dans le programme II du GREThA (Dynamique des écosystèmes: Environnement, Villes, Complexité). Il est le fruit d'une collaboration interdisciplinaire entre deux institutions: le CNRS et l'INRAE; et entre deux laboratoires de recherche: le CIREN et l'CEBC. L'approche interdisciplinaire proposée comporte une dominante en économie agricole et comportementale. Pour répondre aux questions de recherche, elle combine de l'analyse de données socioéconomiques d'exploitants agricoles, de la modélisation théorique ainsi que des simulations calibrées à partir de jeux de données issus de sondages, de travaux de la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre (sud des Deux-Sèvres, France; [Bretagnolle et al. , 2018](#)) ou de la littérature.

2.1 Objectifs

Dans cette thèse, nous cherchons à (I) identifier des leviers bioéconomiques originaux pour assurer la fourniture du service de pollinisation dans les agroécosystèmes intensifs, puis à (II) les évaluer afin de donner des recommandations.

Objectif 1 Identifier des leviers bioéconomiques originaux pour assurer la fourniture du service de pollinisation entomophile dans les territoires agricoles intensifs.

Cette première étape consiste à trouver des moyens d'augmenter le service de pollinisation par les abeilles, sauvages et domestiques. Elle peut être subdivisée en trois étapes. D'abord, (1) réaliser un état des lieux des différents leviers techniques possibles pour augmenter la pollinisation; puis (2) trouver les leviers qui seraient le plus susceptibles d'être adoptés, en analysant les préférences des agents. Enfin, (3) identifier les leviers socioéconomiques adaptés aux préférences des agents. Les questions relatives sont:

- ☞ Quelles sont les pratiques qui soutiennent les pollinisateurs? À quel point sont-elles adoptées?
- ☞ Comment les agriculteurs perçoivent la pollinisation? Est-ce en adéquation avec leurs pratiques?
- ☞ Quels sont les freins à l'amélioration des pratiques agricoles?
- ☞ Quels moyens inexplorés pourraient motiver individuellement les agriculteurs à adopter des pratiques soutenables pour les pollinisateurs?

Objectif 2 Évaluer la performance économique et environnementale de ces leviers.

Cette évaluation a pour but de discriminer les leviers, et de fournir des enseignements pour guider les décideurs publics et les actions non-gouvernementales. L'évaluation se situe principalement à deux niveaux. D'abord au niveau économique: les leviers étudiés sont comparés en termes de bien être et de risque économique. Le deuxième niveau est une évaluation de la durabilité des leviers, en termes de double performance écologique et économique.

- ☞ Est-ce que les leviers identifiés sont économiquement efficaces? et lesquels se rapprochent de l'optimum économique?
- ☞ Est-ce que l'objectif croisé "assurer la pollinisation/conservation de la nature" est atteignable avec ces leviers?
- ☞ Est-ce que les leviers présentent une bonne performance environnementale?
- ☞ Quels sont les antagonismes auxquels fait face l'augmentation de la pollinisation?

2.2 Structure du manuscrit

Cette thèse est construite sur quatre articles, disponibles aux chapitres II, III, IV et V. Le présent chapitre synthétise les apports scientifiques des articles et les discute, avec comme perspective de répondre aux deux objectifs présentés dans la section précédente. La section 3 de ce chapitre présente le cadrage méthodologique de la thèse, ainsi que le matériel utilisé pour répondre aux objectifs. La section 4 est une synthèse des résultats de la thèse, ainsi que des éléments de discussion spécifiques à chacun. Enfin, la section 5 est une discussion générale sur la thèse et ses apports. Pour faciliter la lecture, le tableau ci-dessous propose un récapitulatif des questions soulevées dans la thèse et des réponses apportées par les différents articles.

Questions	Ch.II	Ch.III	Ch.IV	Ch.V
Leviers techniques possibles	X			
Préférences des agents	X			X
Identifier les leviers en accord avec les préférences	X			X
Évaluation économique		X	X	X
Évaluation bioéconomique		X	X	

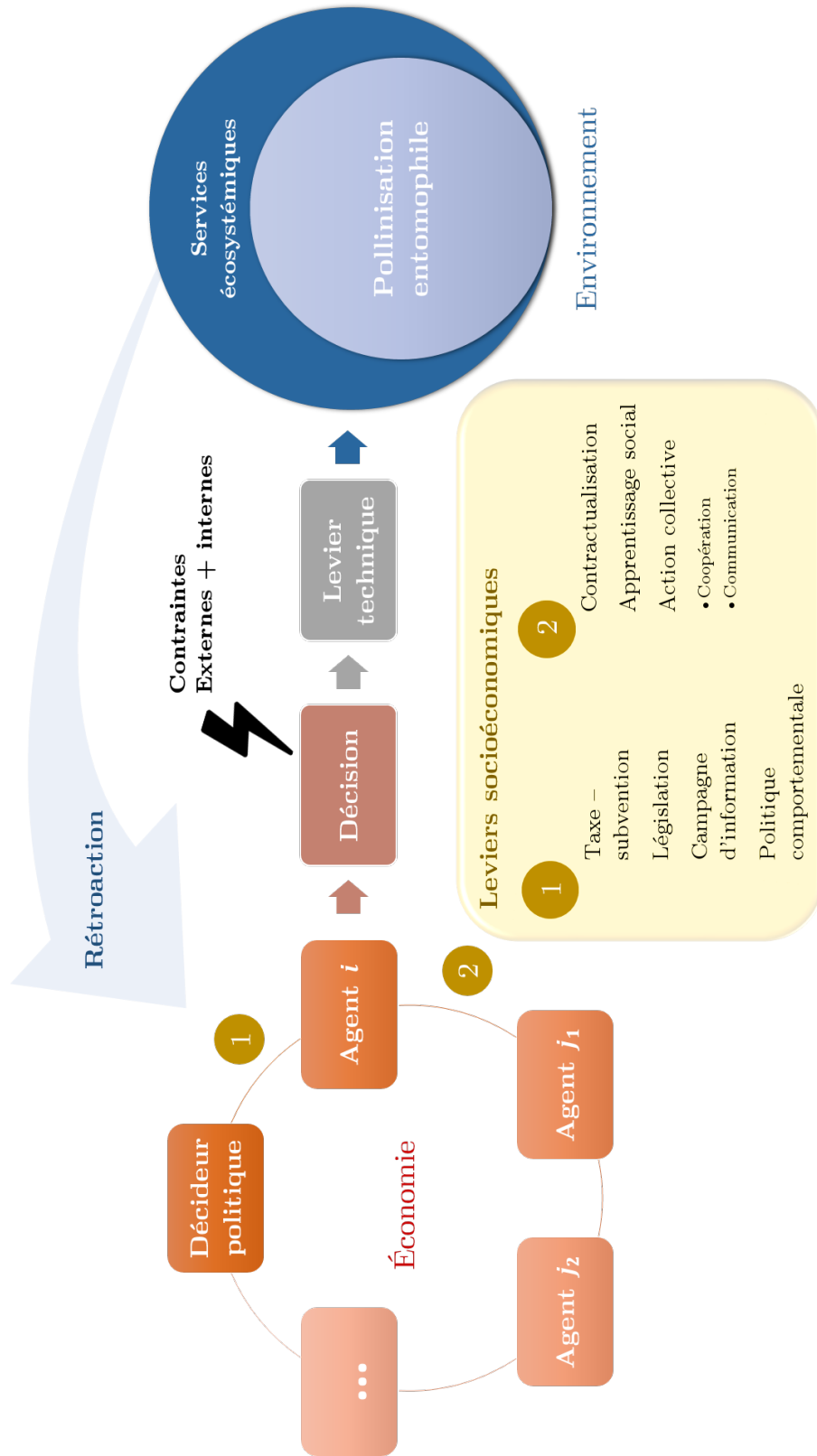


FIGURE I.3: Cadre conceptuel des leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture de la pollinisation par l'agent i au sein d'un agroécosystème

3 Cadrage théorique et méthodologique

Afin de rendre opérationnelle notre recherche interdisciplinaire, nous suivons la méthodologie développée par Baumgärtner *et al.* (2008). Ceux-ci préconisent de décrire les concepts utilisés, de poser un modèle, puis de l'appliquer à un cas d'étude. Cela a également été mis en avant par l'IPBES (2016) dans son rapport méthodologique et en particulier sur le cas de la pollinisation (IPBES, 2016). Le positionnement épistémologique qui est adopté dans cette thèse est présenté en Annexe I.

3.1 Cadre conceptuel de la thèse

Le cadre conceptuel de la thèse est présenté en Figure I.3. Il se focalise sur la fourniture du service de pollinisation par l'agent i , qui peut être un agriculteur ou un apiculteur. L'agent i est en relation avec d'autres agents économiques (e.g. l'agent j_1) et le décideur politique au sein de l'agroécosystème. Ces derniers peuvent influencer l'agent i au travers de leviers socioéconomiques. Soit le levier est initié par le décideur politique, soit il résulte de l'interaction entre l'agent i et un autre agent (respectivement leviers (1) et (2); Figure I.3). L'agent i reçoit un signal (i.e. levier socioéconomique) qui influence sa décision d'adopter une pratique favorable aux pollinisateurs (i.e. levier technique). La décision de l'agent i est également influencée par certains éléments, comme les informations économiques externes (e.g. évolution des prix, incertitude), ou des contraintes internes, telles que des biais cognitifs.

Ce levier technique modifie l'environnement de deux manières. D'abord directement, puisqu'il augmente la provision du service de pollinisation entomophile. Ensuite indirectement, puisque la pollinisation est en synergie avec d'autres services écosystémiques. De plus, le levier technique utilisé peut être un facteur d'influence commun avec d'autres services écosystémiques. Par exemple, les bandes fleuries peuvent augmenter à la fois la magnitude du service de pollinisation et celle du service de bio-contrôle (Albrecht *et al.*, 2020). Enfin, les services écosystémiques impactent l'économie et les agents économiques de manière rétroactive. Par exemple, l'augmentation de la pollinisation sur l'exploitation de l'agent i profite également aux autres agriculteurs (voir Encadré 5).

Au sein de ce cadre conceptuel, nous appelons "levier bioéconomique" le processus depuis le signal initial (i.e. levier socioéconomique) jusqu'au levier technique final. Ainsi, il comprend également le processus de décision de l'agent. Le premier objectif de notre travail de thèse qui consiste à l'identification des leviers bioéconomiques, appelle donc une analyse de la décision des agents. Le deuxième objectif qui consiste à évaluer ces leviers, nécessite de prendre en compte l'ensemble des effets qui font suite à l'adoption du levier technique: à la fois écologiques (directs et indirects) et économiques (provenant de la rétroaction).

3.2 Modèle

Nous défendons ici la conception du modèle défendue par Baumgärtner *et al.* (2008): ils définissent un modèle comme une représentation abstraite d'un système, construit explicite-

ment pour remplir un objectif, et basé sur un cadre conceptuel qui est considéré comme pertinent pour remplir l'objectif. Nos objectifs étant posés dans un cadre d'analyse interdisciplinaire, le modèle générique associé est un modèle bioéconomique, c'est-à-dire un modèle qui articule des sous-modèles économiques et écologiques (Doyen *et al.*, 2013), ainsi qu'un modèle de décision basé sur les théories en économie comportementale. Le modèle reprend le cadre conceptuel de la thèse défini en Figure I.3.

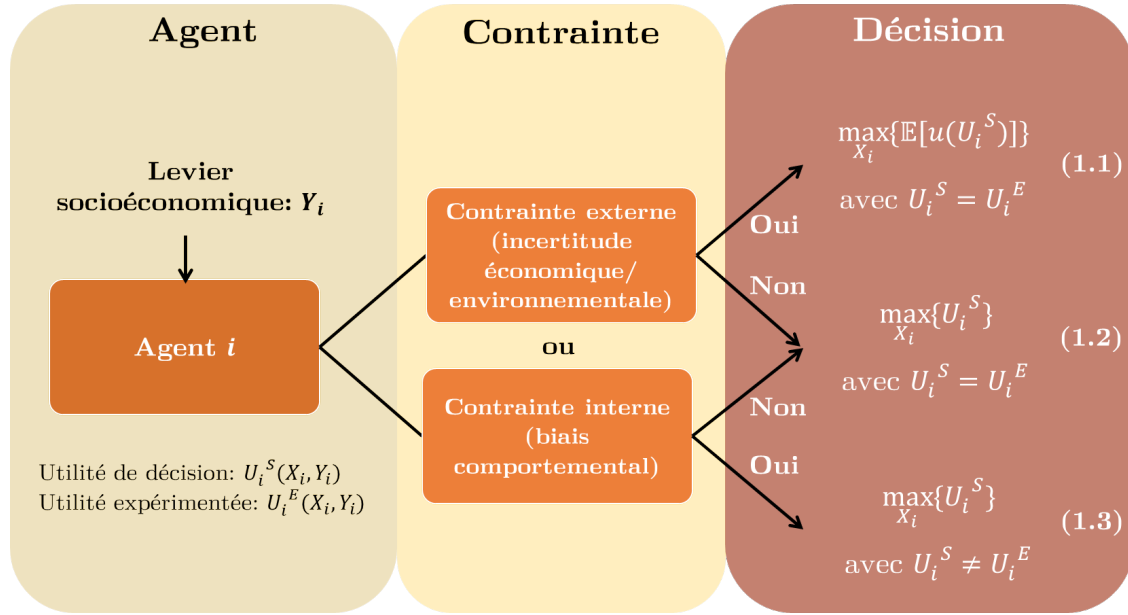
3.2.1 Modèle de décision microéconomique

Le modèle de décision de l'agent i est proche du modèle standard de la microéconomie du producteur, mais possède une extension comportementale. Ce modèle est inspiré du cadre conceptuel proposé par Madrian (2014) ou encore Allcott & Sunstein (2015), qui visent à appliquer les connaissances en économie comportementale au champ des politiques publiques. Bien qu'initialement développé dans le but d'ajouter une extension comportementale à la théorie des défaillances de marché (voir Encadré 5, Shogren & Taylor (2008)), ce cadre d'analyse a depuis été étendu à la décision puis formalisé, dans une perspective normative et prédictive (Carlsson & Johansson-Stenman, 2019; Farhi & Gabaix, 2020).

Selon Kahneman *et al.* (1997), deux types de fonctions d'utilité peuvent être définies pour l'agent i . D'abord, l'utilité de *décision* (ou subjective), notée U_i^S , est celle qui est reflétée par ses choix (Kahneman & Sugden, 2005; Wilkinson & Klaes, 2017). C'est celle qui est perçue et maximisée par l'agent. Ensuite, l'utilité *expérimentée*, notée U_i^E , est celle qui est "vécue" par l'agent i . Les deux dépendent du vecteur de ses variables de décision (noté X_i), et du vecteur des variables associées à un ou plusieurs leviers socioéconomiques (noté Y_i). Dans la théorie économique néoclassique, l'utilité expérimentée n'existe pas, car elle est confondue avec l'utilité de décision (i.e. $U_i^S = U_i^E$). Le rejet d'une utilité expérimentée est justifié par le postulat de la rationalité de l'individu: l'agent qui le souhaite optimise son expérience hédonique (Kahneman *et al.*, 1997). À l'opposé, en économie comportementale, ces deux utilités sont différentes: les agents maximisent l'utilité de décision qui est "incorrecte", car différente de l'utilité expérimentée (i.e. $U_i^S \neq U_i^E$; Farhi & Gabaix, 2020). La déviation entre l'utilité de décision et l'utilité expérimentée aboutit à une situation de rationalité limitée (Simon, 1955; Kahneman & Sugden, 2005). Comme dans Farhi & Gabaix (2020), la fonction d'utilité de décision intègre alors tous les biais comportementaux auxquels l'agent pourrait être sujet¹³.

L'agent i maximise sa fonction d'utilité sous d'éventuelles contraintes qui lui sont imposées (Figure I.4). D'abord, s'il n'y a pas de contrainte, il maximise sa fonction d'utilité de décision qui est la même que l'utilité expérimentée (Eq.1.2, Figure I.4; Farhi & Gabaix, 2020). Par ailleurs, nous faisons le postulat qu'il peut exister deux types de contraintes, externes et internes, et que celles-ci ne se cumulent pas. En contexte d'incertitude économique (contrainte externe), l'utilité de décision est incertaine et les agents peuvent être averses au risque, mais sont parfaitement rationnels ($U_i^S = U_i^E$). Dans ce cas, ils maximisent l'espérance d'une transformée de l'utilité de décision (i.e. $\mathbb{E}[u(U_i^S)]$), où $u(\cdot)$ est une fonction concave croissante;

¹³Il s'agit là d'une première approximation, qui présente l'avantage d'offrir un cadre unifié des biais comportementaux. En effet, les déviations comportementales observées sont très diverses (DellaVigna, 2009).

FIGURE I.4: Schéma du processus de décision de l'agent i

Eq.1.1, Figure I.4; von Neumann & Morgenstern 1944; Wilkinson & Klaes 2017). Lorsque l'agent i est soumis à une contrainte interne (biais comportemental): il a une rationalité limitée ($U_i^S = U_i^E$). Dans ce cas, il maximise l'utilité de décision, qui est différente de l'utilité expérimentée (Eq.1.3, Figure I.4; Farhi & Gabaix 2020). Les préférences des agents sont supposées convexes.

3.2.2 Modèle économique

L'utilité de décision U_i^S de l'agent i dépend de deux types de facteurs: des facteurs économiques i.e. le profit noté Π_i , et des facteurs "non économiques" dont le vecteur est noté Λ_i (e.g. la personnalité ou la sensibilité environnementale). Nous faisons le postulat que l'utilité expérimentée ou vécue est confondue avec le profit (i.e. $U_i^E = \Pi_i$; Farhi & Gabaix, 2020). Le profit Π_i de l'agent i est égal à la différence entre les recettes R_i et les coûts C_i . Ceux-ci sont modulés par (i) le choix des inputs de production et du levier technique adopté X_i , et par (ii) les variables associées au levier socioéconomique Y_i . Formellement:

$$\Pi_i(X_i, Y_i) = R_i(X_i, Y_i) - C_i(X_i, Y_i) \quad (\text{I.4})$$

Dans cette section, nous ne développons que les recettes et les coûts associés à l'activité de production de l'agent i (nous détaillons ceux des leviers socioéconomiques en section 3.3). Les recettes associées à la vente des productions sont le résultat de leur production multipliée par leur prix: $PF_i^T(X_i)$ où P désigne le vecteur ligne des prix, et F_i le vecteur ligne des fonctions de production. Les prix sont supposés constants et indépendants de la stratégie de i , c'est-à-dire que les agents sont preneurs de prix. Ce postulat est cohérent avec la structure des

marchés agricoles, puisqu'ils remplissent les conditions de concurrence pure et parfaite: e.g. il y a trop d'acteurs sur le marché pour qu'ils puissent influencer le prix (Pindyck & Rubinfeld 2018, mais voir quand même Sexton 2013). Par ailleurs, les fonctions de production sont supposées croissantes concaves¹⁴(Debertin, 2012; Paul *et al.* , 2020), c'est-à-dire que $F'_i \geq 0$ et $F''_i \leq 0$.

Ces fonctions de production peuvent être soumises à des incertitudes environnementales, mais nous avons choisi de présenter le modèle générique en contexte déterministe par souci de clarté. Toutefois, nous explorons le contexte stochastique dans le chapitre IV.

Stratégie agricole Concernant les exploitants agricoles, nous proposons de distinguer dans nos travaux leur stratégie d'assolement et celle concernant les autres intrants (e.g. pesticides, travail du sol, etc.). La surface agricole utile totale ainsi que la main d'œuvre sont considérées comme invariables pour chaque exploitation. L'exploitation de l'agent i est une exploitation de "grandes cultures" typique de plaines agricoles intensives françaises, dont les principaux assolements sont des céréales d'hiver (blé, orge), du maïs, du colza, du tournesol, du pois et des prairies (temporaires et permanentes; Decourtye *et al.* 2013; Gaba & Bretagnolle 2021). Parmi ces cultures, le colza et le tournesol dépendent de la pollinisation par les abeilles (Perrot *et al.* , 2018, 2019), et le choix des inputs associés est influencé par les populations d'abeilles (voir section 3.2.3; Bareille & Letort 2018; Hevia *et al.* 2021). Par ailleurs, en fonction du levier bioéconomique étudié, certains inputs (assolements ou autres) sont constants car ils sont indépendants du levier mis en place, et ne sont donc pas considérés dans le modèle.

Stratégie apicole Nous considérons, dans ce travail, le nombre de ruches pour caractériser la stratégie apicole. (Rucker *et al.* , 2012; Narjes & Lippert, 2019). D'autres intrants comme les opérations interannuelles dans les ruches (Champetier *et al.* , 2015; Champetier & Sumner, 2019) ou la main d'œuvre (Meade, 1952) n'ont pas été intégrés car nous les considérons comme constants. Le choix du nombre de ruches est influencé par le rendement des ruches, qui est fonction de l'environnement local (voir section 3.2.3).

3.2.3 Modèle agro-écologique

Modèle agronomique de pollinisation En suivant et en étendant le modèle de Montoya *et al.* (2019), le rendement (i.e. production par ha) des cultures dépendantes de la pollinisation (colza et tournesol) de l'agriculteur i , noté Rdt_i^{poll} , est exprimé sous la forme générique:

$$Rdt_i^{poll}(X_i, Y_i) = Rdt_i^{bees}(N_d, N_w) + Rdt_i^{pest}(X_i) + Rdt_i^{others}(X_i) \quad (I.5)$$

où Rdt_i^{bees} est la part du rendement dépendante des abeilles, Rdt_i^{pest} est celle dépendante

¹⁴Cela provient de la loi des rendements décroissants, qui stipule que l'output par unité d'input supplémentaire tend à décroître à partir d'un certain seuil d'utilisation.

des pesticides et Rdt_i^{others} est celle qui est indépendante des deux premières. Les deux premières représentent à elles seules plus de 60% du rendement moyen observé (Zhang *et al.*, 2017; Perrot *et al.*, 2018, 2019; Wang *et al.*, 2019). N_d et N_w sont respectivement les populations d'abeilles domestiques (Eq.I.6) et sauvages (Eq.I.7). Ces rendements "partiels" suivent des formes fonctionnelles croissantes concaves, qui modélisent la saturation progressive des différents facteurs de production (pour les abeilles voir (Holland & DeAngelis, 2010; Paul *et al.*, 2020), pour les autres intrants voir Debertain, 2012; Skevas *et al.*, 2013). Les abeilles et les intrants chimiques sont supposés substituables pour augmenter la production de la culture. Ce postulat est supporté par plusieurs études théoriques et empiriques (Di Falco & Chavas, 2006; Bareille & Letort, 2018; Catarino *et al.*, 2019).

Modèle de production de miel Le rendement de miel de l'apiculteur i , $Rdt_i^{miel}(X_i, Y_i)$, suit et étend le modèle de Siebert (1980). Il est fonction de trois variables: le nombre de ruches (car la productivité marginale des ruches diminue à cause de la compétition pour les ressources entre les abeilles; Champetier *et al.*, 2015), la composition du paysage (car la surface et la variété des espèces cultivées détermine la capacité de charge du nectar; Decourtye *et al.*, 2010) et enfin de l'intensité d'utilisation des pesticides par les agriculteurs (car cela impacte la production via la mortalité des abeilles; Chambers *et al.*, 2019).

Population d'abeilles domestiques La population d'abeilles domestiques est fonction du nombre total de ruches sur le territoire considéré, modulé par les leviers techniques mis en place. Elle est donnée formellement par:

$$N_d(X) = k_d \sum_i (1 + f_i^d(X)) X_i^H \quad (\text{I.6})$$

où k_d est la capacité de charge d'une ruche (considérée comme constante), X_i^H le nombre de ruches de l'apiculteur i , X le vecteur de toutes les stratégies X_i (i.e. apicoles et agricoles) et f_i^d la fonction associée aux leviers techniques mis en place par les agents sur le territoire et qui impactent le rucher de l'apiculteur i . La population est impactée par les pesticides, mais de manière implicite au travers des ruches. En effet, le nombre de ruches est choisi par l'apiculteur en fonction de leur rendement, lui-même impacté par les pesticides (pour plus d'informations, voir chapitre III).

Population d'abeilles sauvages La population d'abeilles sauvages est la somme des populations sur chaque exploitation i . Cette dernière est fonction de l'assolement alentour $Assol_i(X)$ (plus exactement de la surface en habitats semi-naturels et prairies qui sont le facteur limitant en termes de sites de nidification; Bretagnolle & Gaba, 2015). L'effet de l'assolement peut être modifié par l'application de certains leviers techniques (e.g. bandes fleuries). Cette population est également modulée par l'utilisation de pesticides sous forme d'une fonction de dommage, notée $Pest_i(X)$ (Rhodes, 2018). Formellement:

$$N_w(X) = k_w \sum_i (1 + f_i^w(X)) Assol_i(X) Pest_i(X) \quad (I.7)$$

où k_w est la capacité de charge des habitats semi-naturels et f_i^w la fonction associée aux leviers techniques mis en place par les agents alentour. La fonction de dommage augmente de manière concave: l'effet marginal diminue avec l'intensité en pesticides, ce qui représente un effet de "saturation" de la mortalité comme reporté dans [Chambers et al. \(2019\)](#).

3.3 Leviers socioéconomiques

De manière générale, un levier socioéconomique k ciblant l'agent i est une action (notée Y_i^k) qui joue sur un ou plusieurs facteurs d'influence X_i^k de la pollinisation entomophile (notée $Poll_i$), de manière à ce qu'elle augmente¹⁵. Formellement, l'effet marginal d'un levier socioéconomique est défini par dX_i^k/dY_i^k et l'effet total par:

$$\int_0^{\bar{Y}_i^k} \frac{dX_i^k}{dY_i^k} dY_i^k \quad (I.8)$$

où \bar{Y}_i^k est la magnitude du levier socioéconomique mis en place. Dans cette partie nous passons en revue les différents leviers socioéconomiques disponibles pour modifier la décision des agriculteurs. C'est à la fin de la phase d'identification que nous nous focaliserons sur quelques uns. Dans cette thèse, une distinction est faite entre les leviers socioéconomiques étatiques (mis en place par le décideur politique) et non-étatiques (initiés par une interaction entre les agents privés).

3.3.1 Leviers étatiques

Comme nous l'avons vu dans la partie introductive (section 1.2), l'intervention étatique pour augmenter la magnitude du service de pollinisation est justifiée par un mélange d'arguments écologiques et économiques ([Ratamäki et al. , 2015](#)). La théorie économique, elle, justifie cette intervention par la notion de défaillance de marché (voir Encadré 5; [Meade 1952](#)). Soit l'intervention peut être vue comme un moyen d'internaliser les externalités à l'œuvre (entre agriculteurs et apiculteurs), soit comme un moyen d'approcher l'optimum de Pareto en présence de la pollinisation lorsqu'elle est considérée comme un bien public ([Fisher et al. , 2009](#)). Nous proposons d'explorer dans ce travail quatre formes de leviers étatiques:

Taxe – subvention Dans ce travail nous considérons d'abord les incitations monétaires, c'est-à-dire les taxes et les subventions, qui sont actuellement les politiques publiques agro-environnementales les plus répandues, notamment en Europe ([Pe'er et al. , 2020](#)). Elles

¹⁵L'indicateur $Poll_i$ possède de nombreuses définitions possibles ([UNEP-WCMC et al. , 2011](#)). À ce stade nous supposons seulement qu'il est dépendant des populations d'abeilles domestiques N_d et sauvages N_w .

visent à modifier les coûts et/ou les bénéfices des agriculteurs ou des apiculteurs, afin qu'ils modifient leur comportement. Dans notre étude portant sur la pollinisation, il s'agit de taxer les facteurs de production ayant un impact négatif sur les populations d'abeilles à un taux unitaire de (e.g. insecticides; formellement, $dX_i^k/dY_i^k < 0$), et à l'inverse de subventionner ceux qui sont favorables aux abeilles (e.g. surface en prairies temporaires ou permanentes; formellement, $dX_i^k/dY_i^k > 0$). Par ailleurs, les subventions peuvent aussi concerner la mise en place de pratiques favorisant les pollinisateurs et non liées à la production (e.g. mise en place de bandes fleuries, agriculture biologique). Le montant de l'incitation, dont Y_i^k dépend, est fixé par le décideur politique. La théorie économique standard permet de donner le montant optimal: celui qui permet d'atteindre l'efficacité économique de Pareto. Une contrainte budgétaire publique doit être intégrée dans le calcul du montant lorsqu'il s'agit d'une subvention.

Législation Nous considérons Un autre moyen d'inciter l'agent i à modifier ses facteurs d'influence est de légiférer. Soit les règles sont obligatoires (droit dur), soit elles sont non-contraignantes (droit souple) c'est-à-dire les traités, les lignes directrices, les normes et les codes de pratique. En fixant un seuil juridique à \bar{X}_i^k , les premières peuvent être formellement exprimées par $X_i^k \leq \bar{X}_i^k$ si le facteur a une influence négative sur la pollinisation, et $X_i^k \geq \bar{X}_i^k$ si le facteur a une influence positive. L'expression mathématique des deuxièmes est similaire à celle pour la taxe ou la subvention. Concernant les abeilles, il s'agit d'établir des normes réglementaires et des critères de certification pour les produits agricoles, d'éliminer progressivement, à l'échelle mondiale, les produits chimiques nocifs pour les abeilles, d'établir des zones protégées ou de réglementer l'importation de parasites potentiels et le commerce des pollinisateurs domestiques (IPBES, 2016; Dicks *et al.*, 2016). Les coûts monétaires de ces politiques sont généralement faibles mais les coûts sociaux peuvent être élevés.

Campagne d'information L'acquisition de nouvelles informations peut modifier la stratégie productive (Arrow, 1996). Ainsi, le décideur politique peut agir sur le flux d'informations reçu par l'agent i . Encore une fois, la formalisation mathématique de ce levier est la même que pour les incitations financières. Dans le cas de la pollinisation, le manque de connaissances des apiculteurs et des agriculteurs peut être comblé par un service public de vulgarisation agricole, tourné vers l'éducation, la sensibilisation et l'échange de connaissances (Dicks *et al.*, 2016). Par exemple, en fournissant des informations aux agriculteurs sur les besoins de pollinisation des cultures ou en éduquant et formant les vulgarisateurs, les agriculteurs, les gestionnaires des terres et le public sur les risques et l'utilisation responsable des pesticides et des polluants (IPBES, 2016). Le coût de ces politiques est généralement faible.

Politique comportementale Alors que dans l'analyse économique traditionnelle, il est postulé que les agriculteurs ne prennent leurs décisions que sur la seule base de leur situation économique, l'économie comportementale postule que la modification des comportements

résulte de facteurs qui dépassent le calcul économique (Kahneman, 2003). L'être humain est sujet à des biais comportementaux, que les décideurs politiques peuvent exploiter afin de modifier les comportements (Madrian, 2014), notamment dans le domaine agricole (Palm-Forster *et al.*, 2019). Là aussi, la formalisation mathématique de l'intervention est similaire à celle des incitations financières classiques. Ces politiques peuvent être soit autonomes, soit complémentaires avec d'autres précédemment citées. Dans le cas de des paiements relatifs à la pollinisation, modifier les intitulés des contrats de subventions (car le cadrage de la politique est important, comme montré par Ratomäki *et al.* 2015), collectiviser les paiements individuels, concentrer les paiements la première année, externaliser l'institution qui établit les paiements sont des mesures qui modifient les conditions de paiement des agriculteurs sans en modifier le montant, mais qui peuvent augmenter l'adoption des pratiques (Grolleau *et al.*, 2015). Par ailleurs, un "nudge" à destination des agriculteurs, tel que l'envoi de courriers personnalisés (Chabé-Ferret *et al.*, 2019; Czap *et al.*, 2019), est un exemple de politique comportementale. En général, les politiques comportementales présentent des coûts faibles (Benartzi *et al.*, 2017).

3.3.2 Leviers non-étatiques

Les leviers non-étatiques sont les flux d'information Y_i^k qui modifient les facteurs d'influence X_i^k de la pollinisation entomophile, mais qui sont initiés par les interactions directes entre acteurs de la pollinisation (i.e. agriculteurs et apiculteurs). Il s'agit donc d'une approche ascendante (dite *bottom-up* en anglais; Barnaud *et al.* 2018), puisque la gestion du service écosystémique est décentralisée et localement initiée. La conjonction de ces actions de gestion localisées initie une gestion plus globale de la pollinisation.

Contractualisation privée Dans le cadre d'une externalité positive comme la pollinisation, l'un des moyens d'internaliser cet effet est de faire en sorte que le bénéficiaire rémunère directement celui qui produit cette externalité (Engel *et al.*, 2008). Cette contractualisation est appelée paiement pour service écosystémique (PSE). Selon Wunder (2005), un PSE se caractérise comme une transaction volontaire, dans laquelle un service écosystémique bien défini est acheté par un acheteur et auprès d'un fournisseur de service. C'est donc une approche marchande, dont les bases théoriques proviennent du théorème de Coase (Muradian *et al.*, 2010). Formellement, il peut être noté comme $dX_i^k/dY_i^k > 0$ où dY_i^k est le paiement d'un euro de la part de l'agent j à l'agent i . Dans le cas de la pollinisation, il s'agit d'un échange monétaire entre agriculteurs et apiculteur (Rucker *et al.*, 2012). La totalité de ces paiements constituent un marché de la pollinisation. La direction et le montant du paiement vont dépendre de la situation locale (Narjes & Lippert, 2019). La contractualisation implique des coûts de transaction, qui proviennent notamment de la mise en relation entre apiculteurs et agriculteurs, et de l'établissement du contrat.

Apprentissage social Les agents évoluent dans des agroécosystèmes, assimilables à des réseaux d'interaction où de l'information circule (Genius *et al.*, 2014). Du point de vue de l'agent i , l'une des sources d'information les plus importantes est le comportement des autres agents (Foster & Rosenzweig, 1995). L'observation par l'agent i des décisions des autres peut modifier ses représentations cognitives, et ainsi influencer son comportement, notamment si le changement procure des bénéfices (Muro & Jeffrey, 2008). En agriculture, ce processus d'apprentissage social est souvent évoqué, notamment entre voisins exploitants (e.g. Foster & Rosenzweig (1995); Conley & Udry (2010)). Formellement, il s'écrit $dX_i^k/dY_i^k > 0$ où $dY_i^k = dX_j^k$ est la variation du facteur d'influence de la pollinisation de l'agent j . La quantité dX_i^k/dY_i^k sera négative si le facteur d'influence a un effet négatif sur la pollinisation. Dans le cadre de la pollinisation, l'agent i observe les revenus de l'adoption de pratiques favorables aux abeilles par les exploitants voisins, ce qui le convainc d'adopter à son tour les pratiques. Un exemple concret d'apprentissage social pourrait être une baisse de l'utilisation de pesticides par l'agent i , faisant suite au constat que l'exploitation voisine a des rendements aussi élevés, mais avec une utilisation moins intensive). Les coûts de ce levier socioéconomique sont quasi inexistantes.

Action collective L'action collective peut être définie comme une action entreprise par un groupe dans la poursuite d'intérêts communs perçus par les membres (Scott & Marshall, 2009). Différents modes d'action collective existent dans les paysages agricoles, allant de la coordination à la collaboration. Prager (2015) définit la collaboration comme un processus dans lequel les agents se rencontrent, travaillent et parlent activement ensemble. Nous la différencions de la coordination, dans laquelle les parties prenantes travaillent individuellement vers un même objectif. Elle peut constituer un levier intéressant pour gérer les problèmes environnementaux (Ostrom, 2010; Barnaud *et al.*, 2018). Formellement, elle s'écrit $dX_i^k/dY_i^k > 0$ où dY_i^k est l'augmentation marginale du niveau de collaboration/coordination. La quantité dX_i^k/dY_i^k sera négative si le facteur d'influence a un effet négatif sur la pollinisation. Le service de pollinisation implique des dépendances mutuelles. Dans les agroécosystèmes, les apiculteurs sont dépendants des agriculteurs et vice-versa (Bretagnolle & Gaba, 2015). Ainsi, leur intérêt commun est le maintien du service. L'action collective peut se mettre en place entre agriculteurs et apiculteurs, qui peuvent collaborer (i.e. établir une stratégie commune) ou simplement communiquer (i.e. révéler leur stratégie individuelle) pour augmenter la fourniture du service de pollinisation (Breeze *et al.*, 2019). Par ailleurs, les agriculteurs sont également mutuellement interdépendants *via* les facteurs d'influence de la pollinisation (Vialatte *et al.*, 2019). L'action collective entre agriculteurs peut être entreprise afin d'augmenter la cohérence paysagère concernant la fourniture de ressources florales ou l'utilisation de pesticides (Salliou *et al.*, 2019; Bareille *et al.*, 2021). Ces actions collectives impliquent des coûts de transaction qui peuvent varier en fonction de la situation sociale et économique de l'agroécosystème.

3.4 Identification des leviers bioéconomiques

L'identification des leviers bioéconomiques candidats pour augmenter la magnitude du service de pollinisation constitue le premier objectif de cette thèse. Elle se concentre sur la fourniture en pollinisation du point de vue des "inputs", sans en analyser les "outputs" économiques et environnementaux (pour une telle analyse, voir section 3.5). En reprenant le formalisme précédent, l'effet marginal d'un levier bioéconomique k sur l'agent i est noté $dPoll_i/dY_i^k$. Et exprimé par l'intégrale suivante:

$$\int_0^{\bar{Y}_i^k} \frac{dPoll_i}{dY_i^k} dY_i^k \quad (I.9)$$

Nous définissons l'identification d'un levier bioéconomique, candidat pour augmenter la magnitude du service de pollinisation, par rapport à la variation du niveau total de pollinisation qu'il permet à \bar{Y}_i^k . Théoriquement, nous définissons un objectif de pollinisation $\rho^k > 0$ que la quantité en Eq.I.9 doit atteindre ou surpasser. Nous évaluons ainsi l'efficacité du levier. Par ailleurs, nous divisons l'effet marginal du levier bioéconomique en deux sous-effets distincts:

$$\frac{dPoll_i}{dY_i^k} = \underbrace{\frac{dX_i^k}{dY_i^k}}_{\text{levier socioéconomique}} \underbrace{\frac{dPoll_i}{dX_i^k}}_{\text{levier technique}} \quad (I.10)$$

où le premier terme de droite de l'Eq.I.10 est l'effet marginal du levier socioéconomique, et le deuxième est l'effet marginal du levier technique. Nous pouvons également parler d'*élasticité* ou de sensibilité de levier. Nous retrouvons ici la propriété selon laquelle le levier bioéconomique est la combinaison d'un levier socioéconomique et d'un levier technique. Nous pouvons noter que ces effets sont multiplicatifs, ce qui implique que les deux élasticités sont limitantes. Par exemple, même si l'élasticité du levier technique est très élevée, alors que celle du levier socioéconomique est proche de zéro, l'élasticité du levier bioéconomique résultante sera quasi-nulle. Afin de distinguer les deux effets, nous proposons de reformuler l'identification d'un levier bioéconomique de la manière suivante:

$$\int_0^{\bar{Y}_i^k} \frac{dX_i^k}{dY_i^k} \frac{dPoll_i}{dX_i^k} dY_i^k \geq \rho^k \quad (I.11)$$

L'identification consiste donc à rechercher les leviers socioéconomiques et techniques, qui ont tous deux une élasticité suffisante pour dépasser un certain seuil ρ^k : en d'autres termes, nous recherchons les leviers efficaces pour augmenter la pollinisation. Ce dernier objectif n'est pas évident, car la littérature a montré des compromis entre les élasticités des leviers socioéconomiques et techniques. En effet, les leviers techniques les plus efficaces au niveau écologique rencontrent souvent peu d'approbation (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017; Kleijn *et al.*, 2019).

Dans cette thèse positionnée en sciences économiques, nous nous concentrerons sur l'identification des leviers socioéconomiques. L'identification des leviers techniques efficaces (qui a déjà été largement traitée) se basera sur une revue la littérature (e.g. voir [Garibaldi *et al.* 2014](#); [Kovács-Hostyánszki *et al.* 2017](#); [IPBES 2016](#) pour des revues sur l'efficacité des leviers techniques). Nous réaliserons l'identification des leviers socioéconomiques à partir de données d'enquêtes originales. Formellement, l'identification d'un levier bioéconomique passe par (i) l'estimation de l'élasticité du levier technique, (ii) l'estimation de l'élasticité du levier socioéconomique utilisé et (iii) l'estimation de Y_i^k (i.e. le niveau du levier socioéconomique).

- (i) L'élasticité du levier technique (i.e. le niveau de pollinisation qu'une unité de levier technique permet) est déterminée par une revue de la littérature en science écologique. Dans un premier temps, le rapport de l'[IPBES \(2016, Tableaux 6.4.1, 6.4.2.1, 6.4.3, 6.4.4, 6.4.5\)](#) permet d'obtenir une liste exhaustive des leviers techniques envisageables pour augmenter la magnitude du service de pollinisation. Ensuite, seuls les leviers applicables à l'échelle de l'agent dans un agroécosystème intensif, et qui présentent une évidence scientifique suffisante dans le rapport de l'[IPBES \(2016\)](#) pour augmenter l'abondance en pollinisateurs (i.e. *well established* ou *established but incomplete*) sont pris en compte. Enfin, chaque levier est évalué par rapport à au degré d'évidence scientifique vis-à-vis de l'augmentation du nombre de pollinisateurs, et de l'augmentation de la magnitude du service de pollinisation, en ne considérant que les méta-analyses et les revues de littérature. Les premières sont priorisées par rapport aux deuxièmes comme conseillé par [Rosenthal & DiMatteo \(2001\)](#).
- (ii) L'élasticité finale du levier socioéconomique (i.e. le niveau de pollinisation qu'une unité de levier socioéconomique permet) est déterminée par les préférences des agents, évaluées par l'analyse de données d'enquêtes. Par exemple, [Skevas *et al.* \(2013\)](#) ont montré que les taxes sur les pesticides ont une élasticité faible (la demande en pesticides n'évolue que très peu par rapport au prix). Ils l'expliquent par un manque de connaissances de la part des agriculteurs concernant les pratiques de production alternatives, par une forte aversion au risque, ou par la présence de facteurs comportementaux tels que la fierté professionnelle tirée de parcelles sans adventices. Ainsi, l'élicitation des préférences est une étape essentielle de l'identification: notamment par l'observation des choix, des intentions et de l'attitude des agriculteurs vis-à-vis des pratiques favorables aux pollinisateurs.
- (iii) Le niveau d'utilisation du levier socioéconomique \bar{Y}_i^k dépend de l'objectif de pollinisation visé ρ^k , mais aussi des contraintes budgétaires et/ou techniques des agents, ainsi que de l'objectif social du décideur politique (voir Encadré 5 et section 3.5).

3.5 Évaluation des leviers bioéconomiques

Le deuxième objectif de notre thèse est d'évaluer les leviers bioéconomiques qui ont été identifiés comme pouvant augmenter suffisamment la magnitude du service de pollinisation (i.e. efficaces). L'idée générale est d'évaluer les performances d'un levier socioéconomique de magnitude \bar{Y}_i^k , grâce à différents indicateurs économiques et écologiques en comparaison

aux performances obtenues sans ce levier. Nous proposons de mener cette évaluation à trois niveaux: la magnitude du service de pollinisation, la performance économique ainsi que la performance simultanée économique et environnementale.

3.5.1 Performance pour assurer le service de pollinisation

Cette évaluation a été définie dans la section précédente (voir section 3.4), et est utilisée pour remplir le premier objectif de la thèse. Deux types d'indicateurs de la pollinisation existent (IPBES, 2016): ceux basés sur les populations d'abeilles et ceux basés sur la production agricole (e.g. rendement ou succès de reproduction). Les deux types ne sont pas équivalents dans le sens où de nombreuses études ont montré qu'une augmentation du nombre de pollinisateurs n'augmentait pas nécessairement le service écosystémique de pollinisation (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2017). Dans notre thèse nous utilisons les deux types d'indicateurs pour l'évaluation.

3.5.2 Performance économique

Niveau d'efficience L'évaluation de la performance économique détermine quel levier donne le maximum de gains par rapport aux pertes. Ici, nous choisissons de la fonder sur la notion de maximisation du bien-être social. Le critère de classement correspondant est la fonction de bien-être social W , définie par:

$$W(X, \bar{Y}) = \sum_i U_i^E(X, \bar{Y}_i) \quad (\text{I.12})$$

où \bar{Y} est le vecteur associé au niveau de mise en œuvre des leviers socioéconomiques. W a une forme additive et se base sur les utilités individuelles expérimentées (Kahneman & Sugden, 2005). Nous proposons donc une adaptation comportementale du critère de Bentham (Just *et al.*, 2005), de façon similaire à l'article de Farhi & Gabaix (2020). La non-pondération des utilités implique un traitement symétrique de tous les agents dans l'évaluation.

L'efficience économique, qui consiste à produire et à faciliter la plus grande consommation possible avec les ressources disponibles, est atteinte lorsque W est à son maximum, sous les contraintes techniques et financières imposées. Cet équilibre est un optimum de Pareto (Just *et al.*, 2005). C'est-à-dire qu'il n'est pas possible d'augmenter l'utilité d'un agent sans que cela baisse celle d'un autre. Il permet d'internaliser les externalisés et les biais comportementaux, donc de rayer les défaillances de marché (Madrian, 2014). Dans les faits, cette situation d'efficience est théorique et dans la plupart des cas nous évaluons seulement si la mise en place du levier k augmente le bien-être social par rapport au *statu quo*, toutes choses égales par ailleurs. Si c'est le cas, nous évaluons de combien. Formellement, un levier bioéconomique k sera efficient si:

$$\sum_i \int_0^{\bar{Y}_i^k} \frac{dW(X, Y)}{dY_i^k} dY_i^k > 0 \quad (\text{I.13})$$

Par ailleurs, pour discriminer deux leviers bioéconomiques k_1 et k_2 entre eux, nous évaluons si le bien-être social est supérieur dans l'un des deux cas, toutes choses égales par ailleurs. Formellement:

$$\sum_i \int_0^{\bar{Y}_i^{k_1}} \frac{dW(X, Y)}{dY_i^{k_1}} dY_i^{k_1} > \sum_i \int_0^{\bar{Y}_i^{k_2}} \frac{dW(X, Y)}{dY_i^{k_2}} dY_i^{k_2} \quad (\text{I.14})$$

Si les fonctions d'utilité sont exprimées en termes monétaires (e.g. elles sont définies par les revenus des agents), le cadre d'analyse est similaire à celui de l'analyse coût-bénéfice en évaluation des politiques publiques (Hanley *et al.*, 2016).

Mesure du risque Dans notre thèse, nous incluons la capacité d'un levier à réduire le risque dans la performance économique, lorsque le contexte est stochastique. Nous utilisons deux critères de performance en matière de réduction de risque (Hardaker, 2004):

- ☞ L'écart-type du revenu (i.e. $\sqrt{\mathbb{V}[\Pi_i]}$) est l'indicateur objectif le plus commun pour mesurer le risque. Il représente la variation moyenne des écarts au revenu moyen.
- ☞ La value-at-risk (notée VaR) est utilisé comme indicateur subjectif du risque (Manfredo & Leuthold, 1999). Pour une distribution donnée du revenu Π_i , la VaR au niveau $\alpha\%$ est définie comme un niveau de revenu VaR_α tel que:

$$Pr(\Pi_i < VaR_\alpha) = \alpha \quad (\text{I.15})$$

En d'autres termes, VaR_α est le quantile α de Π_i , $1 - \alpha$ étant le niveau de confiance accordé par l'agent (subjectif). La VaR est un indice de risque qui saisit les événements extrêmes qui se produisent dans la queue inférieure de la distribution des revenus des agents (Manfredo & Leuthold, 1999). Ainsi, une augmentation de la VaR caractérise une diminution du risque. Contrairement à l'écart-type, la VaR est sensible à la fois à la moyenne et à la variance du revenu.

3.5.3 Performance bioéconomique

Évaluer les leviers bioéconomiques à l'aune de leur seule performance économique est limitant (Beder, 2011). C'est la raison pour laquelle nous prolongeons l'analyse en évaluant leur performance bioéconomique (i.e. analyse conjointe des performances économique et environnementale). Ici, nous la définissons comme le maintien simultané de plusieurs services écosystémiques dans l'agroécosystème (Bennett *et al.*, 2009). Par analogie avec la théorie

économique, nous définissons l'efficacité bioéconomique théorique comme celle de Pareto: à un état donné, on ne peut augmenter la magnitude d'un service écosystémique sans dégrader celle d'un autre (Just *et al.*, 2005). Cependant, comme en économie, de telles situations sont inexistantes dans la pratique. En effet, la complexité des agroécosystèmes implique de nombreux antagonismes entre services (Bennett *et al.*, 2009). De plus, les solutions de type efficacité de Kaldor-Hicks ne sont pas applicables au champ des services écosystémiques, ou alors impliquent de simplifier la mesure des services écosystémiques à une unité commune (e.g. valeur monétaire), ce que nous ne faisons pas ici (Spangenberg & Settele, 2010).

Nous utilisons l'analyse multi-critère pour évaluer la performance bioéconomique. Elle consiste à évaluer conjointement plusieurs attributs et critères de performance (Langemeyer *et al.*, 2016). Son utilisation nous permet de mettre en avant les compromis qui peuvent exister dans la mise en place de différents leviers bioéconomiques (IPBES, 2016). Ici, nous utilisons trois types d'indicateurs: économiques (voir section 3.5.2), écologiques et des indicateurs relatifs aux services écosystémiques.

Nous étudions ainsi les compromis et les synergies faisant suite à la mise en place d'un levier bioéconomique. Formellement, si l'indicateur d'un service écosystémique l est noté ES^l , alors on étudie la quantité:

$$\int_0^{\bar{Y}_i^k} \frac{dES^l}{dPoll} dY_i^k \quad (\text{I.16})$$

Si elle est négative on parle d'antagonisme entre ES^l et la pollinisation, lorsqu'elle est positive, on parle de synergie.

De plus, un point important de la performance bioéconomique est l'étude des antagonismes et synergies au sein du service de pollinisation. En effet, deux types de pollinisateurs soutiennent le service de pollinisation: sauvages et domestiques. Ainsi, la désagrégation de l'indicateur $Poll(N_d, N_w)$ est importante aux yeux de l'évaluation écologique (Garibaldi *et al.*, 2013), puisqu'elle permet de mettre en avant quel type de pollinisation a été favorisé par le levier bioéconomique mis en place. Formellement, les effets peuvent être distingués grâce à la différentielle:

$$dPoll = \underbrace{\frac{\partial Poll}{\partial N_w} dN_w}_{\text{abeilles sauvages}} + \underbrace{\frac{\partial Poll}{\partial N_d} dN_d}_{\text{abeilles domestiques}} \quad (\text{I.17})$$

L'Encadré 6 sur la substitution entre abeilles sauvages et domestiques permet de formaliser cet antagonisme possible.

3.6 Cas d'étude, jeux de données et calibration

3.6.1 Cas d'étude

Dans notre thèse, le cas d'étude principal, utilisé dans les chapitres II, III et IV, est celui d'une plaine agricole intensive située en région Nouvelle Aquitaine dans l'Ouest de la France (46°11'N, 0°28'W, Figure I.5). Il s'agit de la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" située dans le sud du département des Deux-Sèvres (France). C'est une plaine agricole céréalière de 450 km², qui comprend environ 435 exploitations agricoles et 12000 parcelles (Bretagnolle *et al.*, 2018; Gaba & Bretagnolle, 2021). Le site fait partie du réseau des Zones Ateliers du CNRS¹⁶, qui sont des plateformes de recherche socio-écologique à long terme (Long-Term Socio-Ecological research – LTSER en anglais; Singh *et al.* 2013). Ce sont des plateformes multi-échelles et multi-niveaux avec une approche de recherche interdisciplinaire et systémique, qui produisent des données à long terme et à grande échelle spatiale (Mirtl *et al.*, 2013). Au niveau de la recherche, c'est une zone très active, avec plus de 20 publications par an dans des revues à comité de lecture, sur la période 2015–2021.

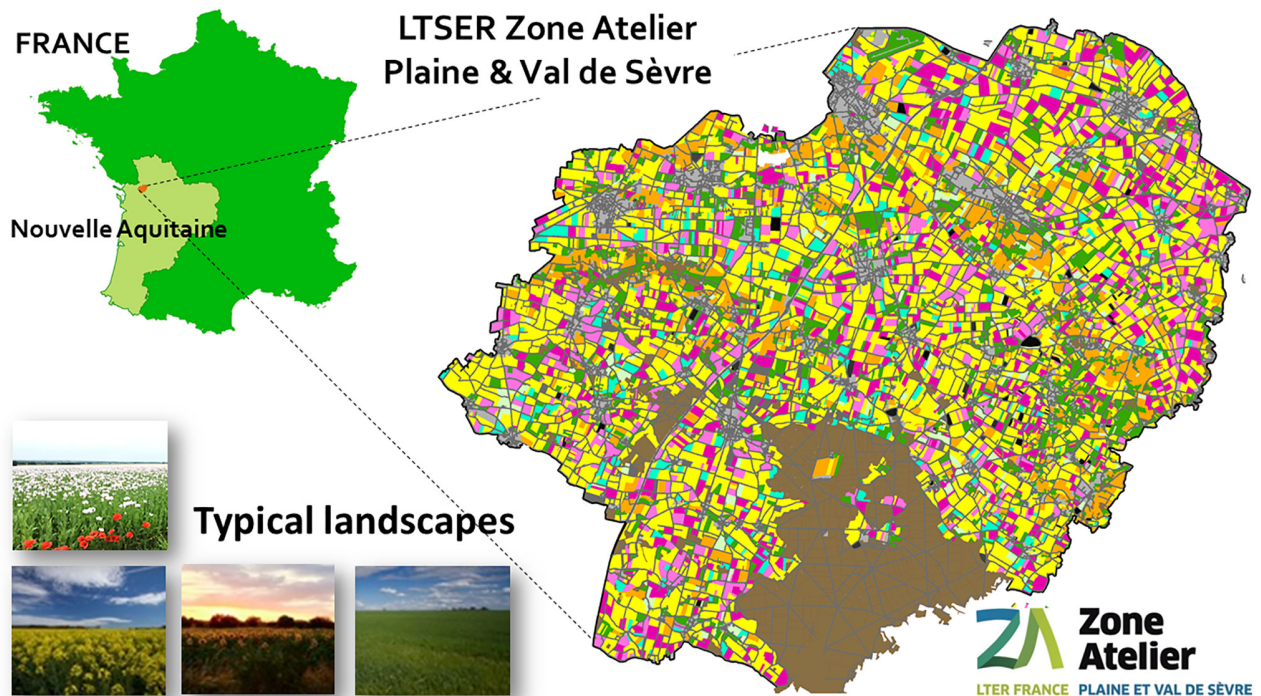


FIGURE I.5: Carte de la zone d'étude (tirée de Bretagnolle *et al.* 2018) La zone est située en région Nouvelle Aquitaine dans l'Ouest de la France. Il s'agit d'un agroécosystème intensif: des paysages typiques sont représentés en bas à gauche de la figure. L'occupation des sols est représentée: par exemple les céréales d'hiver (jaune), le maïs (turquoise), le colza et le tournesol (rose), les bois (marron), les prairies (vert), les zones urbaines (gris).

¹⁶Site internet: <https://www.za-inee.org>

Le type d'agriculture qui y est pratiqué est principalement conventionnel (voir Encadré 4), avec cependant 16% en agriculture biologique et 3.5% en agriculture de conservation des sols (Bretagnolle *et al.*, 2018). Environ 40% des exploitations exploitent uniquement des grandes cultures, le reste étant mixtes (i.e. grandes cultures + élevage). L'assolement est dominé par les céréales d'hiver (moyenne 2009–2016 : 41.5%, voir Figure I.5). Les cultures les plus courantes sont le blé d'hiver (33.8%), le maïs (9.6%), le tournesol (10.4%), le colza (8.3%), le pois (2%) et les prairies (13.5%), ce qui inclut les prairies permanentes (prés) et temporaires (foin, trèfle, luzerne; Gaba & Bretagnolle, 2021). De 2004 à 2017, plus de 200 exploitations se sont engagées dans des Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) comprenant la réduction des intrants chimiques, le maintien des prairies ou le "retour à l'herbe" de certaines parcelles (Gaba & Bretagnolle, 2021).

De 1994 à aujourd'hui, le nombre de parcelles s'est réduit de plus d'un tiers, et leur taille moyenne a augmenté. Le couvert en grandes cultures a beaucoup augmenté, aux dépens des prairies et des espaces semi-naturels. Par exemple, la surface en céréales d'hiver a grimpé de 35 à 45% de 1995 à 2018, alors que celle en prairies a chuté de 60% en 1970 à 15% en 2016. Plus précisément, les surfaces en herbe sont progressivement remplacées par de la céréaliculture, avec des rotations de type blé/colza/orge et blé/colza/blé/tournesol, ou encore des monocultures de maïs (Decourtye *et al.*, 2014).

Les agriculteurs sont dépendants des abeilles domestiques et sauvages pour leur production de graines de colza (37.5%; Perrot *et al.* 2018) et de tournesol (40%; Perrot *et al.* 2019) principalement. En particulier, ceux qui cultivent ces plantes à floraison massive pour la multiplication de semences en sont particulièrement dépendants (Allier, 2012). L'apiculture de la zone d'étude est marquée par l'activité agricole tournée vers les grandes cultures. Ainsi, les principales productions apicoles sont le miel de colza et de tournesol (Odoux *et al.*, 2012). La tendance actuelle est une diminution du nombre d'apiculteurs, et une professionnalisation des exploitants apicoles. En 2016, 164 apiculteurs étaient déclarés sur la zone atelier (Bretagnolle *et al.*, 2018). Des cas d'entente et de coordination entre agriculteurs et apiculteurs existent dans la Zone Atelier (Allier, 2012), mêmes s'ils restent rares. Quelques initiatives ont été lancées telles que la plateforme Beewapi¹⁷, qui met en relation les agriculteurs avec les apiculteurs; ou le projet "Mon Village Espace de Biodiversité"¹⁸ visant à stimuler une gestion collective de la biodiversité.

3.6.2 Enquêtes

Nous utilisons les données provenant de deux enquêtes auprès d'exploitants agricoles au cours du manuscrit, notamment pour remplir le premier objectif (i.e. identifier les leviers bioéconomiques susceptibles d'augmenter la magnitude du service de pollinisation).

Enquête auprès d'agriculteurs de la Zone Atelier D'abord, dans le chapitre II, nous exploitons un jeu de données collecté sur la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" en 2011 (voir le questionnaire en page 153). Les agriculteurs ont été enquêtés lors de rencontres

¹⁷Site internet: <http://www.beewapi.com/>

¹⁸Site internet: <https://www.cebc.cnrs.fr/sciences-citoyennes/mon-village-espace-de-biodiversite/>

en face à face de mars à juin 2011 dans le cadre des programmes de recherche "POLINOV" et "DEPHY-Abeilles", projets visant à comprendre les interactions entre les abeilles et les zones d'agriculture intensive pour proposer des systèmes de culture plus durables (Decourtye *et al.*, 2014; Allier *et al.*, 2019). 1500 parcelles sur les 13000 (nombre en 2011) du site d'étude ont été échantillonnées de manière aléatoire. Ces champs étaient détenus par 200 agriculteurs qui ont tous été contactés pour participer aux programmes de recherche. 103 ont participé, ce qui représente 36% des agriculteurs de la zone d'étude.

Cette enquête est constituée de deux volets: un volet agronomique et un volet socio-économique (Odoux *et al.*, 2012). D'abord, les agriculteurs ont été questionnés sur leurs pratiques agricoles. À partir d'une parcelle de référence de l'exploitation, le questionnaire s'est attaché à collecter les données pour cinq cultures d'intérêt pour les abeilles et/ou largement présentes dans les assolements des exploitations de la Zone Atelier: le colza, le blé, le maïs, le tournesol et la luzerne. Les parcelles échantillonnées sont fournies en Figure I.6a. Les agriculteurs ont fourni, avec précision, pour cette parcelle de référence et pour quatre saisons (2008 – 2011): les pratiques liées aux traitements phytosanitaires, à la fertilisation azotée, au travail du sol et aux variétés semées. Par ailleurs, un questionnaire d'ordre socioéconomique est venu compléter ce premier volet. Il a permis de collecter un certain nombre d'éléments socioéconomiques sur chaque exploitant et son exploitation. Des données sur la perception et l'attitude vis-à-vis des pollinisateurs ont également été collectées. Enfin, il a été demandé aux agriculteurs s'ils adoptaient déjà (ou s'ils en avaient l'intention) dix pratiques favorables aux pollinisateurs (i.e. leviers techniques).

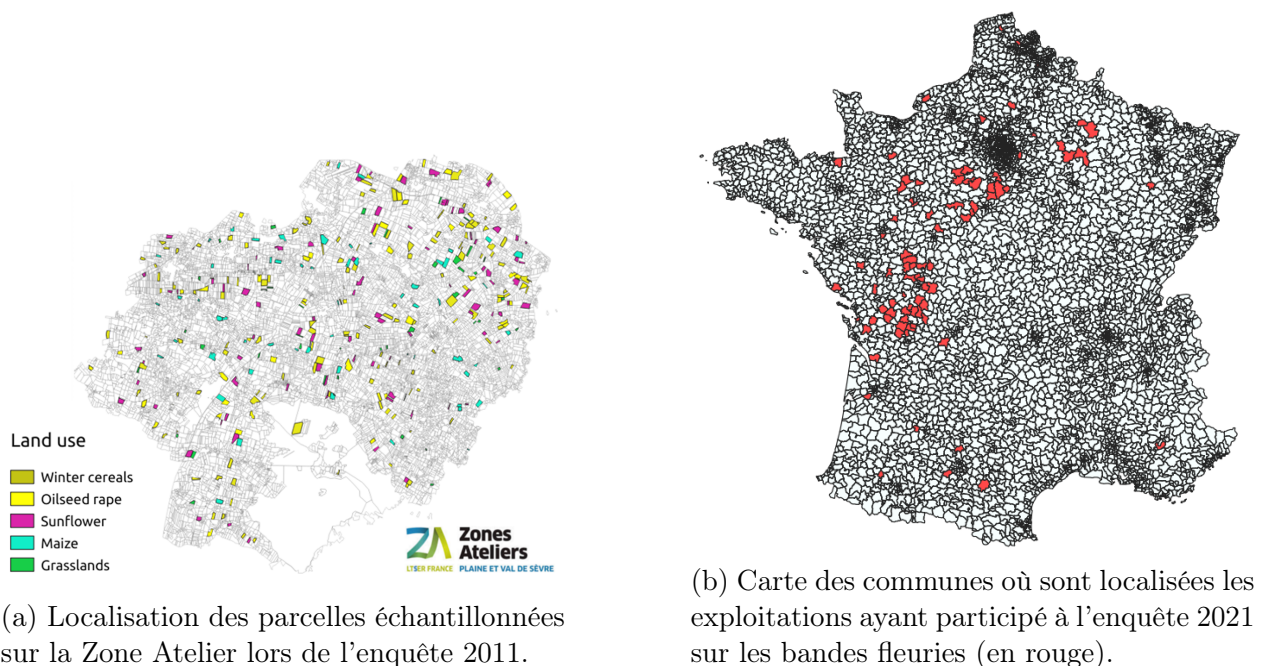


FIGURE I.6: Localisation des enquêtés sur la Zone Atelier (enquête 2011) et en France (enquête 2021).

Enquête sur les bandes fleuries en grandes cultures Nous avons réalisé, dans le cadre de notre thèse, un sondage se focalisant cette fois sur la mise en place de bandes fleuries, dont les données sont exploitées dans le chapitre V. Elles s'appuient sur une enquête en ligne réalisée entre mars et juin 2021 qui ciblait les agriculteurs français de grandes cultures (voir le questionnaire en page 284). Les agriculteurs ont été indirectement informés de l'enquête, par le biais de bulletins d'information, de listes de diffusion ou de réseaux sociaux tels que Twitter. Une approche hybride, comprenant une combinaison de méthodes d'évaluation contingente (économie) et de méthodes psychométriques (psychologie) a été utilisée. L'enquête a été construite en suivant les recommandations de Johnston *et al.* (2017). Les répondants ont été informés *a priori* du but du questionnaire (c'est-à-dire d'améliorer la compréhension des facteurs impliquant la mise en œuvre des bandes fleuries). Au total, 157 réponses ont été enregistrées (localisation des exploitations en Figure I.6b), et le jeu de données est plutôt représentatif des agriculteurs français grandes cultures (voir description des données en Annexe ??).

Le questionnaire commençait par relever des données socioéconomiques sur les agriculteurs et leur exploitation. Des questions sur les sources d'influence des décisions de gestion ont été posées, puis quelques questions sur la position adoptée vis-à-vis des bandes fleuries. Par la suite, des explications sur les avantages et les coûts potentiels des bandes fleuries ont été données par le biais d'une courte vidéo. L'évaluation contingente a ensuite été réalisée, avec une explication préalable du contrat hypothétique (c'est-à-dire deux ans, avec un pourcentage de la surface totale de l'exploitation convertie en bandes fleuries). L'avis des agriculteurs sur le coût pécuniaire de l'implantation des bandes fleuries a été recueilli. Les préférences des agriculteurs quant aux attributs contractuels ont été interrogées. Enfin, ont été évalués – à l'aide d'échelles de Likert – les craintes et les croyances des agriculteurs concernant les bandes fleuries.

3.6.3 Calibration

Dans les chapitres III, IV et V, des modèles théoriques sont développés dans le but d'évaluer certains leviers bioéconomiques. Afin de réaliser des simulations et ainsi d'adopter une approche prospective, nous calibrons les paramètres de ces modèles. Dans les chapitres III et IV, les modèles bioéconomiques sont en partie calibrés à partir d'un jeu de données de la Zone Atelier, qui recueille des informations sur la production de colza, les pesticides et les abeilles sur quatre années (2013–2016). Il a notamment été utilisé dans Perrot *et al.* (2018); Catarino *et al.* (2019). Par ailleurs, des travaux réalisés dans le cadre de projets de recherche sur la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" ont guidé la spécification des formes fonctionnelles ainsi que la calibration de certains paramètres (voir Tableau I.1). Par ailleurs, nous utilisons les données de l'enquête sur les bandes fleuries pour la calibration du modèle dans le chapitre V. Lorsqu'il n'est pas possible de calibrer les données à partir des données de la Zone Atelier, la littérature est utilisée. Des détails sur les calibrations sont donnés directement dans les chapitres.

TABLEAU I.1: Synthèse des travaux de la Zone Atelier sur les abeilles et la pollinisation utilisés pour la thèse

Publication	Sujet	Revue
Cordeau <i>et al.</i> (2011)	Pratiques favorables aux pollinisateurs	<i>Agronomy for Sustainable Development</i>
Allier (2012)	Relations apiculteurs – agriculteurs, données apicoles	<i>Cahiers Techniques de l'ITSAP (Institut de l'Abeille)</i>
Henry <i>et al.</i> (2012)	Impact des pesticides sur les abeilles	<i>Science</i>
Rollin <i>et al.</i> (2013)	Butinage des abeilles sauvages et domestiques	<i>Agriculture, Ecosystems, Environment</i>
Decourtye <i>et al.</i> (2014)	Pratiques favorables aux pollinisateurs	<i>Innovations agronomiques</i>
Bretagnolle & Gaba (2015)	Cadre conceptuel	<i>Agronomy for Sustainable Development</i>
Henry <i>et al.</i> (2015)	Impact des pesticides sur les abeilles	<i>Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences</i>
Perrot <i>et al.</i> (2018)	Pollinisation et rendement du colza	<i>Agriculture, Ecosystems, Environment</i>
Requier <i>et al.</i> (2015)	Butinage des abeilles domestiques	<i>Ecological Applications</i>
Perrot <i>et al.</i> (2019)	Pollinisation et rendement du tournesol	<i>Basic and Applied Ecology</i>
Montoya <i>et al.</i> (2019)	Modélisation de la pollinisation/ Habitats semi-naturels	<i>Ecological Applications</i>
Catarino <i>et al.</i> (2019)	Production et revenu agricole en rapport avec la pollinisation	<i>Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences</i>
Wintermantel <i>et al.</i> (2020)	Impact des pesticides sur les abeilles	<i>Science of The Total Environment</i>

3.7 Démarche méthodologique

La démarche méthodologique de la thèse est découpée en deux phases qui se succèdent (Figure I.7). D'abord, une phase d'identification des leviers bioéconomiques susceptibles d'augmenter la magnitude du service de pollinisation (voir section 3.4). Elle est réalisée dans les chapitres II et V et s'appuie principalement sur une démarche empirique auprès des agriculteurs. Les données des enquêtes (voir section 3.6.2), ainsi que des résultats de la littérature en science écologique, y sont utilisés. Les méthodes principales sont l'utilisation de statistiques descriptives et inférentielles. La démarche est la suivante: d'abord trouver les leviers techniques efficaces grâce à la littérature en écologie. Puis, par l'analyse de données, trouver les leviers ayant une efficacité écologique attestée, et qui ont un intérêt certain ou potentiel auprès des agriculteurs. Il s'agit ensuite de comprendre pourquoi (i.e. révéler les préférences des agriculteurs), afin de nous focaliser sur certains leviers bioéconomiques tels que la combinaison de subventions et d'une politique comportementale afin de motiver l'adoption de bandes fleuries (chapitre V).

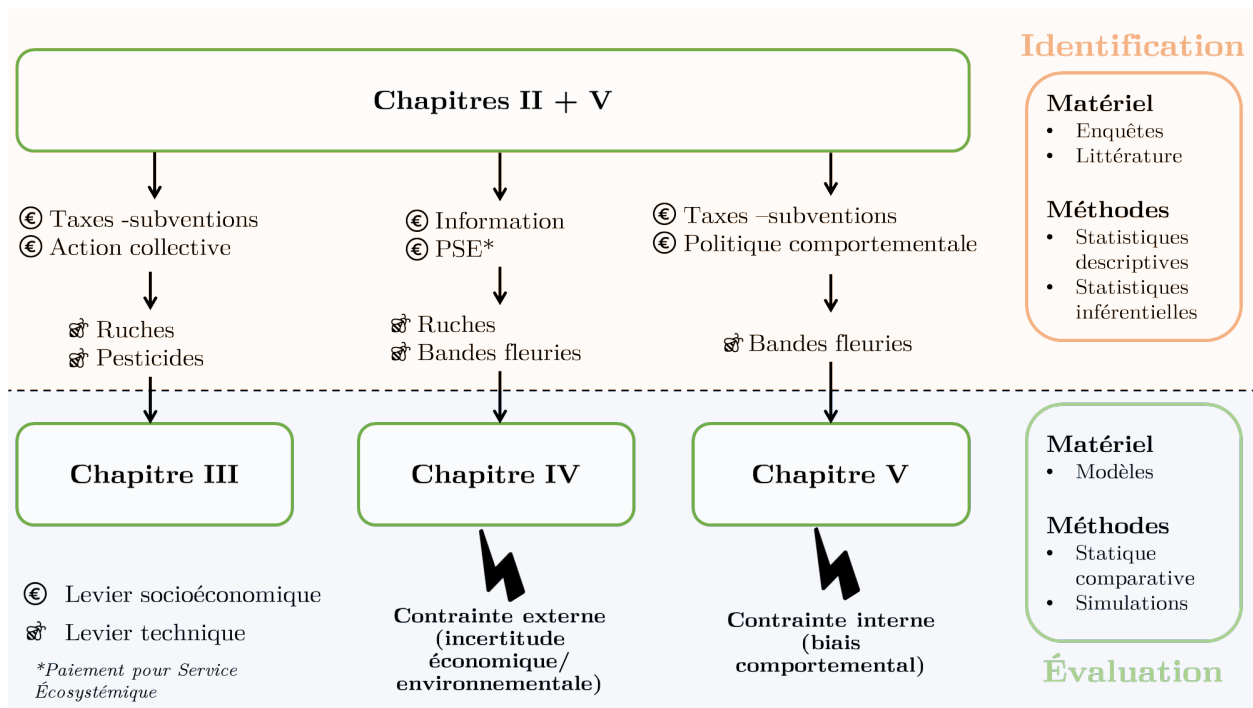


FIGURE I.7: Démarche méthodologique de la thèse. Les chapitres II et V permettent de remplir le premier objectif (i.e. identifier les leviers) alors que les chapitres III, IV et V permettent de remplir le second (i.e. évaluer les leviers).

La deuxième phase est constituée de l'évaluation de certains leviers bioéconomiques originaux, identifiés lors de la première phase (voir section 3.5). Pour ce faire nous avons utilisé la modélisation. Comme suggéré par Baumgärtner *et al.* (2008), nous suivons la méthode de modélisation "générique" qui consiste à se concentrer sur les facteurs qui sont les plus essentiels pour l'objectif avec lequel un socioécosystème (ici l'agroécosystème) est étudié, et à ignorer les autres détails. Ceci permet que les résultats obtenus puissent potentiellement être généralisés à une plus grande classe de systèmes. En reprenant la classification de Baumgärtner *et al.* (2008), nous identifions pour nos modèles trois buts principaux: comprendre, prédire et aider à la décision à propos des leviers bioéconomiques qui soutiennent la pollinisation. Nous avons exploré les questions de recherche relatives à chaque chapitre par de la statique comparative et des simulations de scénarios. Le modèle "de base" est celui d'un agriculteur effectuant des choix productifs et/ou d'adoption de leviers techniques (i.e. pratique favorable aux pollinisateurs), et s'appuie sur le modèle théorique présenté en section 3.2. Pour plus de détails techniques sur les éléments modélisés dans chaque chapitre, se reporter au Tableau ???. Dans chaque chapitre, nous formalisons un ou plusieurs leviers socioéconomiques, ainsi qu'un ou plusieurs leviers techniques (voir Figure I.7 pour plus de détails).

TABLEAU I.2: Éléments de modélisation intégrés dans les différents chapitres de la thèse.

	Modèle Ch.III	Modèle Ch.IV	Modèle Ch.V
Décision agriculteur – levier technique	X	X	X
Décision agriculteur – production	X	X	
Décision apiculteur	X		
Hétérogénéité parmi les agriculteurs			X
Risque environnemental		X	
Rationalité limitée des agriculteurs			X
Action collective apiculteur/agriculteur	X		
Module écologique (abeilles)	X	X	

4 Synthèse et discussion des résultats

4.1 Identification - Quels leviers techniques et socioéconomiques pour augmenter la magnitude du service de pollinisation?

Nous identifions les leviers bioéconomiques en quatre étapes de raisonnement. D'abord, par une revue de littérature, nous identifions les leviers techniques qui augmentent de manière évidente l'abondance en pollinisateurs et la pollinisation. Ensuite, nous reportons et discutons l'acceptabilité et le taux d'adoption de ces leviers techniques, grâce aux données d'enquêtes auprès des agriculteurs. Puis, nous identifions les déterminants de l'acceptabilité afin de mettre en lumière les préférences des agents. Nous estimons également l'attitude envers les pollinisateurs. Enfin, nous identifions les leviers socioéconomiques susceptibles de convenir à la stimulation de l'adoption de leviers techniques.

4.1.1 Efficacité écologique, acceptabilité et adoption des leviers techniques

Dans un premier temps, grâce à une revue de littérature basée sur une analyse des méta-analyses et des revues systématiques en écologie appliquée, nous identifions les leviers techniques susceptibles d'augmenter la magnitude du service de pollinisation. Cette question est explorée dans le chapitre II, mais elle est systématisée ici.

Nous avons identifié treize leviers favorisant la pollinisation des cultures (Tableau I.3). Parmi eux, deux concernent un changement des pratiques apicoles, et onze un changement des pratiques agricoles. Parmi ces derniers, trois concernent un changement dans l'usage des pesticides (tous pesticides confondus). Il s'agit de réduire la quantité globale de pesticides épandue, modifier la technologie d'épandage pour limiter les effets nocifs sur les abeilles, et de changer les molécules utilisées pour réduire leur toxicité. Le reste concerne des changements paysagers (hors parcelle) ou d'assolement et de pratiques (sur parcelle) qui augmentent le nombre de fleurs ou de sites de nidification. Ces leviers sont hétérogènes en termes de type d'effort pour l'agriculteur (risque, coût, temps de travail), ce qui est caractéristique des pratiques agri-environnementales qui présentent des contraintes très différentes (Kleijn *et al.*, 2019). Par ailleurs, ils visent de manière différente les pollinisateurs sauvages ou domestiques: alors que tous les leviers du Tableau I.3 avantagent, en théorie, les abeilles domestiques (Decourtye *et al.*, 2010), certains n'avantagent pas les abeilles sauvages (e.g. pratiques apicoles ou cultures à floraison massive; Holzschuh *et al.* 2011; Rollin *et al.* 2013). Enfin, ils n'ont pas le même délai entre la mise en œuvre et l'apparition des bénéfices écologiques (e.g. bénéfices à court terme pour l'augmentation des ruches/bénéfices long terme pour les bandes fleuries; Blaauw & Isaacs 2014; Mallinger *et al.* 2017; Albrecht *et al.* 2020).

Alors que la plupart des leviers identifiés augmentent de manière évidente l'abondance des pollinisateurs, les seuls leviers qui augmentent de manière certaine la provision du service de pollinisation sont l'augmentation du nombre de ruches et les bandes fleuries intra-parcellaires (Tableau I.3). Cet écart entre abondance des pollinisateurs et service de pollinisation peut être expliqué par plusieurs raisons, notamment le délai parfois long entre la mise en place du levier et les bénéfices, alors que les études sont souvent réalisées sur des délais courts

(Albrecht *et al.* , 2020). Par ailleurs, le service de pollinisation est mesuré à partir du rendement agricole, qui dépend de beaucoup de facteurs locaux et humains, et qui présente donc une grande variabilité. On remarque que les pratiques écologiquement intensives liées à la composition du paysage tels que les habitats semi-naturels, les bordures de parcelles, les jachères fleuries ou les cultures intermédiaires sont probablement efficaces pour augmenter la provision du service de pollinisation, mais qu'il n'y a pas encore d'évidence claire à ce sujet (voir cependant Pywell *et al.* 2015; Tableau I.3). L'une des raisons évoquées par les spécialistes est que les abeilles qui participent le plus au service de pollinisation des cultures (i.e. abeilles domestiques et quelques espèces d'abeilles sauvages seulement) sont celles qui sont le moins vulnérables à la perte/dégradation en habitat (Kleijn *et al.* , 2015). De plus, l'efficacité de ces pratiques à petite échelle est très dépendante du type de paysage agricole (i.e. simplifié ou non) et du contexte paysager (proportion d'habitats semi-naturels; Scheper *et al.* , 2013; Marja *et al.* , 2019. Enfin, les leviers relatifs aux pesticides semblent augmenter l'abondance en pollinisateurs, mais les bénéfices sur le service de pollinisation restent flous, comme énoncé par Kovács-Hostyánszki *et al.* (2017). Toutefois, quelques études ont montré un impact négatif des néonicotinoïdes sur le service de pollinisation (Stanley *et al.* , 2015).

TABLEAU I.3: Niveaux d'évidence de l'efficacité écologique des leviers techniques. Les évidences d'une augmentation de l'abondance en pollinisateurs et d'une augmentation de la magnitude du service de pollinisation sont reportées. En reprenant la nomenclature de l'IPBES (2016), elles peuvent être bien établies (++), établies mais des travaux supplémentaires sont nécessaires (+), ou non-concluantes jusqu'à présent (○).

Levier technique	Évidence pollinisateurs	Évidence pollinisation	Références <i>^M: méta-analyse</i>
*** <i>Efficace</i>			
** <i>Probablement efficace</i>			
* <i>Efficacité à prouver</i>			
Augmenter le nombre de ruches ***	++	++	Woodcock <i>et al.</i> (2019) ^M
Semer des bandes fleuries intra-parcellaires ***	++	++	Albrecht <i>et al.</i> (2020) ^M ; Zamorano <i>et al.</i> (2020) ^M
Semer des bandes fleuries extra-parcellaires **	++	+	Albrecht <i>et al.</i> (2020) ^M ; Zamorano <i>et al.</i> (2020) ^M
Maintenir ou planter des haies et habitats semi-naturels **	++	+	Garibaldi <i>et al.</i> (2011b) ^M ; Albrecht <i>et al.</i> (2020) ^M ; Batáry <i>et al.</i> (2011) ^M
Se convertir à l'agriculture biologique **	++	+	Batáry <i>et al.</i> (2011) ^M ; Kennedy <i>et al.</i> (2013) ^M ; Tuck <i>et al.</i> (2014) ^M ; IPBES (2016)
Semer des cultures intermédiaires florales **	++	+	Kennedy <i>et al.</i> (2013) ^M ; IPBES (2016)
Semer des jachères fleuries **	++	+	Scheper <i>et al.</i> (2013) ^M ; IPBES (2016)

Modifier la gestion des prairies (e.g. fauche tardive) *	++	○	Batáry <i>et al.</i> (2011) ^M ; IPBES (2016)
Réduire la quantité de pesticides – gestion *	++	○	Batáry <i>et al.</i> (2011) ^M ; Lundin <i>et al.</i> (2015)
Réduire la quantité de pesticides – technologie *	++	○	Lundin <i>et al.</i> (2015)
Réduire la toxicité des pesticides *	++	○	Lundin <i>et al.</i> (2015)
Modifier les pratiques apicoles *	++	○	IPBES (2016)
Semer des cultures à floraison massive (colza, tournesol) .	+	○	Kovács-Hostyánszki <i>et al.</i> (2017)

Dans un deuxième temps, nous utilisons un jeu de données collectées en 2011 auprès de 103 agriculteurs de la Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre, et reportons l’acceptabilité de ces leviers techniques agricoles (ou, le cas échéant, leur adoption effective). Cette partie, relative au chapitre II, nous permet d’examiner si des leviers efficaces pour augmenter la magnitude du service de pollinisation sont déjà adoptés, ou s’ils présentent une bonne acceptabilité parmi les agriculteurs. Nous observons une forte hétérogénéité dans l’acceptabilité des leviers (Figure I.8). La pratique la plus acceptée et adoptée est la réduction de l’utilisation des pesticides (insecticides, herbicides et fongicides) avec plus de 80% d’adoptants et près de 95% d’acceptabilité. Le maintien ou la plantation de haies, le semis de cultures à floraison massive et de cultures intermédiaires fleuries sont également largement adoptés (plus de 50% pour chacune d’entre elles). Ils bénéficient d’un large taux d’acceptation puisque 75% des répondants qui ne les ont pas adoptés ont déclaré vouloir le faire. La réduction de la toxicité des pesticides a été moins adoptée (~ 30%) mais largement souhaitée par les agriculteurs (plus de 90% lui sont favorables). Finalement, ces pratiques qui sont les plus acceptées, sont aussi les moins coûteuses et les moins contraignantes en termes de gestion supplémentaire. En effet, la réduction de l’utilisation et de la toxicité des pesticides, le maintien des haies existantes, l’inclusion d’un plus grand nombre de cultures à floraison massive ou le remplacement des cultures de couverture traditionnelles par des cultures à floraison, impliquent en réalité peu de gestion supplémentaire et s’appuient sur le système agricole existant. Toutes ces pratiques interfèrent peu avec les opérations agricoles normales, conformément aux conclusions de Kleijn *et al.* (2019).

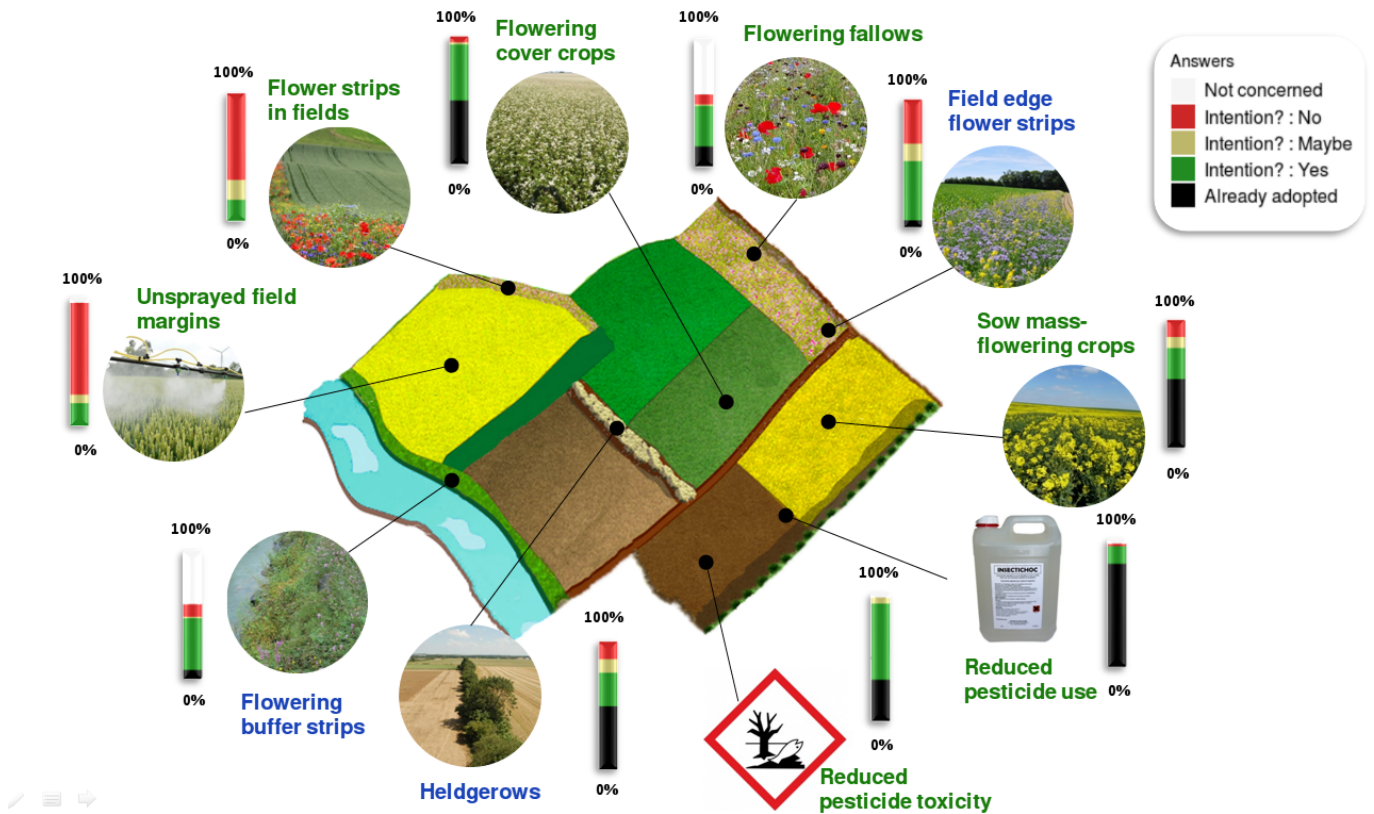


FIGURE I.8: Acceptabilité et adoption de dix leviers techniques. Les pratiques sur parcelle (vert) et hors parcelle (bleu) sont spécifiées.

Les jachères fleuries et les bandes tampons sont rarement adoptées bien que largement acceptées par les agriculteurs, mais ne concernent pas tous les agriculteurs de notre échantillon car ils ne disposent pas tous de terres éligibles pour ces leviers. De même, les bandes fleuries extra-parcellaires sont rarement adoptées (11%), bien que plus de 50% d'entre eux partagent leur volonté d'en mettre en place. Plus de 35% des agriculteurs sont défavorables à cette pratique. À l'inverse, les zones de non-traitement et les bandes fleuries intra-parcellaires ne sont pas du tout adoptées par les répondants et ils sont généralement peu enclins à les adopter (70% y sont défavorables). Finalement, on constate que ce sont les pratiques les plus efficaces qui sont généralement les moins adoptées. En effet, un test de corrélation de Kendall montre qu'évidence scientifique et taux d'adoption sont négativement corrélés¹⁹ ($\tau = -0.56$, $p = .05$). Ceci est en accord avec les observations de Kleijn *et al.* (2019) sur le fossé entre science et adoption de pratiques écologiquement intensives. Plusieurs facteurs pourraient expliquer ces préférences, et il est important de comprendre lesquels afin de concevoir des leviers socioéconomiques efficaces.

¹⁹En excluant les zones de non-traitement.

4.1.2 Des préférences influencées par le coût ainsi que des facteurs comportementaux

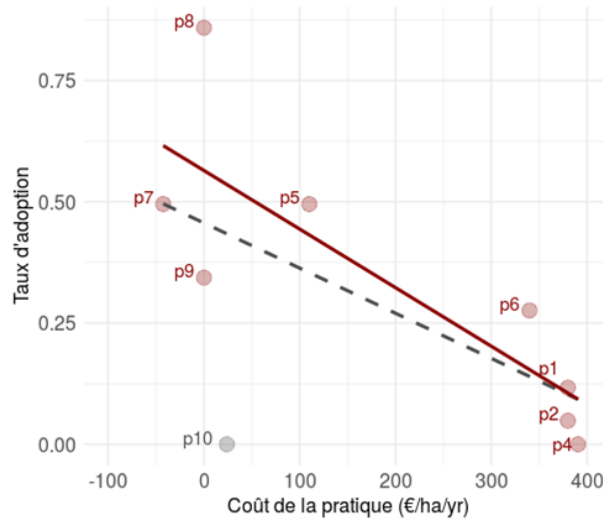
Nous essayons ensuite d'expliquer nos résultats sur les préférences des agriculteurs, en étudiant les déterminants de l'adoption et de l'acceptabilité des leviers techniques agricoles. Pour cela nous utilisons les résultats des chapitres II et V, qui exploitent respectivement les données de 2011 et celles provenant des enquêtes sur les bandes fleuries intra-parcellaires de 2021. La focalisation sur les bandes fleuries intra-parcellaires est justifiée par le fait qu'elles constituent à la fois le levier agricole le plus efficace écologiquement, mais aussi le moins adopté (voir section précédente).

Le coût des leviers techniques agricoles Nos résultats montrent que les agriculteurs sont influencés par le coût monétaire des pratiques (Figure I.9). D'abord, notre estimation des coûts pour chaque levier montre que leurs coûts sont très hétérogènes (Figure I.9a), ce qui est causé par une différence de coûts d'opportunité entre les pratiques sur parcelle et hors parcelle, ainsi qu'une différence dans les coûts d'implémentation. Ces derniers comprennent par exemple les coûts du travail, du carburant ou des équipements supplémentaires. Nos résultats confirment l'hypothèse selon laquelle l'adoption des leviers techniques décroît significativement avec leur coût monétaire par hectare²⁰ (Figure I.9a). Cela signifie que les agriculteurs sont motivés par le profit, au moins en partie. C'est un résultat commun dans la littérature : par exemple, la revue systématique réalisée par Piñeiro *et al.* (2020) sur 18 000 articles a montré le rôle crucial de la rentabilité dans la décision des agriculteurs d'adopter des pratiques durables.

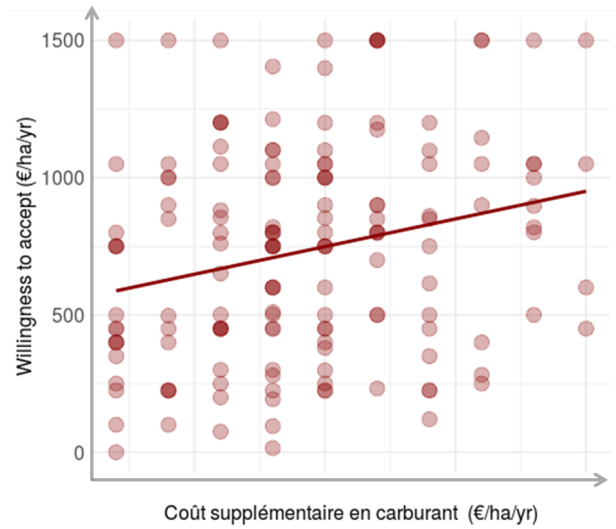
De plus, dans notre enquête sur les bandes fleuries intra-parcellaires, nous avons évalué de coût monétaire de la pratique, en considérant l'hétérogénéité existante parmi les exploitations. Plus précisément, nous avons posé la question des coûts supplémentaires qu'imposaient la mise en place de bandes. Les trois coûts concernent le matériel, le carburant et le travail supplémentaire imposés par les bandes. Les trois types de coûts sont corrélés et le coefficient de Cronbach élevé (~ 0.79) indique que les questions sont cohérentes et représentent la même dimension: le coût monétaire des bandes fleuries. Nous montrons que le coût monétaire est significativement corrélé à une augmentation du montant de la subvention minimale exigée par les agriculteurs pour adopter des bandes fleuries, récupéré par évaluation contingente (Figure I.9b). Or, ce montant est négativement corrélé à l'adoption (test de Welch, $t = 3.03$, $p < .01$). Ainsi, plus le coût d'adoption est élevé, moins les agriculteurs sont disposés à adopter des bandes fleuries, ce qui est cohérent avec notre premier résultat à propos de l'importance des coûts dans l'adoption des leviers techniques. Bien que la littérature a souvent supposé que les agriculteurs étaient influencés par les coûts des pratiques favorables aux pollinisateurs (voir par exemple Pywell *et al.* 2015; Uyttenbroeck *et al.* 2016; Delphia *et al.* 2019; Breeze *et al.* 2019; Hevia *et al.* 2021), nous en fournissons ici la preuve empirique.

²⁰Encore une fois, cette relation est vérifiée sauf pour les zones de non-traitement qui restent peu adoptées malgré un coût très faible.

(a) Taux d'adoption et coûts des leviers techniques^a.



(b) *Willingness to accept* et coûts en carburant des bandes fleuries intra-parcellaires ($WTA = 547.7 + 40.3x$, $p < .05$).



^ap1: bandes tampons fleuries; p2: bandes fleuries extra-parcellaires; p3: haies; p4: bandes fleuries extra-parcellaires; p5 : cultures intermédiaires fleuries; p6: jachères fleuries; p7: cultures à floraison massive; p8: réduction de l'utilisation des pesticides; p9: réduction de la toxicité pesticides; p10: zones de non-traitement

FIGURE I.9: Coûts des leviers et adoption des pratiques. Les droites pleines et pointillées représentent respectivement les régressions linéaires significatives et non-significatives.

Par ailleurs, des facteurs autres que les coûts pourraient jouer sur le taux d'adoption et l'acceptabilité des leviers. Par exemple, les préférences sur la mise en place de zones de non-traitement, semblent ne pas concorder avec les conclusions précédentes. En effet, bien que cette pratique soit peu chère, elle est également peu acceptée. Cela pose la question de la rationalité des agriculteurs: est-ce que leur fonction objectif concernant les pollinisateurs est réellement/uniquement leur revenu? [Dessart et al. \(2019\)](#) dans une revue complète, mettent en avant que les facteurs comportementaux sont importants pour expliquer les choix des exploitants.

TABLEAU I.4: Résultats de la régression. Les coefficients estimés sont en gras, les écarts-type sont entre parenthèses.

	<i>Variable dépendante:</i>
	Score d'acceptabilité des leviers
Âge	0.122** (0.054)
Conseils de la Chambre d'Agriculture	-1.904* (1.089)
log(Surface agricole utile)	-0.016*** (0.005)
Intensité - Pesticides	-1.454*** (0.530)
Intensité - Labour	-1.098** (0.534)
Constante	23.60*** (3.036)
Observations	97
R ²	0.275
Adjusted R ²	0.236
Residual Std. Error	5.124 (df = 91)
F Statistic	6.917*** (df = 5; 91)

Note:

*p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

Facteurs comportementaux Nous nous sommes également intéressés aux facteurs d'influence non pécuniaires des préférences des agriculteurs à propos des leviers techniques. En effet, dans le chapitre V nous montrons, grâce à une analyse de notre modèle théorique, que la présence de facteurs comportementaux conduit à une plus faible adoption de pratiques pro-environnementales (Proposition 1, voir Preuve p.280). Afin d'explorer ces derniers, nous avons effectué une régression linéaire multiple dans le chapitre II (Tableau I.4). Par ailleurs, des tests statistiques ou des régressions linéaires simples réalisés sur les données 2021 viennent compléter l'analyse (se référer au chapitre V). Nous suivons la typologie de Dessart *et al.* (2019) sur les facteurs comportementaux. Nous présentons les facteurs, du plus proximal (i.e. spécifique à la pratique) au plus distal (i.e. non spécifique à la pratique).

Connaissances et compétences Selon nos résultats, bien que presque 50% des agriculteurs reconnaissent un manque de connaissances sur l'ensemble des leviers techniques, et 40% un manque de compétences, nous n'avons pas trouvé de corrélation avec l'acceptabilité des pratiques en général (Tableau I.4). En revanche, on trouve une relation positive significative entre adoption des bandes fleuries et niveau de connaissance à propos des bandes fleuries (Test de Welch, $t = -3.29$, $p < .001$). Par contre, nos résultats montrent que la mise en place d'une formation sur l'implantation de bandes fleuries n'influence pas l'acceptabilité des pratiques (test de Spearman, $\rho = -0.007$, $p > 0.1$).

Aversion au risque Par ailleurs, l'aversion au risque pourrait jouer sur l'adoption des leviers par les agriculteurs. En effet, certains leviers sont risqués financièrement puisqu'ils impliquent des coûts supplémentaires immédiats alors que leurs bénéfices sont incertains. Cela a été mis en avant par Kovács-Hostyánszki *et al.* (2017) dans une revue sur l'intensification écologique relative aux pollinisateurs. Selon la littérature, l'utilisation de pesticides est expliquée, au moins en partie (jusqu'à ~20% des épandages en Europe de l'Ouest, selon Bontemps *et al.* 2021), par le niveau d'aversion au risque des agriculteurs. De plus, l'intensité du labour est également reliée à l'aversion au risque et plus exactement au risque adventice. Ainsi, une acceptabilité faible des leviers pourrait être causée par l'aversion au risque (Tableau I.4).

Les exploitants peuvent être anxieux à propos de la propagation de plantes adventices, qui fait suite à la mise en place de certains leviers, notamment des habitats semi-naturels en bordure de champ ou des bandes fleuries intra-parcellaires (Mante & Gerowitt, 2009; Uyttenbroeck *et al.* , 2016). Une analyse conduite dans la même zone d'étude en 2011 avait déjà mis en avant une aversion au risque adventice suite à la mise en place de bandes herbacées (Cordeau *et al.* , 2011). Nos résultats attestent que les agriculteurs averses au risque adventice présentent une moins grande acceptabilité des bandes fleuries (Figure I.10a). Les réticences associées aux bordures de champs non pulvérisées peuvent être aussi interprétées en termes d'aversion au risque adventice, car les agriculteurs craignent la propagation des mauvaises herbes et la baisse de la production (de Snoo, 1999). Par ailleurs, nous montrons que l'aversion au risque adventice est fortement corrélée à l'aversion au risque financier (test de Spearman, $\rho = 0.52$, $p < .001$), cette dernière diminuant l'acceptabilité des bandes fleuries (Figure I.10b).

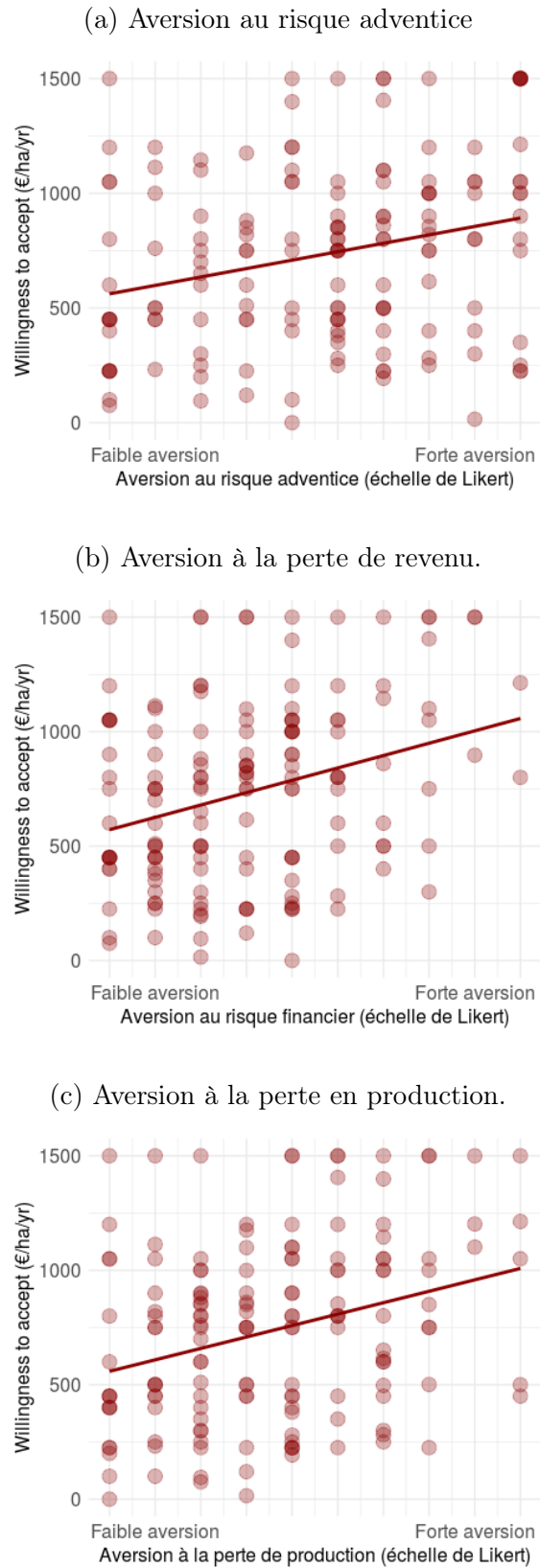


FIGURE I.10: Aversion au risque et *Willingness to accept* (*WTA*) pour la mise en place de bandes fleuries. Les trois régressions sont significatives ($p < .05$).

Aversion à la perte de production Nos résultats montrent que cette aversion au risque est corrélée à une crainte de perte de la production lors de la mise en place de bandes fleuries intra-parcellaires (test de Spearman, $\rho = 0.48$, $p < .001$). Cette aversion à la perte en production est significativement associée à une moins grande acceptabilité (Figure I.10c). Certaines études ont montré que les agriculteurs sont réticents aux les pratiques qui retirent des terres de la production, ou qui diminuent la production totale d'une parcelle (Bailey, 2015). Les agriculteurs sont souvent plus sensibles à la diminution des rendements attendus que la pratique peut induire, qu'à l'évolution de leurs revenus espérés. Pourtant, il a été montré que la réduction des coûts des intrants peut souvent compenser une baisse des rendements (Boussemart *et al.* 2011; Jacquet *et al.* 2011; et dans le cas de la pollinisation voir Catarino *et al.* 2019). C'est le cas pour les zones de non-traitement, dont la perte de production qu'elles impliquent est compensée par les économies sur les intrants chimiques (de Snoo, 1999).

Préférences temporelles Par ailleurs, les agriculteurs présentent une préférence pour le présent concernant les bandes fleuries, car ceux qui préfèrent décaler les paiements avant le semis sont moins enclins à adopter les bandes fleuries (Figure I.11). Certains agriculteurs sont donc plus impatients que d'autres. Ce résultat est cohérent avec une récente étude de Bougherara *et al.* (2021), réalisée sur des agriculteurs français dans la même région d'étude. Il est aussi cohérent avec les observations dans la littérature: les agriculteurs accordent plus d'importance aux revenus présents que futurs (Tanaka *et al.* , 2010; Duflo *et al.* , 2011). Clot *et al.* (2017) soulignent que les agriculteurs impatients pourraient être réticents à adopter des pratiques pro-environnementales parce qu'ils préfèrent les cultures commerciales à croissance rapide. Par ailleurs, des recherches suggèrent que les préférences en matière de risque et de temps peuvent être liées : les personnes qui sont plus tolérantes au risque peuvent également être plus patientes (Anderhub & Güth, 2001; Burks *et al.* , 2009; Carpenter *et al.* , 2011). C'est un phénomène que l'on peut soupçonner ici puisque la corrélation entre aversion au risque financier et préférence pour un paiement la première année est positive (test de Spearman, $\rho = 0.22$, $p < .001$).

Préoccupation environnementale L'acceptabilité des agriculteurs pourrait être influencée par leur préoccupation environnementale. En effet, nous montrons que plus les exploitations sont intensives, moins elles sont enclines à adopter des leviers techniques pour augmenter la magnitude du service de pollinisation (Tableau I.4). Ceci est cohérent avec des résultats précédents tels que ceux de Perry-Hill & Prokopy (2014). Or, la taille de l'exploitation, le niveau d'utilisation des pesticides, la profondeur du labour sont des indicateurs de l'intensité agricole, et certaines études ont montré que les chefs d'exploitation intensives étaient moins préoccupés par l'environnement que les autres (Gosling & Williams, 2010; Dessart *et al.* , 2019). Il en est de même pour l'utilisation de pesticides, car Mzoughi (2011) ont montré que les exploitants en agriculture biologique (donc qui n'utilisent pas de pesticides) étaient plus préoccupés par l'environnement. Dans notre cas, ce résultat est retrouvé pour les bandes fleuries, où le niveau d'acceptation de la pratique est plus élevé chez les exploitants n'utilisant pas de pesticides (test de Welch, $t = -2.17$, $p < .05$). Cependant, ce résultat est à nuancer puisque nous montrons dans l'article du chapitre II que les

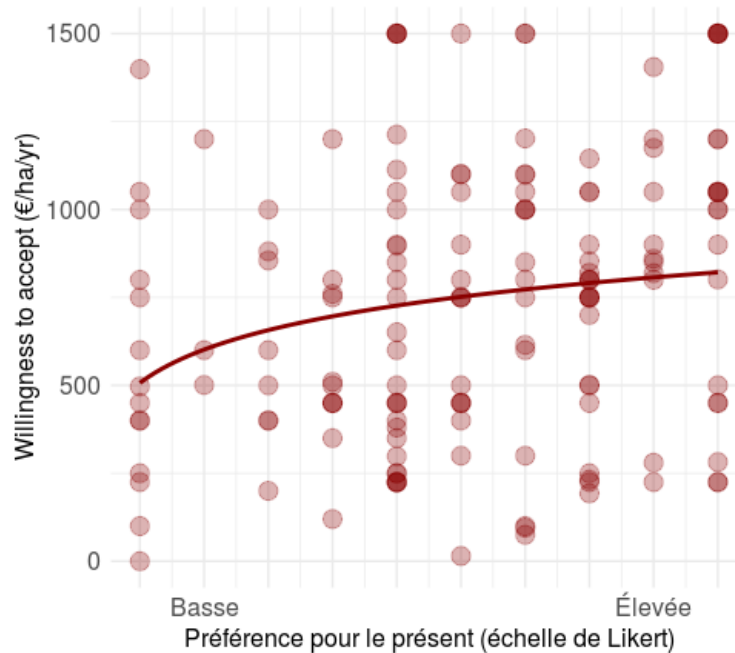


FIGURE I.11: Proxy de la préférence pour le présent ("Seriez-vous plus enclin à accepter le contrat si le paiement s'effectuait avant le semis?") et *Willingness to accept*. La régression logarithmique est significative ($\log(1 + WTA) = 5.8 + 0.34 \log(x)$, $p < .05$).

agriculteurs présentent en grande majorité une attitude positive envers les pollinisateurs. Ils reconnaissent leur rôle crucial pour l'agriculture d'un côté, et de l'autre reconnaissent que l'agriculture est en partie responsable de leur déclin. Enfin, notre régression montre que l'attitude positive envers les pollinisateurs n'influence pas l'acceptabilité des pratiques, ce qui signifie que la préoccupation environnementale pourrait n'avoir qu'un rôle minime dans l'adoption (Tableau I.4).

4.1.3 Biais comportemental, coût réel et coût perçu

Dans la section précédente nous avons montré que l'acceptabilité des leviers techniques était guidée par des motivations pécuniaires mais aussi par des facteurs comportementaux comme l'aversion au risque ou la préférence pour le présent. Ce résultat est tout à fait cohérent avec les conclusions sur le fait que les agriculteurs ne sont pas uniquement influencés par les coûts-bénéfices des pratiques agri-environnementales (voir [Dessart et al. 2019](#) pour une revue de littérature complète). Cela implique un écart entre ce qui est souhaitable au sens économique (i.e. profitable) et ce qui est réellement observé en termes d'adoption: c'est-à-dire que certains leviers techniques sont sous-adoptés par rapport au niveau d'efficacité. Au niveau cognitif, la présence de biais comportementaux est souvent à l'origine de la divergence entre attitude et comportement réel ([Kollmuss & Agyeman, 2002](#); [Wilkinson & Klaes, 2017](#)). Nos résultats montrent une divergence entre l'attitude positive observée des agriculteurs à l'égard des pollinisateurs, et leur utilisation de pesticides. En effet, nous n'observons pas de différence significative de niveau d'utilisation de pesticides entre les agriculteurs qui s'entendent avec

un apiculteur et fournissent un emplacement pour un rucher à proximité de leurs parcelles (i.e. présentent une attitude positive envers les pollinisateurs), et les autres (Figure I.12). De plus, les résultats de notre enquête montrent que les agriculteurs qui reconnaissent les pesticides comme le facteur principal de déclin des abeilles, n'utilisent pas moins de pesticides pour autant (ANOVA: $F(3, 96) = 0.93$, $p = 0.43$). Ceci rejoint les conclusions récentes de Hevia *et al.* (2021), qui ont montré qu'en dépit d'une bonne perception de la pollinisation, les agriculteurs sont réticents à adopter des leviers techniques favorables aux pollinisateurs.

Nous avons vu que, selon certaines théories en économie comportementale, un tel écart entre attitude et choix pouvait se formaliser par l'écart entre l'utilité expérimentée et l'utilité de décision (Kahneman *et al.*, 1997). Comme dans le modèle de Farhi & Gabaix (2020), nous pouvons supposer que cet écart est causé par une mauvaise perception du coût marginal du levier considéré. En d'autres termes, l'agriculteur surestime le coût des pratiques à cause des biais auxquels il est sujet. La théorie appelle cette différence entre coût réel et coût perçu le *behavioral wedge* ("surcoût comportemental" en français; Madrian 2014; Allcott & Sunstein 2015). Grâce au jeu de données de nos enquêtes réalisées en 2021, nous estimons ce surcoût comportemental pour la mise en place de bandes fleuries dans le chapitre V. D'abord, les coûts et bénéfices pécuniaires de la mise en place d'une bande fleurie sont estimés pour chaque exploitant afin d'exprimer le revenu réel d'une bande fleurie. Puis la différence entre ce montant et la *Willingness to accept* donne le surcoût comportemental. Les surcoûts comportementaux sont normalement distribués (Figure I.13), avec une moyenne de $745\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ et une grande variabilité ($\pm 466\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$). Le surcoût est donc plus élevé en moyenne que le coût pécuniaire ($\sim 545\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$), ce qui laisse penser que les biais comportementaux peuvent influencer de manière substantielle la décision des agriculteurs vis-à-vis des leviers techniques.

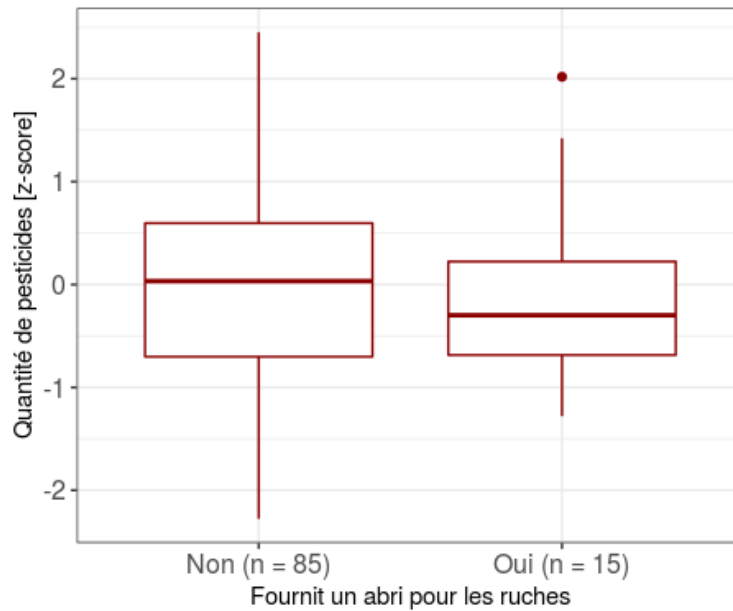


FIGURE I.12: Quantité de pesticides utilisée selon si l'agriculteur fournit un abri ou non aux ruches, après entente avec un apiculteur.

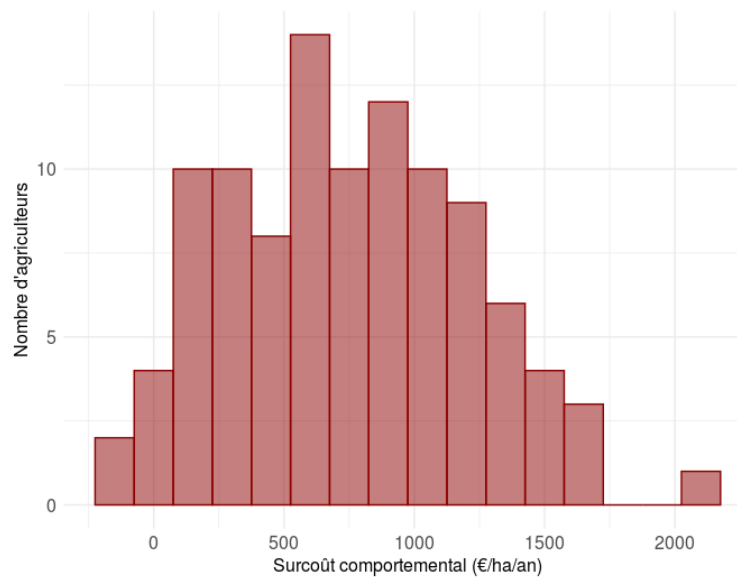


FIGURE I.13: Distribution du surcoût comportemental concernant la mise en place de bandes fleuries

Grâce à nos simulations (Chapitre V), nous montrons que le biais comportemental est le principal déterminant de l'adoption des bandes fleuries (Figure I.14). En effet, plus de 43% de la variabilité de l'adoption est expliquée par ce facteur, et même davantage si on considère les interactions entre les facteurs. C'est presque trois fois plus que le coût pécuniaire de mise en place des bandes fleuries. Ceci rejoint les conclusions de la revue de littérature de Dessart *et al.* (2019), qui évoquent l'importance de considérer les facteurs psychologiques dans les décisions des agriculteurs.

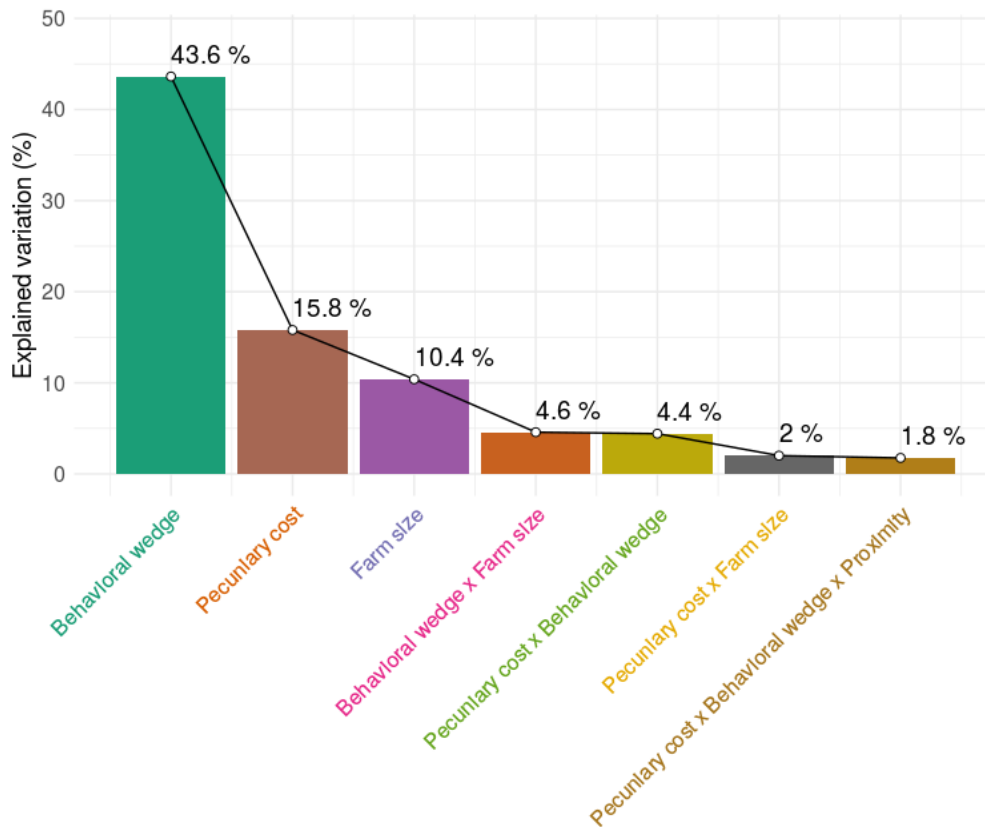


FIGURE I.14: Variance – de l'adoption des bandes fleuries – expliquée par les principaux facteurs et leurs interactions. Le pourcentage exprime la proportion de la variance expliquée par le facteur .

4.1.4 Choix des leviers bioéconomiques

Stimuler l'apiculture D'après notre revue de littérature, augmenter le nombre de ruches est l'un des deux leviers techniques qui augmente de manière certaine la magnitude du service de pollinisation dans les agroécosystèmes agricoles intensifs (voir section 4.1.1). Le nombre de ruches a augmenté en France depuis 2015²¹, notamment grâce aux politiques de soutien à l'apiculture. En effet, entre 2017 et 2019 près de 8 millions d'euros ont été dépensés en France pour soutenir l'apiculture, équivalent à 4.5€par ruche (Majewski,

²¹Source: <https://www.adafrance.org/>

2017). Comme mis en exergue par Breeze *et al.* (2019), les deux recommandations énoncées par les apiculteurs européens afin de les motiver à augmenter leur nombre de ruches sont de (i) réduire l'utilisation de pesticides, et (ii) d'augmenter les paiements à destination de l'apiculture. Nous évaluons ainsi deux leviers socioéconomiques différents pour augmenter les ruches, relatifs aux deux recommandations: (i) une taxe sur les pesticides à destination des agriculteurs, (ii) une subvention à destination des apiculteurs (relatif au chapitre III). En fait, ces deux politiques correspondent à une internalisation des externalités qui sont inhérentes à la relation apiculteur-agriculteur (Siebert, 1980).

Selon les agriculteurs et les apiculteurs, il serait intéressant de développer la communication entre les deux afin d'optimiser les bénéfices de l'interdépendance mutuelle qui existe entre eux (Breeze *et al.*, 2019). Cette communication est assez peu développée en Europe, et peut passer par des plateformes de mise en relation telles que Beewapi²². Elle se formalise par une révélation d'information de la part des apiculteurs sur leur nombre de ruches à proximité des parcelles des agriculteurs, en situation d'asymétrie d'information. En effet, les agriculteurs n'ont souvent pas accès aux informations relatives aux ruches, difficiles à trouver et dont le calendrier d'apport et de retrait n'est pas connu (Allier, 2012).

Stimuler l'adoption de bandes fleuries Le deuxième levier dont la littérature a prouvé l'efficacité écologique pour augmenter la magnitude du service de pollinisation est la mise en place de bandes fleuries intra-parcellaires (Albrecht *et al.*, 2020). Cependant, on a montré qu'elles étaient peu adoptées, et nous avons révélé les préférences des agriculteurs en ce qui les concerne: les coûts, le risque et la préférence pour le présent sont les trois principaux facteurs qui influencent l'adoption. Pourtant, les bandes fleuries intra-parcellaires sont de bonnes candidates pour augmenter le revenu moyen, puisqu'elles augmentent la pollinisation, et donc le rendement (Pywell *et al.*, 2015). De plus, elles augmentent la diversité spécifique en pollinisateurs. Les assemblages diversifiés de pollinisateurs offrent une redondance fonctionnelle ou une complémentarité des espèces pour assurer la résilience (i.e. capacité à résister à un choc) du service de pollinisation et donc stabiliser les rendements (Winfrey & Kremen, 2009; Garibaldi *et al.*, 2011b; Brittain *et al.*, 2013; Garibaldi *et al.*, 2016).

Dans un premier temps, nous évaluons les performances bioéconomiques de l'adoption des bandes fleuries en l'absence de levier socioéconomique à l'échelle de l'exploitation, afin de comprendre comment concevoir une politique adaptée et optimale (relatif au chapitre IV). Pour ce faire, nous simulons la décision d'un agriculteur rationnel, mais averse au risque, et maximisant son revenu. Ce dernier peut choisir le niveau optimal d'adoption des bandes fleuries, mais également ses intrants de production et son niveau d'assurance. Par ailleurs, nous représentons la compétition économique possible entre abeilles sauvages et domestiques par la présence d'un apiculteur auprès duquel l'agriculteur peut acheter un service de pollinisation en louant des ruches. Dans un second temps, nous proposons une théorie à propos du levier bioéconomique agricole et optimal, qui prend en compte les facteurs comportementaux et permet de restaurer l'efficacité économique (relatif au chapitre V).

²²<http://www.beewapi.com/>

4.2 Évaluation - Quels leviers bioéconomiques efficaces et durables?

4.2.1 Stimuler l'apiculture: économiquement efficace mais une faible performance environnementale

Nous avons simulé trois politiques financières visant à améliorer la situation des apiculteurs, afin qu'ils augmentent leur nombre de ruches. Les deux premières sont des subventions directes aux apiculteurs: soit une subvention par ruche d'un montant fixe (scénario HS – *hive subsidy*), soit une subvention par kilogramme de miel (scénario PS – *price subsidy*). Le troisième scénario est l'implantation d'une taxe à l'hectare visant les agriculteurs, qui est fonction de la quantité de pesticides utilisée dans les champs de cultures pollinisées (ici colza; scénario PT – *pesticide tax*). Nous les évaluons au regard d'un quatrième scénario de référence qui représente la situation sans la mise en place des politiques. Par ailleurs, nous évaluons l'effet de la communication entre agriculteurs et apiculteurs, c'est-à-dire le niveau d'information partagé. Tous ces scénarios sont simulés dans un paysage agricole intensif, où les cultures sont des céréales d'hiver (i.e. blé), des oléagineux (i.e. colza) et des prairies temporaires.

Nous faisons l'hypothèse suivante concernant la performance économique: favoriser la pollinisation des cultures va engendrer une augmentation de bien-être à la fois pour les agriculteurs et les apiculteurs. Nous montrons que le niveau d'efficience (rapport entre l'utilité totale dans le scénario et l'utilité totale maximale atteignable) augmente avec les subventions, mais diminue avec la taxe (Tableau I.5). La communication semble améliorer la situation économique dans chaque scénario respectif.

TABLEAU I.5: Niveaux d'efficience dans les scénarios d'absence de levier socioéconomique (BAU), de subvention à la ruche (HS), de subvention du prix du miel (PS) et de taxe sur les pesticides (PT). La référence (i.e. efficience de 1) est la situation où le critère de Bentham est maximal.

	BAU	HS	PS	PT
<i>Avec communication</i>	.918	.952	.934	.911
<i>Sans communication</i>	.918	.937	.928	.904

Ainsi, pour les subventions, il y a une internalisation des externalités qui permet d'augmenter l'utilité totale. Ceci a été théorisé dès 1952 dans l'article fondateur de James Meade. Par contre, nous montrons dans le chapitre III que la taxe sur les pesticides n'a pas l'effet économique escompté, car la diminution de la mortalité des abeilles permise par une réduction des pesticides ne couvre pas les coûts engendrés par la taxe dans notre simulation. Nous montrons même que la taxe n'augmente pas la provision du service de pollinisation (Figure I.15): dans cette synthèse, nous éludons donc la taxe de l'évaluation bioéconomique.

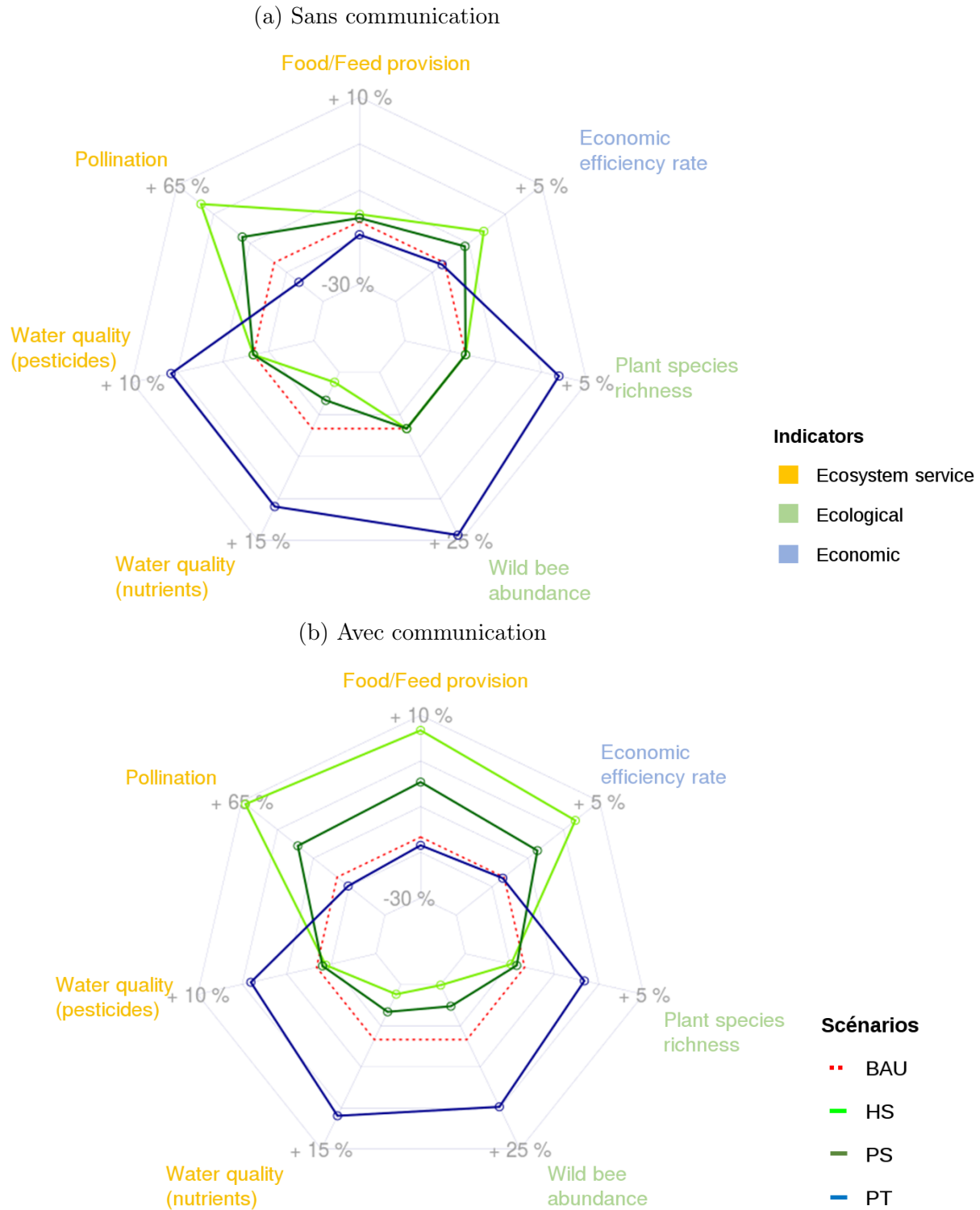


FIGURE I.15: **Analyse multicritère** Les magnitudes des services écosystémiques (orange), des indicateurs de biodiversité (vert) et de l'indicateur d'efficacité économique (bleu) sont calculées pour chaque scénario avec (a) et sans (b) communication. La variation des indicateurs par rapport au scénario BAU est représentée.

Grâce à une analyse multi-critère (Figure I.15), nous montrons que les subventions (HS et PS) sont compatibles avec la production agricole, puisqu'elles augmentent la magnitude des services de pollinisation et de provision agricole (Figure I.15b). Par contre, elles semblent compatibles avec des pratiques agricoles intensives (i.e. augmentation de la proportion de grandes cultures au dépens des prairies), puisque la qualité de l'eau (relative à la pollution azotée) et l'abondance des abeilles sauvages diminuent lorsque les subventions sont mises en place. Ainsi, leur performance environnementale est faible. Nous montrons que la communication accentue l'antagonisme entre subventions et performance environnementale (I.15a).

Dans le chapitre III, nous montrons que bien que la présence d'abeilles domestiques est incompatible avec des niveaux élevés de pesticides, elle est compatible avec un paysage agricole simplifié, caractérisé par une faible présence d'habitats semi-naturels (i.e. prairies temporaires ici). En effet, grâce aux ruches, les abeilles domestiques sont indépendantes des habitats semi-naturels pour leur nidification. De plus, l'apport de ressources supplémentaires par les apiculteurs en cas de disette florale (Bretagnolle & Gaba, 2015; Requier *et al.*, 2015) les rend quasi-indépendantes de l'existence d'habitats semi-naturels. Ainsi, la stimulation de l'apiculture est compatible avec des paysages simplifiés: ceci est illustré par le marché de la pollinisation des amandiers en Californie, où le paysage est très simplifié, au dépens des habitats naturels ou semi-naturels (Narjes & Lippert, 2019). Les subventions apicoles ont pour effet économique d'augmenter le revenu marginal des abeilles domestiques, ce qui implique une substitution entre abeilles sauvages et domestiques (voir Encadré 6 sur la substitution entre abeilles sauvages et domestiques). Stimuler l'apiculture a donc un effet néfaste sur la biodiversité et sur une diversité de services écosystémiques, puisqu'il a été montré que la complexité paysagère augmente leur magnitude (Tscharntke *et al.*, 2012).

Si l'apiculture et les abeilles domestiques étaient absentes du territoire, les agriculteurs devraient adapter (i.e. désintensifier) leurs pratiques afin de bénéficier du service de pollinisation sauvage de manière optimale, comme montré par Brosi *et al.* (2008) et Keitt (2009). La présence d'abeilles domestiques défavorise celle des abeilles sauvages, car les agriculteurs peuvent s'appuyer davantage sur un service de pollinisation artificialisé, et souvent à moindre coût puisque les habitats semi-naturels sont moins profitables que les grandes cultures (voir Encadré 6). Ce mécanisme a été mis en lumière par Kleczkowski *et al.* (2017) et Narjes & Lippert (2019). De plus, la communication, qui peut être vue comme une diminution des coûts de transaction (Barnaud *et al.*, 2018), motive les agents à renforcer leurs stratégies économiques productives et donc à favoriser la pollinisation domestique.

ENCADRÉ I.6 - SUBSTITUTION ENTRE ABEILLES SAUVAGES ET DOMESTIQUES

Dans cet encadré nous exprimons le taux marginal de substitution entre abeilles sauvages et domestiques, à partir d'un modèle stylisé, afin d'identifier les différents effets en jeu. Nous définissons $\Pi^{(f)}$ et $\Pi^{(k)}$, les revenus respectivement de l'agriculteur et de l'apiculteur représentatifs. Par ailleurs, la fonction de bien-être social est donnée par $W = \Pi^{(f)} + \Pi^{(k)}$. Le revenu de l'agriculteur est donné par:

$$\Pi^{(f)} = \eta^{poll}(N_d, N_w) + \eta^{SNH}(x_{SNH})$$

avec N_d la population d'abeilles domestiques, N_w celle d'abeilles sauvages, x_{SNH} la surface en habitats semi-naturels, η^{poll} et η^{SNH} les marges brutes des cultures pollinisées et des habitats semi-naturels respectivement. Celui de l'apiculteur est donné par:

$$\Pi^{(k)} = \eta^{honey}(N_d)$$

avec η^{honey} la marge brute du miel. On fait le postulat que la population d'abeilles sauvages est dépendante la surface en habitats semi-naturels (i.e. $N_w = G(x_{SNH})$). On fait le postulat que G est bijective, c'est-à-dire qu'on peut écrire $x_{SNH} = G^{-1}(N_w)$. Grâce à la différentielle de W on peut écrire:

$$\begin{aligned} \frac{dW}{dN_d} &= \frac{\partial \eta^{honey}}{\partial N_d} + \frac{\partial \eta^{poll}}{\partial N_d} \\ \frac{dW}{dN_w} &= \frac{\partial \eta^{poll}}{\partial N_w} + \frac{\partial \eta^{SNH}}{\partial N_w} \end{aligned}$$

ce qui donne

$$\frac{\frac{dW}{dN_d}}{\frac{dW}{dN_w}} = -\frac{dN_w}{dN_d} = TMS_{N_w, N_d} = \frac{\overbrace{\frac{\partial \eta^{poll}}{\partial N_d}}^{(i)} + \overbrace{\frac{\partial \eta^{honey}}{\partial N_d}}^{(ii)}}{\underbrace{\frac{\partial \eta^{poll}}{\partial N_w}}_{(iii)} + \underbrace{\frac{\partial \eta^{SNH}}{\partial N_w}}_{(iv)}} \quad (I.18)$$

Effets en Eq.I.18:

- (i) Revenu marginal de la pollinisation des cultures par les abeilles domestiques
- (ii) Revenu marginal du miel

- (iii) Revenu marginal de la pollinisation des cultures par les abeilles sauvages
- (iv) Revenu marginal des habitats semi-naturels

Ainsi, le taux marginal de substitution entre abeilles sauvages et domestiques est dépendant des effets respectifs sur le rendement des cultures pollinisées ((i) et (iii)). De manière assez intuitive, plus un type d'abeilles est efficace pour augmenter le rendement, plus il est privilégié par rapport à l'autre. De plus, les effets économiques annexes rattachés aux abeilles domestiques (i.e. production de miel; (ii)) ou aux abeilles sauvages (i.e. revenus liés aux habitats semi-naturels; (iv)) jouent également dans la décision. Conserver les abeilles sauvages impose un maintien d'habitats semi-naturels, qui peuvent être rémunérateurs et donc jouer en leur faveur dans la décision économique. D'un point de vue purement économique, si les habitats semi-naturels ne sont pas ou peu rémunérateurs (e.g. bordures de champs herbacées), il sera optimal de réduire leur surface, au profit d'une augmentation du nombre de ruches qui elles, rémunèrent l'apiculteur. Une subvention à l'apiculture augmente le revenu marginal du miel (ii) ce qui a pour effet de réduire l'intérêt économique des abeilles sauvages.

Conclusion partielle

Selon les résultats de nos simulations, les leviers bioéconomiques basés sur la stimulation économique de l'apiculture pour augmenter le nombre de ruches semblent efficaces économiquement. Par contre, ils présentent une faible performance environnementale puisqu'ils sont compatibles avec une simplification des paysages et le remplacement d'un service de pollinisation naturel, assuré par les pollinisateurs sauvages, par un service de pollinisation domestique (i.e. artificiel), assuré par les abeilles mellifères. De plus, la simplification paysagère entraîne une perte de biodiversité et de certains services écosystémiques. Ainsi, nous nous penchons sur le deuxième levier technique identifié comme efficace pour assurer la pollinisation: les bandes fleuries.

4.2.2 Adopter des bandes fleuries: un levier cher, mais compatible avec une agriculture durable

Dans cette section, nous évaluons les conséquences bioéconomiques de l'adoption de bandes fleuries intra-parcellaires, en l'absence de levier socioéconomique étatique (partie relative au chapitre IV). Ceci nous permet de simuler les performances économiques des bandes fleuries qui conditionnent les choix stratégiques optimaux des agriculteurs, en situation de rationalité économique. Nous avons vu que le coût et le risque jouaient sur le niveau d'adoption de cette pratique: nous nous plaçons donc en contexte incertain, ce qui nous permet de simuler à la fois l'impact sur le revenu moyen associé aux bandes fleuries, mais aussi sur le niveau de risque. Nous modélisons les choix d'un agriculteur représentatif concernant sa production agricole et la surface de ses parcelles allouées aux bandes fleuries (notée *WILD*). Celui-ci est considéré comme averse au risque et maximise son utilité espérée. Dans cette section, ses préférences pour le risque restent rationnelles dans le sens où elles sont monotones et transitives (par exemple il n'y a pas d'aversion à la perte; Wilkinson & Klaes 2017). Nous modélisons également des alternatives aux bandes fleuries en matière de pollinisation (i.e. location de ruches sous forme de paiement pour service écosystémique; notée *DOM*) et de gestion du risque lié à la pollinisation (i.e. assurance agricole; notée *FIN*). Dans cette section, nous n'incluons pas de surcoût comportemental, afin de nous focaliser sur les décisions purement économiques.

Dans le chapitre IV, nous montrons que le paiement pour service de pollinisation est un substitut des bandes fleuries concernant le niveau de pollinisation moyen (nous l'avons montré en Encadré 6). Nous montrons aussi que l'assurance récolte est un substitut des bandes concernant la gestion du risque lié à l'instabilité du service de pollinisation. Ce dernier point a été mis en avant dans la théorie de l'assurance naturelle, par Baumgärtner (2007). Nos simulations indiquent que la mise en place de bandes fleuries est moins performante que le paiement pour service écosystémique concernant l'augmentation du revenu moyen (Figure I.16). En effet, bien qu'à faible taux d'adoption les bandes fleuries présentent une bonne performance économique moyenne, cette dernière atteint un seuil avant de décroître au delà de 30% de surface convertie en bandes fleuries. Cela s'explique par l'augmentation quadratique des coûts associés aux bandes fleuries intra-parcellaires (voir chapitre IV). Cette augmentation quadratique représente le fait qu'au delà d'un certain seuil les coûts fixes (e.g. matériel supplémentaire) augmentent largement. De plus, au delà de ce seuil la magnitude des coûts d'opportunités est grande (Delphia *et al.*, 2019).

Nous montrons aussi qu'en ce qui concerne l'atténuation du risque, la mise en place de bandes fleuries est moins performante que la souscription d'un contrat d'assurance (Figure I.16). En effet, alors que la *VaR* augmente continuellement avec l'adoption du contrat d'assurance (Figure I.16a), elle suit la même forme en "cloche" que précédemment décrite pour les bandes fleuries (Figure I.16c). Ainsi, les bandes fleuries sont efficaces économiquement lorsqu'elles sont faiblement adoptées, mais leurs performances sont limitées par leur coût élevé à partir d'un certain seuil d'adoption. De plus, elles peuvent entrer en concurrence avec d'autres solutions de gestion de la pollinisation basées sur les marchés. Ce dernier fait implique que ces solutions sont internalisées, et donc plus efficaces: par exemple, Champetier *et al.* (2019) ont montré que le marché de la pollinisation en Californie s'est adapté à la demande

croissante en pollinisation, tout en gardant des prix bas, notamment grâce aux ventes de miel (Champetier & Sumner, 2019).

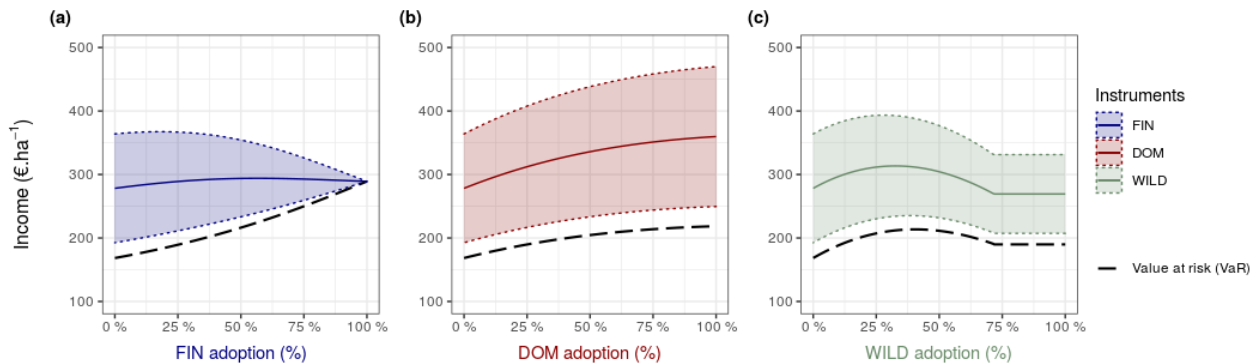


FIGURE I.16: **Performances économiques.** La *Value-at-risk* (courbes noires pointillées) est représentée pour l'adoption de FIN (a), DOM (b) et WILD (c). Le revenu moyen (courbes colorées, traits pleins) et l'écart-type (courbes colorées, traits pointillés) sont aussi représentés.

Par ailleurs, nos simulations révèlent que les bandes fleuries ont une bonne performance écologique puisqu'elles augmentent la population d'abeilles sauvages (Figure I.17). Ceci est en accord avec les résultats de Albrecht *et al.* (2020) et Zamorano *et al.* (2020). Par contre, leur adoption, comme celle des instruments de marchés (FIN et DOM), pourrait être associée à une simplification du paysage (i.e. augmentation de la surface en colza au dépens des prairies) si les agriculteurs essaient de tirer le maximum de profit de la situation. En effet, l'augmentation des abeilles sauvages (et donc du service de pollinisation qui y est associée) rend le colza plus attractif comparé à d'autres utilisations des sols comme les prairies et habitats semi-naturels qui apportent une complexité paysagère bénéfique pour l'environnement (Tscharrntke *et al.*, 2012). On assiste alors à un aléa moral, puisque les agriculteurs s'exposent davantage au risque en adoptant les bandes fleuries (Zweifel & Eisen, 2012). Cependant cette situation théorique reste peu probable, notamment puisque d'autres facteurs que les revenus guident la décision des agriculteurs (voir section 4.1.2).

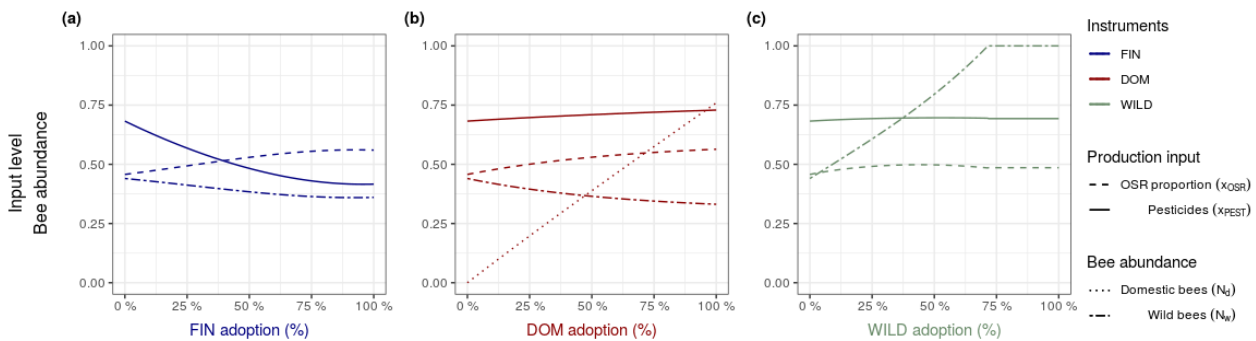


FIGURE I.17: **Intrants de production et conséquences écologiques.** Niveaux d'intrants de production: proportion de colza (ligne traits), utilisation de pesticides (ligne continue), ainsi que l'abondance correspondante d'abeilles sauvages (ligne point/trait) et d'abeilles domestiques (ligne points), en fonction de l'adoption de FIN (a), DOM (b) et WILD (c).

Nous montrons que la stratégie optimale de gestion du risque lié à la pollinisation pour les agriculteurs, consiste à assurer la quasi-totalité de leurs cultures pollinisées, et à profiter au maximum du marché de la pollinisation (Figure I.18). La surface optimale de colza convertie en bandes fleuries est de 12%, ce qui n'est pas négligeable. Malgré cela, l'abondance et la diversité en abeilles sauvages restent faibles puisqu'elles sont respectivement de 25 et 50% de leur capacité maximale. Cependant, malgré le fait que le niveau optimal (et rationnel) d'adoption de bandes fleuries soit de 12% environ, nos enquêtes montrent des taux d'adoption bien inférieurs.

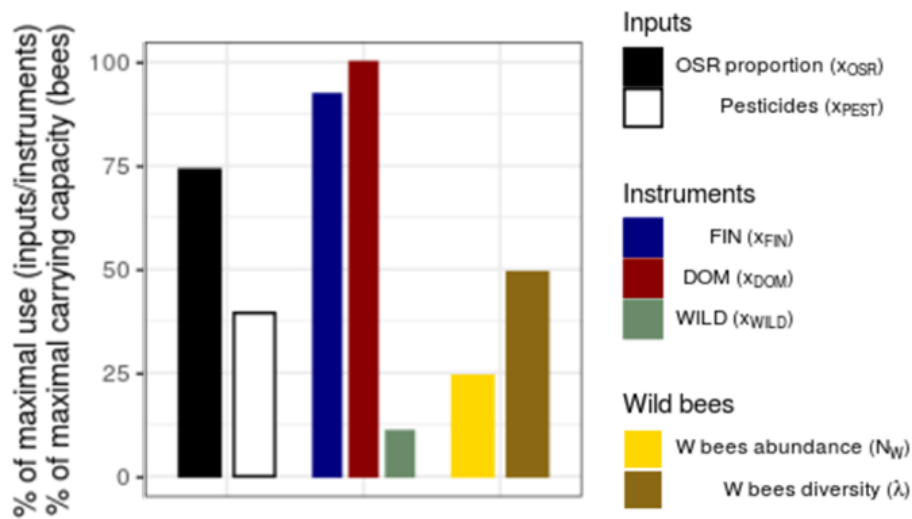


FIGURE I.18: **Stratégie optimale.** Niveaux des intrants de production (proportion de colza en noir et utilisation de pesticides en blanc), de l'adoption de FIN (bleu), DOM (rouge) et WILD (vert), ainsi que des éléments écologiques (abondance d'abeilles sauvages en jaune et diversité en brun).

Conclusion partielle

Nous avons montré que les bandes fleuries sont un levier technique cher, mais qui permettrait de stimuler une pollinisation basée sur les pollinisateurs sauvages. La stratégie rationnelle pour les agriculteurs serait de transformer un certain pourcentage de leurs cultures pollinisées par des bandes fleuries (ici, environ 12%). Cependant, nous avons vu précédemment que le taux d'adoption des bandes fleuries était très faible parmi les exploitants, et que l'une des causes majeures est la présence de facteurs psychologiques. Ainsi, un levier bioéconomique intéressant serait une combinaison entre une subvention et un levier comportemental, afin de restaurer l'efficience tout en gardant une bonne performance environnementale.

4.2.3 Politique comportementale mixte: un levier écologiquement performant, et efficient

Dans le chapitre V, nous développons une théorie sur des politiques agri-environnementales combinées (i.e. intégrant une subvention et un levier comportemental). Nous nous interrogeons sur la manière de les définir afin de fournir un niveau socialement optimal de service écosystémique. Ces politiques peuvent prendre diverses formes. Dans le cas des bandes fleuries, il peut s’agir par exemple d’un paiement avant le semis (visant à s’adapter aux préférences temporelles hyperboliques supposées des agriculteurs), d’une formation technique sur leur mise en place, ou de lettres les informant du taux d’adoption de bandes fleuries aux alentours (Dessart *et al.*, 2019). Nous constatons que la demande la plus élevée était celle pour une politique qui concentrerait le paiement avant le semis (voir Annexe ??). Nous montrons que la mise en place d’une telle politique augmenterait significativement l’acceptabilité des bandes fleuries (test de Spearman, $\rho = 0.26$, $p < .001$).

Dans un premier temps, nous montrons que la présence d’un biais comportemental augmente le niveau optimal d’intervention. Comme mis en avant par Dessart *et al.* (2019), c’est l’un des problèmes rencontrés par la Politique Agricole Commune actuellement, dont les bases théoriques néoclassiques postulent que les exploitants sont rationnels d’un point de vue économique. Ainsi, le niveau d’intervention nécessaire pour restaurer l’optimum social est largement sous-évalué *ex ante*, conduisant à des politiques agri-environnementales sous-optimales. Nous montrons dans le chapitre V que la provision de bandes fleuries à l’optimum social sur le territoire simulé est de 12.1ha (pour $N = 50$ exploitations), et que la provision sans intervention n’est que de 1.5ha. Cependant, nous montrons qu’elle serait trois fois plus élevée (~ 4.5 ha) sans biais comportemental de la part des exploitants. Traduit en termes de budget, cela signifie que le surcoût public imposé par le biais comportemental est en moyenne de 1700€ par exploitation, si seules des subventions sont utilisées.

Condition d’efficience Nous explorons ensuite à quelle condition il est efficient, pour le décideur, de mettre en place une politique de subvention combinée avec un levier comportemental, plutôt qu’une subvention seule. Pour cela nous effectuons une analyse comparée de coût-efficacité²³. Nous trouvons qu’il est optimal de mettre en place une politique combinée si et seulement si:

$$\chi < \frac{\alpha^z}{\alpha^m} g(\chi) \quad (\text{I.19})$$

voir la Preuve en page 281.

où χ est le niveau d’outil comportemental, α^m et α^z sont les coûts marginaux respectivement de l’outil comportemental et de la subvention, et g est une fonction liée à l’efficacité

²³Comme dans Benartzi *et al.* (2017), l’efficacité est le niveau de distorsion du coût perçu obtenu grâce à l’effort investi par le décideur politique. Par exemple, pour une subvention classique et sans coûts de transactions, l’efficacité est de 1, car 1 euro investi est perçu par l’agriculteur comme une réduction du coût marginal de 1 euro, et l’efficacité marginale est constante. Typiquement, pour une politique comportementale, l’efficacité marginale est décroissante (Lehner *et al.*, 2016; Benartzi *et al.*, 2017).

de l'outil comportemental, que l'on postule croissante et concave car les leviers comportementaux sont efficaces à des niveaux faibles mais deviennent inefficaces lorsqu'ils sont trop utilisés (Lehner *et al.*, 2016; Benartzi *et al.*, 2017).

La condition en Eq.I.19 met en évidence que l'utilisation de l'outil comportemental est efficace jusqu'à un seuil déterminé par le ratio des coûts des outils financiers et non financiers, ainsi que par son efficacité à modifier le comportement de l'agriculteur (terme de droite). En outre, l'Eq.I.19 indique qu'il existe un "effet de compensation" entre le coût de l'outil comportemental et son efficacité. Par exemple, même si une campagne d'information présente une faible efficacité pour changer les comportements, il peut être intéressant de l'utiliser car elle présente un faible coût (Ölander & Thøgersen, 2014).

L'Eq.I.19 peut être considérée comme une comparaison entre deux efficacités. Le terme de gauche est l'efficacité hypothétique – notée η_1 – de l'outil comportemental s'il était identique à la subvention, à savoir un pour un (sans coûts de transaction). Le terme de droite est l'efficacité réelle de l'outil comportemental corrigée par le ratio de coût des instruments – notée η_2 . Ces deux efficacités peuvent être comparées dans un graphique effort-efficacité, concernant l'utilisation de l'outil comportemental (Figure I.19). La première bissectrice ($\eta_1 = \chi$, en rouge) représente le terme gauche de l'Eq.I.19 : le cas où une unité d'effort a un signal équivalent à une unité de coût perçu. Les courbes bleues ($\eta_{2,1}$ et $\eta_{2,2}$) représentent le terme de droite de l'Eq.I.19 pour deux leviers comportementaux différents. Chaque courbe bleue est comparée à la ligne rouge, la différence est appelée l'efficacité relative ($\eta_{2,./} / \eta_1$). Conformément à la condition d'efficience, lorsqu'elle est supérieure, l'utilisation de l'outil comportemental est optimale ($\eta_{2,./} / \eta_1 > 1$), lorsqu'elle est inférieure, l'utilisation de l'outil comportemental n'est pas optimale, et la subvention est plus efficace ($\eta_{2,./} / \eta_1 < 1$). Il s'agit ici d'une visualisation concrète des calculs d'efficacité relative utilisés dans Benartzi *et al.* (2017). En raison des propriétés concaves croissantes de l'efficacité des outils comportementaux, s'assurer qu'il existe un niveau d'outil pour lequel l'efficacité relative est supérieure à 1 est suffisant pour prouver que l'utilisation d'outils comportementaux devrait être envisagée par le décideur politique.

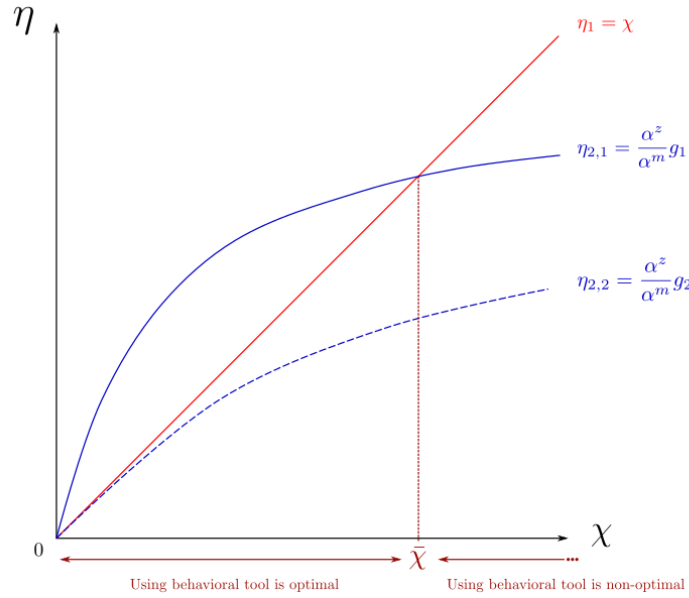


FIGURE I.19: Effort-efficacité de l'utilisation de l'outil comportemental.

Nous montrons également qu'une condition nécessaire et suffisante pour l'utilisation d'une politique combinée est donnée par:

$$\frac{\partial g}{\partial \chi}(0) > \frac{\alpha^m}{\alpha^z} \quad (\text{I.20})$$

voir la Preuve en page 281.

L'Eq.I.20 nous renseigne sur le fait que le décideur peut retirer l'outil comportemental de ses considérations si l'efficacité marginale de la première unité (i.e. en 0), est inférieure au ratio des coûts. Dans une perspective opérationnelle, le décideur politique doit évaluer les coûts *ex ante* de la subvention et de l'outil comportemental et comparer le ratio avec la sensibilité à la politique comportementale considérée. La première peut être réalisée avec une estimation "classique" des coûts des mesures politiques (voir par exemple Balana *et al.*, 2011), tandis que la seconde peut être estimée à l'aide de méthodes économétriques (par exemple une expérience de choix comme dans Broch & Vedel, 2012).

Une valeur de χ remarquable, appelée $\bar{\chi}$ est celle pour laquelle Eq.I.19 est une égalité (l'efficacité relative est de 1). C'est le seuil au delà duquel l'utilisation de l'outil comportemental n'est plus optimale. Par conséquent, l'intervalle d'existence de χ est $]0, \bar{\chi}]$. L'existence et l'ampleur de $\bar{\chi}$ dépendent de la courbure de η_2 , c'est-à-dire de α^z/α^m et de la courbure de g . En d'autres termes, plus l'efficacité absolue de l'outil comportemental, ou son efficacité relative à l'outil financier, est élevée, plus la probabilité que l'utilisation de l'outil comportemental soit optimale pour le décideur politique est grande.

Nous pouvons illustrer ce résultat avec l'étude de Czap *et al.* (2019): les auteurs ont exploré l'effet d'un *nudge* sur agriculteurs américains avec des lettres sur l'inscription aux

programmes agro-environnementaux. Supposons maintenant que la même expérience soit également menée au Canada, toutes choses égales par ailleurs : puisque le coût marginal des fonds publics (ici α^z) est plus élevé au Canada qu’aux États-Unis (Auriol & Warlters, 2012), notre résultat prescrit que la probabilité que la politique combinée soit plus efficiente que la subvention seule est plus grande aux États-Unis qu’au Canada. En résumé, le décideur politique devrait diversifier sa boîte à outils, en examinant l’écart entre les coûts des outils et la sensibilité des agriculteurs aux instruments comportementaux.

La combinaison socialement optimale Nous considérons ensuite une boîte à outils théorique pour le décideur politique, composée d’une subvention unique²⁴, et d’un outil comportemental dont le niveau peut être adapté à chaque territoire. Nous montrons que le niveau optimal d’utilisation du levier comportemental doit internaliser une partie des défaillances de marché (externalités et biais comportementaux), l’autre partie étant internalisée par la subvention unique (voir chapitre V).

Concernant la répartition optimale des outils comportementaux entre les agriculteurs, nous montrons que l’allocation de l’outil comportemental doit concerner en priorité les agriculteurs les plus influents, c’est-à-dire les plus connectés (voir chapitre V). À l’échelle territoriale, cette connectivité dépend de deux caractéristiques:

- ☞ D’abord, la connectivité géographique du paysage agricole. Celle-ci est principalement déterminée par deux caractéristiques du paysage. Premièrement, la taille moyenne des parcelles, car plus elle est élevée, plus le nombre de voisins et la proximité sont faibles (Clough *et al.*, 2020). Deuxièmement, le niveau de remembrement²⁵. Clough *et al.* (2020) ont montré que les deux sont liés, et peuvent être associés à l’intensité du paysage. Ainsi, schématiquement, plus l’intensité du paysage est élevée, plus la connectivité du paysage est faible.
- ☞ Ensuite, la proximité sociale sur le territoire. Cette dernière va dépendre de l’historique du territoire, mais aussi des institutions mises en place (Vialatte *et al.*, 2019).

En résumé, il est coût-efficace pour les décideurs politiques de concentrer les leviers comportementaux sur les paysages présentant la plus grande connectivité écologique et sociale. Cela implique que (i) les paysages moins intensifs et (ii) les paysages avec une grande proximité sociale devraient être ciblés en priorité. Le résultat (i) complète les études écologiques sur l’efficacité des programmes agri-environnementaux. En effet, la littérature a montré que ces pratiques sont plus efficaces dans les paysages complexes et extensifs (Batáry *et al.*, 2011; Deguines *et al.*, 2014; Sutter *et al.*, 2018; Marja *et al.*, 2019). Le résultat (ii) complète la littérature sur l’action collective, qui montre que de bonnes relations sociales dans un paysage peuvent bénéficier à la fourniture de services écosystémiques (Barnaud *et al.*, 2018).

²⁴En effet, il est impossible pour un décideur d’obtenir des informations complètes sur tous les paramètres individuels et de mettre en place des subventions personnalisées (Cornes & Sandler, 1996). Dans ce cas, la subvention optimale devient sous-optimale (*second best subsidy*).

²⁵Le remembrement des terres est un réarrangement planifié de parcelles de terre fragmentées et de leur propriété, souvent dans le but de faciliter et d’accroître la superficie des terres contiguës, car les grandes terres contiguës réduisent naturellement le nombre de voisins directs

4.3 Conclusion

Finalement, nos travaux ont permis de remplir les deux objectifs fixés en section I.2. En effet, nous avons rempli notre premier objectif puisque nous avons identifié que la mise en place de ruches et la mise en place de bandes fleuries, soutenues par des politiques financières classiques ou combinées (i.e. intégrant une subvention et un levier comportemental), pouvaient constituer des leviers bioéconomiques efficaces pour assurer la fourniture du service de pollinisation entomophile dans les territoires agricoles intensifs. Nous avons aussi rempli notre deuxième objectif puisque nous avons évalué ces leviers. Nous avons montré que soutenir l'apiculture et la mise en place de ruches était économiquement performant, mais était compatible avec une agriculture intensive ayant un impact négatif sur l'environnement. Nous avons aussi montré que la mise en place de bandes fleuries, au contraire, possédait une bonne performance écologique mais que ce levier était cher et peu adopté en l'état. Nous avons donc proposé une politique optimale combinée, intégrant une subvention et un levier comportemental, permettant de restaurer l'optimum social et d'atteindre une bonne performance bioéconomique.

5 Discussion générale

5.1 Contributions principales des travaux

En répondant aux quatre enjeux économiques posés en section 1.4.2, cette thèse constitue un traitement original de la problématique de l'adoption de pratiques agro-environnementales. Nous proposons ici d'exposer trois contributions majeures de nos travaux.

5.1.1 Le comportement des exploitants à prendre en compte dans l'équation de l'intensification écologique

Dans cette thèse, nous avons montré à plusieurs reprises que les décisions d'adoption concernant les pratiques qui favorisent les pollinisateurs sont motivées par les revenus, mais aussi par d'autres facteurs d'ordre psychologique. Ceux-ci amènent les agriculteurs à prendre des décisions qui ne maximisent pas leur bien-être ni celui de la société. Dans ce cas, le postulat d'*homo oeconomicus* mis en avant par la théorie économique standard est invalidé. Nos travaux s'inscrivent donc dans le courant contemporain qui se positionne en faveur d'une intégration des enseignements de l'économie comportementale au sein de l'économie agricole (Streletskaia *et al.*, 2020). Grâce aux enseignements de la psychologie et à la modélisation originale du comportement et de la décision des agriculteurs, nous avons montré que les facteurs psychologiques pouvaient avoir plus d'importance que les facteurs pécuniaires pour prédire la décision. Ce résultat répond directement à l'interrogation soulevée par Kleijn *et al.* (2019) en ce qui concerne l'écart entre ce qui est montré par la science écologique, et ce qui est réellement adopté par les agriculteurs. Dans ce contexte, intégrer une dimension psychologique aux études et aux modèles économétriques agricoles est primordial pour représenter de manière adéquate le comportement des agriculteurs (Austin *et al.*, 1998). Certaines revues de littérature récentes ont montré que les facteurs psychologiques sont les moins étudiés au sein des déterminants de l'adoption de pratiques agro-environnementales (par exemple Liu *et al.*, 2018b; Foguesatto *et al.*, 2020). En effet, l'utilisation de modèles purement rationnels pour expliquer les décisions des agriculteurs est encore universellement accepté et utilisé en sciences économiques (Hardaker & Lien, 2010).

Cependant, au cours de la dernière décennie, de plus en plus d'études économiques creusant les préférences non-standard des exploitants ont été publiées (Dessart *et al.*, 2019). Par exemple, Mzoughi (2011) a montré que les exploitants pratiquant l'agriculture biologique avaient une préoccupation pour l'environnement plus importante. Un autre exemple est celui de Duffo *et al.* (2011), qui montrent que les agriculteurs peuvent avoir des préférences temporelles non rationnelles. Ici, nous avons montré que les agriculteurs étaient potentiellement influencés par plusieurs facteurs comportementaux comme l'aversion au risque, l'aversion à la perte de production, l'impatience ou la préoccupation environnementale. Tous ces facteurs comportementaux ont déjà été reconnus comme importants dans la décision, mais le nombre d'études à leur sujet reste faible à ce jour. Nous avons aussi montré que les agriculteurs, malgré leur réticence à adopter des pratiques favorables aux pollinisateurs, avaient une bonne perception de la pollinisation et adoptaient généralement une attitude positive envers les

abeilles, ce qui rejoint les résultats d'Hevia *et al.* (2021). Ces résultats constituent un premier pas vers une meilleure compréhension de la formation des préférences et des croyances des agriculteurs à propos de la pollinisation (Breeze *et al.*, 2019; Hevia *et al.*, 2021).

Cette thèse constitue également une avancée substantielle et novatrice en matière de modélisation des comportements des agriculteurs. En effet, elle s'appuie sur une formalisation contemporaine des biais comportementaux, basée sur la théorie microéconomique néoclassique, mais intégrant un écart entre ce qui est prédit et ce qui est observé (i.e. la différence entre l'utilité perçue et expérimentée; Carlsson & Johansson-Stenman, 2019; Farhi & Gabaix, 2020). Cette modélisation, où les agents optimisent la "mauvaise" fonction, s'appuie sur des racines théoriques et empiriques en psychologie, provenant notamment de Kahneman *et al.* (1997). Notre démarche s'inscrit dans la tendance actuelle de "behavioralisation" de la théorie économique standard. En effet, certains auteurs s'attachent à adapter la théorie standard en intégrant une dimension comportementale aux agents, avec notamment la version comportementale de la microéconomie du consommateur (Gabaix, 2014), de la taxation optimale (Farhi & Gabaix, 2020) ou du modèle nouveau-keynésien de l'économie (Gabaix, 2020). Ce type de modèle nous a permis d'adopter une approche normative, de développer des résultats de statique comparative et de réaliser des simulations, ce qui est plus difficile avec des modèles moins stylisés. Notre démarche de modélisation, la première du genre à notre connaissance en économie agricole, est prometteuse pour le développement d'autres modèles visant à étudier de manière empirique et simuler les comportements des agriculteurs. En effet, elle emploie le formalisme de l'utilité aléatoire, classiquement utilisé en économétrie agricole (voir par exemple Bougherara *et al.*, 2021).

5.1.2 Les politiques agroenvironnementales comportementales optimales

Nos résultats ont montré que les biais comportementaux menaient à une sous-estimation des montants nécessaires pour restaurer l'optimum social. Par exemple, nos simulations ont montré que prendre en compte les facteurs psychologiques à propos des bandes fleuries augmentait en moyenne de 1700€ l'intervention optimale par exploitation. Ce cadre d'évaluation des politiques publiques avait déjà été établi par Madrian (2014), mais ici nous l'avons formalisé à travers une théorie, et illustré pour les politiques économiques agroenvironnementales. Les évaluations *ex ante* et *ex post* des politiques actuelles, par exemple dans le cas de la Politique Agricole Commune, sont basées sur le postulat de rationalité, ce qui peut conduire à des estimations irréalistes. Dessart *et al.* (2019) évoquent une évaluation de la Commission Européenne de 2018, dans laquelle la simulation de l'adoption d'un éco-régime volontaire mènerait à une adoption de 90 à 100% selon les régions: des taux jamais observés.

Une littérature grandissante traite de politiques comportementales à destination des agriculteurs (e.g. Kuhfuss *et al.*, 2016; Peth *et al.*, 2018; Chabé-Ferret *et al.*, 2019; Czap *et al.*, 2019). Nos résultats sur le comportement des agriculteurs nous ont amené à élaborer une politique publique hybride: intégrant à la fois des subventions classiques et une composante comportementale. Cette approche combinée est novatrice, dans le sens où elle n'est que très peu envisagée, aussi bien par les experts que par les décideurs (Dicks *et al.*, 2016; Pe'er *et al.*, 2020, voir cependant Carlsson & Johansson-Stenman, 2019). Son caractère

novateur vient du fait que dans notre modèle, le décideur politique arbitre entre les deux outils, à partir d'une fonction objectif de bien-être social. Souvent, les politiques comportementales (appelées *nudges*) sont envisagées de manière indépendante et complémentaire – et non substituable – aux subventions déjà en place (Ouvrard & Stenger, 2019). Ici, nous avons proposé une théorie qui stipule une substitution partielle, par analogie avec la théorie microéconomique (Pindyck & Rubinfeld, 2018). Ainsi, notre thèse participe à la conceptualisation de politiques agri-environnementales innovantes, en vue d'augmenter leur efficacité. C'est une problématique très actuelle: en démontre un rapport publié en avril 2021 dans le cadre du projet *PollDiff Captage* financé en partie par l'Union Européenne²⁶.

De nombreuses études ont montré que les politiques comportementales présentaient des coûts faibles, ce qui les rendait avantageuses (Benartzi *et al.*, 2017). La définition d'un *nudge* (i.e. action *pas ou peu coûteuse*; Ouvrard, 2019) inclut même cette notion. Cependant, il a été montré que les outils comportementaux ont une efficacité marginale décroissante (Benartzi *et al.*, 2017). C'est pourquoi nous avons proposé dans nos travaux une théorie d'une politique hybride comportement/subvention, et avons cherché quelles étaient les conditions pour la rendre optimale. Ainsi, nous avons formalisé la réponse à la question posée par Grolleau *et al.* (2015) sur les incitations monétaires dans la politique agroenvironnementale : "peut-on faire mieux avec moins ?".

Nous avons montré qu'il existe trois sources de supériorité en termes de coût-efficacité. La première est relative au faible coût de la politique, ce qui formalise les résultats empiriques observés (Benartzi *et al.*, 2017). La deuxième est relative au rapport effort-efficacité des politiques comportementales, qui permettent d'agir sur les biais comportementaux à travers un autre type de signal que les subventions classiques (Palm-Forster *et al.*, 2019). La troisième est relative à l'adaptabilité des outils comportementaux. En effet, dans notre modèle nous avons postulé que le niveau des outils comportementaux était ajustable au niveau de chaque exploitation agricole, contrairement aux mesures agroenvironnementales classiques²⁷, ce qui permet d'augmenter le coût-efficacité des mesures. Ceci a été montré par Broch & Vedel (2012). Cependant, la validité de ce postulat peut varier selon la politique comportementale envisagée car certaines politiques – comme des contrats individualisés pour respecter les préférences temporelles des agriculteurs – peuvent présenter des coûts de transaction élevés (Bougherara *et al.*, 2021). Néanmoins, ces outils sont adaptables à l'échelle territoriale, et nous avons montré qu'il était optimal pour le décideur politique de focaliser les outils comportementaux sur les territoires agricoles avec une grande connectivité écologique et sociale. Ces résultats économiques vont dans le même sens que les résultats écologiques, qui ont montré que les mesures agroenvironnementales étaient plus efficaces dans des paysages complexes (Batáry *et al.*, 2011). De plus, os résultats vont dans le même sens que certaines études qui ont montré l'importance de la proximité sociale dans l'efficacité des politiques (par exemple Chatzimichael *et al.*, 2014; pour un exemple européen).

Nos résultats participent au débat sur la conceptualisation de nouveaux outils dans le cadre de la Politique Agricole Commune (PAC) post-2020. En effet, la PAC est quasi-exclusivement basée sur des politiques incitatives financières traditionnelles, mais les résultats

²⁶Source: <https://hal.inrae.fr/hal-03219739/document>.

²⁷Il est important de noter que cette adaptabilité peut être retrouvée dans des outils financiers innovants, tels que les appels à projets agroenvironnementaux (voir par exemple Claassen *et al.*, 2008)

en termes de biodiversité et de services écosystémiques sont mitigés (Pe'er *et al.* , 2014; Simoncini *et al.* , 2019). La Commission Européenne a déjà manifesté son intérêt pour mettre en place des politiques basées sur le comportement. La politique qui a été mise en avant par les enquêtés – c'est-à-dire un aménagement de contrat pour modifier le calendrier des paiements – est un sujet déjà sur la table des discussions. Par exemple, dans un article récent, Bougherara *et al.* (2021) ont étudié précisément les préférences des agriculteurs français sur cette question. Les politiques d'adaptation des contrats agroenvironnementaux classiques aux préférences des agriculteurs est une catégorie de politiques prometteuses, et dont l'efficacité est supposée (Broch & Vedel, 2012). Étant donné nos résultats sur la supériorité des politiques hybrides en termes d'efficacité, il est important d'augmenter l'effort de recherche sur ce type de politiques dans les années à venir, afin de conceptualiser des politiques durables et efficaces (Pe'er *et al.* , 2019).

5.1.3 La perspective microéconomique de l'artificialisation des services écosystémiques

Nos travaux viennent apporter de nouveaux arguments au débat existant sur l'opposition entre pollinisation sauvage et naturelle (Geldmann & González-Varo, 2018). De nombreuses études ont déjà montré qu'il existe un effet négatif direct des abeilles domestiques sur les abeilles sauvages. Dans une revue récente et complète de littérature, Mallinger *et al.* (2017) ont montré que cet impact négatif a trois vecteurs: la compétition pour les ressources florales, la transformation des communautés florales notamment la propagation de plantes exotiques au dépens des espèces natives, et la propagation d'agents pathogènes.

Dans cette thèse, nous étendons cette opposition entre pollinisateurs sauvages et domestiques au niveau économique, et montrons qu'elle peut se faire par le biais des décisions des agents. Il s'agit donc là, d'une dimension indirecte de la compétition. Plus précisément, nous montrons que la présence des abeilles domestiques peut masquer un déclin des abeilles sauvages qui, sans elle, se solderait par une diminution des rendements. Plus précisément, notre résultat est une conséquence du postulat que les abeilles domestiques et sauvages sont considérées comme des intrants de production substituables, de la même manière que deux intrants agricoles "classiques" (voir Debertin, 2012). Ce postulat est fondé sur les observations empiriques de contribution au rendement des abeilles sauvages et domestiques (Woodcock *et al.* , 2019), mais aussi de manière plus générale sur le fait que les agriculteurs gèrent leurs exploitations afin de bénéficier de la capacité productive de la biodiversité (Bareille & Letort, 2018).

La compétition indirecte entre pollinisateurs sauvages et domestiques n'a été que timidement traitée dans la littérature: à notre connaissance, seuls Kleczkowski *et al.* (2017) en font mention explicitement, et Narjes & Lippert (2019) implicitement. Nos travaux permettent de formaliser de manière microéconomique cette compétition indirecte. Les profits marginaux court terme sont plus élevés pour les abeilles domestiques que sauvages, puisque les premières ont été sélectionnées et optimisées afin de voir leur coût marginal le plus faible possible: la vente du miel compense les dépenses, les ruches actuelles optimisent la survie des colonies ou encore l'apport de nutriments externes permet de réduire la mortalité (Crane, 1999; IPBES,

2016; Champetier & Sumner, 2019). Par ailleurs, leur recette marginale a également été rendue la plus élevée possible, notamment par la sélection des abeilles les plus performantes en butinage (Crane, 1999). Ainsi, les abeilles domestiques gagnent en compétitivité aux yeux des agriculteurs, car leur utilisation présente peu de coûts privés, comparé au maintien des abeilles sauvages. Par exemple, nous avons montré qu'un paiement pour un service de pollinisation est plus rentable à court terme, que le maintien d'habitats pour les pollinisateurs sauvages.

Cependant, le postulat de substituabilité "parfaite" des abeilles domestiques avec les abeilles sauvages a des limites. En effet, des auteurs ont montré que les abeilles domestiques ne peuvent pas remplacer les abeilles sauvages pour plusieurs raisons (Senapathi *et al.*, 2015). D'abord, Garibaldi *et al.* (2013) ont montré – à l'aide d'une méta-analyse – que les abeilles sauvages sont parfois plus efficaces que les abeilles domestiques pour polliniser les cultures. Ceci pourrait être dû au fait que la diversité des espèces de pollinisateurs augmente la magnitude et la qualité de la pollinisation, au même titre que peut le faire l'abondance (Woodcock *et al.*, 2019). Par ailleurs, certains auteurs ont montré que la diversité des pollinisateurs sauvages stabilise les rendements agricoles (Garibaldi *et al.*, 2011b), et donc jouent le rôle d'assurance naturelle (Baumgärtner, 2007). Ceci est basé sur le principe qu'une diversité d'espèces fournit de plus grandes garanties d'assurer une fonction écosystémique, même si certaines échouent (Yachi & Loreau, 1999). Par exemple, certaines espèces d'abeilles sauvages peuvent supporter des conditions météorologiques plus contraignantes que les abeilles domestiques (Hanes *et al.*, 2015). Les pollinisateurs sauvages soutiennent aussi certaines valeurs non-marchandes, non soutenues par les abeilles domestiques (Hanley *et al.*, 2015). Par exemple, la diversité des plantes sauvages est maintenue principalement par les abeilles sauvages (Senapathi *et al.*, 2015). Leur maintien implique donc des bénéfices sociaux qui ne sont pas pris en compte dans l'équation microéconomique des exploitants agricoles. Enfin, 80% de la pollinisation est assurée par seulement 2% des pollinisateurs (Kleijn *et al.*, 2015), ce qui implique que les abeilles sauvages doivent, en grande partie, être conservées pour d'autres raisons que la pollinisation.

Au delà de la pollinisation, ces résultats et cette discussion peuvent être étendus aux deux autres services de régulation qui participent aux rendements agricoles: le cycle de l'azote et le contrôle biologique. En effet, l'une des caractéristiques communes est qu'ils sont tous trois substituables (au moins partiellement) avec des techniques de gestion humaine, souvent intensives (Garibaldi *et al.*, 2018). On assiste alors à une artificialisation de ces services: ce qui est artificiel est ce qui est produit par le travail de l'humain, et non par la nature²⁸. C'est dans ce cadre que se place de phénomène d'artificialisation des services de régulation: les fertilisants de synthèse artificialisent le service de maintien de la fertilité du sol, et les pesticides artificialisent le contrôle biologique (Maraux *et al.*, 2013). Ceci se traduit par des antagonismes entre intensification agricole et services écosystémiques (Zhang *et al.*, 2007; Deguines *et al.*, 2014). Pour chacun des services de régulation, des résultats similaires aux nôtres pourraient être tirés d'une analyse microéconomique de la situation: leur maintien impliquerait un profit court terme plus faible que celui permis par l'utilisation d'intrants agricoles. Cependant, comme dans le cas de la pollinisation, les coûts réels supportés par le public et l'environnement sont bien plus importants que ceux supportés par les agriculteurs

²⁸Source : <https://www.larousse.fr>

(voir par exemple [Wilson & Tisdell, 2001](#) sur les pesticides). En plus, les intrants artificiels sont sujets à une forte instabilité économique due aux fluctuations des prix sur les marchés: en atteste la multiplication par cinq du prix des engrais en France en seulement un an²⁹. L'artificialisation des services de contrôle biologique et du cycle naturel de l'azote a aussi ses limites, puisqu'il a été montré que les rendements stagnent depuis un certain nombre d'années ([Ray et al. , 2012](#)), malgré l'ajout d'intrants, ce qui révèle une saturation ([Lechenet et al. , 2014](#); [Gaba et al. , 2016](#)). Enfin, certains auteurs ont montré qu'il existe une complémentarité entre les trois services de régulation qui participent à la production agricole ([Garibaldi et al. , 2018](#)), ce qui signifie qu'artificialiser un service est bien plus coûteux si l'on considère les interactions entre eux. Il est donc urgent d'instaurer une réflexion sur l'artificialisation des services écosystémiques de régulation au niveau politique, et de mettre en avant les bénéfices d'une approche productive fondée sur la biodiversité et des services écosystémiques ([Titttonell, 2014](#); [Pe'er et al. , 2020](#)).

5.2 Perspectives de la thèse

5.2.1 Raffiner les préférences des agriculteurs

Dans cette thèse, nous avons utilisé la théorie duale de l'utilité de [Kahneman et al. \(1997\)](#) – c'est à dire distinguant l'utilité de décision (relative aux préférences) et l'utilité vécue (relative aux attitudes) – qui postule qu'il existe un écart entre ce qui est perçu et ce qui est vécu ([de La Bruslerie & Pratlong, 2014](#)). Nous avons montré que certains facteurs psychologiques, comme l'aversion au risque et la préférence pour le présent, pouvaient être à la source de cet écart. Ces conclusions rejoignent celles de nombreuses études sur le sujet ([Falk et al. , 2018](#); [Liu et al. , 2018b](#)). Dans nos travaux, nous n'avons pas spécifié et estimé de manière standardisée les préférences des exploitants à l'égard de ces deux facteurs, ce qui nous a permis d'évaluer de manière stylisée les politiques publiques optimales. Malgré tout, notre modèle postule de manière implicite une réponse linéaire du bien-être aux facteurs psychologiques. Or, des études ont montré que l'aversion au risque, ou les préférences temporelles, impliquaient une non-linéarité des préférences ([Wilkinson & Klaes, 2017](#)). Une perspective de nos travaux serait de raffiner la modélisation de ces préférences, et d'en estimer les paramètres relatifs, afin d'augmenter la précision des évaluations, et de confirmer ou d'infirmer l'hypothèse de rationalité limitée des agriculteurs.

Dans nos travaux, l'estimation des préférences face au risque a été réalisée *via* l'utilisation d'échelles psychométriques. Comme le rappellent [Iyer et al. \(2020\)](#), cette spécification peut difficilement se rattacher à une fonction d'utilité standard, et elle est souvent utilisée en conjonction avec les méthodes basées sur les loteries. Ces dernières peuvent concerner des loteries totalement hypothétiques ou être compatibles avec des incitations existantes ou probables ([Iyer et al. , 2020](#)). En fonction des réponses, un certain type de préférence pour le risque est attribuée à chaque agriculteur ([Reynaud & Couture, 2012](#)). La méthode proposée par [Holt & Laury \(2002\)](#) est la plus reproduite et permet d'obtenir des préférences en matière de risque sur le terrain et en laboratoire. Cependant, il a été montré que d'autres types de loteries telles

²⁹Source: <https://www.rfi.fr>

que celle utilisée par [Tanaka *et al.* \(2010\)](#) permettait une estimation plus fine des préférences, et de ne pas partir du postulat de rationalité ([Bocquého *et al.*, 2014](#)), permettant de modéliser au mieux les préférences pour le risque. Ainsi, l'estimation de l'aversion au risque des agriculteurs réalisée dans cette thèse pourrait être complétée par de telles expériences, pour modéliser de manière plus précise l'hétérogénéité de la décision face au risque.

Par ailleurs, nous avons montré que les agriculteurs présentaient une préférence pour le présent. Là encore, nous avons utilisé des échelles psychométriques et nous n'avons pas spécifié de forme particulière aux préférences temporelles. La littérature expérimentale sur l'élicitation des préférences temporelles est riche, et de nombreuses méthodes existent pour estimer le taux d'actualisation ([Frederick *et al.*, 2002](#)). Comme pour le risque, l'élicitation des préférences peut se faire *via* des questionnaires de préférences déclarées, où les agriculteurs doivent choisir entre plusieurs options. Ces dernières diffèrent par leur montant et le délai qui sépare le paiement du présent (voir par exemple [Bocquého *et al.*, 2013](#)). La littérature en économétrie agricole postule souvent une actualisation exponentielle (impliquant des préférences standards), mais certains auteurs ont montré que un taux d'actualisation hyperbolique, entraînant des préférences non-standard, pouvait mieux représenter la réalité psychologique des exploitants ([Tanaka *et al.*, 2010](#); [Bocquého *et al.*, 2013](#)). Ainsi, une élicitation des préférences temporelles à la suite de nos travaux permettrait de préciser les comportements des agriculteurs, notamment concernant leur sensibilité face à une politique comportementale qui déplacerait les paiements dans le temps ([Bougherara *et al.*, 2021](#)).

5.2.2 Intégrer des effets d'interactions écologiques

Notre modélisation bioéconomique nous a permis – par rapport à un modèle purement économique de relation apiculture/agriculture (voir par exemple [Meade, 1952](#); [Champetier *et al.*, 2015](#)) – de représenter les impacts écologiques potentiels de certaines décisions, à l'échelle de l'agroécosystème, comme à l'échelle de l'exploitation. Cependant, certains effets écologiques n'ont pas été intégrés, et pourraient impacter nos résultats. Nous traitons ici deux effets d'interaction: celle entre services écosystémiques et celle entre paysage et efficacité des pratiques.

D'abord, intégrer l'interaction entre les services écosystémiques pourrait amplifier nos résultats sur la performance écologique et bioéconomique des leviers étudiés. En effet, une récente revue de littérature a confirmé l'existence d'une synergie entre les trois services de régulation participant au rendement des cultures: pollinisation par les pollinisateurs sauvages, contrôle biologique et cycle de l'azote ([Garibaldi *et al.*, 2018](#)). Ainsi, améliorer l'un permettrait d'augmenter la magnitude et la stabilité des autres ce qui, dans notre cas, augmenterait la performance bioéconomique des bandes fleuries. Par exemple, [Sutter & Albrecht \(2016\)](#) ont montré que l'augmentation de la durée de vie des fleurs induite par un contrôle biologique des ravageurs entraînait l'augmentation du nombre de visites de pollinisateurs. Dans notre modèle, la fonction de production des agriculteurs devrait alors intégrer le contrôle biologique, ainsi que les besoins nutritionnels des cultures. L'intégration du contrôle biologique pourrait se baser sur une étude très récente réalisée sur notre zone d'étude (Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre), qui a montré la proportion de prairies était déterminante pour le con-

trôle biologique (Perrot *et al.*, 2021). Du point de vue économique, le taux marginal de substitution entre abeilles sauvages et domestiques serait plus élevé que dans nos simulations, améliorant ainsi la compétitivité des abeilles sauvages. Concernant la modélisation microéconomique, il serait important d'intégrer la décision à propos de la fertilisation azotée, puisque cela capturerait la totalité du compromis entre intensification artificielle et écologique à l'échelle de l'exploitation. Il serait important d'intégrer une dimension stochastique au modèle puisque l'artificialisation des trois services de régulation pourrait conduire à des instabilités prix/rendement records sur le long terme (Garibaldi *et al.*, 2018). Par ailleurs, ces interactions entre services se retrouvent aussi à l'échelle du paysage (Deguines *et al.*, 2014).

Certaines études ont montré que l'intensité du paysage modulait l'efficacité des pratiques agroenvironnementales (Batáry *et al.*, 2011). Par exemple, Sutter *et al.* (2018) ont montré que l'augmentation du niveau de pollinisation permise par la mise en place de bandes fleuries était plus importante dans les parcelles voisines de Surfaces d'Intérêt Écologique. Marja *et al.* (2019) ont montré que les pratiques favorisant les pollinisateurs étaient plus efficaces lorsque le paysage était moins intensif. Par exemple, une application intensive de fertilisant diminue la diversité des communautés florales sur le territoire (Midolo *et al.*, 2019), qui elle même détermine l'efficacité des pratiques favorisant les pollinisateurs. Cela montre l'importance d'intégrer dans nos modèles les interactions entre configuration du paysage et efficacité des pratiques. Les performances bioéconomiques des leviers pourraient alors être différentes et le coût-efficacité des bandes fleuries augmenterait pour les territoires les moins intensifs. Or, ces conclusions vont dans le même sens que nos résultats concernant les territoires à viser en premier pour le décideur politique. Ainsi, il est primordial de renforcer l'effort de recherche pour proposer des politiques innovantes et efficaces à destination des territoires les plus intensifs, qui sont aussi les plus impactant pour l'environnement (Tilman *et al.*, 2011).

5.3 La thèse et les défis de l'agriculture

Notre thèse a permis d'apporter des éléments de discussion nouveaux au débat sur les actions à prendre pour protéger les pollinisateurs. Notamment que "les abeilles sauvages [semblent en être les] grandes oubliées", comme le mentionne un article de Radio France International³⁰. Au delà de ce seul constat, notre problématique a permis d'illustrer le débat plus global sur la compatibilité entre agriculture intensive et santé des écosystèmes. De nombreux auteurs ont étudié les conditions d'une réconciliation entre agriculture et environnement, mais les solutions gagnant-gagnant sont très rares (Mouysset, 2012). Ici, nous avons confirmé ce résultat.

Nos travaux ont cependant montré que repenser les politiques publiques agroenvironnementales était l'un des chemins d'efficience pour dépasser cette dichotomie. Nous avons mis sur la table la question du comportement des exploitants agricoles, qui sont les acteurs du changement de paradigme. Adapter les politiques publiques afin de mieux répondre aux attentes des agriculteurs est un défi, mais l'intérêt pour ces questions est croissant et la recherche sur le sujet n'en est qu'au stade d'embryon.

³⁰Source: <https://www.rfi.fr>

Références

- Abrol, Dharam P. 2012. *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. Springer.
- Aizen, Marcelo A., & Harder, Lawrence D. 2009. The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Current Biology*, **19**(11), 915–918.
- Aizen, Marcelo A., Garibaldi, Lucas A., Cunningham, Saul A., & Klein, Alexandra M. 2008. Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, **18**(20), 1572–1575.
- Albrecht, Matthias, Kleijn, David, Williams, Neal M., Tschumi, Matthias, Blaauw, Brett R., Bommarco, Riccardo, Campbell, Alistair J., Dainese, Matteo, Drummond, Francis A., Entling, Martin H., Ganser, Dominik, de Groot, G. Arjen, Goulson, Dave, Grab, Heather, Hamilton, Hannah, Herzog, Felix, Isaacs, Rufus, Jacot, Katja, Jeanneret, Philippe, Jons-son, Mattias, Knop, Eva, Kremen, Claire, Landis, Douglas A., Loeb, Gregory M., Marini, Lorenzo, McKerchar, Megan, Morandin, Lora, Pfister, Sonja C., Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Sardiñas, Hillary, Sciligo, Amber, Thies, Carsten, Tscharntke, Teja, Venturini, Eric, Veromann, Eve, Vollhardt, Ines M. G., Wäckers, Felix, Ward, Kimiora, Wilby, Andrew, Woltz, Megan, Wratten, Steve, & Sutter, Louis. 2020. The Effectiveness of Flower Strips and Hedgerows on Pest Control, Pollination Services and Crop Yield: A Quantitative Synthesis. *Ecology Letters*, **23**(10), 1488–1498.
- Alexandratos, Nikos, & Bruinsma, Jelle. 2012. World Agriculture towards 2030/2050: The 2012 Revision.
- Allan, Eric, Weisser, Wolfgang W, Fischer, Markus, Schulze, Ernst-Detlef, Weigelt, Alexandra, Roscher, Christiane, Baade, Jussi, Barnard, Romain L, Beßler, Holger, & Buchmann, Nina. 2013. A Comparison of the Strength of Biodiversity Effects across Multiple Functions. *Oecologia*, **173**(1), 223–237.
- Allcott, Hunt, & Sunstein, Cass R. 2015. Regulating Internalities.
- Allen, Mark, & Ball, Brenda. 1996. The Incidence and World Distribution of Honey Bee Viruses. *Bee World*, **77**(3), 141–162.
- Allier, Fabrice. 2012. *Pollinisation En Production de Semences Oléagineuses : Une Coopération Technique Entre Agriculteurs et Apiculteurs*. Cahier Technique. ITSAP, Paris.
- Allier, Fabrice, Barbottin, Aude, Aupinel, Pierrick, Bretagnolle, Vincent, Chabert, Ariane, Chabirand, Mélanie, Chaigne, G., Decourtye, Amélie, Georges, G., Henry, Mickaël, Lancien, Thibaud, Michel, Nadia, Odoux, Jean Francois, Plantureux, Sylvain, Tamic, Thierry, Toulet, C., Vialoux, Fabien, & Gourrat, Marine. 2019. DEPHY-Abeille, Un Réseau de Systèmes de Grandes Cultures Innovants, Économiques En Pesticides et Favorables Aux Abeilles : Co-Construction, Mise à l'épreuve et Évaluation. *Innovations Agronomiques*, **76**, 133–154.

- Alston, Julian, Babcock, Bruce, & Pardey, Philip. 2010. The Shifting Patterns of Agricultural Production and Productivity Worldwide. *CARD Books*, Jan.
- Althaus, Scott L., Berenbaum, May R., Jordan, Jenna, & Shalmon, Dan A. 2021. No Buzz for Bees: Media Coverage of Pollinator Decline. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **118**(2).
- Altman, Morris. 2015. *Handbook of Contemporary Behavioral Economics: Foundations and Developments*. Routledge.
- Anderhub, Vital, & Güth, Werner. 2001. On the Interaction of Risk and Time Preferences: An Experimental Study. *German Economic Review*, **2**(3), 239–253.
- Armbruster, William Scott. 2017. The Specialization Continuum in Pollination Systems: Diversity of Concepts and Implications for Ecology, Evolution and Conservation. *Functional Ecology*, **31**(1), 88–100.
- Arrow, Kenneth J. 1996. The Economics of Information: An Exposition. *Empirica*, **23**(2), 119–128.
- Assessment, Millennium Ecosystem (ed). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Auriol, Emmanuelle, & Warlters, Michael. 2012. The Marginal Cost of Public Funds and Tax Reform in Africa. *Journal of Development Economics*, **97**(1), 58–72.
- Austin, E. J, Willock, J, Deary, I. J, Gibson, G. J, Dent, J. B, Edwards-Jones, G, Morgan, O, Grieve, R, & Sutherland, A. 1998. Empirical Models of Farmer Behaviour Using Psychological, Social and Economic Variables. Part I: Linear Modelling. *Agricultural Systems*, **58**(2), 203–224.
- Bailey, A. P. 2015. Report on Farmer' s Attitude towards On-Site Ecosystem Services. *Liberation Project, Deliverable*, **5**.
- Balana, Bedru Babulo, Vinten, Andy, & Slee, Bill. 2011. A Review on Cost-Effectiveness Analysis of Agri-Environmental Measures Related to the EU WFD: Key Issues, Methods, and Applications. *Ecological Economics*, **70**(6), 1021–1031.
- Bareille, François, & Letort, Elodie. 2018. How Do Farmers Manage Crop Biodiversity? A Dynamic Acreage Model with Productive Feedback. *European Review of Agricultural Economics*, **45**(4), 617–639.
- Bareille, Francois, Zavalloni, Matteo, Raggi, Meri, & Viaggi, Davide. 2021. Cooperative Management of Ecosystem Services: Coalition Formation, Landscape Structure and Policies. *Environmental and Resource Economics*, **79**(2), 323–356.
- Barnaud, Cecile, Corbera, Esteve, Muradian, Roldan, Salliou, Nicolas, Sirami, Clélia, Vialatte, Aude, Choisis, Jean-Philippe, Dendoncker, Nicolas, Mathevet, Raphael, Moreau, Clémence, Reyes-García, Victoria, Boada, Martí, Deconchat, Marc, Cibien, Catherine,

- Garnier, Stephan, Maneja, Roser, & Antona, Martine. 2018. Ecosystem Services, Social Interdependencies, and Collective Action: A Conceptual Framework. *Ecology and Society*, **23**(1), art15.
- Batáry, Peter, Báldi András, Kleijn David, & Tschardtke Teja. 2011. Landscape-Moderated Biodiversity Effects of Agri-Environmental Management: A Meta-Analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278**(1713), 1894–1902.
- Baude, Mathilde, Kunin, William E., Boatman, Nigel D., Conyers, Simon, Davies, Nancy, Gillespie, Mark A. K., Morton, R. Daniel, Smart, Simon M., & Memmott, Jane. 2016. Historical Nectar Assessment Reveals the Fall and Rise of Floral Resources in Britain. *Nature*, **530**(7588), 85–88.
- Baumgärtner, Stefan. 2007. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services. *Natural Resource Modeling*, **20**(1), 87–127.
- Baumgärtner, Stefan, Becker, Christian, Frank, Karin, Müller, Birgit, & Quaas, Martin. 2008. Relating the Philosophy and Practice of Ecological Economics: The Role of Concepts, Models, and Case Studies in Inter- and Transdisciplinary Sustainability Research. *Ecological Economics*, **67**(3), 384–393.
- Beder, Sharon. 2011. Environmental Economics and Ecological Economics: The Contribution of Interdisciplinarity to Understanding, Influence and Effectiveness. *Environmental Conservation*, **38**(2), 140–150.
- Benartzi, Shlomo, Beshears, John, Milkman, Katherine L., Sunstein, Cass R., Thaler, Richard H., Shankar, Maya, Tucker-Ray, Will, Congdon, William J., & Galing, Steven. 2017. Should Governments Invest More in Nudging? *Psychological Science*, **28**(8), 1041–1055.
- Bennett, Elena M., Peterson, Garry D., & Gordon, Line J. 2009. Understanding Relationships among Multiple Ecosystem Services. *Ecology Letters*, **12**(12), 1394–1404.
- Bennett, Elena M, Cramer, Wolfgang, Begossi, Alpina, Cundill, Georgina, Díaz, Sandra, Egoh, Benis N, Geijzendorffer, Ilse R, Krug, Cornelia B, Lavorel, Sandra, Lazos, Elena, Lebel, Louis, Martín-López, Berta, Meyfroidt, Patrick, Mooney, Harold A, Nel, Jeanne L, Pascual, Unai, Payet, Karine, Harguindeguy, Natalia Pérez, Peterson, Garry D, Prieur-Richard, Anne-Hélène, Reyers, Belinda, Roebeling, Peter, Seppelt, Ralf, Solan, Martin, Tschakert, Petra, Tschardtke, Teja, Turner, Bl, Verburg, Peter H, Viglizzo, Ernesto F, White, Piran CL, & Woodward, Guy. 2015. Linking Biodiversity, Ecosystem Services, and Human Well-Being: Three Challenges for Designing Research for Sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **14**(June), 76–85.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, **313**(5785), 351–354.
- Bio, Agence. 2019. *L’agriculture Bio Dans l’Union Européenne*. Tech. rept. Agence Bio.

- Blaauw, Brett R., & Isaacs, Rufus. 2014. Flower Plantings Increase Wild Bee Abundance and the Pollination Services Provided to a Pollination-dependent Crop. *Journal of Applied Ecology*, **51**(4), 890–898.
- Bocquého, Géraldine, Jacquet, Florence, & Reynaud, Arnaud. 2013. Reversal and Magnitude Effects in Long-Term Time Preferences: Results from a Field Experiment. *Economics Letters*, **120**(1), 108–111.
- Bocquého, Géraldine, Jacquet, Florence, & Reynaud, Arnaud. 2014. Expected Utility or Prospect Theory Maximisers? Assessing Farmers’ Risk Behaviour from Field-Experiment Data. *European Review of Agricultural Economics*, **41**(1), 135–172.
- Bond, WJ. 1995. Assessing the Risk of Plant Extinction Due to Pollinator and Disperser Failure. *Extinction rates*, 131–140.
- Bontemps, Christophe, Bougherara, Douadia, & Nauges, Céline. 2021. Do Risk Preferences Really Matter? The Case of Pesticide Use in Agriculture. *Environmental Modeling & Assessment*, Mar.
- Bougherara, Douadia, Lapierre, Margaux, Préget, Raphaële, & Sauquet, Alexandre. 2021. Do Farmers Prefer Increasing, Decreasing, or Stable Payments in Agri-Environmental Schemes? *Ecological Economics*, **183**(May), 106946.
- Boussemart, Jean-Philippe, Leleu, Hervé, & Ojo, Oluwaseun. 2011. Could Society’s Willingness to Reduce Pesticide Use Be Aligned with Farmers’ Economic Self-Interest? *Ecological Economics*, **70**(10), 1797–1804.
- Bova, Fabien. 2012 (Sept.). *Audit Économique de La Filière Apicole Française*. Tech. rept. FranceAgriMer.
- Braat, Leon C. 2013. Chapter 10 - The Value of the Ecosystem Services Concept in Economic and Biodiversity Policy. *Pages 97–103 of: Jacobs, Sander, Dendoncker, Nicolas, & Keune, Hans (eds), Ecosystem Services*. Boston: Elsevier.
- Braat, Leon C. 2018. Five Reasons Why the Science Publication “Assessing Nature’s Contributions to People”(Díaz et al. 2018) Would Not Have Been Accepted in Ecosystem Services.
- Braat, Leon C., & de Groot, Rudolf. 2012. The Ecosystem Services Agenda: Bridging the Worlds of Natural Science and Economics, Conservation and Development, and Public and Private Policy. *Ecosystem Services*, **1**(1), 4–15.
- Bradberry, Sally M., Cage, Sarah A., Proudfoot, Alex T., & Vale, J. Allister. 2005. Poisoning Due to Pyrethroids. *Toxicological Reviews*, **24**(2), 93–106.
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Potts, S. G., & Balcombe, K. G. 2015. A Stated Preference Valuation of the Non-Market Benefits of Pollination Services in the UK. *Ecological Economics*, **111**(Mar.), 76–85.

- Breeze, Tom D., Vaissière, Bernard E., Bommarco, Riccardo, Petanidou, Theodora, Seraphides, Nicos, Kozák, Lajos, Scheper, Jeroen, Biesmeijer, Jacobus C., Kleijn, David, Gyldenkerne, Steen, Moretti, Marco, Holzschuh, Andrea, Steffan-Dewenter, Ingolf, Stout, Jane C., Pärtel, Meelis, Zobel, Martin, & Potts, Simon G. 2014. Agricultural Policies Exacerbate Honeybee Pollination Service Supply-Demand Mismatches Across Europe. *PLOS ONE*, **9**(1), e82996.
- Breeze, Tom D., Boreux, Virginie, Cole, Lorna, Dicks, Lynn, Klein, Alexandra-Maria, Pufal, Gesine, Balzan, Mario V., Bevk, Danilo, Bortolotti, Laura, Petanidou, Theodora, Mand, Marika, Pinto, M. Alice, Scheper, Jeroen, Stanisavljević, Ljubiša, Stavrinides, Menelaos C., Tscheulin, Thomas, Varnava, Androulla, & Kleijn, David. 2019. Linking Farmer and Beekeeper Preferences with Ecological Knowledge to Improve Crop Pollination. *People and Nature*, **1**(4), 562–572.
- Bretagnolle, Vincent, & Gaba, Sabrina. 2015. Weeds for Bees? A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, **35**(3), 891–909.
- Bretagnolle, Vincent, Berthet, Elsa, Gross, Nicolas, Gauffre, Bertrand, Plumejeaud, Christine, Houte, Sylvie, Badenhauer, Isabelle, Monceau, Karine, Allier, Fabrice, Monestiez, Pascal, & Gaba, Sabrina. 2018. Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform. *Science of The Total Environment*, **627**(June), 822–834.
- Brittain, Claire, Kremen, Claire, & Klein, Alexandra-Maria. 2013. Biodiversity Buffers Pollination from Changes in Environmental Conditions. *Global Change Biology*, **19**(2), 540–547.
- Broch, Stine Wamberg, & Vedel, Suzanne Elizabeth. 2012. Using Choice Experiments to Investigate the Policy Relevance of Heterogeneity in Farmer Agri-Environmental Contract Preferences. *Environmental and Resource Economics*, **51**(4), 561–581.
- Brosi, Berry J., Armsworth, Paul R., & Daily, Gretchen C. 2008. Optimal Design of Agricultural Landscapes for Pollination Services. *Conservation Letters*, **1**(1), 27–36.
- Büchler, Ralph, Berg, Stefan, & Le Conte, Yves. 2010. Breeding for Resistance to Varroa Destructor in Europe. *Apidologie*, **41**(3), 393–408.
- Buchmann, Stephen L., & Nabhan, Gary Paul. 2012. *The Forgotten Pollinators*. Island Press.
- Burks, Stephen V., Carpenter, Jeffrey P., Goette, Lorenz, & Rustichini, Aldo. 2009. Cognitive Skills Affect Economic Preferences, Strategic Behavior, and Job Attachment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **106**(19), 7745–7750.
- Burns, Katherine L. W., Fitzpatrick, Úna, & Stanley, Dara A. 2021. Public Perceptions of Ireland’s Pollinators: A Case for More Inclusive Pollinator Conservation Initiatives. *Journal for Nature Conservation*, **61**(June), 125999.

- Cardinale, Bradley J., Duffy, J. Emmett, Gonzalez, Andrew, Hooper, David U., Perrings, Charles, Venail, Patrick, Narwani, Anita, Mace, Georgina M., Tilman, David, Wardle, David A., Kinzig, Ann P., Daily, Gretchen C., Loreau, Michel, Grace, James B., Larigauderie, Anne, Srivastava, Diane S., & Naeem, Shahid. 2012. Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity. *Nature*, **486**(7401), 59–67.
- Carlsson, Fredrik, & Johansson-Stenman, Olof. 2019. Optimal Prosocial Nudging. 37.
- Carpenter, Jeffrey P., Garcia, Justin R., & Lum, J. Koji. 2011. Dopamine Receptor Genes Predict Risk Preferences, Time Preferences, and Related Economic Choices. *Journal of Risk and Uncertainty*, **42**(3), 233–261.
- Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., & Nowakowski, M. 2007. Comparing the Efficacy of Agri-Environment Schemes to Enhance Bumble Bee Abundance and Diversity on Arable Field Margins. *Journal of Applied Ecology*, **44**(1), 29–40.
- Cassman, Kenneth G. 1999. Ecological Intensification of Cereal Production Systems: Yield Potential, Soil Quality, and Precision Agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **96**(11), 5952–5959.
- Catarino, Rui, Bretagnolle, Vincent, Perrot, Thomas, Vialloux, Fabien, & Gaba, Sabrina. 2019. Bee Pollination Outperforms Pesticides for Oilseed Crop Production and Profitability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **286**(1912), 20191550.
- CGDD. 2016. *EFESE - Le Service de Pollinisation*.
- Chabé-Ferret, Sylvain, Le Coent, Philippe, Reynaud, Arnaud, Subervie, Julie, & Lepercq, Daniel. 2019. Can We Nudge Farmers into Saving Water? Evidence from a Randomised Experiment. *European Review of Agricultural Economics*, **46**(3), 393–416.
- Chambers, Robert G., Chatzimichael, Konstantinos, & Tzouvelekas, Vangelis. 2019. Sub-Lethal Concentrations of Neonicotinoid Insecticides at the Field Level Affect Negatively Honey Yield: Evidence from a 6-Year Survey of Greek Apiaries. *PLoS ONE*, **14**(4).
- Champetier, A., Sumner, D. A., & Wilen, J. E. 2015. The Bioeconomics of Honey Bees and Pollination. *Environmental and Resource Economics*, **60**(1), 143–164.
- Champetier, Antoine, & Sumner, Daniel A. 2019. Marginal Costs and Likely Supply Elasticities for Pollination and Honey. *American Journal of Agricultural Economics*, **101**(5), 1373–1385.
- Champetier, Antoine, Lee, Hyunok, & Sumner, Daniel A. 2019. Are the Almond and Beekeeping Industries Gaining Independence? *Choices*, **34**(316-2019-4161), 1–8.
- Chaplin-Kramer, Rebecca, Dombeck, Emily, Gerber, James, Knuth, Katherine A., Mueller, Nathaniel D., Mueller, Megan, Ziv, Guy, & Klein, Alexandra-Maria. 2014. Global Malnutrition Overlaps with Pollinator-Dependent Micronutrient Production. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **281**(1794), 20141799.

- Charreton, Mercédès, Decourtye, Axel, Henry, Mickaël, Rodet, Guy, Sandoz, Jean-Christophe, Charnet, Pierre, & Collet, Claude. 2015. A Locomotor Deficit Induced by Sublethal Doses of Pyrethroid and Neonicotinoid Insecticides in the Honeybee *Apis Mellifera*. *PLoS ONE*, **10**(12).
- Chatzimichael, Konstantinos, Genius, Margarita, & Tzouvelekas, Vangelis. 2014. Informational Cascades and Technology Adoption: Evidence from Greek and German Organic Growers. *Food Policy*, **49**(Dec.), 186–195.
- Claassen, Roger, Cattaneo, Andrea, & Johansson, Robert. 2008. Cost-Effective Design of Agri-Environmental Payment Programs: U.S. Experience in Theory and Practice. *Ecological Economics*, **65**(4), 737–752.
- Clot, Sophie, Stanton, Charlotte Y., & Willinger, Marc. 2017. Are Impatient Farmers More Risk-Averse? Evidence from a Lab-in-the-Field Experiment in Rural Uganda. *Applied Economics*, **49**(2), 156–169.
- Clough, Yann, Kirchweiger, Stefan, & Kantelhardt, Jochen. 2020. Field Sizes and the Future of Farmland Biodiversity in European Landscapes. *Conservation Letters*, **13**(6), e12752.
- Conley, Timothy G, & Udry, Christopher R. 2010. Learning about a New Technology: Pineapple in Ghana. *American Economic Review*, **100**(1), 35–69.
- Consulting, Agrex. 2020. *Observatoire de La Production 2019 de Pmiel Eet de Gelée Royale*. Tech. rept. FranceAgriMer.
- Cooper, Tamsin, Hart, Kaley, & Baldock, David. 2009. *Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union*. Institute for European Environmental Policy London.
- Cordeau, Stéphane, Reboud, Xavier, & Chauvel, Bruno. 2011. Farmers' Fears and Agro-Economic Evaluation of Sown Grass Strips in France. *Agronomy for Sustainable Development*, **31**(3), 463–473.
- Cornes, Richard, & Sandler, Todd. 1996. *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*. Cambridge University Press.
- Costanza, Robert, & Daly, Herman E. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology*, **6**(1), 37–46.
- Costanza, Robert, d'Arge, Ralph, de Groot, Rudolf, Farber, Stephen, Grasso, Monica, Hannon, Bruce, Limburg, Karin, Naeem, Shahid, O'Neill, Robert V., Paruelo, Jose, Raskin, Robert G., Sutton, Paul, & van den Belt, Marjan. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, **387**(6630), 253–260.
- Costanza, Robert, de Groot, Rudolf, Sutton, Paul, van der Ploeg, Sander, Anderson, Sharolyn J., Kubiszewski, Ida, Farber, Stephen, & Turner, R. Kerry. 2014. Changes in the Global Value of Ecosystem Services. *Global Environmental Change*, **26**(May), 152–158.

- Costanza, Robert, de Groot, Rudolf, Braat, Leon, Kubiszewski, Ida, Fioramonti, Lorenzo, Sutton, Paul, Farber, Steve, & Grasso, Monica. 2017. Twenty Years of Ecosystem Services: How Far Have We Come and How Far Do We Still Need to Go? *Ecosystem Services*, **28**(Dec.), 1–16.
- Crane, Eva. 1999. *The World History of Beekeeping and Honey Hunting*. Routledge.
- Croson, Rachel, & Treich, Nicolas. 2014. Behavioral Environmental Economics: Promises and Challenges. *Environmental and Resource Economics*, **58**(3), 335–351.
- Cullen, Paula, Dupraz, Pierre, Moran, James, Murphy, Pat, O’Flaherty, Ronan, O’Donoghue, Cathal, O’Shea, Robert, & Ryan, Mary. 2018. Agri-Environment Scheme Design: Past Lessons and Future Suggestions. *EuroChoices*, **17**(3), 26–30.
- Czap, Natalia V., Czap, Hans J., Banerjee, Simanti, & Burbach, Mark E. 2019. Encouraging Farmers’ Participation in the Conservation Stewardship Program: A Field Experiment. *Ecological Economics*, **161**(July), 130–143.
- Dale, Virginia H., & Polasky, Stephen. 2007. Measures of the Effects of Agricultural Practices on Ecosystem Services. *Ecological Economics*, **64**(2), 286–296.
- David, Arthur, Botías, Cristina, Abdul-Sada, Alaa, Nicholls, Elizabeth, Rotheray, Ellen L., Hill, Elizabeth M., & Goulson, Dave. 2016. Widespread Contamination of Wildflower and Bee-Collected Pollen with Complex Mixtures of Neonicotinoids and Fungicides Commonly Applied to Crops. *Environment International*, **88**(Mar.), 169–178.
- de Groot, Rudolf, Brander, Luke, van der Ploeg, Sander, Costanza, Robert, Bernard, Florence, Braat, Leon, Christie, Mike, Crossman, Neville, Ghermandi, Andrea, Hein, Lars, Hussain, Salman, Kumar, Pushpam, McVittie, Alistair, Portela, Rosimeiry, Rodriguez, Luis C., ten Brink, Patrick, & van Beukering, Pieter. 2012. Global Estimates of the Value of Ecosystems and Their Services in Monetary Units. *Ecosystem Services*, **1**(1), 50–61.
- de Groot, Rudolf, Sukhdev, Pavan, & Gough, Mark. 2018. Biodiversity: Sparring Makes Us Strong. *Nature*, **561**(7723), 309–310.
- de Groot, Rudolf S, Wilson, Matthew A, & Boumans, Roelof M. J. 2002. A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, **41**(3), 393–408.
- de La Bruslerie, Hubert, & Pratlong, Florent. 2014. La valeur psychologique du temps : une synthèse de la littérature. *L’Actualité économique*, **88**(3), 361–400.
- de Snoo, G. R. 1999. Unsprayed Field Margins: Effects on Environment, Biodiversity and Agricultural Practice. *Landscape and Urban Planning*, **46**(1), 151–160.
- Debertin, Dr David L. 2012. *Agricultural Production Economics Second Edition*. 2 edition edn. Lexington: CreateSpace Independent Publishing Platform.
- Decourtye, Axel, Mader, Eric, & Desneux, Nicolas. 2010. Landscape Enhancement of Floral Resources for Honey Bees in Agro-Ecosystems. *Apidologie*, **41**(3), 264–277.

- Decourtye, Axel, Gayrard, M, Chabert, A, Requier, Fabrice, Rollin, Oriane, Odoux, Jean-François, Henry, M, Allier, F, Cerrutti, N, & Chaigne, G. 2013. Projet Polinov, Épisode 1/Pour Des Systèmes de Cultures Favorables Aux Abeilles. *Phytoma*, **666**, 41–46.
- Decourtye, Axel, Gayrard, Mélanie, Chabert, Ariane, Requier, Fabrice, Rollin, Oriane, Odoux, Jean Francois, Henry, Mickaël, Allier, Fabrice, Cerrutti, Nicolas, & Chaigne, Gaëtan. 2014. Concevoir Des Systèmes de Cultures Innovants Favorables Aux Abeilles. *Innovations Agronomiques*, 19–33.
- Decourtye, Axel, Vidau, Cyril, Rollin, Oriane, Requier, Fabrice, Rüger, Charlotte, Allier, Fabrice, Féon, Violette Le, Kretzschmar, André, Devillers, James, Henry, Mickaël, & Odoux, Jean-François. 2016. Fréquentation des cultures par les abeilles mellifères et sauvages : synthèse des connaissances pour réduire le risque d’intoxication aux pesticides. *Cahiers Agricultures*, **25**(4), 44001.
- DeFries, Ruth S., Foley, Jonathan A., & Asner, Gregory P. 2004. Land-Use Choices: Balancing Human Needs and Ecosystem Function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2**(5), 249–257.
- Deguines, Nicolas, Jono, Clémentine, Baude, Mathilde, Henry, Mickaël, Julliard, Romain, & Fontaine, Colin. 2014. Large-Scale Trade-off between Agricultural Intensification and Crop Pollination Services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(4), 212–217.
- DellaVigna, Stefano. 2009. Psychology and Economics: Evidence from the Field. *Journal of Economic Literature*, **47**(2), 315–372.
- Delphia, Casey M., O’Neill, Kevin M., & Burkle, Laura A. 2019. Wildflower Seed Sales as Incentive for Adopting Flower Strips for Native Bee Conservation: A Cost-Benefit Analysis. *Journal of Economic Entomology*, **112**(6), 2534–2544.
- Depres, Christophe, Grolleau, Gilles, & Mzoughi, Naoufel. 2008. Contracting for Environmental Property Rights: The Case of Vittel. *Economica*, **75**(299), 412–434.
- Dessart, François J, Barreiro-Hurlé, Jesús, & van Bavel, René. 2019. Behavioural Factors Affecting the Adoption of Sustainable Farming Practices: A Policy-Oriented Review. *European Review of Agricultural Economics*, **46**(3), 417–471.
- Di Falco, Salvatore, & Chavas, Jean-Paul. 2006. Crop Genetic Diversity, Farm Productivity and the Management of Environmental Risk in Rainfed Agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, **33**(3), 289–314.
- Díaz, Sandra, Demissew, Sebsebe, Carabias, Julia, Joly, Carlos, Lonsdale, Mark, Ash, Neville, Larigauderie, Anne, Adhikari, Jay Ram, Arico, Salvatore, Báldi, Andrés, Bartuska, Ann, Baste, Ivar Andreas, Bilgin, Adem, Brondizio, Eduardo, Chan, Kai MA, Figueroa, Viviana Elsa, Duraiappah, Anantha, Fischer, Markus, Hill, Rosemary, Koetz, Thomas, Leadley, Paul, Lyver, Philip, Mace, Georgina M, Martin-Lopez, Berta, Okumura, Michiko, Pacheco, Diego, Pascual, Unai, Pérez, Edgar Selvin, Reyers, Belinda, Roth, Eva, Saito, Osamu, Scholes, Robert John, Sharma, Nalini, Tallis, Heather, Thaman, Randolph, Watson, Robert, Yahara, Tetsukazu, Hamid, Zakri Abdul, Akosim, Callistus, Al-Hafedh, Yousef,

- Allahverdiyev, Rashad, Amankwah, Edward, Asah, Stanley T, Asfaw, Zemedu, Bartus, Gabor, Brooks, L Anthea, Caillaux, Jorge, Dalle, Gemedo, Darnaedi, Dedy, Driver, Amanda, Erpul, Gunay, Escobar-Eyzaguirre, Pablo, Failler, Pierre, Fouda, Ali Moustafa Mokhtar, Fu, Bojie, Gundimeda, Haripriya, Hashimoto, Shizuka, Homer, Floyd, Lavorel, Sandra, Lichtenstein, Gabriela, Mala, William Armand, Mandivenyi, Wadzanayi, Matczak, Piotr, Mbizvo, Carmel, Mehrdadi, Mehrasa, Metzger, Jean Paul, Mikissa, Jean Bruno, Moller, Henrik, Mooney, Harold A, Mumby, Peter, Nagendra, Harini, Nesshover, Carsten, Oteng-Yeboah, Alfred Apau, Pataki, György, Roué, Marie, Rubis, Jennifer, Schultz, Maria, Smith, Peggy, Sumaila, Rashid, Takeuchi, Kazuhiko, Thomas, Spencer, Verma, Madhu, Yeo-Chang, Youn, & Zlatanova, Diana. 2015. The IPBES Conceptual Framework — Connecting Nature and People. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **14**(June), 1–16.
- Díaz, Sandra, Pascual, Unai, Stenseke, Marie, Martín-López, Berta, Watson, Robert T., Molnár, Zsolt, Hill, Rosemary, Chan, Kai M. A., Baste, Ivar A., Brauman, Kate A., Polasky, Stephen, Church, Andrew, Lonsdale, Mark, Larigauderie, Anne, Leadley, Paul W., van Oudenhoven, Alexander P. E., van der Plaats, Felice, Schröter, Matthias, Lavorel, Sandra, Aumeeruddy-Thomas, Yildiz, Bukvareva, Elena, Davies, Kirsten, Demissew, Sebsebe, Erpul, Gunay, Failler, Pierre, Guerra, Carlos A., Hewitt, Chad L., Keune, Hans, Lindley, Sarah, & Shirayama, Yoshihisa. 2018. Assessing Nature’s Contributions to People. *Science*, **359**(6373), 270–272.
- Dicks, L. V., Corbet, S. A., & Pywell, R. F. 2002. Compartmentalization in Plant-Insect Flower Visitor Webs. *Journal of Animal Ecology*, **71**(1), 32–43.
- Dicks, Lynn V, Showler, David A, & Sutherland, William J. 2010. *Bee Conservation: Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing.
- Dicks, Lynn V., Viana, Blandina, Bommarco, Riccardo, Brosi, Berry, Arizmendi, María del Coro, Cunningham, Saul A., Galetto, Leonardo, Hill, Rosemary, Lopes, Ariadna V., Pires, Carmen, Taki, Hisatomo, & Potts, Simon G. 2016. Ten Policies for Pollinators. *Science*, **354**(6315), 975–976.
- Doyen, L., Cissé, A., Gourguet, S., Mouysset, L., Hardy, P.-Y., Béné, C., Blanchard, F., Jiguet, F., Perea, J.-C., & Thébaud, O. 2013. Ecological-Economic Modelling for the Sustainable Management of Biodiversity. *Computational Management Science*, **10**(4), 353–364.
- Duflo, Esther, Kremer, Michael, & Robinson, Jonathan. 2011. Nudging Farmers to Use Fertilizer: Theory and Experimental Evidence from Kenya. *American Economic Review*, **101**(6), 2350–2390.
- Edwards-Jones, G. 2006. Modelling Farmer Decision-Making: Concepts, Progress and Challenges. *Animal Science*, **82**(6), 783–790.
- Eeraerts, Maxime, Borremans, Lieve, Smaghe, Guy, & Meeus, Ivan. 2020. A Growers’ Perspective on Crop Pollination and Measures to Manage the Pollination Service of Wild Pollinators in Sweet Cherry Cultivation. *Insects*, **11**(6), 372.

- EFESE. 2020. *Rapport de première phase de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques - Du constat à l'action*. Tech. rept.
- Ehrlich, Paul, & Ehrlich, Anne. 1981. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species.
- Ehrlich, Paul R., & Mooney, Harold A. 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, **33**(4), 248–254.
- Eilers, Elisabeth J., Kremen, Claire, Greenleaf, Sarah Smith, Garber, Andrea K., & Klein, Alexandra-Maria. 2011. Contribution of Pollinator-Mediated Crops to Nutrients in the Human Food Supply. *PLOS ONE*, **6**(6), e21363.
- Engel, Stefanie, Pagiola, Stefano, & Wunder, Sven. 2008. Designing Payments for Environmental Services in Theory and Practice: An Overview of the Issues. *Ecological Economics*, **65**(4), 663–674.
- Falk, Armin, Becker, Anke, Dohmen, Thomas, Enke, Benjamin, Huffman, David, & Sunde, Uwe. 2018. Global Evidence on Economic Preferences. *The Quarterly Journal of Economics*, **133**(4), 1645–1692.
- Farhi, Emmanuel, & Gabaix, Xavier. 2020. Optimal Taxation with Behavioral Agents. *American Economic Review*, **110**(1), 298–336.
- Felsot, Allan S., Unsworth, John B., Linders, Jan B.H.J., Roberts, Graham, Rautman, Dirk, Harris, Caroline, & Carazo, Elizabeth. 2010. Agrochemical Spray Drift; Assessment and Mitigation—A Review*. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, **46**(1), 1–23.
- Fischer, Anke, & Eastwood, Antonia. 2016. Coproduction of Ecosystem Services as Human–Nature Interactions—An Analytical Framework. *Land Use Policy*, **52**(Mar.), 41–50.
- Fisher, Brendan, Turner, R. Kerry, & Morling, Paul. 2009. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. *Ecological Economics*, **68**(3), 643–653.
- Foguesatto, Cristian Rogério, Borges, João Augusto Rossi, & Machado, João Armando Dessimon. 2020. A Review and Some Reflections on Farmers' Adoption of Sustainable Agricultural Practices Worldwide. *Science of The Total Environment*, **729**(Aug.), 138831.
- Foley, Jonathan A., DeFries, Ruth, Asner, Gregory P., Barford, Carol, Bonan, Gordon, Carpenter, Stephen R., Chapin, F. Stuart, Coe, Michael T., Daily, Gretchen C., Gibbs, Holly K., Helkowski, Joseph H., Holloway, Tracey, Howard, Erica A., Kucharik, Christopher J., Monfreda, Chad, Patz, Jonathan A., Prentice, I. Colin, Ramankutty, Navin, & Snyder, Peter K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, **309**(5734), 570–574.
- Foley, Jonathan A., Ramankutty, Navin, Brauman, Kate A., Cassidy, Emily S., Gerber, James S., Johnston, Matt, Mueller, Nathaniel D., O'Connell, Christine, Ray, Deepak K., West, Paul C., Balzer, Christian, Bennett, Elena M., Carpenter, Stephen R., Hill, Jason, Monfreda, Chad, Polasky, Stephen, Rockström, Johan, Sheehan, John, Siebert, Stefan,

- Tilman, David, & Zaks, David P. M. 2011. Solutions for a Cultivated Planet. *Nature*, **478**(7369), 337–342.
- Folke, Carl, Jansson, Åsa, Rockström, Johan, Olsson, Per, Carpenter, Stephen R., Chapin, F. Stuart, Crépin, Anne-Sophie, Daily, Gretchen, Danell, Kjell, Ebbesson, Jonas, Elmqvist, Thomas, Galaz, Victor, Moberg, Fredrik, Nilsson, Måns, Österblom, Henrik, Ostrom, Elinor, Persson, Åsa, Peterson, Garry, Polasky, Stephen, Steffen, Will, Walker, Brian, & Westley, Frances. 2011. Reconnecting to the Biosphere. *AMBIO*, **40**(7), 719.
- Fontaine, Colin, Dajoz, Isabelle, Meriguet, Jacques, & Loreau, Michel. 2005. Functional Diversity of Plant–Pollinator Interaction Webs Enhances the Persistence of Plant Communities. *PLOS Biology*, **4**(1), e1.
- Foster, Andrew D., & Rosenzweig, Mark R. 1995. Learning by Doing and Learning from Others: Human Capital and Technical Change in Agriculture. *Journal of Political Economy*, **103**(6), 1176–1209.
- Foster, Andrew D., & Rosenzweig, Mark R. 2010. Microeconomics of Technology Adoption. *Annual Review of Economics*, **2**(1), 395–424.
- Frederick, Shane, Loewenstein, George, & O’Donoghue, Ted. 2002. Time Discounting and Time Preference: A Critical Review. *Journal of Economic Literature*, **40**(2), 351–401.
- Froger, Géraldine, Méral, Philippe, & Muradian, Roldan. 2016. Controverses Autour Des Services Écosystémiques. *L’Économie politique*, **69**(Jan.), 36.
- Gaba, Sabrina, & Bretagnolle, Vincent. 2021. Designing Multifunctional and Resilient Agricultural Landscapes: Lessons from Long-Term Monitoring of Biodiversity and Land Use. Springer Nature Switzerland AG.
- Gaba, Sabrina, Gabriel, Edith, Chadœuf, Joël, Bonneu, Florent, & Bretagnolle, Vincent. 2016. Herbicides Do Not Ensure for Higher Wheat Yield, but Eliminate Rare Plant Species. *Scientific Reports*, **6**(1).
- Gabaix, Xavier. 2014. A Sparsity-Based Model of Bounded Rationality. *The Quarterly Journal of Economics*, **129**(4), 1661–1710.
- Gabaix, Xavier. 2020. A Behavioral New Keynesian Model. *American Economic Review*, **110**(8), 2271–2327.
- Gallai, Nicola, Salles, Jean-Michel, Settele, Josef, & Vaissière, Bernard E. 2009. Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline. *Ecological Economics*, **68**(3), 810–821.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhoffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipolito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield,

- M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlof, M., Seymour, C. L., Schuepp, C., Szentgyorgyi, H., Taki, H., Tschardt, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., & Klein, A. M. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, **339**(6127), 1608–1611.
- Garibaldi, Lucas A., Aizen, Marcelo A., Klein, Alexandra M., Cunningham, Saul A., & Harder, Lawrence D. 2011a. Global Growth and Stability of Agricultural Yield Decrease with Pollinator Dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **108**(14), 5909–5914.
- Garibaldi, Lucas A., Steffan-Dewenter, Ingolf, Kremen, Claire, Morales, Juan M., Bommarco, Riccardo, Cunningham, Saul A., Carvalheiro, Luísa G., Chacoff, Natacha P., Dudenhöffer, Jan H., Greenleaf, Sarah S., Holzschuh, Andrea, Isaacs, Rufus, Krewenka, Kristin, Mandelik, Yael, Mayfield, Margaret M., Morandin, Lora A., Potts, Simon G., Ricketts, Taylor H., Szentgyörgyi, Hajnalka, Viana, Blandina F., Westphal, Catrin, Winfree, Rachael, & Klein, Alexandra M. 2011b. Stability of Pollination Services Decreases with Isolation from Natural Areas despite Honey Bee Visits. *Ecology Letters*, **14**(10), 1062–1072.
- Garibaldi, Lucas A., Carvalheiro, Luísa G., Leonhardt, Sara D., Aizen, Marcelo A., Blaauw, Brett R., Isaacs, Rufus, Kuhlmann, Michael, Kleijn, David, Klein, Alexandra M., Kremen, Claire, Morandin, Lora, Scheper, Jeroen, & Winfree, Rachael. 2014. From Research to Action: Enhancing Crop Yield through Wild Pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(8), 439–447.
- Garibaldi, Lucas A., Carvalheiro, Luísa G., Vaissière, Bernard E., Gemmill-Herren, Barbara, Hipólito, Juliana, Freitas, Breno M., Ngo, Hien T., Azzu, Nadine, Sáez, Agustín, Åström, Jens, An, Jiandong, Blochtein, Betina, Buchori, Damayanti, García, Fermín J. Chamorro, da Silva, Fabiana Oliveira, Devkota, Kedar, Ribeiro, Márcia de Fátima, Freitas, Leandro, Gaglianone, Maria C., Goss, Maria, Irshad, Mohammad, Kasina, Muo, Filho, Alípio J. S. Pacheco, Kiill, Lucia H. Piedade, Kwapong, Peter, Parra, Guiomar Nates, Pires, Carmen, Pires, Viviane, Rawal, Ranbeer S., Rizali, Akhmad, Saraiva, Antonio M., Veldtman, Ruan, Viana, Blandina F., Witter, Sidia, & Zhang, Hong. 2016. Mutually Beneficial Pollinator Diversity and Crop Yield Outcomes in Small and Large Farms. *Science*, **351**(6271), 388–391.
- Garibaldi, Lucas A., Andersson, Georg K. S., Requier, Fabrice, Fijen, Thijs P. M., Hipólito, Juliana, Kleijn, David, Pérez-Méndez, Néstor, & Rollin, Oriane. 2018. Complementarity and Synergisms among Ecosystem Services Supporting Crop Yield. *Global Food Security*, **17**(June), 38–47.
- Garratt, M. P. D., Breeze, T. D., Jenner, N., Polce, C., Biesmeijer, J. C., & Potts, S. G. 2014. Avoiding a Bad Apple: Insect Pollination Enhances Fruit Quality and Economic Value. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **184**(Feb.), 34–40.
- Geldmann, Jonas, & González-Varo, Juan P. 2018. Conserving Honey Bees Does Not Help Wildlife. *Science*, **359**(6374), 392–393.

- Genius, Margarita, Koundouri, Phoebe, Nauges, Céline, & Tzouvelekas, Vangelis. 2014. Information Transmission in Irrigation Technology Adoption and Diffusion: Social Learning, Extension Services, and Spatial Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, **96**(1), 328–344.
- Godfray, H. Charles J., Beddington, John R., Crute, Ian R., Haddad, Lawrence, Lawrence, David, Muir, James F., Pretty, Jules, Robinson, Sherman, Thomas, Sandy M., & Toulmin, Camilla. 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, **327**(5967), 812–818.
- Goldemberg, José, Mello, Francisco F. C., Cerri, Carlos E. P., Davies, Christian A., & Cerri, Carlos C. 2014. Meeting the Global Demand for Biofuels in 2021 through Sustainable Land Use Change Policy. *Energy Policy*, **69**(June), 14–18.
- Gómez-Baggethun, Erik, de Groot, Rudolf, Lomas, Pedro L., & Montes, Carlos. 2010. The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes. *Ecological Economics*, **69**(6), 1209–1218.
- Gosling, Elizabeth, & Williams, Kathryn J. H. 2010. Connectedness to Nature, Place Attachment and Conservation Behaviour: Testing Connectedness Theory among Farmers. *Journal of Environmental Psychology*, **30**(3), 298–304.
- Goulson, Dave. 2019. The Insect Apocalypse, and Why It Matters. *Current Biology*, **29**(19), R967–R971.
- Gowdy, John, & Mesner, Susan. 1998. The Evolution of Georgescu-Roegen’s Bioeconomics. *Review of Social Economy*, **56**(2), 136–156.
- Grolleau, G., Mzoughi, N., & Thoyer, Sophie. 2015. Les Incitations Monétaires Dans La Politique Agro-Environnementale : Peut-on Faire Mieux Avec Moins ? *Revue d’Etudes en Agriculture et Environnement - Review of agricultural and environmental studies*, **96**(2), 241–257.
- Hall, Damon M, & Martins, Dino J. 2020. Human Dimensions of Insect Pollinator Conservation. *Current Opinion in Insect Science*, **38**(Apr.), 107–114.
- Hallmann, Caspar A., Sorg, Martin, Jongejans, Eelke, Siepel, Henk, Hofland, Nick, Schwan, Heinz, Stenmans, Werner, Müller, Andreas, Sumser, Hubert, Hörren, Thomas, Goulson, Dave, & de Kroon, Hans. 2017. More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas. *PLOS ONE*, **12**(10), e0185809.
- Hanes, Samuel P., Collum, Kourtney K., Hoshide, Aaron K., & Asare, Eric. 2015. Grower Perceptions of Native Pollinators and Pollination Strategies in the Lowbush Blueberry Industry. *Renewable Agriculture and Food Systems*, **30**(2), 124–131.
- Hanley, Nick, Breeze, Tom D., Ellis, Ciaran, & Goulson, David. 2015. Measuring the Economic Value of Pollination Services: Principles, Evidence and Knowledge Gaps. *Ecosystem Services*, **14**(Aug.), 124–132.

- Hanley, Nick, Shogren, Jason F., & White, Ben. 2016. *Environmental Economics: In Theory and Practice*. Macmillan International Higher Education.
- Hardaker, J. B. 2004. *Coping with Risk in Agriculture*. CABI.
- Hardaker, J. Brian, & Lien, Gudbrand. 2010. Probabilities for Decision Analysis in Agriculture and Rural Resource Economics: The Need for a Paradigm Change. *Agricultural Systems*, **103**(6), 345–350.
- Henry, M., Beguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.-F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S., & Decourtye, A. 2012. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science*, **336**(6079), 348–350.
- Henry, Mickaël, Aupinel Pierrick, Decourtye Axel, Gayrard Mélanie, Odoux Jean-François, Pissard Aurélien, Rüger Charlotte, & Bretagnolle Vincent. 2015. Reconciling Laboratory and Field Assessments of Neonicotinoid Toxicity to Honeybees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1819), 20152110.
- Hevia, Violeta, García-Llorente, Marina, Martínez-Sastre, Rodrigo, Palomo, Sara, García, Daniel, Miñarro, Marcos, Pérez-Marcos, María, Sanchez, Juan Antonio, & González, José A. 2021. Do Farmers Care about Pollinators? A Cross-Site Comparison of Farmers' Perceptions, Knowledge, and Management Practices for Pollinator-Dependent Crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **19**(1), 1–15.
- Hilz, Emilia, & Vermeer, Arnoldus W. P. 2013. Spray Drift Review: The Extent to Which a Formulation Can Contribute to Spray Drift Reduction. *Crop Protection*, **44**(Feb.), 75–83.
- Holland, J. Nathaniel, & DeAngelis, Donald L. 2010. A Consumer–Resource Approach to the Density-Dependent Population Dynamics of Mutualism. *Ecology*, **91**(5), 1286–1295.
- Holt, Charles A., & Laury, Susan K. 2002. Risk Aversion and Incentive Effects. *American Economic Review*, **92**(5), 1644–1655.
- Holtermann, S. E. 1972. Externalities and Public Goods. *Economica*, **39**(153), 78–87.
- Holzschuh, Andrea, Dormann, Carsten F., Tschardtke, Teja, & Steffan-Dewenter, Ingolf. 2011. Expansion of Mass-Flowering Crops Leads to Transient Pollinator Dilution and Reduced Wild Plant Pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278**(1723), 3444–3451.
- 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., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs*, **75**(1), 3–35.
- Hopwood, Jennifer L. 2008. The Contribution of Roadside Grassland Restorations to Native Bee Conservation. *Biological Conservation*, **141**(10), 2632–2640.

- Hung, Keng-Lou James, Kingston, Jennifer M., Albrecht, Matthias, Holway, David A., & Kohn, Joshua R. 2018. The Worldwide Importance of Honey Bees as Pollinators in Natural Habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **285**(1870), 20172140.
- Ibarra-Perez, F. J., Barnhart, D., Ehdaie, B., Knio, K. M., & Waines, J. G. 1999. Effects of Insect Tripping on Seed Yield of Common Bean. *Crop Science*, **39**(2), crop-sci1999.0011183X0039000200022x.
- Iizumi, Toshichika, & Ramankutty, Navin. 2016. Changes in Yield Variability of Major Crops for 1981–2010 Explained by Climate Change. *Environmental Research Letters*, **11**(3), 034003.
- IPBES. 2016. *The Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on Pollinators, Pollination and Food Production*. Tech. rept. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, Bonn.
- IPBES. 2016. *The Methodological Assessment Report on Scenarios and Models of Biodiversity and Ecosystem Services*. Tech. rept. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- IPBES. 2019 (May). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Tech. rept. Zenodo.
- Isbell, Forest, Gonzalez, Andrew, Loreau, Michel, Cowles, Jane, Díaz, Sandra, Hector, Andy, Mace, Georgina M., Wardle, David A., O'Connor, Mary I., Duffy, J. Emmett, Turnbull, Lindsay A., Thompson, Patrick L., & Larigauderie, Anne. 2017. Linking the Influence and Dependence of People on Biodiversity across Scales. *Nature*, **546**(7656), 65–72.
- Iyer, Poorvi, Bozzola, Martina, Hirsch, Stefan, Meraner, Manuela, & Finger, Robert. 2020. Measuring Farmer Risk Preferences in Europe: A Systematic Review. *Journal of Agricultural Economics*, **71**(1), 3–26.
- Jacquet, Florence, Butault, Jean-Pierre, & Guichard, Laurence. 2011. An Economic Analysis of the Possibility of Reducing Pesticides in French Field Crops. *Ecological Economics*, **70**(9), 1638–1648.
- Jax, Kurt, Barton, David N., Chan, Kai M. A., de Groot, Rudolf, Doyle, Ulrike, Eser, Uta, Görg, Christoph, Gómez-Baggethun, Erik, Griewald, Yuliana, Haber, Wolfgang, Haines-Young, Roy, Heink, Ulrich, Jahn, Thomas, Joosten, Hans, Kerschbaumer, Lilin, Korn, Horst, Luck, Gary W., Matzdorf, Bettina, Muraca, Barbara, Nefhöver, Carsten, Norton, Bryan, Ott, Konrad, Potschin, Marion, Rauschmayer, Felix, von Haaren, Christina, & Wichmann, Sabine. 2013. Ecosystem Services and Ethics. *Ecological Economics*, **93**(Sept.), 260–268.
- Johnson, David B. 1973. Meade, Bees, and Externalities. *The Journal of Law and Economics*, **16**(1), 35–52.

- Johnston, Robert J., Boyle, Kevin J., Adamowicz, Wiktor (Vic), Bennett, Jeff, Brouwer, Roy, Cameron, Trudy Ann, Hanemann, W. Michael, Hanley, Nick, Ryan, Mandy, Scarpa, Riccardo, Tourangeau, Roger, & Vossler, Christian A. 2017. Contemporary Guidance for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, **4**(2), 319–405.
- Junge, Xenia, Schüpbach, Beatrice, Walter, Thomas, Schmid, Bernhard, & Lindemann-Matthies, Petra. 2015. Aesthetic Quality of Agricultural Landscape Elements in Different Seasonal Stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, **133**(Jan.), 67–77.
- Just, David R., & Peterson, Hikaru Hanawa. 2010. Is Expected Utility Theory Applicable? A Revealed Preference Test. *American Journal of Agricultural Economics*, **92**(1), 16–27.
- Just, Richard E., Hueth, Darrell L., & Schmitz, Andrew. 2005. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Kahneman, Daniel. 2003. Maps of Bounded Rationality: Psychology for Behavioral Economics. *American Economic Review*, **93**(5), 1449–1475.
- Kahneman, Daniel, & Sugden, Robert. 2005. Experienced Utility as a Standard of Policy Evaluation. *Environmental and Resource Economics*, **32**(1), 161–181.
- Kahneman, Daniel, Wakker, Peter P., & Sarin, Rakesh. 1997. Back to Bentham? Explorations of Experienced Utility. *The Quarterly Journal of Economics*, **112**(2), 375–406.
- Kearns, Carol A., Inouye, David W., & Waser, Nickolas M. 1998. ENDANGERED MUTUALISMS: The Conservation of Plant-Pollinator Interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **29**(1), 83–112.
- Keitt, Timothy H. 2009. Habitat Conversion, Extinction Thresholds, and Pollination Services in Agroecosystems. *Ecological Applications*, **19**(6), 1561–1573.
- Kemkes, Robin J., Farley, Joshua, & Koliba, Christopher J. 2010. Determining When Payments Are an Effective Policy Approach to Ecosystem Service Provision. *Ecological Economics*, **69**(11), 2069–2074.
- Kennedy, Christina M., Lonsdorf, Eric, Neel, Maile C., Williams, Neal M., Ricketts, Taylor H., Winfree, Rachael, Bommarco, Riccardo, Brittain, Claire, Burley, Alana L., Cariveau, Daniel, Carvalheiro, Luísa G., Chacoff, Natacha P., Cunningham, Saul A., Danforth, Bryan N., Dudenhöffer, Jan-Hendrik, Elle, Elizabeth, Gaines, Hannah R., Garibaldi, Lucas A., Gratton, Claudio, Holzschuh, Andrea, Isaacs, Rufus, Javorek, Steven K., Jha, Shalene, Klein, Alexandra M., Krewenka, Kristin, Mandelik, Yael, Mayfield, Margaret M., Morandin, Lora, Neame, Lisa A., Otieno, Mark, Park, Mia, Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Saez, Agustin, Steffan-Dewenter, Ingolf, Taki, Hisatomo, Viana, Blandina Felipe, Westphal, Catrin, Wilson, Julianna K., Greenleaf, Sarah S., & Kremen, Claire. 2013. A Global Quantitative Synthesis of Local and Landscape Effects on Wild Bee Pollinators in Agroecosystems. *Ecology Letters*, **16**(5), 584–599.

- Khoury, Colin K., Bjorkman, Anne D., Dempewolf, Hannes, Ramirez-Villegas, Julian, Guarino, Luigi, Jarvis, Andy, Rieseberg, Loren H., & Struik, Paul C. 2014. Increasing Homogeneity in Global Food Supplies and the Implications for Food Security. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**(11), 4001–4006.
- Kleczkowski, Adam, Ellis, Ciaran, Hanley, Nick, & Goulson, David. 2017. Pesticides and Bees: Ecological-Economic Modelling of Bee Populations on Farmland. *Ecological Modelling*, **360**(Sept.), 53–62.
- Kleijn, David, Winfree, Rachael, Bartomeus, Ignasi, Carvalheiro, Luísa G., Henry, Mickaël, Isaacs, Rufus, Klein, Alexandra-Maria, Kremen, Claire, M'Gonigle, Leithen K., Rader, Romina, Ricketts, Taylor H., Williams, Neal M., Lee Adamson, Nancy, Ascher, John S., Báldi, András, Batáry, Péter, Benjamin, Faye, Biesmeijer, Jacobus C., Blitzer, Eleanor J., Bommarco, Riccardo, Brand, Mariëtte R., Bretagnolle, Vincent, Button, Lindsey, Cariveau, Daniel P., Chifflet, Rémy, Colville, Jonathan F., Danforth, Bryan N., Elle, Elizabeth, Garratt, Michael P. D., Herzog, Felix, Holzschuh, Andrea, Howlett, Brad G., Jauker, Frank, Jha, Shalene, Knop, Eva, Krewenka, Kristin M., Le Féon, Violette, Mandelik, Yael, May, Emily A., Park, Mia G., Pisanty, Gideon, Reemer, Menno, Riedinger, Verena, Rollin, Oriane, Rundlöf, Maj, Sardiñas, Hillary S., Scheper, Jeroen, Sciligo, Amber R., Smith, Henrik G., Steffan-Dewenter, Ingolf, Thorp, Robbin, Tscharrntke, Teja, Verhulst, Jort, Viana, Blandina F., Vaissière, Bernard E., Veldtman, Ruan, Ward, Kimiora L., Westphal, Catrin, & Potts, Simon G. 2015. Delivery of Crop Pollination Services Is an Insufficient Argument for Wild Pollinator Conservation. *Nature Communications*, **6**(June), 7414.
- Kleijn, David, Bommarco, Riccardo, Fijen, Thijs P. M., Garibaldi, Lucas A., Potts, Simon G., & van der Putten, Wim H. 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution*, **34**(2), 154–166.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B. E, Cane, J. H, Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A, Kremen, C., & Tscharrntke, T. 2007. Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**(1608), 303–313.
- Knapp, Jessica L., Phillips, Benjamin B., Clements, Jen, Shaw, Rosalind F., & Osborne, Juliet L. 2021. Socio-Psychological Factors, beyond Knowledge, Predict People's Engagement in Pollinator Conservation. *People and Nature*, **3**(1), 204–220.
- Kollmuss, Anja, & Agyeman, Julian. 2002. Mind the Gap: Why Do People Act Environmentally and What Are the Barriers to pro-Environmental Behavior? *Environmental Education Research*, **8**(3), 239–260.
- Kovács-Hostyánszki, Anikó, Espíndola, Anahí, Vanbergen, Adam J., Settele, Josef, Kremen, Claire, & Dicks, Lynn V. 2017. Ecological Intensification to Mitigate Impacts of Conventional Intensive Land Use on Pollinators and Pollination. *Ecology Letters*, **20**(5), 673–689.
- Krebs, Angelika. 1999. *Ethics of Nature: A Map*. Walter de Gruyter.

- Kremen, C., Albrecht, M., & Ponisio, L. 2019. Restoring Pollinator Communities and Pollination Services in Hedgerows in Intensively-Managed Agricultural Landscapes. *In: The Ecology of Hedgerows and Field Margins*. Routledge.
- Kremen, Claire, & Miles, Albie. 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, **17**(4).
- Kuhfuss, Laure, Préget, Raphaële, Thoyer, Sophie, & Hanley, Nick. 2016. Nudging Farmers to Enrol Land into Agri-Environmental Schemes: The Role of a Collective Bonus. *European Review of Agricultural Economics*, **43**(4), 609–636.
- Kuhlmann, M., Ascher, J. S., Dathe, H. H., Ebmer, A. W., Hartmann, P., Michez, D., Müller, A., Patiny, S., Pauly, A., Praz, C., Rasmont, P., Risch, S., Scheuchl, E., Schwarz, M., Terzo, M., Williams, P. H., Amiet, F., Baldock, D., Berg, Ø, Bogusch, P., Calabuig, I., Cederberg, B., Gogala, A., Gusenleitner, F., Josan, Z., Madsen, H. B., Nilsson, A., Ødegaard, F., Ortiz-Sanchez, J., Pawlikowski, T., Paukkunen, Juho, Quaranta, M., Roberts, S. P. M., Sáropataki, M., Schwenninger, H.-R., Smit, J., Söderman, G., & Tomozei, B. 2012. Checklist of the Western Palaearctic Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Checklist of the Western Palaearctic Bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila)*.
- Langemeyer, Johannes, Gómez-Baggethun, Erik, Haase, Dagmar, Scheuer, Sebastian, & Elmqvist, Thomas. 2016. Bridging the Gap between Ecosystem Service Assessments and Land-Use Planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science & Policy*, **62**(Aug.), 45–56.
- Lant, Christopher L., Ruhl, J. B., & Kraft, Steven E. 2008. The Tragedy of Ecosystem Services. *BioScience*, **58**(10), 969–974.
- Läpple, Doris, & Kelley, Hugh. 2013. Understanding the Uptake of Organic Farming: Accounting for Heterogeneities among Irish Farmers. *Ecological Economics*, **88**(Apr.), 11–19.
- Lassaletta, Luis, Billen, Gilles, Grizzetti, Bruna, Garnier, Josette, Leach, Allison M., & Galloway, James N. 2014. Food and Feed Trade as a Driver in the Global Nitrogen Cycle: 50-Year Trends. *Biogeochemistry*, **118**(1), 225–241.
- Lautenbach, Sven, Seppelt, Ralf, Liebscher, Juliane, & Dormann, Carsten F. 2012. Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *PLOS ONE*, **7**(4), e35954.
- Lechenet, Martin, Bretagnolle, Vincent, Bockstaller, Christian, Boissinot, François, Petit, Marie-Sophie, Petit, Sandrine, & Munier-Jolain, Nicolas M. 2014. Reconciling Pesticide Reduction with Economic and Environmental Sustainability in Arable Farming. *PLoS ONE*, **9**(6), e97922.
- Lehner, Matthias, Mont, Oksana, & Heiskanen, Eva. 2016. Nudging – A Promising Tool for Sustainable Consumption Behaviour? *Journal of Cleaner Production*, **134**(Oct.), 166–177.
- Liu, Jianguo, Mooney, Harold, Hull, Vanessa, Davis, Steven J., Gaskell, Joanne, Hertel, Thomas, Lubchenco, Jane, Seto, Karen C., Gleick, Peter, Kremen, Claire, & Li, Shuxin. 2015. Systems Integration for Global Sustainability. *Science*, **347**(6225), 1258832.

- Liu, Jianguo, Hull, Vanessa, Godfray, H. Charles J., Tilman, David, Gleick, Peter, Hoff, Holger, Pahl-Wostl, Claudia, Xu, Zhenci, Chung, Min Gon, Sun, Jing, & Li, Shuxin. 2018a. Nexus Approaches to Global Sustainable Development. *Nature Sustainability*, **1**(9), 466–476.
- Liu, Tingting, Bruins, Randall J. F., & Heberling, Matthew T. 2018b. Factors Influencing Farmers Adoption of Best Management Practices: A Review and Synthesis. *Sustainability*, **10**(2), 432.
- Lobell, David B., Schlenker, Wolfram, & Costa-Roberts, Justin. 2011. Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science*, **333**(6042), 616–620.
- Lundin, Ola, Rundlöf, Maj, Smith, Henrik G., Fries, Ingemar, & Bommarco, Riccardo. 2015. Neonicotinoid Insecticides and Their Impacts on Bees: A Systematic Review of Research Approaches and Identification of Knowledge Gaps. *PLOS ONE*, **10**(8), e0136928.
- Mach, Megan E., Martone, Rebecca G., & Chan, Kai M. A. 2015. Human Impacts and Ecosystem Services: Insufficient Research for Trade-off Evaluation. *Ecosystem Services*, **16**(Dec.), 112–120.
- Madrian, Brigitte C. 2014. Applying Insights from Behavioral Economics to Policy Design. *Annual Review of Economics*, **6**(1), 663–688.
- Majewski, Janusz. 2017. Beekeeping Support in the European Union Countries. *Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development*, **17**(4), 193–197.
- Mallinger, Rachel E., Gaines-Day, Hannah R., & Gratton, Claudio. 2017. Do Managed Bees Have Negative Effects on Wild Bees?: A Systematic Review of the Literature. *PLoS ONE*, **12**(12).
- Manfredo, Mark R., & Leuthold, Raymond M. 1999. Value-at-Risk Analysis: A Review and the Potential for Agricultural Applications. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **21**(1), 99–111.
- Mante, Juliane, & Gerowitt, Bärbel. 2009. Learning from Farmers' Needs: Identifying Obstacles to the Successful Implementation of Field Margin Measures in Intensive Arable Regions. *Landscape and Urban Planning*, **93**(3), 229–237.
- Maraux, Florent, Malézieux, Éric, & Gary, Christian. 2013. From Artificialization to the Ecologization of Cropping Systems. *Pages 45–90 of: Hainzelin, Étienne (ed), Cultivating Biodiversity to Transform Agriculture*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Marja, Riho, Kleijn, David, Tschardtke, Teja, Klein, Alexandra-Maria, Frank, Thomas, & Batáry, Péter. 2019. Effectiveness of Agri-Environmental Management on Pollinators Is Moderated More by Ecological Contrast than by Landscape Structure or Land-Use Intensity. *Ecology Letters*, **22**(9), 1493–1500.

- Marshall, E. J. P., Brown, V. K., Boatman, N. D., Lutman, P. J. W., Squire, G. R., & Ward, L. K. 2003. The Role of Weeds in Supporting Biological Diversity within Crop Fields*. *Weed Research*, **43**(2), 77–89.
- Mattila, Heather R., & Seeley, Thomas D. 2007. Genetic Diversity in Honey Bee Colonies Enhances Productivity and Fitness. *Science*, **317**(5836), 362–364.
- Maxwell, Sean L., Fuller, Richard A., Brooks, Thomas M., & Watson, James E. M. 2016. Biodiversity: The Ravages of Guns, Nets and Bulldozers. *Nature*, **536**(7615), 143–145.
- Meade, J. E. 1952. External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation. *The Economic Journal*, **62**(245), 54–67.
- Memmott, Jane, Waser, Nickolas M., & Price, Mary V. 2004. Tolerance of Pollination Networks to Species Extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **271**(1557), 2605–2611.
- Michener, Charles Duncan. 2000. *The Bees of the World*. JHU Press.
- Midolo, Gabriele, Alkemade, Rob, Schipper, Aafke M., Benítez-López, Ana, Perring, Michael P., & De Vries, Wim. 2019. Impacts of Nitrogen Addition on Plant Species Richness and Abundance: A Global Meta-Analysis. *Global Ecology and Biogeography*, **28**(3), 398–413.
- Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation. 2021. *Les Surfaces d’intérêt Écologique*. Tech. rept. Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation, Paris.
- Mirtl, Michael, Orenstein, Daniel E, Wildenberg, Martin, Peterseil, Johannes, & Frenzel, Mark. 2013. Development of LTSER Platforms in LTER-Europe: Challenges and Experiences in Implementing Place-Based Long-Term Socio-Ecological Research in Selected Regions. *Pages 409–442 of: Long Term Socio-Ecological Research*. Springer.
- Mitchell, Matthew G. E., Bennett, Elena M., & Gonzalez, Andrew. 2013. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, **16**(5), 894–908.
- Monde, Le. 2021. Les néonicotinoïdes officiellement autorisés pour 120 jours dans les champs de betteraves sucrières. *Le Monde.fr*, Feb.
- Montoya, Daniel, Haegeman, Bart, Gaba, Sabrina, de Mazancourt, Claire, Bretagnolle, Vincent, & Loreau, Michel. 2019. Trade-Offs in the Provisioning and Stability of Ecosystem Services in Agroecosystems. *Ecological Applications*, **29**(2), e01853.
- Morandin, Lora A., & Winston, Mark L. 2005. Wild Bee Abundance and Seed Production in Conventional, Organic, and Genetically Modified Canola. *Ecological Applications*, **15**(3), 871–881.
- Mouysset, Lauriane. 2012 (May). *Les politiques publiques au défi de la biodiversité*. Ph.D. thesis, Muséum National d’Histoire Naturelle.

- Muradian, Roldan, Corbera, Esteve, Pascual, Unai, Kosoy, Nicolás, & May, Peter H. 2010. Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services. *Ecological Economics*, **69**(6), 1202–1208.
- Muro, M., & Jeffrey, P. 2008. A Critical Review of the Theory and Application of Social Learning in Participatory Natural Resource Management Processes. *Journal of Environmental Planning and Management*, **51**(3), 325–344.
- Mzoughi, Naoufel. 2011. Farmers Adoption of Integrated Crop Protection and Organic Farming: Do Moral and Social Concerns Matter? *Ecological Economics*, **70**(8), 1536–1545.
- Nahlik, Amanda M., Kentula, Mary E., Fennessy, M. Siobhan, & Landers, Dixon H. 2012. Where Is the Consensus? A Proposed Foundation for Moving Ecosystem Service Concepts into Practice. *Ecological Economics*, **77**(May), 27–35.
- Narjes, Manuel Ernesto, & Lippert, Christian. 2019. The Optimal Supply of Crop Pollination and Honey From Wild and Managed Bees: An Analytical Framework for Diverse Socio-Economic and Ecological Settings. *Ecological Economics*, **157**(Mar.), 278–290.
- Nieto, Ana, Roberts, Stuart PM, Kemp, James, Rasmont, Pierre, Kuhlmann, Michael, Criado, M García, Biesmeijer, Jacobus C, Bogusch, Petr, Dathe, Holger H, & De la Rúa, P. 2017. European Red List of Bees.
- Norgaard, Richard B. 2010. Ecosystem Services: From Eye-Opening Metaphor to Complexity Blinder. *Ecological Economics*, **69**(6), 1219–1227.
- Odoux, Jean Francois, Aupinel, Pierrick, Gateff, S., Requier, Fabrice, Bretagnolle, Vincent, Decourtye, Axel, & Henry, Mickaël. 2012. Abeilles et Systèmes Agricoles de Grandes Cultures: Polinov Étudie Les Interactions Pour Concevoir Des Systèmes de Cultures Innovants. *Page 36 of: Abeilles et Systèmes Agricoles de Grandes Cultures: Polinov Étudie Les Interactions Pour Concevoir Des Systèmes de Cultures Innovants*. Poitiers: ACTA, le réseau des instituts des filières animales et végétales.
- OECD. 2001. *Multifunctionality : Towards an Analytical Framework*. éditions oecd edn.
- Ölander, Folke, & Thøgersen, John. 2014. Informing Versus Nudging in Environmental Policy. *Journal of Consumer Policy*, **37**(3), 341–356.
- Ollerton, Jeff, Winfree Rachael, & Tarrant Sam. 2011. How Many Flowering Plants Are Pollinated by Animals? *Oikos*, **120**(3), 321–326.
- Olson, M. 1935. *The Logic of Collective Action : Public Goods and the Theory of Groups*. Harvard university press edn.
- Ostrom, Elinor. 2010. Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems. *American Economic Review*, **100**(3), 641–672.
- Ouvrard, Benjamin. 2019. Les nudges pour améliorer l’environnement en économie publique. *Revue française d’économie*, **Vol. XXXIV**(2), 3–60.

- Ouvrard, Benjamin, & Stenger, Anne. 2019. *Incentives and Environmental Policies: From Theory to Empirical Novelities*. Hoboken, NJ: ISTE Ltd.
- Palm-Forster, Leah H., Ferraro, Paul J., Janusch, Nicholas, Vossler, Christian A., & Messer, Kent D. 2019. Behavioral and Experimental Agri-Environmental Research: Methodological Challenges, Literature Gaps, and Recommendations. *Environmental and Resource Economics*, **73**(3), 719–742.
- Paul, Carola, Hanley, Nick, Meyer, Sebastian T., Fürst, Christine, Weisser, Wolfgang W., & Knoke, Thomas. 2020. On the Functional Relationship between Biodiversity and Economic Value. *Science Advances*, **6**(5), eaax7712.
- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T. G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R. D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P. R., Kleijn, D., Neumann, R. K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W. J., Turbé, A., Wulf, F., & Scott, A. V. 2014. EU Agricultural Reform Fails on Biodiversity. *Science*, **344**(6188), 1090–1092.
- Pe'er, Guy, Zinngrebe, Yves, Moreira, Francisco, Sirami, Clélia, Schindler, Stefan, Müller, Robert, Bontzorlos, Vasileios, Clough, Dagmar, Bezák, Peter, Bonn, Aletta, Hansjürgens, Bernd, Lomba, Angela, Möckel, Stefan, Passoni, Gioele, Schleyer, Christian, Schmidt, Jenny, & Lakner, Sebastian. 2019. A Greener Path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, **365**(6452), 449–451.
- Pe'er, Guy, Bonn, Aletta, Bruelheide, Helge, Dieker, Petra, Eisenhauer, Nico, Feindt, Peter H., Hagedorn, Gregor, Hansjürgens, Bernd, Herzog, Irina, Lomba, Ángela, Marquard, Elisabeth, Moreira, Francisco, Nitsch, Heike, Oppermann, Rainer, Perino, Andrea, Röder, Norbert, Schleyer, Christian, Schindler, Stefan, Wolf, Christine, Zinngrebe, Yves, & Lakner, Sebastian. 2020. Action Needed for the EU Common Agricultural Policy to Address Sustainability Challenges. *People and Nature*, **2**(2), 305–316.
- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Maryline, Gautier, Jean-Luc, & Bretagnolle, Vincent. 2018. Bees Increase Oilseed Rape Yield under Real Field Conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **266**(Nov.), 39–48.
- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Marylin, Gautier, Jean-Luc, Saintilan, Alexis, & Bretagnolle, Vincent. 2019. Experimental Quantification of Insect Pollination on Sunflower Yield, Reconciling Plant and Field Scale Estimates. *Basic and Applied Ecology*, **34**(Feb.), 75–84.
- Perrot, Thomas, Rusch, Adrien, Coux, Camille, Gaba, Sabrina, & Bretagnolle, Vincent. 2021. Proportion of Grassland at Landscape Scale Drives Natural Pest Control Services in Agricultural Landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **9**, 227.
- Perry-Hill, R., & Prokopy, L. S. 2014. Comparing Different Types of Rural Landowners: Implications for Conservation Practice Adoption. *Journal of Soil and Water Conservation*, **69**(3), 266–278.

- Peth, Denise, Mußhoff, Oliver, Funke, Katja, & Hirschauer, Norbert. 2018. Nudging Farmers to Comply With Water Protection Rules – Experimental Evidence From Germany. *Ecological Economics*, **152**(Oct.), 310–321.
- Pettis, J, Martin, D, & van Engelsdorp, D. 2014. Migratory Beekeeping. *Pages 51–54 of: Bee Health and Veterinarians*. OIE (World Organisation for Animal Health).
- Pindyck, Robert S., & Rubinfeld, Daniel L. 2018. *Microeconomics*. Ninth edition, global edition edn. The Pearson Series in Economics. Harlow, England London; New York Boston San Francisco Toronto Sydney Dubai Singapore Hongkong Tokyo Seoul Taipei New Delhi Cape Town Sao Paulo Mexico City Madrid Amsterdam Munich Paris Milan: Pearson.
- Piñeiro, Valeria, Arias, Joaquín, Dürr, Jochen, Elverdin, Pablo, Ibáñez, Ana María, Kinengyere, Alison, Opazo, Cristian Morales, Owoo, Nkechi, Page, Jessica R., Prager, Steven D., & Torero, Maximo. 2020. A Scoping Review on Incentives for Adoption of Sustainable Agricultural Practices and Their Outcomes. *Nature Sustainability*, **3**(10), 809–820.
- Pires, Aliny P. F., Padgurschi, Maíra C. G., de Castro, Paula D., Scarano, Fabio R., Strassburg, Bernardo, Joly, Carlos A., Watson, Robert T., & de Groot, Rudolf. 2020. Ecosystem Services or Nature’s Contributions? Reasons behind Different Interpretations in Latin America. *Ecosystem Services*, **42**(Apr.), 101070.
- Pisa, Lennard, Goulson, Dave, Yang, En-Cheng, Gibbons, David, Sánchez-Bayo, Francisco, Mitchell, Edward, Aebi, Alexandre, van der Sluijs, Jeroen, MacQuarrie, Chris J. K., Giorio, Chiara, Long, Elizabeth Yim, McField, Melanie, Bijleveld van Lexmond, Maarten, & Bonmatin, Jean-Marc. 2021. An Update of the Worldwide Integrated Assessment (WIA) on Systemic Insecticides. Part 2: Impacts on Organisms and Ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**(10), 11749–11797.
- Polishchuk, Yuliana, & Rauschmayer, Felix. 2012. Beyond “Benefits”? Looking at Ecosystem Services through the Capability Approach. *Ecological Economics*, **81**(Sept.), 103–111.
- Ponisio, Lauren C., M’Gonigle, Leithen K., Mace, Kevi C., Palomino, Jenny, de Valpine, Perry, & Kremen, Claire. 2015. Diversification Practices Reduce Organic to Conventional Yield Gap. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1799), 20141396.
- Potts, Simon G., Vulliamy, Betsy, Dafni, Amots, Ne’eman, Gidi, & Willmer, Pat. 2003. Linking Bees and Flowers: How Do Floral Communities Structure Pollinator Communities? *Ecology*, **84**(10), 2628–2642.
- Potts, Simon G, Roberts, Stuart P M, Dean, Robin, Marris, Gay, Brown, Mike A, Jones, Richard, Neumann, Peter, & Settele, Josef. 2010. Declines of Managed Honey Bees and Beekeepers in Europe. *Journal of Apicultural Research*, **49**(1), 15–22.
- Potts, Simon G., Imperatriz-Fonseca, Vera, Ngo, Hien T., Aizen, Marcelo A., Biesmeijer, Jacobus C., Breeze, Thomas D., Dicks, Lynn V., Garibaldi, Lucas A., Hill, Rosemary, Settele, Josef, & Vanbergen, Adam J. 2016. Safeguarding Pollinators and Their Values to Human Well-Being. *Nature*, **540**(7632), 220–229.

- Power, Alison G. 2010. Ecosystem Services and Agriculture: Tradeoffs and Synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **365**(1554), 2959–2971.
- Prager, Katrin. 2015. Agri-Environmental Collaboratives for Landscape Management in Europe. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **12**(Feb.), 59–66.
- Pretty, Jules. 2008. Agricultural Sustainability: Concepts, Principles and Evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **363**(1491), 447–465.
- Proctor, Michael, Yeo, Peter, & Lack, Andrew. 1996. *The Natural History of Pollination*. HarperCollins Publishers.
- Pywell, Richard F., Heard, Matthew S., Woodcock, Ben A., Hinsley, Shelley, Ridding, Lucy, Nowakowski, Marek, & Bullock, James M. 2015. Wildlife-Friendly Farming Increases Crop Yield: Evidence for Ecological Intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1816), 20151740.
- Ramankutty, Navin, Mehrabi, Zia, Waha, Katharina, Jarvis, Larissa, Kremen, Claire, Herero, Mario, & Rieseberg, Loren H. 2018. Trends in Global Agricultural Land Use: Implications for Environmental Health and Food Security. *Annual Review of Plant Biology*, **69**(1), 789–815.
- Ratamäki, Outi., Jokinen, Pekka., Sorensen, Peter., Breeze, Tom., & Potts, Simon. 2015. A Multilevel Analysis on Pollination-Related Policies. *Ecosystem Services*, **14**(Aug.), 133–143.
- Ray, Deepak K., Ramankutty, Navin, Mueller, Nathaniel D., West, Paul C., & Foley, Jonathan A. 2012. Recent Patterns of Crop Yield Growth and Stagnation. *Nature Communications*, **3**(1).
- Raymond, Christopher M., Singh, Gerald G., Benessaiah, Karina, Bernhardt, Joanna R., Levine, Jordan, Nelson, Harry, Turner, Nancy J., Norton, Bryan, Tam, Jordan, & Chan, Kai M. A. 2013. Ecosystem Services and Beyond: Using Multiple Metaphors to Understand Human–Environment Relationships. *BioScience*, **63**(7), 536–546.
- Requier, Fabrice, Odoux, Jean-François, Tamic, Thierry, Moreau, Nathalie, Henry, Mickaël, Decourtye, Axel, & Bretagnolle, Vincent. 2015. Honey Bee Diet in Intensive Farmland Habitats Reveals an Unexpectedly High Flower Richness and a Major Role of Weeds. *Ecological Applications*, **25**(4), 881–890.
- Reynaud, Arnaud, & Couture, Stéphane. 2012. Stability of Risk Preference Measures: Results from a Field Experiment on French Farmers. *Theory and Decision*, **73**(2), 203–221.
- Rhodes, Christopher J. 2018. Pollinator Decline – An Ecological Calamity in the Making? *Science Progress*, **101**(2), 121–160.
- Ricardo, David. 1817. *On the Principles of Political Economy and Taxation*. J. Murray.
- Richards, Adrian John. 1986. *Plant Breeding Systems*. George Allen & Unwin.

- Rollin, Orianne, Bretagnolle, Vincent, Decourtye, Axel, Aptel, Jean, Michel, Nadia, Vaisière, Bernard E., & Henry, Mickaël. 2013. Differences of Floral Resource Use between Honey Bees and Wild Bees in an Intensive Farming System. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **179**(Oct.), 78–86.
- Rosenthal, R., & DiMatteo, M. R. 2001. Meta-Analysis: Recent Developments in Quantitative Methods for Literature Reviews. *Annual Review of Psychology*, **52**(1), 59–82.
- Rucker, Randal R., Thurman, Walter N., & Burgett, Michael. 2012. Honey Bee Pollination Markets and the Internalization of Reciprocal Benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, **94**(4), 956–977.
- Salliou, Nicolas, Muradian, Roldan, & Barnaud, Cécile. 2019. Governance of Ecosystem Services in Agroecology: When Coordination Is Needed but Difficult to Achieve. *Sustainability*, **11**(4), 1158.
- Samuelson, Paul A. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economics and Statistics*, **36**(4), 387–389.
- Sánchez-Bayo, Francisco, & Wyckhuys, Kris A. G. 2019. Worldwide Decline of the Entomofauna: A Review of Its Drivers. *Biological Conservation*, **232**(Apr.), 8–27.
- Sauve, Alix M. C., Thébault, Elisa, Pockock, Michael J. O., & Fontaine, Colin. 2016. How Plants Connect Pollination and Herbivory Networks and Their Contribution to Community Stability. *Ecology*, **97**(4), 908–917.
- Scheper, Jeroen, Holzschuh, Andrea, Kuussaari, Mikko, Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Smith, Henrik G., & Kleijn, David. 2013. Environmental Factors Driving the Effectiveness of European Agri-Environmental Measures in Mitigating Pollinator Loss – a Meta-Analysis. *Ecology Letters*, **16**(7), 912–920.
- Scheper, Jeroen, Reemer, Menno, van Kats, Ruud, Ozinga, Wim A., van der Linden, Giel T. J., Schaminée, Joop H. J., Sijpe, Henk, & Kleijn, David. 2014. Museum Specimens Reveal Loss of Pollen Host Plants as Key Factor Driving Wild Bee Decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**(49), 17552–17557.
- Schröter, Matthias, van der Zanden, Emma H., van Oudenhoven, Alexander P. E., Remme, Roy P., Serna-Chavez, Hector M., de Groot, Rudolf S., & Opdam, Paul. 2014. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, **7**(6), 514–523.
- Schulze, Ernst-Detlef, & Mooney, Harold A. 2012. *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer Science & Business Media.
- Schwarze, Jan, Holst, Gesa Sophie, & Mußhoff, Oliver. 2014. Do Farmers Act like Perfectly Rational Profit Maximisers? Results of an Extra-Laboratory Experiment. *International Journal of Agricultural Management*, **4**(1), 11–20.
- Scott, John, & Marshall, Gordon. 2009. *A Dictionary of Sociology*. Oxford University Press.

- Senapathi, Deepa, Biesmeijer, Jacobus C, Breeze, Thomas D, Kleijn, David, Potts, Simon G, & Carvalheiro, Luísa G. 2015. Pollinator Conservation—the Difference between Managing for Pollination Services and Preserving Pollinator Diversity. *Current Opinion in Insect Science*, **12**(Dec.), 93–101.
- Sexton, Richard J. 2013. Market Power, Misconceptions, and Modern Agricultural Markets. *American Journal of Agricultural Economics*, **95**(2), 209–219.
- Sharma, Anket, Kumar, Vinod, Shahzad, Babar, Tanveer, Mohsin, Sidhu, Gagan Preet Singh, Handa, Neha, Kohli, Sukhmeen Kaur, Yadav, Poonam, Bali, Aditi Shreeya, Parihar, Ripu Daman, Dar, Owias Iqbal, Singh, Kirpal, Jasrotia, Shivam, Bakshi, Palak, Ramakrishnan, M., Kumar, Sandeep, Bhardwaj, Renu, & Thukral, Ashwani Kumar. 2019. Worldwide Pesticide Usage and Its Impacts on Ecosystem. *SN Applied Sciences*, **1**(11), 1446.
- Shogren, Jason F., & Taylor, Laura O. 2008. On Behavioral-Environmental Economics. *Review of Environmental Economics and Policy*, **2**(1), 26–44.
- Siebert, John W. 1980. Beekeeping, Pollination, and Externalities in California Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, **62**(2), 165–171.
- Simon, Herbert A. 1955. A Behavioral Model of Rational Choice. *The Quarterly Journal of Economics*, **69**(1), 99–118.
- Simoncini, Riccardo, Ring, Irene, Sandström, Camilla, Albert, Christian, Kasymov, Ulan, & Arlettaz, Raphael. 2019. Constraints and Opportunities for Mainstreaming Biodiversity and Ecosystem Services in the EU’s Common Agricultural Policy: Insights from the IPBES Assessment for Europe and Central Asia. *Land Use Policy*, **88**(Nov.), 104099.
- Singh, Simron Jit, Haberl, Helmut, Chertow, Marian, Mirtl, Michael, & Schmid, Martin. 2013. *Long Term Socio-Ecological Research: Studies in Society-Nature Interactions across Spatial and Temporal Scales*. Springer.
- Skevas, T., Oude Lansink, A. G. J. M., & Stefanou, S. E. 2013. Designing the Emerging EU Pesticide Policy: A Literature Review. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, **64–65**(Sept.), 95–103.
- Smith, Helen F., & Sullivan, Caroline A. 2014. Ecosystem Services within Agricultural Landscapes—Farmers’ Perceptions. *Ecological Economics*, **98**(Feb.), 72–80.
- Smith, Matthew R, Singh, Gitanjali M, Mozaffarian, Dariush, & Myers, Samuel S. 2015. Effects of Decreases of Animal Pollinators on Human Nutrition and Global Health: A Modelling Analysis. *The Lancet*, **386**(10007), 1964–1972.
- Song, Xiao-Peng, Hansen, Matthew C., Stehman, Stephen V., Potapov, Peter V., Tyukavina, Alexandra, Vermote, Eric F., & Townshend, John R. 2018. Global Land Change from 1982 to 2016. *Nature*, **560**(7720), 639–643.
- Spangenberg, Joachim H., & Settele, Josef. 2010. Precisely Incorrect? Monetising the Value of Ecosystem Services. *Ecological Complexity*, **7**(3), 327–337.

- Spash, Clive L. 2013. The Shallow or the Deep Ecological Economics Movement? *Ecological Economics*, **93**(Sept.), 351–362.
- Stanley, Dara A., Garratt, Michael P. D., Wickens, Jennifer B., Wickens, Victoria J., Potts, Simon G., & Raine, Nigel E. 2015. Neonicotinoid Pesticide Exposure Impairs Crop Pollination Services Provided by Bumblebees. *Nature*, **528**(7583), 548–550.
- Steffan-Dewenter, Ingolf, & Tschardt, Teja. 2001. Succession of Bee Communities on Fallow. *Ecography*, **24**(1), 83–93.
- Steffan-Dewenter Ingolf, & Schiele Susanne. 2008. Do Resources or Natural Enemies Drive Bee Population Dynamics in Fragmented Habitats. *Ecology*, **89**(5), 1375–1387.
- Strassburg, Bernardo B. N. 2018. Biodiversity: Honour Guidelines That Reconcile World Views. *Nature*, **561**(7723), 309–310.
- Streletskaia, Nadia A., Bell, Samuel D., Kecinski, Maik, Li, Tongzhe, Banerjee, Simanti, Palm-Forster, Leah H., & Pannell, David. 2020. Agricultural Adoption and Behavioral Economics: Bridging the Gap. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **42**(1), 54–66.
- Sumner, Daniel A, & Boriss, Hayley. 2006. Bee-Conomics and the Leap in Pollination Fees. *Agricultural and Resource Economics Update*, **9**(3), 9–11.
- Suryanarayanan, Sainath, & Kleinman, Daniel Lee. 2011. Disappearing Bees and Reluctant Regulators. *Issues in Science and Technology*, **27**(4), 33–36.
- Sutter, Louis, & Albrecht, Matthias. 2016. Synergistic Interactions of Ecosystem Services: Florivorous Pest Control Boosts Crop Yield Increase through Insect Pollination. *Proc. R. Soc. B*, **283**(1824), 20152529.
- Sutter, Louis, Albrecht, Matthias, & Jeanneret, Philippe. 2018. Landscape Greening and Local Creation of Wildflower Strips and Hedgerows Promote Multiple Ecosystem Services. *Journal of Applied Ecology*, **55**(2), 612–620.
- Swinton, Scott M., Lupi, Frank, Robertson, G. Philip, & Hamilton, Stephen K. 2007. Ecosystem Services and Agriculture: Cultivating Agricultural Ecosystems for Diverse Benefits. *Ecological Economics*, **64**(2), 245–252.
- Tanaka, Tomomi, Camerer, Colin F., & Nguyen, Quang. 2010. Risk and Time Preferences: Linking Experimental and Household Survey Data from Vietnam. *American Economic Review*, **100**(1), 557–571.
- Tilman, David, Cassman, Kenneth G., Matson, Pamela A., Naylor, Rosamond, & Polasky, Stephen. 2002. Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices. *Nature*, **418**(6898), 671–677.
- Tilman, David, Balzer, Christian, Hill, Jason, & Befort, Belinda L. 2011. Global Food Demand and the Sustainable Intensification of Agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **108**(50), 20260–20264.

- Tittonell, Pablo. 2014. Ecological Intensification of Agriculture—Sustainable by Nature. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **8**(Oct.), 53–61.
- Tollefson, Jeff. 2019. Humans Are Driving One Million Species to Extinction. *Nature*, **569**(May), 171.
- Tomizawa, Motohiro, & Casida, John E. 2011. Neonicotinoid Insecticides: Highlights of a Symposium on Strategic Molecular Designs. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **59**(7), 2883–2886.
- Tscharntke, Teja, Tylianakis, Jason M., Rand, Tatyana A., Didham, Raphael K., Fahrig, Lenore, Batáry, Péter, Bengtsson, Janne, Clough, Yann, Crist, Thomas O., Dormann, Carsten F., Ewers, Robert M., Fründ, Jochen, Holt, Robert D., Holzschuh, Andrea, Klein, Alexandra M., Kleijn, David, Kremen, Claire, Landis, Doug A., Laurance, William, Lindenmayer, David, Scherber, Christoph, Sodhi, Navjot, Steffan-Dewenter, Ingolf, Thies, Carsten, van der Putten, Wim H., & Westphal, Catrin. 2012. Landscape Moderation of Biodiversity Patterns and Processes - Eight Hypotheses. *Biological Reviews*, **87**(3), 661–685.
- Tuck, Sean L., Winqvist, Camilla, Mota, Flávia, Ahnström, Johan, Turnbull, Lindsay A., & Bengtsson, Janne. 2014. Land-Use Intensity and the Effects of Organic Farming on Biodiversity: A Hierarchical Meta-Analysis. *Journal of Applied Ecology*, **51**(3), 746–755.
- UNEP-WCMC, Walpole, Matt, Brown, Claire, Tierney, Megan, Mapendembe, Abisha, Viglizzo, Ernesto, Goethals, Peter, Birge, Traci, Fuentes, Rodrigo, Butchart, Stuart, Höft, Robert, Vackár, David, Koleff, Patricia, Sarukhán, José, Urquiza, Tania, O’Farell, Patrick, Reyers, Belinda, Garcia, Keisha, Girvan, Alexander, Watts, Jim, Stott, Andrew, Larigauderie, Anne, Biala, Katarzyna, Schlatter, Christian, Rodríguez Rodríguez, David, Mainka, Sue, Williams, James, Beltrame, Coralie, Armenteras, Dolores, Marcela, Mónica, Nybo, Signe, Sandlund, Odd Terje, Davidson, Nick, Ghate, Utkarsh, Berg, Hakan, Ash, Neville, Luque Panadero, Victoria Eugenia, Zandri, Edoardo, Doswald, Natalie, Kumar, Chetan, Scharlemann, Jorn, Simpson, Lucy, Tyrell, Tristan, Díaz, Sandra, Linstead, Conor, Espaldon, Maria Victoria, Ringold, Paul, De Groot, Rudolf, van Oudenhoven, Alexander, Lasco, Rodel, Layke, Christian, Barano, Thomas, Hadian, Oki, Bondarev, Alexander, Yashina, Tatyana, Bhagabati, Nirmal, Ricketts, Taylor, & Rosenthal, Amy. 2011. *Developing Ecosystem Service Indicators: Experiences and Lessons Learned from Sub-Global Assessments and Other Initiatives*. Vol. 58. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Uyttenbroeck, Roel, Hatt, Séverin, Paul, Aman, Boeraeve, Fanny, Piqueray, Julien, Francis, Frédéric, Danthine, Sabine, Frederich, Michel, Dufrêne, Marc, Bodson, Bernard, & Monty, Arnaud. 2016. Pros and Cons of Flowers Strips for Farmers. A Review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 11.
- van der Sluijs, Jeroen P, Simon-Delso, Noa, Goulson, Dave, Maxim, Laura, Bonmatin, Jean-Marc, & Belzunces, Luc P. 2013. Neonicotinoids, Bee Disorders and the Sustainability of Pollinator Services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **5**(3), 293–305.

- van Dijk, Michiel, Morley, Tom, Rau, Marie Luise, & Saghai, Yashar. 2021. A Meta-Analysis of Projected Global Food Demand and Population at Risk of Hunger for the Period 2010–2050. *Nature Food*, **2**(7), 494–501.
- Van Huylenbroeck, Guido, Vandermeulen, Valerie, Mettepenningen, Evy, & Verspecht, Ann. 2007. Multifunctionality of Agriculture: A Review of Definitions, Evidence and Instruments. *Living Reviews in Landscape Research*, **1**.
- Venter, Oscar, Sanderson, Eric W., Magrath, Ainhoa, Allan, James R., Beher, Jutta, Jones, Kendall R., Possingham, Hugh P., Laurance, William F., Wood, Peter, Fekete, Balázs M., Levy, Marc A., & Watson, James E. M. 2016. Sixteen Years of Change in the Global Terrestrial Human Footprint and Implications for Biodiversity Conservation. *Nature Communications*, **7**(1), 12558.
- Vialatte, Aude, Barnaud, Cecile, Blanco, Julien, Ouin, Annie, Choisis, Jean-Philippe, Andrieu, Emilie, Sheeren, David, Ladet, Sylvie, Deconchat, Marc, Clément, Floriane, Esquerré, Diane, & Sirami, Clelia. 2019. A Conceptual Framework for the Governance of Multiple Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology*, **34**(7), 1653–1673.
- Vitikainen, Arvo. 2004. An Overview of Land Consolidation in Europe. *Nordic Journal of Surveying and Real Estate Research*, **1**(1).
- von Neumann, John, & Morgenstern, Oskar. 1944. *Theory of Games and Economic Behavior*. Princeton University Press.
- Wang, Bojie, Zhang, Qin, & Cui, Fengqi. 2021. Scientific Research on Ecosystem Services and Human Well-Being: A Bibliometric Analysis. *Ecological Indicators*, **125**(June), 107449.
- Wang, Li, Liu, Qiuxia, Dong, Xiaoyan, Liu, Yi, & Lu, Jianwei. 2019. Herbicide and Nitrogen Rate Effects on Weed Suppression, N Uptake, Use Efficiency and Yield in Winter Oilseed Rape (*Brassica Napus* L.). *Global Ecology and Conservation*, **17**(Jan.), e00529.
- Westhoek, Henk J., Overmars, Koen P., & van Zeijts, Henk. 2013. The Provision of Public Goods by Agriculture: Critical Questions for Effective and Efficient Policy Making. *Environmental Science & Policy*, **32**(Oct.), 5–13.
- Wilkinson, Nick, & Klaes, Matthias. 2017. *An Introduction to Behavioral Economics*. 3rd ed. 2018 edn. London: Red Globe Press.
- Willett, Walter, Rockström, Johan, Loken, Brent, Springmann, Marco, Lang, Tim, Vermeulen, Sonja, Garnett, Tara, Tilman, David, DeClerck, Fabrice, Wood, Amanda, Jonell, Malin, Clark, Michael, Gordon, Line J., Fanzo, Jessica, Hawkes, Corinna, Zurayk, Rami, Rivera, Juan A., Vries, Wim De, Sibanda, Lindiwe Majele, Afshin, Ashkan, Chaudhary, Abhishek, Herrero, Mario, Agustina, Rina, Branca, Francesco, Lartey, Anna, Fan, Shenggen, Crona, Beatrice, Fox, Elizabeth, Bignet, Victoria, Troell, Max, Lindahl, Therese, Singh, Sudhvir, Cornell, Sarah E., Reddy, K. Srinath, Narain, Sunita, Nishtar, Sania, & Murray, Christopher J. L. 2019. Food in the Anthropocene: The EAT–Lancet

- Commission on Healthy Diets from Sustainable Food Systems. *The Lancet*, **393**(10170), 447–492.
- Wilson, Clevo, & Tisdell, Clem. 2001. Why Farmers Continue to Use Pesticides despite Environmental, Health and Sustainability Costs. *Ecological Economics*, **39**(3), 449–462.
- Winfree, Rachael, & Kremen, Claire. 2009. Are Ecosystem Services Stabilized by Differences among Species? A Test Using Crop Pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **276**(1655), 229–237.
- Winfree, Rachael, Aguilar, Ramiro, Vázquez, Diego P., LeBuhn, Gretchen, & Aizen, Marcelo A. 2009. A Meta-Analysis of Bees' Responses to Anthropogenic Disturbance. *Ecology*, **90**(8), 2068–2076.
- Wintermantel, Dimitry, Odoux, Jean-François, Decourtye, Axel, Henry, Mickaël, Allier, Fabrice, & Bretagnolle, Vincent. 2020. Neonicotinoid-Induced Mortality Risk for Bees Foraging on Oilseed Rape Nectar Persists despite EU Moratorium. *Science of The Total Environment*, **704**(Feb.), 135400.
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Shore, R. F., Heard, M. S., Pereira, M. G., Redhead, J., Ridding, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes, S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure, C., Edwards, M., Genersch, E., Knäbe, S., & Pywell, R. F. 2017. Country-Specific Effects of Neonicotinoid Pesticides on Honey Bees and Wild Bees. *Science*, **356**(6345), 1393–1395.
- Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J. C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J. M., & Pywell, R. F. 2019. Meta-Analysis Reveals That Pollinator Functional Diversity and Abundance Enhance Crop Pollination and Yield. *Nature Communications*, **10**(1), 1481.
- Wratten, Stephen D., Gillespie, Mark, Decourtye, Axel, Mader, Eric, & Desneux, Nicolas. 2012. Pollinator Habitat Enhancement: Benefits to Other Ecosystem Services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **159**(Sept.), 112–122.
- Wunder, Sven. 2005. Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts.
- Yachi, Shigeo, & Loreau, Michel. 1999. Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **96**(4), 1463–1468.
- Zabala, José A., Martínez-Paz, José M., & Alcon, Francisco. 2021. A Comprehensive Approach for Agroecosystem Services and Disservices Valuation. *Science of The Total Environment*, **768**(May), 144859.

- Zamorano, Jorge, Bartomeus, Ignasi, Grez, Audrey A., & Garibaldi, Lucas Alejandro. 2020. Field Margin Floral Enhancements Increase Pollinator Diversity at the Field Edge but Show No Consistent Spillover into the Crop Field: A Meta-Analysis. *Insect Conservation and Diversity*, **13**(6), 519–531.
- Zhang, Han, Breeze, Tom, Bailey, Alison, Garthwaite, David, Harrington, Richard, & Potts, Simon G. 2017. Arthropod Pest Control for UK Oilseed Rape – Comparing Insecticide Efficacies, Side Effects and Alternatives. *PLOS ONE*, **12**(1), e0169475.
- Zhang, Wei, Ricketts, Taylor H., Kremen, Claire, Carney, Karen, & Swinton, Scott M. 2007. Ecosystem Services and Dis-Services to Agriculture. *Ecological Economics*, **64**(2), 253–260.
- Zweifel, Peter, & Eisen, Roland. 2012. *Insurance Economics*. Springer Texts in Business and Economics. Heidelberg: Springer.



Hommes et Territoires

Chapitre II

Pollinator supporting practices: what drives farmers' acceptability and adoption?

Faure J., Mouysset L., Allier F., Decourtye A., Gaba S.

In prep for Agriculture, Ecosystems & Environment

Abstract

Despite their key role, pollinators are threatened worldwide, in particular by intensive agriculture. Pollinator-supporting practices (PSP) such as planting flowers, restoring semi-natural habitats or reducing the use of synthetic insecticides are a promising lever to support pollinator health while maintaining food production. Despite their proved ecological effectiveness, they have met few adoptions, and no study to date have tried to understand why. In this study, we reported the farmers' behavior concerning PSP in a French intensive agricultural landscape, and tried to explain what drove their acceptability and adoption. Using a survey of 103 farmers conducted in 2011 in France, combined with data on agricultural practices, we studied the determinants of willingness to adopt pollination supporting practices. We proposed an original conceptual framework based on decision science and psychology to clarify all types of determinants. We found that the cost of the practice and the adoption rate were negatively correlated. We also found that the most intensive farms were poorly disposed to adopt such practices. Finally, our results suggested a divergence between a positive attitude towards pollinators and harmful farming practices. These findings call for a financial support to favor pollinator supporting practice adoption but also to adapt agricultural policies to farmers' behaviors.

1 Introduction

Pollinators are tightly linked to the maintenance of ecosystem functioning and human welfare through pollination that ensures for plant reproduction and crop production (Potts *et al.* , 2016). It is commonly acknowledged that pollination is a critical ecosystem service for agriculture (Woodcock *et al.* , 2019): 75% of cultivated crops in the world depend on insect pollination (Klein *et al.* , 2007) and pollination service was market-valued at more than \$235-577 billion per year (IPBES, 2016). Animal-based pollination is widely supported by insects, particularly bees which visit more than 90% of the leading crop types (Klein *et al.* , 2007). Despite their key role, pollinators are threatened worldwide especially in farmland because of land-use changes involving the destruction, fragmentation and degradation of semi-natural habitats (Potts *et al.* , 2010; Goulson *et al.* , 2015; Hallmann *et al.* , 2017) that reduce floral and nesting resources (Baude *et al.* , 2016). Pollinators are, at the same time, impacted by the combination of pesticide exposure and toxicity (?). Sustainable management strategies are therefore needed to halt pollinator decline while maintaining food production (Garibaldi *et al.* , 2014; IPBES, 2016).

There are growing evidences of that pollinator-supporting practices (PSP) such as planting flowers, restoring semi-natural habitats or reducing the use of pesticides benefit to pollinators, pollination service and even to production and farmers' revenues (Decourtye *et al.* , 2010; Garibaldi *et al.* , 2014; IPBES, 2016; Kovács-Hostyánszki *et al.* , 2017; Zamorano *et al.* , 2020; Albrecht *et al.* , 2020). Among PSP, flower strips (planted in field edge or during intercropping) and hedgerows offer nesting sites and floral resources for pollinators, increasing their abundance and diversity (Kremen *et al.* , 2019). Flowering cover crops, fallows and semi-natural habitats have also been shown to increase pollinator abundance (IPBES, 2016) by provisioning floral resources especially during flower shortage (i.e. between mass-flowering blooming periods; Bretagnolle & Gaba, 2015). Finally, reducing pesticide amount and toxicity as well as applying pesticides out of the pollinator activities period directly (i.e. insecticides) benefit to pollinator by decreasing their mortality rate and indirectly (i.e. herbicides) by increasing flowers abundance (Kovács-Hostyánszki *et al.* , 2017). Despite the effectiveness of PSP to preserve pollinators, scientist advices and several cross-national policies, PSP met only a timid approval by farmers (Breeze *et al.* , 2019; Kleijn *et al.* , 2019). Yet, their attitude (i.e. the degree of favour or disfavour) towards pollinators has been reported as positive (Breeze *et al.* , 2019; Hevia *et al.* , 2021). Up to now, most studies have focused on the environmental consequences of PSP, but not on the question of adoption. Understanding the farmers' behavior concerning PSP adoption is thus a priority for effective pollinator conservation.

Analysing behavior requires to highlight farmers' preferences, which can be defined as the order the farmers give to several alternatives, from which result the choices (Wilkinson & Klaes, 2017). The relative concept is the 'willingness to adopt' practices (Just *et al.* , 2005). However, surveys based on farmers' statements (i.e. stated preferences) may give not preferences but rather attitudes (Kahneman & Sugden, 2005). Roughly, the difference is that preferences are relative to economic choices while attitudes are relative to emotions¹.

¹For more precision and examples on preferences and attitudes, we invite the reader to refer to Kahneman

According to *Kahneman et al.* (1997), a discrepancy between attitudes and choices reveals that individuals are not entirely 'rational', in that their decision is not only profit-motivated and psychological factors are at play (*Wilkinson & Klaes, 2017*). It has been shown for farmers (*Dessart et al.*, 2019).

Agricultural adoption research traditionally has highlighted the role of 'objective' (i.e. external) factors such as social, economic, and political context in driving adoption (*Bandiera & Rasul, 2006*). Some examples are the implementation costs, the age of farmers, the farm size or the extension services (i.e. public or private agricultural advisors; *Liu et al.*, 2018). But more recently, some authors have shown the necessity to integrate insights from psychology to better explain farmers' behavior (*Streletskaya et al.*, 2020) This behavioral version of agricultural adoption research calls the assumption of farmers' 'rationality' (i.e. they are only profit-motivated when they make choices) into question (*Dessart et al.*, 2019). It integrates more 'subjective' (i.e. internal) and psychological determinants – such as risk perception, knowledge, beliefs or environmental concern – related to cognition (*Dessart et al.*, 2019; *Foguesatto et al.*, 2020). Combining external and internal factors allows having a more comprehensive view on what shapes farmers' decision. Hence, more behaviorally-oriented conceptual frameworks are needed to guide empirical analysis. In practice, psychological determinants are difficult to extract because they are not directly observable and their estimation has to be done via the farmers: this can lead to experience biases (*Kahneman & Sugden, 2005*). Most studies quantified them in laboratory experiments and only few articles estimated them in field studies. Although it is difficult to estimate psychological factors in a survey focusing on one practice, observing farmers' choices at the farm level (e.g. pesticide use) can give a robust insights on some cognitive factors (*Dessart et al.*, 2019).

In this paper, we tried to understand the behavior concerning the adoption of pollination supporting practices in focusing on two questions: which farmers are most likely to adopt? why? We answered in three steps, using data from a survey performed on 103 farmers in 2011 in an intensive agricultural plain of Western France. First, we described the current rates of adoption/acceptation among PSP. Then, we studied the determinants of farmers' PSP adoption, or intention to adopt. Finally, we evaluated farmers' attitude towards pollinators and compared it with their choices. We anchored our analysis into an original conceptual framework, allowing us to assess consistency between thoughts and choices and to make a unified treatment of external and internal factors.

et al. (1997) and *Kahneman & Sugden* (2005)

2 Conceptual framework

We built a conceptual framework of decision-making process (Figure II.1) that allows to distinguish between attitudes and choices, and to make a unified treatment of external and internal factors as suggested by *Streletskaia et al.* (2020) and *Foguesatto et al.* (2020).

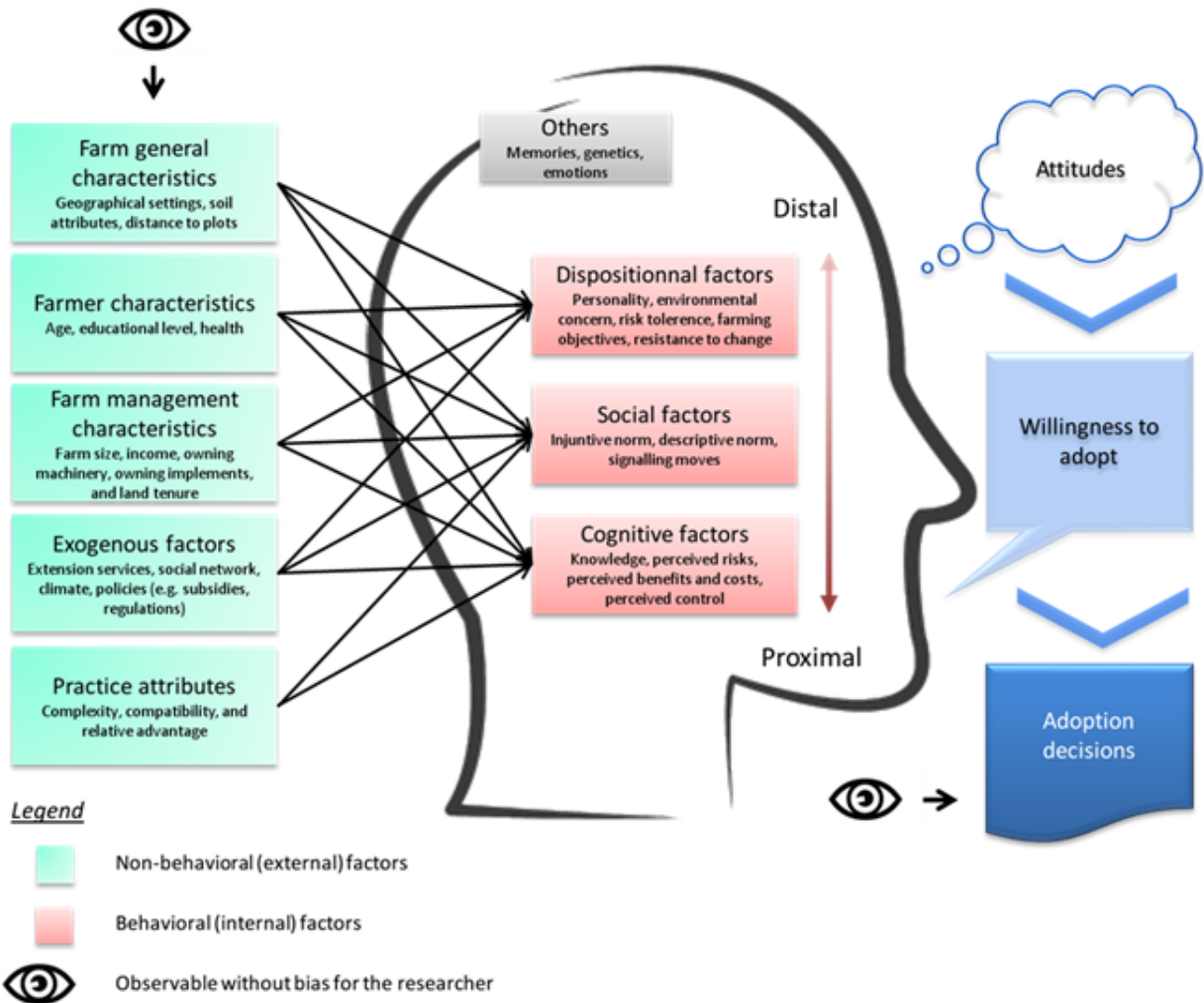


FIGURE II.1: Conceptual framework of agricultural practice willingness to adopt and adoption. Farmers' decisions, intentions and attitudes (in blue) are driven by the behavioral factors (in red). These behavioral factors are shaped by external factors (in turquoise).

The framework is built as follows: decisions (i.e. the finality of the decision-making process; Figure II.1, in blue bottom-right) include both the practices of interest (here PSP) and all other practices applied at the farm-scale. Decisions are generally observable by the researcher (*Floress et al.*, 2018). In our framework, decision is preceded by intention, i.e. the willingness to adopt (WTA), which are not observable but can be stated by farmers (*Ajzen*, 1991; *Johnston et al.*, 2017). WTA is itself related to farmers' attitudes (including the

attitude towards pollinators; Wilkinson & Klaes, 2017; Knapp *et al.*, 2021). A discrepancy between attitudes and acts can reveal that farmers are not entirely rational and that their decisions are not solely profit-motivated.

Attitudes are induced by behavioral, internal factors (Figure II.1, red boxes) which are the cognitive, emotional, personal and social processes or stimuli underlying human behaviour (Kollmuss & Agyeman, 2002; Dessart *et al.*, 2019). Following Dessart *et al.* (2019), we classified internal factors into three types: cognitive, social and dispositional. Dispositional factors are relatively stable and related to a given individual. They can be described by personality, motivations, values, beliefs, general preferences and objectives (Malle, 2011). Social factors relate to farmers' interactions with other individuals (e.g. other farmers or advisors) and include social norms and signalling motives. Cognitive factors relate to learning and reasoning and include farmers' perceptions of the relative benefits, costs and risks associated with a sustainable practice or whether they feel that they are skilled enough to adopt this practice (Dessart *et al.*, 2019). These three types of factors can be classified based on their 'distance' from the decision-making in question. Behavioral factors are considered distal when they are non-specific to the practice studied (e.g. environmental concern or personality). They have general effects and are thus thought to be related to multiple adoption decisions (Flay *et al.*, 2009). Hence, they are the keystone of our framework because they link the practice of interest (i.e. PSP) with other practices (for example pesticide use). Therefore, our framework assumes a consistency in farmers' management through the dispositional factors. At the other end of the spectrum, factors are proximal when they consist in lower-order, directly related to the focus of the decision-making (Flay *et al.*, 2009). Other internal factors such as memories, emotions or genetics can act on WTA (Figure II.1, grey; MacFadyen, 2015).

Behavioral internal factors are shaped by non-behavioral external factors (in turquoise, Figure II.1; Kollmuss & Agyeman, 2002), and therefore indirectly affect decision-making (Foguesatto *et al.*, 2020). We distinguish five classes of external factors which are all observable: (1) Farm general characteristics that refer mainly to farmland geographical and pedoclimatic characteristics; (2) Farm management characteristics related to financial characteristics (i.e., the method of obtaining income and farm assets), farm production management and ownership; (3) Farmer's characteristics that include farmers' personal characteristics such as age or education level; (4) Exogenous factors that refer to farmers' social relations outside of the farm and more globally to the institutional context; and finally, (5) practice attributes which define the benefits and costs as well as implementation technical details of the practice of interest.

In our framework, internal factors are not directly quantifiable and can be biased because of their subjective feature (Gabaix, 2019). This is not the case for external factors and practice adoption, which are observable and non-biased. Hence, several management decisions such as intensity of farm management can serve as suitable proxies of generalist behavioral factors and thus be integrated to WTA determinants. For example, pesticide use can be seen as a proxy of risk aversion and environmental concern (Mzoughi, 2011; Bontemps *et al.*, 2021).

3 Material and methods

3.1 Study area

The study site is a Long Term Socio-Ecological research site "Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre" that is located in Western France (Deux-Sèvres, France; Figure S.II.1; [Bretagnolle *et al.*, 2018](#)). The area is a typical rural area of 435 km² with a temperate Atlantic oceanic climate and managed almost exclusively for arable and mixed farming. The most common crops are winter wheat (33.8%), corn (9.6%), sunflower (10.4%), oilseed rape (8.3%), pea (2%) and meadows (13.5%), including both permanent grasslands and temporary hays such as alfalfa. The landscape has been strongly simplified the past 40 years, with a decrease of grasslands of 40% and of semi-natural habitats, being replaced by arable crops ([Gaba & Bretagnolle, 2021](#)).

3.2 Farmers' survey

Farmers were surveyed during face-to-face meeting from March to June 2011 within the research programs 'POLINOV' and 'DEPHY-Abeilles', projects aiming at understanding the interactions between bees and intensive agricultural areas to provide more sustainable cropping systems ([Decourtye *et al.*, 2014](#); [Allier *et al.*, 2019](#)). 1500 fields out of the 13000 of the study site were randomly sampled. These fields were owned by 200 farmers which were all contacted to participate to the research programs. One hundred and three farmers participated which represents 36% of the farmers in the study area. The survey is available in Supplementary Material S.1.

Farmers' and farm data We collected data on the characteristics of farmers (age) and farm (farming system, annual work unit, farm area and proportion of grassland), crop rotations and agricultural practices such as pesticides and mechanical operations (details in Supplementary Material S.1). Agricultural practices were collected for one to six different crops per farm among which winter cereals (wheat and barley), maize, sunflower, oilseed rape and temporary grasslands (alfalfa; Supplementary Material S.1). Among them, oilseed, sunflower and alfalfa productions are partially (~25%) dependent on insect-pollination ([Klein *et al.*, 2007](#)). From these data, we derived pesticide use intensity in all crops using the treatment frequency index (TFI ; more details in Supplementary Material S.1) which measures the intensity of applications as the dosage applied per unit of cropped area in relation to the recommended dosage per crop type ([Möhring *et al.*, 2019](#)). We computed three measures of pesticides use intensity: TFI pesticides for all crop types that include all pesticide types (fungicides, herbicides, insecticides); the TFI insecticide for all crop types, and the TFI insecticides for pollinated crops only. For each crop, TFI was standardized in dividing by the maximal TFI for the given crop, and then an average TFI was computed for each farmer. Finally, this latter value was standardized using the z-score. Farmers for which pollinated crop TFI was not available was replaced by the TFI for non-pollinated crops. If TFI was not available at all, farmers were removed from the analysis. Intensity of soil management

was assessed with two metrics: z-scores of the number and average depth of soil mechanical operations from sowing to harvest.

Attitude towards pollinators We collected data related to attitude towards pollinators (Kahneman & Sugden, 2005; Knapp *et al.* , 2021). We asked farmers, to know whether they account for pollinators in their management choices. We also focused on their opinion on the drivers of pollinator decline by asking the farmers to prioritize among four drivers among which two were related to agriculture (i.e. pesticides and lack of resources) and two were not (i.e. apicultural practices and pathogens). Finally, we focused on the relationships with beekeepers asking to farmers if they dealt with them in order to provide apiary locations next to their fields , a common practice in the study site.

Intention to adopt/adoption rate We evaluated farmers' intention to adopt (or actual adoption) ten pollinator-supporting practices (Table S.II.1, Figure II.2): three related to off-field practices and seven to on-field practices. Off-field practices do not affect crop management, contrary to on-field practices which require revision of initial agricultural practices (Meynard *et al.* , 2012). Off-field practices were related to (i) planting or maintaining hedgerows with flowering trees and plants (e.g. dogwood, hawthorn, blackthorn or ivy; Kremen *et al.* , 2019), (ii) sowing flower buffer strips to provide floral resources especially nectar for pollinators (Decourtye *et al.* , 2007) and (iii) implementing flower strips at the edge of fields to provide both floral resource (nectar) and nesting sites (Zamorano *et al.* , 2020). On-field practices were associated with either resource provision or pesticide use reduction. The latter included three pesticide-related measures. Resource provision practices included planting flower strips within fields, flowering cover crops, flowering fallows or sowing mass flowering-crops (Table S.II.1, Figure II.2). While flower strips allow to reduce foraging distance (Albrecht *et al.* , 2020), flowering fallows or cover crops increase landscape heterogeneity and floral diversity which are crucial for wild pollinators (Decourtye *et al.* , 2007). Including mass flowering crops in crop rotations benefit to pollinators by providing a resource pulse at key stages of their lifecycle (?). Practices related to pesticide use reduction consist in reducing pesticide quantities or toxicity (Garibaldi *et al.* , 2014), or in leaving unsprayed field margins (IPBES, 2016).

3.3 Cost of PSP implementation

We evaluated the cost of each PSP as the sum of its implementation and opportunity cost (Supplementary Material S.3). Implementation cost depends tightly on the practice, and includes seeds, sowing, cutting, additional work or fuel according to the PSP. Opportunity cost includes forgone benefits due to physical replacement of the crops. The latter can be negative (i.e. the benefit outcomes the cost) if the practice involves savings on initially used inputs (e.g. savings on pesticides). Hence, depending on the practice, pecuniary cost can be negative and its implementation becomes beneficial. Our valuation of costs and benefits came mainly from literature from the study site, or from data published by French agricultural technical institutes in order to be as close as possible to our case study (Table S.II.2). The

valuation has been made for each practice, but not for each farmer because of the absence of data. Hence, cost analysis has been separated from WTA analysis.

3.4 Estimation of the willingness to adopt

To quantify farmers' willingness to adopt PSP, we transformed qualitative PSP variables into numerical ones. We assigned to each farmer $Y_{p,i}$, being equal to 1 for no, 2 for maybe, 3 for yes and 4 if the farmer i had already adopted the practice p . While the three former measured behavioral intention, the latter measured an actual behavior. The literature has shown that the two should be distinguished in the analysis because of an 'intention-behavior' gap: people do not always do the things that they intend to do (Sheeran & Webb, 2016; for farmers see Floress *et al.*, 2018). In our study, it could be mainly caused by two biases: a projection bias² and an interviewer bias³. However, to account for these biases, we transformed $Y_{p,i}$ with an exponential function, that value much more observed behavior than intention. Two PSP variables i.e. to left fields in fallow and to plant grass margins (along watercourses) were excluded because half of the farms were not eligible to these practices (42% and 44% respectively). Eight PSP variables remained and were used to calculate the score of willingness to adopt (WTA) for each farmer:

$$WTA_i = \frac{1}{n} \sum_{p=1}^n \exp(Y_{p,i}) \quad (\text{II.1})$$

where $n = 8$ is the number of practices. The WTA score was considered as the dependent variable in the study and was used rather than single scores to overcome potential measure errors and aggregation bias (Floress *et al.*, 2018).

3.5 Choice of candidates for determinants of willingness to adopt (independent variables)

To our knowledge, only Hevia *et al.* (2021) have investigated the determinants of PSP uptake. Nevertheless, similar pro-environmental practices in terms of investment, beliefs, innovation, required competence, etc., have been studied. For example, since 2008, more than 100 studies have focused on adoption of Best Management Practices for water pollution in US and Canada being similar to PSP on many aspects (Liu *et al.*, 2018). A recurrence among determinants of adoption of pro-environmental practices has been observed (Dessart *et al.*, 2019; Foguesatto *et al.*, 2020). Based on 'POLINOV' project experts' presumptions, we considered nine external factors, three internal ones, and three other practices as candidates for determinants of WTA. More information on independent variables are provided in Table II.1.

²A projection bias is a self-forecasting error, where the respondent overestimates how much her/his future selves will share the same beliefs, values and behaviors as her/his current selves.

³An interviewer bias happens when respondents give affirmative responses to please the interviewer

TABLEAU II.1: Candidate variables for determinants of willingness to adopt pollinator-supporting practices.

Determinant of WTA	Description	Categorical variable	Continuous variables	
		<i>Farmers (n=103)</i>	<i>Mean</i>	<i>SD</i>
<i>Farmer's characteristics (external)</i>				
Age	Age of farmer in year		53.7	9.7
<i>Farm management characteristics (external)</i>				
Farm size	Farm area in hectare		159.4	106.4
Annual work unit	Employees in the farm		1.9	1.4
Agricultural system	Farmers grow only crops (=0) or have a crop-livestock farming system	0: 49 1: 54		
Grassland proportion	The proportion of grasslands (in % of total farm area)		0.14	0.12
<i>Exogenous factors (external)</i>				
Extension services	The farmer takes advice from Chamber of Agriculture (French public bodies representing French farmers)	Yes: 46 No: 57		

Diversity of information sources	Number of information sources cited by the farmer		1.8	0.11
Shelter apiaries in farm	Farmers provided a location for apiaries to beekeepers, close to their mass flowering crop fields	Yes: 15 No: 88		
<i>Cognitive factors (internal)</i>				
Knowledge on PSP	The farmer lack of knowledge to adopt more PSP	Yes: 50 No: 53		
Perceived economic risk of PSP	The farmer lack of economic resources to adopt more PSP	Yes: 59 No: 44		
Perceived own competences on PSP	The farmer lack of technical capacities to adopt more PSP	Yes: 41 No: 62		
<i>Management decisions</i>				
Pesticide use	Treatment frequency index: theoretical number of pesticide treatments per hectare, based on standard dose (standardized).		0	1

Tillage depth	Depth of tillage on average (in meters; standardized variable)	0	1
Number of soil working passes	Number of mechanized operation on average; standardized variable)	0	1

3.6 Statistical analysis

In a first step, we investigated if farmers' adoption was driven by practice costs. Concretely, we explored the relationships between the pecuniary cost of each practice and their adoption level using linear models. Two linear models were built: one with all practices (ten) and one with nine only, where we removed an apparent outlier (unsprayed field margins).

In a second step, we investigated the relative contribution of non-economic factors using linear models with farmer's age, farm management characteristics (farm size, annual work unit, farming system and grassland proportion), exogenous factors (extension services, diversity of information sources, apiary location provision), and cognitive factors (perceived economic risk of PSP, knowledge on PSP, perceived own competences on PSP) as covariates. We also included proxies of dispositional factors (pesticide use estimated with total TFI for all crops, tillage depth, number of soil operations), as well as the interaction between perceived economic risk and farm size to account for the greater amplitude on revenues in bigger farm. The analysis was conducted with a sample size of 97 farmers because of missing data on some practices.

All independent variables were initially checked for correlation in a two x two contingency table using the R package *Hmisc* (Harrell, 2020). We found that farm size and annual work unit was strongly correlated ($\rho = 0.80$, $p < .001$; see details in Figure S.II.2, Supplementary Material S.4). We therefore removed annual work unit from the analysis. For model selection, we used a backward stepwise selection based on Akaike Information Criterion (AIC; Claeskens & Hjort, 2008). The significant independent variables were checked for multicollinearity by computing the variation inflation factor (VIF). VIF was lower than 1.08 in all models. For all LMs tested, we checked for the prerequisites of homogeneity of variances and normality of the residuals.

In a third and last step, we checked if farmers' management was consistent with their attitude towards pollinators. Since the latter was difficult to assess directly, we used two proxies of attitude towards pollinators. In a first analysis, we investigated if the farmers who shelter apiaries in their farm (proxy of a positive attitude towards pollinators) used fewer pesticides than others. Pesticide use intensity was assessed using total pesticide TFI and insecticide TFI in all crops, and total pesticide TFI in pollinated crops (i.e. oilseed

rape, sunflower and alfalfa). Then, using an analysis of variance, we analysed if management intensity differed according to the farmers' opinion on the first driver of pollinator decline. We assumed acknowledging the impact of agriculture on bees as a positive attitude towards pollinators. Management intensity was assessed using total pesticide TFI in all crops and average depth of tillage operations.

4 Results

4.1 Farming systems and agricultural practices

Among the 103 farmers, 99 were conventional farmers and four were organic farmers. 48% of the farmers were cereal farmers and 52% were crop-livestock farmers. Agricultural land per farm was in average 159.4 ha (± 106.4 ha), with field size of in average 7.4 ha (± 5 ha). Cereal farmers had crop rotations commonly found in the area i.e. cereal-oilseed rape-cereal or cereal-oilseed rape-cereal-sunflower. They also grown irrigated corn. Mixed farming farmers had more diversified crop rotations which included temporary grasslands (alfalfa, ray grass). They also had permanent grasslands for livestock. As a consequence, the mean grassland area was higher for mixed-farming farmers with approximately 21% of their total agricultural land area compares to cereal farmers (7%). The number of workers was twice higher for mixed-farming farmers compared to cereal farmers. Regardless of the farming system, crop yields were 5.9 t.ha⁻¹ (± 11.2 t.ha⁻¹) for winter cereals, 2.8 t.ha⁻¹ (± 0.65 t.ha⁻¹) for oilseed rape and 2.3 t.ha⁻¹ (± 0.7 t.ha⁻¹) for sunflower which was consistent with crop yield at the national scale in 2011 (Agreste, 2014). Only 15 farmers out of 103 provided apiary locations next to their fields, but more than 58% confirmed the presence of beehive around their fields. Treatment frequency index (TFI) for all pesticides was 3.5 (± 1.3) for winter wheat (2011 French average 3.8), 6.4 (± 2.2) for oilseed rape (2011 French average 5.5), 1.6 (± 1.1) for maize (2011 French average 1.5) and 1.3 (± 0.7) for sunflower (2011 French average 1.7; Agreste, 2013). Tillage depth was 11.1 cm (± 8.7 cm) including no-till crops and 16.6 cm (± 4.7 cm) without no-till fields. The number of soil mechanical operations was 2.7 (± 1.3) per year (2011 French average 3.1; Agreste, 2014).

4.2 Willingness to adopt pollinator-supporting practices

We observed high heterogeneity among the willingness to adopt pollinator-supporting practices (Figure II.2). The most accepted and reported practice was the reduction of pesticide use with more than 80% of adopters and almost 95% of acceptability (i.e. including 'yes' and 'maybe' reported intention). Hedgerows, sowing of mass-flowering crops and flowering cover crops were also widely adopted (more than 50% adopted for each). They benefited from a wide acceptance rate (since 75% of the farmers stated their intention to adopt them in the future). Reducing pesticide toxicity was less adopted ($\sim 30\%$) but widely intended by farmers (more than 90% were favourable). Flowering fallows and buffer strips were rarely adopted although largely accepted by farmers, but did not concerned all farmers in our sample be-

cause they did not have eligible lands for these PSP. Similarly, flower strips in field edges were seldom adopted (11%), although more than 50% shared their willingness to implement some, more than 35% of farmers were unfavorable to such practice. Conversely, unsprayed field margins and flower strips in fields were not adopted by respondents and farmers were generally reluctant to adopt such practices (70%).

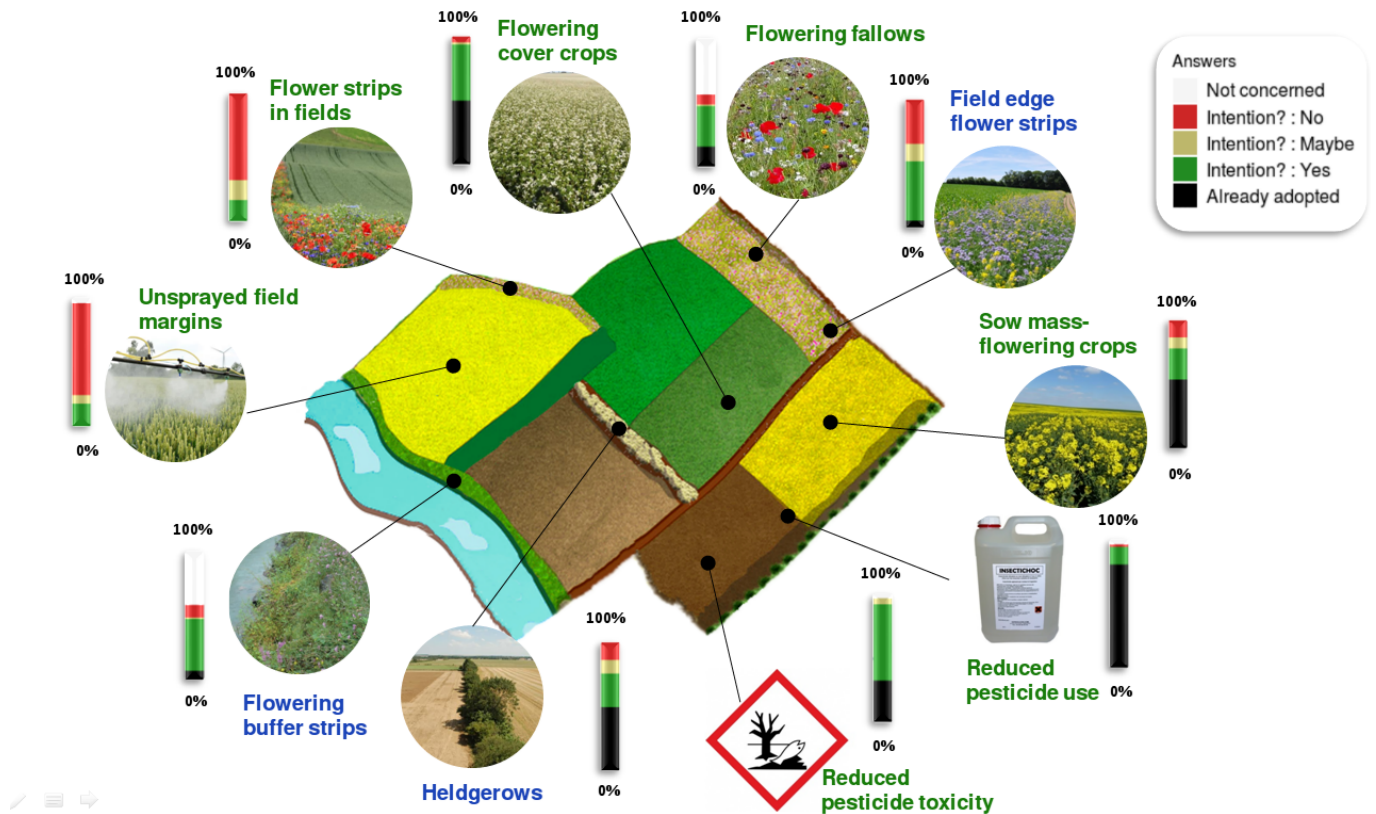


FIGURE II.2: Pollinator-supporting practices studied and their acceptance with on-field practices (in green) and off-field practices (in blue). Adoption (in black) and intention ('yes' in green, 'maybe' in brown and 'no' in red) to adopt pollination-supporting practices rates are also represented.

4.3 Costs and non-economic factors as determinants of WTA

Our results revealed that WTA pollinator-supporting practices was significantly negatively related to its cost (Figure 3), except for the unsprayed field margins which are not expensive but not widely adopted.

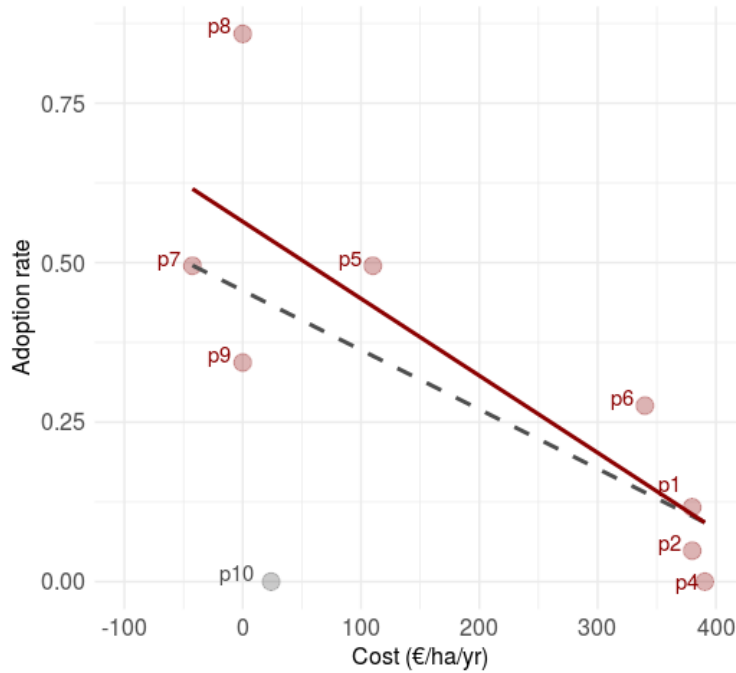


FIGURE II.3: Effect of cost of practices on adoption rate. Solid line shows significant regression while dashed line shows non-significant. Regressions have been made with (grey line) and without (red line) the practice p10 (for the practice IDs refer to Table S.II.1).

In average, the acceptance score related to WTA pollinator supporting practices was 26.04 (± 5.3 , range 13.6 – 38.0, $n = 103$). Age of farmers, extension services, farm size, treatment frequency index and tillage depth were kept in the selected model and had a significant effect of willingness to adopt PSP. These variables explained 27.5% of the variance of willingness to adopt PSP (Table II.2). Interestingly, no behavioral factors were retained into the model selection. By contrast, pesticides and tillage depth related to management intensity explained most of the variance ex equo with farm size (30%; Table II.2). Among all significant variables, extension services had the higher effect on willingness, followed by tillage depth. Farmers' age was positively related with WTA, revealing that older farmers were more prone to adopt pollinator supporting practices (Table II.2). Extension services, farm size, treatment frequency index and tillage depth had a negative significant effect on farmers' willingness to adopt PSP (Table II.2). We found surprisingly that hosting beehives did not affected significantly acceptance score.

4.4 Attitude towards pollinators

For 89% and 86% of the farmers, pollinators were important for oilseed rape and sunflower production respectively, showing a good perception of pollination service. Among, the drivers of pollinator decline, farmers identified as first or second drivers: pathogens (41 farmers), pesticides (37), lack of floral resources (13) and apicultural practices (12) (Figure II.4). Most farmers who responded 'pesticides' as the first driver gave pathogens as the second driver

TABLEAU II.2: Selected model of willingness to adopt score. Farm size is log-transformed. Weight in explaining variance is the rate of the total variance explained by the model (R^2).

<i>Dependent variable:</i>	
Willingness to adopt score	
Age	0.122** (0.054)
Extension services	-1.904* (1.089)
Farm size	-0.016*** (0.005)
Treatment frequency index	-1.454*** (0.530)
Tillage depth	-1.098** (0.534)
Constante	23.60*** (3.036)
Observations	97
R ²	0.275
Adjusted R ²	0.236
Residual Std. Error	5.124 (df = 91)
F Statistic	6.917*** (df = 5; 91)

Note: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

(73%) while those who responded 'pathogens' as the first driver gave pesticides as the second one (51.2%). The pattern was less clear for farmers who gave other sources of decline (lack of floral resources and apicultural practices). All in all, farmers recognized agriculture as one of the main drivers, even those who identified a non-agricultural driver as first cause of the decline of pollinators. Interestingly, the opinion on the driver of the decline was not

significantly related to management intensity (ANOVA: pesticides $F(3, 96) = 0.93, p = 0.43$ and soil mechanical operations : $F(3, 97) = 0.87, p = 0.46$). This result suggests that farmers identifying pesticides as a first driver of pollinator decline did not use fewer pesticides than those identifying other drivers. Similarly, the use of insecticides by farmers who provided shelters for apiaries close to their fields, both in all crops and in insect-pollinated crops, was similar to those who did not (Figure II.4c-d ; Student test, $t = -1.36, p = 0.19$). This tendency was similar for all pesticides. Finally, even if the overall attitude towards pollinators was positive, this was not followed by a low-intensity management highlighting inconsistency between farmers' thoughts and actions.

5 Discussion

Pollinator-supporting practices such as planting flowers, restoring hedgerows or reducing the use of synthetic insecticides are promising levers to support pollinator health while maintaining food production. Despite their proved ecological effectiveness, they have met few adoptions, and no study to date have tried to understand why. In this study, we reported the farmers' behavior concerning PSP in a French intensive agricultural landscape, and tried to explain what drove their acceptability and adoption. To do so we proposed a hybrid conceptual framework based on traditional adoption science as well as on psychology, which explicit links between objective and subjective determinants of PSP adoption, as well as interpreting farm management choices as proxies of behavioral factors. We found a wide heterogeneity among practice acceptance. The overall acceptance was nonetheless positive but actual adoption remained low. We also found that practice costs were significant to explain adoption. Intensive farms were the most unfavourable to PSP. Finally, we surprisingly found that a positive attitude towards pollinators was not followed by more pollinator-friendly practices such as lower insecticide intensity.

5.1 Heterogeneity among practice acceptance

Our study revealed a high heterogeneity among acceptability of pollinator supporting practices by farmers. This heterogeneity was expected, given the diversity of the practices asked, and the diversity of their costs. Even if adoption rates were low for most practices, farmers showed relatively high willingness to adopt PSP and a positive attitude towards pollinators. This result converges with the Hevia *et al.* (2021)'s study on Spanish farmers' opinion on PSP. Practices studied here showed different time-consuming scales, complexity to implement, risks, and even depth of system reconsideration, which all crucially impact practice uptake (Liu *et al.* , 2018; Dessart *et al.* , 2019; Piñeiro *et al.* , 2020). The most accepted practices were the less expensive and the less constraining ones in terms of additional management. Indeed, lowering pesticide use and toxicity, maintaining existing hedgerows, including more mass flowering crops, or replacing traditional cover crops by flowering crops involved actually few additional managements and relied on the existing agricultural system. All these practices interfered little with normal farming operations, in accordance with Kleijn *et al.* (2019) findings.

Conversely, we showed that flower strips – in or out the fields – were more controverted. Some studies have shown that farmers dislike practices which are likely to involve additional management, or which take land out of production (Bailey, 2015). Farmers are often more sensitive, in their reasoning for adopting or not, to the decrease in expected yields that the practice may induce than to the evolution of their expected income. Even though it has been shown that reducing input costs can often compensate for a drop in yields (Boussemart *et al.* , 2011; Jacquet *et al.* , 2011; or see Catarino *et al.* , 2019 for the pollination case) because their reference point, the yield, from which they calculate their losses or gains, is different from that envisaged by the policy maker. Moreover, many farmers are frightened of weed spreading caused by herbaceous strips (Mante & Gerowitt, 2009; Uyttenbroeck *et al.*

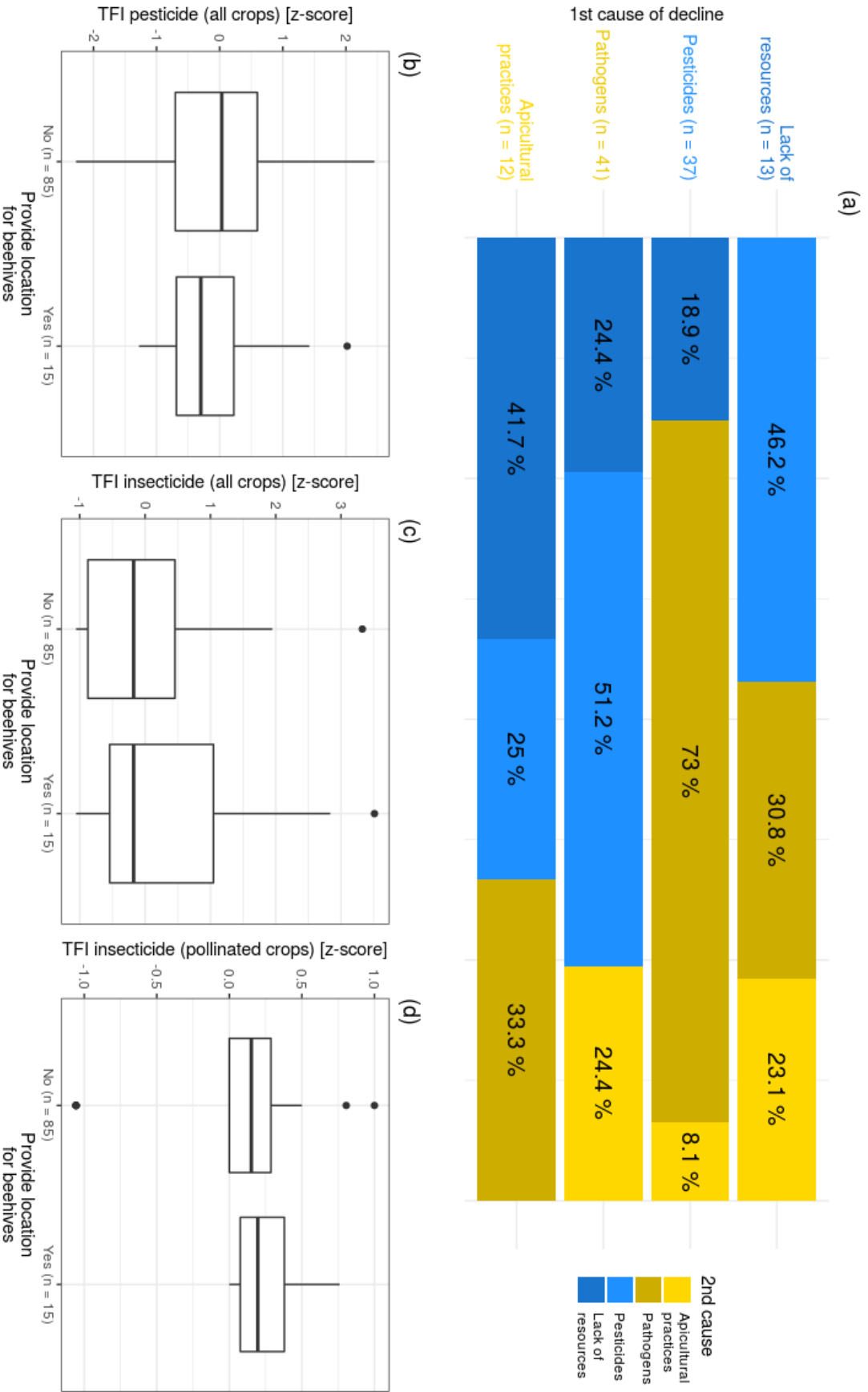


FIGURE II.4: Farmers' opinion on first and second drivers of pollinator decline (a). Pesticide use (Treatment Frequency Index) in all crops (b), insecticide use in pollinated crops (c) and in all crops (d) according to location of apiaries are also depicted.

, 2016). For example, a 2011 study in the same area reported a perceived additional weed risk due to sown grass strips (Cordeau *et al.*, 2011). The fears and the associated reticence to unsprayed field margins can be interpreted in a similar way. Even if this practice is non-costly (the additional costs are hedged by pesticide cost savings), farmers are frightened of weed spreading and lowered production (de Snoo, 1999). These fears last on contemporary debates, such as in France where a legislative proposal on unsprayed areas next to housing resulted in an outcry (Ministry of environment, 2019).

5.2 Reluctance to adopt pollinator supporting practices for intensive farms

As shown by a large body of literature, there is heterogeneity of farmers' preferences towards pro-environmental practices. Part of the heterogeneity can be attributed to differences in personal and farm characteristics (Villanueva *et al.*, 2017). We showed that extension services were associated with a lower acceptance of PSP. This result is uncommon in literature: most studies showed that extension services were positively associated with adoption (Liu *et al.*, 2018; Foguesatto *et al.*, 2020). For example, Piñeiro *et al.* (2020) showed – through a scoping review of 18,000 articles – that extension agents, both public and private, enhance the rate of adoption. However, agricultural extension services are diverse and depend on the policy-orientation of the extension agency. Here, we studied extension services by the French Chambers of Agriculture which provide advisory services to farmers. The institutional context and the orientation of the decisional body is crucial and influences the advises given to farmers. In France, the dominant paradigm of institutions is rather in favour of intensive agriculture, which could explain the conservative attitude of advised farmers in our study (?). Our analysis showed that the more intensive the farm, the lower the willingness to adopt such practices. Indeed, farm size, pesticide use and tillage depth are associated with intensive farm management in Europe (Tilman *et al.*, 2002; Lechenet *et al.*, 2014), and we showed that they decreased significantly the acceptance score. Intensive farms are often less open to adopt pro-environmental practices: for example, ? showed that smaller land owners have more positive attitudes towards conservation measures. The business model of intensive farms is more profitability-oriented than others (Eastwood *et al.*, 2010), and conservation and economic are often conflicting objectives (Gosling & Williams, 2010). Schulz *et al.* (2014) showed that opportunity costs were higher for intensive farms, and therefore such farms are less likely to implement pro-environmental measures. In terms of personality, managers of intensive farms could be more reluctant to change than others (Dessart *et al.*, 2019). Furthermore, concerning pesticide use, organic farmers show more moral and environmental concern than conventional ones and thus are more likely to adopt pro-environmental practices (Mzoughi, 2011). Pesticide and tillage intensity are also correlated with risk aversion (Bontemps *et al.*, 2021; Kurkalova *et al.*, 2006), being itself a brake of adoption of pro-environmental practices (?Liu *et al.*, 2018). Another determinant which can be related to risk aversion is age. We found the younger the farmer, the lower the acceptance. Yet, Hevia *et al.* (2021) found that farmer age was negatively related with pollination-knowledge. An explanation would be that younger farmers are sometimes less open to engage themselves in risky practices (Isik & Yang, 2004).

5.3 Behavioral farmers

We showed that the pecuniary cost of the practice was a determinant of its adoption for all practices except one. This is a common result in literature: Piñeiro *et al.* (2020) review showed the crucial role of profitability in farmers' decision to adopt sustainable practices. However, unsprayed field margins were widely rejected by farmers even if this practice was inexpensive. It raises the question of economic rationality of farmers, that is: do farmers only think in terms of profit? Dessart *et al.* (2019), in a recent comprehensive review, have shown that the answer is negative. In our case, this is confirmed by the discrepancy that we showed between attitude and behavior. Psychology and behavioral economics literature has shown that such an observation is synonym of bounded rationality (Kahneman *et al.*, 1997). This discrepancy between attitude and behavior are common among farmers, who are citizen and managers as the same time (Power *et al.*, 2013; Lamarque *et al.*, 2014). Indeed, Knapp *et al.* (2021) have shown that socio-psychological factors predicted people's pollinator conservation actions. Concerning farmers, Hevia *et al.* (2021) have recently shown that despite a good knowledge and perception of pollination, farmers were reluctant to adopt more pollinator supporting practices, which is consistent with our finding. Farmers showed that they feel dependent from pollination because they acknowledged that bees pollinated their crops, and they were aware of beehive presence (see for example Hanes *et al.* (2015) for similar findings). For some, they provide shelter for apiaries and thus feel interdependent with beekeepers, a result which has been shown by Breeze *et al.* (2019). However, even if it has been shown that when stakeholders feel interdependent they adopt more sustainable practices (Barnaud *et al.*, 2018), other important personal factors can play, such as risk aversion.

5.4 Policy and scientific perspectives

On July 20, 2021, three weeks after its launch, the public consultation in favor of pollinating insects and pollination in France closed (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2021). It consisted in collecting opinions for the implementation of an action plan 2021-2026, aiming at stopping the decline of pollinating insects. This shows the topicality of the debate on pollinator conservation policy design. Our study contributes to this debate in studying the drivers of willingness to adopt pollinator supporting practices. From our results, we can give some insights concerning pollinator conservation policy design. First, they should provide a monetary support to farmers, who are motivated (at least partially) by costs and benefits of such measures. This is in accordance with the third action point provided by Pe'er *et al.* (2020) to advice and reform the Common Agricultural Policy post-2020. But we also showed that farmers are not only profit-motivated, and could be influenced by more behavioral factors. Recently, an exponentially growing body of literature in behavioral economics promotes new types of agro-environmental policies based on behavioral biases (Palm-Forster *et al.*, 2019). They are designated as behaviorally-informed policies (Madrian, 2014). These policies called 'nudges'⁴, could present lower costs and be very efficient to change

⁴A nudge is an action which presents no or low costs, that is not constraining and that does not modify the architecture of choices, whose goal is to guide individuals so that they make decisions that improve their

farmers' behavior (Grolleau *et al.* , 2015; ?). Faure *et al.* (working paper) have shown that for pollinator supporting practices, farmers may be biased on the timing of benefits, and thus contractual arrangement could improve the adoption rate. Finally, policies should focus on intensive farmers because we showed that they are less incline to adopt and accept pollinator supporting practices, while they manage a larger area on agricultural landscapes and have globally the higher impact on bee health.

From a scientific perspective, this study meets the current demand on more socio-economic research on pro-environmental practice adoption, recently stated by Kleijn *et al.* (2019), but also by Breeze *et al.* (2019) on pollinator conservation specifically. Furthermore, the behavioral perspective of agricultural adoption is an innovative topic and decision analysis should integrate psychological elements as stated by many authors (for example Croson & Treich, 2014; Palm-Forster *et al.* , 2019; Dessart *et al.* , 2019; Foguesatto *et al.* , 2020; Streletskaya *et al.* , 2020). The use of a data set established in 2011 is justified because these questions of determinants of adoption gained in interest in recent years, and this data set remained unexploited in this perspective. However, it raises the question of the validity of our results ten years after. But the overall practices in this particular study area have little changed in ten years (Bretagnolle *et al.* , 2018). Moreover, many studies on determinants of WTA pro-environmental practices in the 2010 decade have shown few variations in terms of determinants. For example, two reviews on Best Management Practices, one in 2008 (Prokopy *et al.* , 2008), one in 2018 (Liu *et al.* , 2018) showed consistency among determinants of pro-environmental practices in ten years. One interesting perspective could be to do a diachronic analysis with the farmers of the study area, to study the evolution of thoughts and actions on pollinator supporting practices.

well-being or, more generally, that of society as a whole (Thaler & Sunstein, 2009).

6 Supplementary materials

S.1 Agricultural data collection

Agricultural practices were collected for one to six different crops per farm among which winter cereals (wheat and barley ; gold in Figure S.II.1), maize (blue in Figure S.II.1), sunflower (purple in Figure S.II.1), oilseed rape (yellow in Figure S.II.1) and grasslands (alfalfa ; green in Figure S.II.1). Due to the randomization of the sampling, we collected agricultural practices applied on 6 fields for 3 farmers, 5 fields for 16 farmers, 4 fields for 36 farmers, 3 fields for 35 farmers, 2 fields for 6 farmers and 1 field for 5 farmers. No data were collected for 2 farmers which were therefore excluded from the analysis. In total, we gathered information on 104 winter cereals, 72 oilseed rape, 89 sunflower, 60 maize and 43 alfalfa fields. In each sampled field, we computed metrics for pesticide use and soil mechanical operations. The Treatment Frequency Index (TFI) was used as a measure of the intensity of pesticides use. The index TFI can be broken down per group of pesticides (herbicide, insecticide and fungicide) or aggregated for all pesticides. Per hectare, per field and per year, TFI is expressed as (Catarino *et al.*, 2019):

$$TFI_k = \sum_j \left(\sum_i \frac{D_i S_i}{Dh_j S_t} \right)$$

where D_i is the dose in application i , Dh_j is the national recommended dose for pesticide j and S_i is the surface area treated in application i and S_t is the total field area. This includes all the pesticide treatments applied in a given crop field. The recommended dose is defined for each combination of pesticide product and crop type, according to the product's marketing authorization to fulfil safety requirements. We computed for each field a global TFI and a TFI for insecticides only. For further analyses we equally computed the TFI insecticides in pollinated crops (i.e. sunflower, oilseed rape and alfalfa). Given the heterogeneity in terms of type of crops and number of fields, we first standardized in dividing by the maximal TFI per crop type (for TFI all pesticides as well as TFI insecticides only), and then averaged the TFI for each farmer. We finally standardized the obtained value using the z-score. Therefore, our metric provides a hierarchy of the management intensity among the farmers sampled in the study rather than an estimation of management intensity per se. We did not observe any effect of the number of crops sampled on TFI z-score (Kendall's $\tau = 0.0083$, $p = 0.91$). The intensity of soil management was assessed with two complementary metrics: average tillage depth (zero corresponding to no tillage in the field) over all tillage operations, and number of soil mechanical operations from sowing to harvest. We then standardized these two indicators using z-scores.

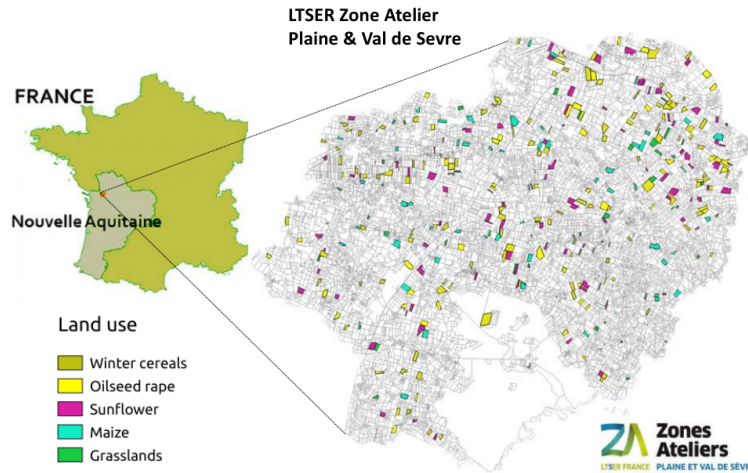


FIGURE S.II.1: Map of the Long Term Socio-Ecological Research platform (LTSEr) 'Plaine & Val de Sèvre' in Nouvelle-Aquitaine (Western France). Sampled plots are colored according to their land use.

Farmers' survey

Questionnaire POLINOV

Date enquête

N° exploitation

Enquêtes précédentes :

VERSION du 5/12/11

1- Exploitation

Nom exploitant :	Raison sociale :
Adresse 1 :	(Adresse 2):
Code postal :	Ville :
Tel :	Tel Portable :
Mail :	
Système cultural : Commentaires :	
Projet :	Nb UTH : Nb Salariés /MO familiale :
SAU tot (ha): Surface en herbe (PP+PT):	Attribution des tâches, Qui réalise les traitements ?

2- Aménagement

	Jachère	Zone tampon Type :		Haies
Surface (ha)			Longueur (m)	
Type d'intervention +hauteur de fauche/export, broyage			Type d'entretien -taille entretien -exploitation -rien	
Fréquence d'entretien (/an)			Fréquence des passages méca	

3- Parc Matériel

3.1 Concernant le matériel de semis :

3.1.1 Faites-vous vos propres enrobages de semences ? non oui, sur quel site ?

3.1.2 Possédez-vous des déflecteurs sur le semoir (maïs et colza)? non oui

3.1.3 Où stockez-vous les sacs vides, ou le surplus de semences enrobées ?

local fermé déchetterie brûlés autre :

3.2 Concernant les traitements :

3.2.1 Avez-vous un site de préparation des cuves ? non oui, sur le siège de l'exploitation
 oui, lieu aménagé phyto oui, à proximité des parcelles autre :

3.2.2 Quel dispositif de rinçage des pulvérisateurs avez-vous ?

Rinçage sur les parcelles par dilution et pulvérisation

Site de rinçage des cuves sur l'exploitation

Autre :

3.2.3 Utilisez-vous un équipement complémentaire ?

Sur soi : Masque bottes Gants Blouse

Sur le matériel : buses anti-dérives filtres cabine étanche

dispositif de rinçage des pulvés dispositif de rinçage des EPP autres :

3.2.4 Quel type de pulvérisation faites-vous ? classique bas débit

3.2.5 Quelles vérifications faites-vous sur le matériel de traitement ?

Etat général (fuites, pannes...)

Contrôle par des professionnels

Contrôle des buses

Contrôle des filtres

réglage du débit

application homogène

Autres :

3.2.6 Selon vous, quelles conditions climatiques sont défavorables aux bonnes conditions de traitement ? vent hygrométrie (humidité de l'air) température

3.2.7 Laissez-vous une surface non traitée en bord de parcelle ?

non oui : largeur (m) : 0-3 3-5

3.2.8 En période avant floraison et pendant floraison, avez-vous de périodes privilégiées de la journée pour traiter ? matin très tôt dans la matinée dans l'après-midi tard le soir

3.2.9 Réalisez-vous certains traitements de nuit ?

oui lesquels ?

Si non, Seriez-vous prêts à réaliser vos traitements phyto en nocturne si cela présentait un intérêt significatif (qtté de produit à utiliser, réduction du risque pour l'utilisateur ou les pollinisateurs...)?

non oui

Et concernant les abeilles, adoptez vous une attitude particulière avant de traiter ? (ouvert, à cocher durant l'explication)

Observations sur la culture à traiter ?

non

oui

Observations en bords de parcelle à traiter ?

non

oui

4- Prise en compte des pollinisateurs. (fin d'enquête)

4.1 Pour vous les abeilles, par le service de pollinisation quelles apportent, sont-elles un facteur de production à prendre en compte dans la mise en œuvre de l'itinéraire technique ?

Pour le colza ? non un peu peut-être surement ne sais pas

Pour le tournesol ? non un peu peut-être surement ne sais pas

Pour la luzerne ? non un peu peut-être surement ne sais pas

4.2 Selon vous, les difficultés que rencontrent les abeilles et les apiculteurs sont plutôt à relier dans l'ordre d'importance à :

- A : des pratiques des apiculteurs
- B : des ressources alimentaires insuffisantes
- C : des risques d'intoxication liés aux effets secondaires de produits phytosanitaires
- D : prédateurs et parasites

4.3 Selon vous, quels seraient les freins à des modifications de pratiques pour préserver les pollinisateurs tout au long de la saison ? ?

- manque d'information et appui techniques sur l'impact des pollinisateurs comme auxiliaires des cultures
- raisons économiques
- trop chronophage
- peu d'avantages
- difficultés à mettre en œuvre ces changements sur le plan technique
- autre :

Quels avantages pensez-vous que ces changements puissent vous apporter ?

4.4 Parmi la liste de ces différentes pratiques favorisant les pollinisateurs, lesquelles envisageriez-vous de mettre en place ?

- implanter des CIPAN avec espèces mellifères (moutarde, sarrasin, trèfle d'Alexandrie ou de Perse, vesce, association d'espèces végétales...)
- le fait déjà
- non concerné

- implanter des haies (prunus, lierre, sureau, saule, noisetier, cornouiller sanguin, églantier, aubépine...)
- le fait déjà

- implanter des jachères mellifères
- le fait déjà
- non concerné

- implanter des bandes enherbées avec esp. mellifères
- le fait déjà
- non concerné

- implanter des bandes mellifères au cœur de la parcelle
- le fait déjà

implanter des espèces mellifères sur les bords de champ

le fait déjà

limiter les traitements en bord de champ

le fait déjà

Allonger des rotations en intégrant plus de cultures mellifères

le fait déjà

choisir des produits phytosanitaires avec mention abeilles

le fait déjà

Se mettre en diminution de doses

le fait déjà

convertir son exploitation en agriculture biologique

le fait déjà

5- Sources d'informations (à faire seulement à la fin de l'enquête):

5.1 Avez-vous eu le choix auprès de votre fournisseur entre plusieurs produits pour une utilisation donnée (a) ou par défaut parce qu'il n'y a qu'une offre très restreinte du fournisseur (b)?

-pour les produits phytos (a) (b)

-pour les variétés (a) (b)

5.2 Suivez-vous des conseils (extérieurs) pour réaliser vos traitements ?

- De Chambres d'Agriculture Non Oui, précisez
- De coopératives agricoles Non Oui, précisez
- Autonome
- Autre :

5.3 Quelles informations avez-vous sur le rôle des pollinisateurs (abeilles domestiques et abeilles sauvages)? (utilité, source d'info ?)

5.4 Accueillez-vous des ruches sur votre exploitation ? non oui (loyer) oui (échange)

Aviez-vous déjà entendu parler du projet POLINOV ?

Quel degré de satisfaction avez-vous vis-à-vis de l'ensemble des actions du CNRS ?

Etudes des cultures

N° Parcelle (ID CNRS):		N° cadastral :		
Commune :		Code Postal :		
Superficie (ha) :		Type de sol :		
CIPAN ?	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Culture	2008	2009	2010	2011
				2012 ? ce qui est planifié

Année :	Culture :
Variété principale :	Densité de semis :
Enrobage :	
Objectifs de rendement / Rdts (Qt/ha):	Irrigation :
Type de travail du sol (Labour, tcs) :	Profondeur travail du sol (cm) :
	Date de semis :

Fertilisation					
	Date	Date	Date	Date	Date
Type de fertilisation					
Dose (unité)					

Insecticides					
	Date	Date	Date	Date	Date
type de traitement					
nom commercial					
Dose (unité)					

Fongicides				
	Date	Date	Date	Date
type de traitement				
nom commercial				
Dose (unité)				

Herbicides				
	Date	Date	Date	Date
type de traitement				
nom commercial				
Dose (unité)				

Matériel	
Pulvérisateur (taille, trainé / porté, contenance):	
Vitesse de traitement :	
Epandeur (taille, trainé / porté, contenance):	

Avez-vous le même itinéraire technique pour les autres parcelles de cette culture en 2011?

Quelles évolutions y a-t-il eu dans la conduite de ces cultures ces 3 dernières années ? en particulier concernées par un Ts en néonicotinoïdes (blé, orge, maïs) ?(différences)

Culture	2008	2009	2010
Travail du sol			
Fertilisation			
Insecticides			
Herbicides			
Fongicides			
Travail du sol			
Fertilisation			
Insecticides			
Herbicides			
Fongicides			
Travail du sol			
Fertilisation			

Insecticides			
Herbicides			
Fongicides			
Travail du sol			
Fertilisation			
Insecticides			
Herbicides			
Fongicides			
Travail du sol			
Fertilisation			
Insecticides			
Herbicides			
Fongicides			

S.2 PSP variables description

TABLEAU S.II.1: Description of pollinator-supporting practices

ID	Pollinator-supporting practice	Would you adopt the practice?	Type
<i>Off-field</i>			
p1	Flowering buffer strips	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p2	Field edge flower strips	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p3	Hedgerows	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
<i>On-field</i>			
p4	Flower strips in fields	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p5	Flowering cover crops	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p6	Flowering fallows	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p7	Sow mass-flowering crops	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, resource
p8	Reducing pesticide use	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, pesticide
p9	Reducing pesticide toxicity (French 'Abeille' label)	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, pesticide
p10	Unprayed field margins	Already adopted ; yes ; maybe ; no	qualitative, pesticide

S.3 Practice costs calculation

TABLEAU S.II.2: Summary table of pollinator-supporting practice costs

Practice	Implementation cost	Opportunity cost/benefits	Sources
Flowering buffer strips	$380\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Cordeau <i>et al.</i> (2011)
Field edge flower strips	$380\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Cordeau <i>et al.</i> (2011)
Hedgerows	$300\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$122\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	AFAC (2015)
Flower strips in fields	$228\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$162.6\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Cordeau <i>et al.</i> (2011); Pywell <i>et al.</i> (2015)
Flowering cover crops	$140\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$-30\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Technical document of the Chambre d'Agriculture website 2021
Flowering fallows	$340\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Decourtye <i>et al.</i> (2007)
Sow mass-flowering crops	$-286.5\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$244\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Technical document of the Chambre d'Agriculture website 2021
Reducing pesticide use	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Catarino <i>et al.</i> (2019)
Reducing pesticide toxicity	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	Catarino <i>et al.</i> (2019)
Reducing pesticide use	$0\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	$24\text{€} \cdot \text{EFA}_{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$	de Snoo (1999)

The studied pollinator-supporting practices presented very different characteristics and attributes. To compare them, we used a common reference of cost per area that refers to the legal notion of "Ecological Focus Areas" (Commission, 2017). In Europe, farmers with arable land exceeding 15 ha must ensure that at least 5% of their land is an Ecological Focus Area to safeguard and improve on-farm biodiversity. The considered areas are very diverse but include all PSP studied here. For some practices, such as cover crops, one hectare of the practice is considered as one hectare of EFA. However, for some practices such as flower strips, a given area of the practice is overconsidered in terms of EFA. For example one hectare of flower strips corresponds to nine hectares of EFA. Therefore, for each practice, we evaluated the costs in euros per hectare of equivalent EFA (EFA_{eq}).

S.4 Correlation table

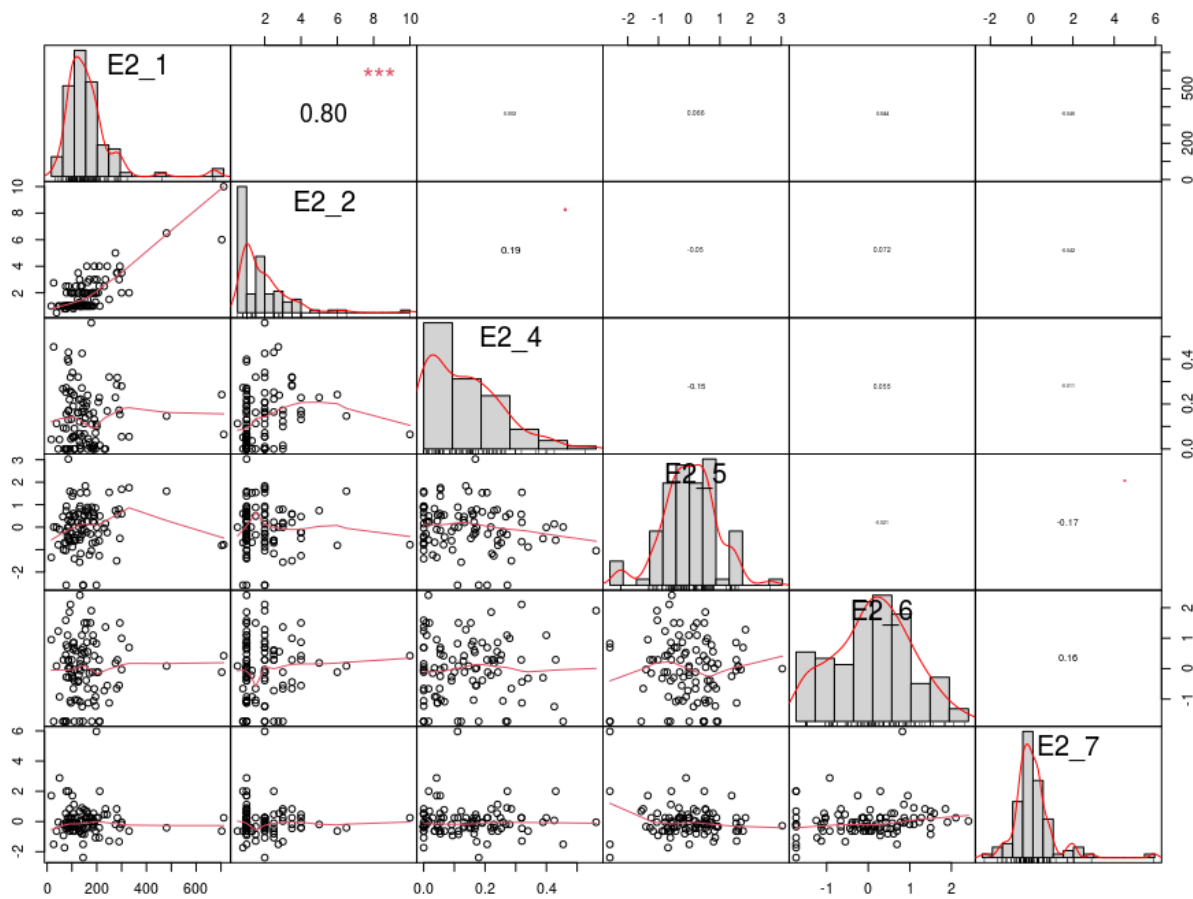


FIGURE S.II.2: Correlation table with Pearson's coefficients and p-values indicating the significances of the correlations ('***' $p = 0$; '**' $p < 0.01$, '*' $p < 0.05$, '.' $p < 0.1$). E2_1 is the farm size while E2_2 is the annual work unit, E2_4 is the proportion of grasslands, E2_5 is the TFI, E2_6 is the tillage depth and E2_7 is the number of soil passes.

Références

- AFAC. 2015. *Les Haies*. Tech. rept. Association française arbres champêtres et Agroforesteries.
- Agreste. 2013. *Les indicateurs de fréquence de traitement (IFT) en 2011*. Tech. rept. 18. Agreste - La statistique agricole.
- Agreste. 2014. *Enquête Sur Les Pratiques Culturelles 2011*. Tech. rept. Agreste - La statistique agricole, France.
- Ajzen, Icek. 1991. The Theory of Planned Behavior. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, **50**(2), 179–211.
- Albrecht, Matthias, Kleijn, David, Williams, Neal M., Tschumi, Matthias, Blaauw, Brett R., Bommarco, Riccardo, Campbell, Alistair J., Dainese, Matteo, Drummond, Francis A., Entling, Martin H., Ganser, Dominik, de Groot, G. Arjen, Goulson, Dave, Grab, Heather, Hamilton, Hannah, Herzog, Felix, Isaacs, Rufus, Jacot, Katja, Jeanneret, Philippe, Jons-son, Mattias, Knop, Eva, Kremen, Claire, Landis, Douglas A., Loeb, Gregory M., Marini, Lorenzo, McKerchar, Megan, Morandin, Lora, Pfister, Sonja C., Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Sardiñas, Hillary, Sciligo, Amber, Thies, Carsten, Tscharntke, Teja, Venturini, Eric, Veromann, Eve, Vollhardt, Ines M. G., Wäckers, Felix, Ward, Kimiora, Wilby, Andrew, Woltz, Megan, Wratten, Steve, & Sutter, Louis. 2020. The Effectiveness of Flower Strips and Hedgerows on Pest Control, Pollination Services and Crop Yield: A Quantitative Synthesis. *Ecology Letters*, **23**(10), 1488–1498.
- Allier, Fabrice, Barbottin, Aude, Aupinel, Pierrick, Bretagnolle, Vincent, Chabert, Ariane, Chabirand, Mélanie, Chaigne, G., Decourtye, Amélie, Georges, G., Henry, Mickaël, Lancien, Thibaud, Michel, Nadia, Odoux, Jean Francois, Plantureux, Sylvain, Tamic, Thierry, Toulet, C., Vialloux, Fabien, & Gourrat, Marine. 2019. DEPHY-Abeille, Un Réseau de Systèmes de Grandes Cultures Innovants, Économiques En Pesticides et Favorables Aux Abeilles : Co-Construction, Mise à l'épreuve et Évaluation. *Innovations Agronomiques*, **76**, 133–154.
- Bailey, A. P. 2015. Report on Farmer's Attitude towards On-Site Ecosystem Services. *Liberation Project, Deliverable*, **5**.
- Bandiera, Oriana, & Rasul, Imran. 2006. Social Networks and Technology Adoption in Northern Mozambique. *The Economic Journal*, **116**(514), 869–902.
- Barnaud, Cecile, Corbera, Esteve, Muradian, Roldan, Salliou, Nicolas, Sirami, Clélia, Vialatte, Aude, Choisis, Jean-Philippe, Dendoncker, Nicolas, Mathevet, Raphael, Moreau, Clémence, Reyes-García, Victoria, Boada, Martí, Deconchat, Marc, Cibien, Catherine, Garnier, Stephan, Maneja, Roser, & Antona, Martine. 2018. Ecosystem Services, Social Interdependencies, and Collective Action: A Conceptual Framework. *Ecology and Society*, **23**(1), art15.
- Baude, Mathilde, Kunin, William E., Boatman, Nigel D., Conyers, Simon, Davies, Nancy, Gillespie, Mark A. K., Morton, R. Daniel, Smart, Simon M., & Memmott, Jane. 2016.

- Historical Nectar Assessment Reveals the Fall and Rise of Floral Resources in Britain. *Nature*, **530**(7588), 85–88.
- Bontemps, Christophe, Bougherara, Douadia, & Nauges, Céline. 2021. Do Risk Preferences Really Matter? The Case of Pesticide Use in Agriculture. *Environmental Modeling & Assessment*, Mar.
- Boussemart, Jean-Philippe, Leleu, Hervé, & Ojo, Oluwaseun. 2011. Could Society's Willingness to Reduce Pesticide Use Be Aligned with Farmers' Economic Self-Interest? *Ecological Economics*, **70**(10), 1797–1804.
- Breeze, Tom D., Boreux, Virginie, Cole, Lorna, Dicks, Lynn, Klein, Alexandra-Maria, Pufal, Gesine, Balzan, Mario V., Bevk, Danilo, Bortolotti, Laura, Petanidou, Theodora, Mand, Marika, Pinto, M. Alice, Scheper, Jeroen, Stanisavljević, Ljubiša, Stavrinides, Menelaos C., Tscheulin, Thomas, Varnava, Androulla, & Kleijn, David. 2019. Linking Farmer and Beekeeper Preferences with Ecological Knowledge to Improve Crop Pollination. *People and Nature*, **1**(4), 562–572.
- Bretagnolle, Vincent, & Gaba, Sabrina. 2015. Weeds for Bees? A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, **35**(3), 891–909.
- Bretagnolle, Vincent, Berthet, Elsa, Gross, Nicolas, Gauffre, Bertrand, Plumejeaud, Christine, Houte, Sylvie, Badenhausser, Isabelle, Monceau, Karine, Allier, Fabrice, Monestiez, Pascal, & Gaba, Sabrina. 2018. Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform. *Science of The Total Environment*, **627**(June), 822–834.
- Catarino, Rui, Bretagnolle, Vincent, Perrot, Thomas, Vialoux, Fabien, & Gaba, Sabrina. 2019. Bee Pollination Outperforms Pesticides for Oilseed Crop Production and Profitability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **286**(1912), 20191550.
- Chambre d'agriculture. 2021. *Les Couverts En Interculture*. https://chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/002_inst-site-chambres/pages/agri_pol/fiche3_Couverts_interculture_fiche_pedagogique_Kit-climat_APCA.pdf.
- Claeskens, Gerda, & Hjort, Nils Lid. 2008. Model Selection and Model Averaging. *Cambridge Books*.
- Commission, European. 2017. *REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL on the Implementation of the Ecological Focus Area Obligation under the Green Direct Payment Scheme*. Tech. rept. COM/2017/0152. European Commission, Brussels.
- Cordeau, Stéphane, Reboud, Xavier, & Chauvel, Bruno. 2011. Farmers' Fears and Agro-Economic Evaluation of Sown Grass Strips in France. *Agronomy for Sustainable Development*, **31**(3), 463–473.

- Croson, Rachel, & Treich, Nicolas. 2014. Behavioral Environmental Economics: Promises and Challenges. *Environmental and Resource Economics*, **58**(3), 335–351.
- de Snoo, G. R. 1999. Unsprayed Field Margins: Effects on Environment, Biodiversity and Agricultural Practice. *Landscape and Urban Planning*, **46**(1), 151–160.
- Decourtye, Axel, Lecompte, Philippe, Pierre, Jacqueline, Chauzat, Marie-Pierre, & Thiébeau, Pascal. 2007. Introduction de jachères florales en zones de grandes cultures : comment mieux concilier agriculture, biodiversité et apiculture ? 24.
- Decourtye, Axel, Mader, Eric, & Desneux, Nicolas. 2010. Landscape Enhancement of Floral Resources for Honey Bees in Agro-Ecosystems. *Apidologie*, **41**(3), 264–277.
- Decourtye, Axel, Gayraud, Mélanie, Chabert, Ariane, Requier, Fabrice, Rollin, Oriane, Odoux, Jean Francois, Henry, Mickaël, Allier, Fabrice, Cerrutti, Nicolas, & Chaigne, Gaëtan. 2014. Concevoir Des Systèmes de Cultures Innovants Favorables Aux Abeilles. *Innovations Agronomiques*, 19–33.
- Dessart, François J, Barreiro-Hurlé, Jesús, & van Bavel, René. 2019. Behavioural Factors Affecting the Adoption of Sustainable Farming Practices: A Policy-Oriented Review. *European Review of Agricultural Economics*, **46**(3), 417–471.
- Eastwood, Robert, Lipton, Michael, & Newell, Andrew. 2010. Chapter 65 Farm Size. *Pages 3323–3397 of: Handbook of Agricultural Economics*, vol. 4. Elsevier.
- Flay, Brian R., Snyder, Frank J., & Petraitis, John. 2009. The Theory of Triadic Influence. *Pages 451–510 of: Emerging Theories in Health Promotion Practice and Research, 2nd Ed.* Hoboken, NJ, US: Jossey-Bass/Wiley.
- Floress, Kristin, Reimer, Adam, Thompson, Aaron, Burbach, Mark, Knutson, Cody, Prokopy, Linda, Ribaudó, Marc, & Ulrich-Schad, Jessica. 2018. Measuring Farmer Conservation Behaviors: Challenges and Best Practices. *Land Use Policy*, **70**(Jan.), 414–418.
- Foguesatto, Cristian Rogério, Borges, João Augusto Rossi, & Machado, João Armando Dessimon. 2020. A Review and Some Reflections on Farmers' Adoption of Sustainable Agricultural Practices Worldwide. *Science of The Total Environment*, **729**(Aug.), 138831.
- Gaba, Sabrina, & Bretagnolle, Vincent. 2021. Designing Multifunctional and Resilient Agricultural Landscapes: Lessons from Long-Term Monitoring of Biodiversity and Land Use. Springer Nature Switzerland AG.
- Gabaix, Xavier. 2019. Chapter 4 - Behavioral Inattention. *Pages 261–343 of: Bernheim, B. Douglas, DellaVigna, Stefano, & Laibson, David (eds), Handbook of Behavioral Economics: Applications and Foundations 1.* Handbook of Behavioral Economics - Foundations and Applications 2, vol. 2. North-Holland.
- Garibaldi, Lucas A., Carvalheiro, Luísa G., Leonhardt, Sara D., Aizen, Marcelo A., Blaauw, Brett R., Isaacs, Rufus, Kuhlmann, Michael, Kleijn, David, Klein, Alexandra M., Kremen, Claire, Morandin, Lora, Scheper, Jeroen, & Winfree, Rachael. 2014. From Research to

- Action: Enhancing Crop Yield through Wild Pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(8), 439–447.
- Gosling, Elizabeth, & Williams, Kathryn J. H. 2010. Connectedness to Nature, Place Attachment and Conservation Behaviour: Testing Connectedness Theory among Farmers. *Journal of Environmental Psychology*, **30**(3), 298–304.
- Goulson, D., Nicholls, E., Botias, C., & Rotheray, E. L. 2015. Bee Declines Driven by Combined Stress from Parasites, Pesticides, and Lack of Flowers. *Science*, **347**(6229), 1255957–1255957.
- Grolleau, G., Mzoughi, N, & Thoyer, Sophie. 2015. Les Incitations Monétaires Dans La Politique Agro-Environnementale : Peut-on Faire Mieux Avec Moins ? *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement - Review of agricultural and environmental studies*, **96**(2), 241–257.
- Hallmann, Caspar A., Sorg, Martin, Jongejans, Eelke, Siepel, Henk, Hoffland, Nick, Schwan, Heinz, Stenmans, Werner, Müller, Andreas, Sumser, Hubert, Hörren, Thomas, Goulson, Dave, & de Kroon, Hans. 2017. More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas. *PLOS ONE*, **12**(10), e0185809.
- Hanes, Samuel P., Collum, Kourtney K., Hoshide, Aaron K., & Asare, Eric. 2015. Grower Perceptions of Native Pollinators and Pollination Strategies in the Lowbush Blueberry Industry. *Renewable Agriculture and Food Systems*, **30**(2), 124–131.
- Harrell, Franck. 2020. *Hmisc: Harrell Miscellaneous*.
- Hevia, Violeta, García-Llorente, Marina, Martínez-Sastre, Rodrigo, Palomo, Sara, García, Daniel, Miñarro, Marcos, Pérez-Marcos, María, Sanchez, Juan Antonio, & González, José A. 2021. Do Farmers Care about Pollinators? A Cross-Site Comparison of Farmers' Perceptions, Knowledge, and Management Practices for Pollinator-Dependent Crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **19**(1), 1–15.
- IPBES. 2016. *The Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on Pollinators, Pollination and Food Production*. Tech. rept. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, Bonn.
- Isik, Murat, & Yang, Wanhong. 2004. An Analysis of the Effects of Uncertainty and Irreversibility on Farmer Participation in the Conservation Reserve Program. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, **29**(2), 242–259.
- Jacquet, Florence, Butault, Jean-Pierre, & Guichard, Laurence. 2011. An Economic Analysis of the Possibility of Reducing Pesticides in French Field Crops. *Ecological Economics*, **70**(9), 1638–1648.
- Johnston, Robert J., Boyle, Kevin J., Adamowicz, Wiktor (Vic), Bennett, Jeff, Brouwer, Roy, Cameron, Trudy Ann, Hanemann, W. Michael, Hanley, Nick, Ryan, Mandy, Scarpa, Riccardo, Tourangeau, Roger, & Vossler, Christian A. 2017. Contemporary Guidance

- for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, **4**(2), 319–405.
- Just, Richard E., Hueth, Darrell L., & Schmitz, Andrew. 2005. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Kahneman, Daniel, & Sugden, Robert. 2005. Experienced Utility as a Standard of Policy Evaluation. *Environmental and Resource Economics*, **32**(1), 161–181.
- Kahneman, Daniel, Wakker, Peter P., & Sarin, Rakesh. 1997. Back to Bentham? Explorations of Experienced Utility. *The Quarterly Journal of Economics*, **112**(2), 375–406.
- Kleijn, David, Bommarco, Riccardo, Fijen, Thijs P. M., Garibaldi, Lucas A., Potts, Simon G., & van der Putten, Wim H. 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution*, **34**(2), 154–166.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B. E, Cane, J. H, Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A, Kremen, C., & Tscharntke, T. 2007. Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**(1608), 303–313.
- Knapp, Jessica L., Phillips, Benjamin B., Clements, Jen, Shaw, Rosalind F., & Osborne, Juliet L. 2021. Socio-Psychological Factors, beyond Knowledge, Predict People’s Engagement in Pollinator Conservation. *People and Nature*, **3**(1), 204–220.
- Kollmuss, Anja, & Agyeman, Julian. 2002. Mind the Gap: Why Do People Act Environmentally and What Are the Barriers to pro-Environmental Behavior? *Environmental Education Research*, **8**(3), 239–260.
- Kovács-Hostyánszki, Anikó, Espíndola, Anahí, Vanbergen, Adam J., Settele, Josef, Kremen, Claire, & Dicks, Lynn V. 2017. Ecological Intensification to Mitigate Impacts of Conventional Intensive Land Use on Pollinators and Pollination. *Ecology Letters*, **20**(5), 673–689.
- Kremen, C., Albrecht, M., & Ponisio, L. 2019. Restoring Pollinator Communities and Pollination Services in Hedgerows in Intensively-Managed Agricultural Landscapes. *In: The Ecology of Hedgerows and Field Margins*. Routledge.
- Kurkalova, Lyubov, Kling, Catherine, & Zhao, Jinhua. 2006. Green Subsidies in Agriculture: Estimating the Adoption Costs of Conservation Tillage from Observed Behavior. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d’agroeconomie*, **54**(2), 247–267.
- Lamarque, Pénélope, Meyfroidt, Patrick, Nettier, Baptiste, & Lavorel, Sandra. 2014. How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers’ Decision-Making. *PLoS ONE*, **9**(9).
- Lechenet, Martin, Bretagnolle, Vincent, Bockstaller, Christian, Boissinot, François, Petit, Marie-Sophie, Petit, Sandrine, & Munier-Jolain, Nicolas M. 2014. Reconciling Pesticide Reduction with Economic and Environmental Sustainability in Arable Farming. *PLoS ONE*, **9**(6), e97922.

- Liu, Tingting, Bruins, Randall J. F., & Heberling, Matthew T. 2018. Factors Influencing Farmers Adoption of Best Management Practices: A Review and Synthesis. *Sustainability*, **10**(2), 432.
- MacFadyen, A.J. 2015. Beliefs in Behavioral and Neoclassical Economics. *Pages 183–202 of: Handbook of Contemporary Behavioral Economics: Foundations and Developments : Edited by Morris Altman.*
- Madrian, Brigitte C. 2014. Applying Insights from Behavioral Economics to Policy Design. *Annual Review of Economics*, **6**(1), 663–688.
- Malle, B. F. 2011. Attribution Theories: How People Make Sense of Behavior. *In: Theories in Social Psychology.*
- Mante, Juliane, & Gerowitt, Bärbel. 2009. Learning from Farmers' Needs: Identifying Obstacles to the Successful Implementation of Field Margin Measures in Intensive Arable Regions. *Landscape and Urban Planning*, **93**(3), 229–237.
- Meynard, Jean-Marc, Dedieu, Benoit, & Bos, A. P. (Bram). 2012. Re-Design and Co-Design of Farming Systems. An Overview of Methods and Practices. *Pages 405–429 of: Darnhofer, Ika, Gibbon, David, & Dedieu, Benoît (eds), Farming Systems Research into the 21st Century: The New Dynamic.* Dordrecht: Springer Netherlands.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. 2021. *Le gouvernement lance la consultation publique sur le plan pollinisateurs.* [https://agriculture.gouv.fr/le-gouvernement-lance-la-consultation-publique-sur-le-plan-pollinisateurs.](https://agriculture.gouv.fr/le-gouvernement-lance-la-consultation-publique-sur-le-plan-pollinisateurs)
- Ministry of environment. 2019. *Synthèse de la consultation publique menée en ligne du 9 septembre au 4 octobre 2019 sur un projet de décret et un projet d'arrêté relatifs aux mesures de protection des personnes lors de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques à proximité des zones d'habitation.* Tech. rept. France.
- Möhring, Niklas, Gaba, Sabrina, & Finger, Robert. 2019. Quantity Based Indicators Fail to Identify Extreme Pesticide Risks. *Science of The Total Environment*, **646**(Jan.), 503–523.
- Mzoughi, Naoufel. 2011. Farmers Adoption of Integrated Crop Protection and Organic Farming: Do Moral and Social Concerns Matter? *Ecological Economics*, **70**(8), 1536–1545.
- Palm-Forster, Leah H., Ferraro, Paul J., Janusch, Nicholas, Vossler, Christian A., & Messer, Kent D. 2019. Behavioral and Experimental Agri-Environmental Research: Methodological Challenges, Literature Gaps, and Recommendations. *Environmental and Resource Economics*, **73**(3), 719–742.
- Pe'er, Guy, Bonn, Aletta, Bruelheide, Helge, Dieker, Petra, Eisenhauer, Nico, Feindt, Peter H., Hagedorn, Gregor, Hansjürgens, Bernd, Herzon, Irina, Lomba, Ângela, Marquard, Elisabeth, Moreira, Francisco, Nitsch, Heike, Oppermann, Rainer, Perino, Andrea, Röder, Norbert, Schleyer, Christian, Schindler, Stefan, Wolf, Christine, Zinngrebe, Yves, & Lakner, Sebastian. 2020. Action Needed for the EU Common Agricultural Policy to Address Sustainability Challenges. *People and Nature*, **2**(2), 305–316.

- Piñeiro, Valeria, Arias, Joaquín, Dürr, Jochen, Elverdin, Pablo, Ibáñez, Ana María, Kinyere, Alison, Opazo, Cristian Morales, Owoo, Nkechi, Page, Jessica R., Prager, Steven D., & Torero, Maximo. 2020. A Scoping Review on Incentives for Adoption of Sustainable Agricultural Practices and Their Outcomes. *Nature Sustainability*, **3**(10), 809–820.
- Potts, Simon G., Biesmeijer, Jacobus C., Kremen, Claire, Neumann, Peter, Schweiger, Oliver, & Kunin, William E. 2010. Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, **25**(6), 345–353.
- Potts, Simon G., Imperatriz-Fonseca, Vera, Ngo, Hien T., Aizen, Marcelo A., Biesmeijer, Jacobus C., Breeze, Thomas D., Dicks, Lynn V., Garibaldi, Lucas A., Hill, Rosemary, Settele, Josef, & Vanbergen, Adam J. 2016. Safeguarding Pollinators and Their Values to Human Well-Being. *Nature*, **540**(7632), 220–229.
- Power, Eileen F., Kelly, Daniel L., & Stout, Jane C. 2013. Impacts of Organic and Conventional Dairy Farmer Attitude, Behaviour and Knowledge on Farm Biodiversity in Ireland. *Journal for Nature Conservation*, **21**(5), 272–278.
- Prokopy, L. S., Floress, K., Klotthor-Weinkauff, D., & Baumgart-Getz, A. 2008. Determinants of Agricultural Best Management Practice Adoption: Evidence from the Literature. *Journal of Soil and Water Conservation*, **63**(5), 300–311.
- Pywell, Richard F., Heard, Matthew S., Woodcock, Ben A., Hinsley, Shelley, Ridding, Lucy, Nowakowski, Marek, & Bullock, James M. 2015. Wildlife-Friendly Farming Increases Crop Yield: Evidence for Ecological Intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1816), 20151740.
- Schulz, Norbert, Breustedt, Gunnar, & Latacz-Lohmann, Uwe. 2014. Assessing Farmers' Willingness to Accept "Greening": Insights from a Discrete Choice Experiment in Germany. *Journal of Agricultural Economics*, **65**(1), 26–48.
- Sheeran, Paschal, & Webb, Thomas L. 2016. The Intention–Behavior Gap. *Social and Personality Psychology Compass*, **10**(9), 503–518.
- Streletskaya, Nadia A., Bell, Samuel D., Kecinski, Maik, Li, Tongzhe, Banerjee, Simanti, Palm-Forster, Leah H., & Pannell, David. 2020. Agricultural Adoption and Behavioral Economics: Bridging the Gap. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **42**(1), 54–66.
- Thaler, R.H., & Sunstein, C.R. 2009. *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*. Penguin books edn.
- Tilman, David, Cassman, Kenneth G., Matson, Pamela A., Naylor, Rosamond, & Polasky, Stephen. 2002. Agricultural Sustainability and Intensive Production Practices. *Nature*, **418**(6898), 671–677.
- Uyttenbroeck, Roel, Hatt, Séverin, Paul, Aman, Boeraeve, Fanny, Piqueray, Julien, Francis, Frédéric, Danthine, Sabine, Frederich, Michel, Dufrêne, Marc, Bodson, Bernard, & Monty, Arnaud. 2016. Pros and Cons of Flowers Strips for Farmers. A Review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 11.

- Villanueva, A. J., Rodríguez-Entrena, M., Arriaza, M., & Gómez-Limón, J. A. 2017. Heterogeneity of Farmers' Preferences towards Agri-Environmental Schemes across Different Agricultural Subsystems. *Journal of Environmental Planning and Management*, **60**(4), 684–707.
- Wilkinson, Nick, & Klaes, Matthias. 2017. *An Introduction to Behavioral Economics*. 3rd ed. 2018 edn. London: Red Globe Press.
- Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J. C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J. M., & Pywell, R. F. 2019. Meta-Analysis Reveals That Pollinator Functional Diversity and Abundance Enhance Crop Pollination and Yield. *Nature Communications*, **10**(1), 1481.
- Zamorano, Jorge, Bartomeus, Ignasi, Grez, Audrey A., & Garibaldi, Lucas Alejandro. 2020. Field Margin Floral Enhancements Increase Pollinator Diversity at the Field Edge but Show No Consistent Spillover into the Crop Field: A Meta-Analysis. *Insect Conservation and Diversity*, **13**(6), 519–531.



Adrien Berquer – Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre

Chapitre III

Combining incentives with collective action to provide pollination and a bundle of ecosystem services in farmland

Faure J., Mouysset L., Gaba S.

Under review in Ecosystem Services

Abstract

Bee decline drives crop pollination deficit worldwide, and new management schemes are needed to overcome this challenge. Incentive schemes aiming at fostering managed pollination are a promising lever to overcome the decline in crop pollination and generate win-win solutions in agricultural landscapes. Here, we explored the effectiveness of this lever by focusing on incentives for managed pollination targeting either beekeepers or farmers and by exploring how it can be emphasized by beekeeper-farmer collaboration. We built a stylized bioeconomic model to simulate (i) the mutual interdependency through pollination in intensive agricultural landscapes and (ii) the economic and ecological impacts of introducing two beekeeping subsidies and one pesticide tax. We also explored two beekeeper-farmer communication levels. The findings showed that incentives generated a spillover effect, affecting not only targeted stakeholders but non-targeted stakeholders as well as the landscape, and that this effect was amplified by communication. However, none of the simulated schemes proved sustainable overall with our calibration: subsidies showed excellent pollination and economic performances – widely improved by communication – but were detrimental for other ecosystem services (ES) including pollination by wild pollinators. Conversely, tax showed low economic performances, but was beneficial for the environment. Our study shows how a collective management of pollination could be beneficial, especially in presence of incentives, but warns against the artificialization of the pollination service that could result.

1 Introduction

Pollination is a critical ecosystem service (ES) for agriculture: 70% of the world's cultivated crops depend on insect pollination, a figure rising to more than 85% in Europe (Klein *et al.*, 2007). For example, the most cultivated oilseed crop in Europe, oilseed rape (*Brassica napus L.*), relies on insect pollination for more than 35% of its production (Perrot *et al.*, 2018; Woodcock *et al.*, 2019). Pollination services have been valued at US\$235–577 billion each year (Lautenbach *et al.*, 2012). The French ecosystem assessment estimated that pollinators contribute between 5.2% and 12% to the total crop value (?). Both honeybees (*Apis mellifera*), managed by beekeepers, and unmanaged wild bees play a vital role in enhancing seed quantity and quality (Bommarco *et al.*, 2012; Garibaldi *et al.*, 2013). Yet both domestic and wild bees worldwide are declining in agricultural landscapes, mainly due to intensive pesticide use and the loss of semi-natural habitats (Potts *et al.*, 2010; Hallmann *et al.*, 2017; ?). This deepens the mismatch between pollination supply and demand, as farmers themselves reported in a recent survey at European scale (Breeze *et al.*, 2019). Indeed, crop pollination deficits have been observed, and honey bee stocks are growing slower than pollination demand (Aizen *et al.*, 2009; Breeze *et al.*, 2014). Up to now, no consistent management scheme has been found to motivate both beekeepers and farmers to work together in European agricultural landscapes (Narjes & Lippert, 2019; Breeze *et al.*, 2019).

However, farmers and beekeepers are mutually interdependent on pollination (it is their common interest): beekeepers benefit from farmers and vice versa (Bretagnolle & Gaba, 2015; Vialatte *et al.*, 2019). By keeping honeybees, beekeepers are pollination providers. Through crop flower visitation, honeybees have been identified as the main pollinator for mass-flowering crops such as oilseed rape (Perrot *et al.*, 2018) and sunflowers (Perrot *et al.*, 2019), resulting in higher yields and incomes (Catarino *et al.*, 2019). In return, mass-flowering crops provide abundant floral resources for honeybees, therefore ensuring honey production and overwinter survival success (Requier, 2015). In this way, farmers are also indirect providers of managed pollination. Consequently, farmers and beekeepers need one another to maximize their benefits – they are mutually interdependent. Their economic decisions, such as land and pesticide use or the number of beehives, may influence each other (Barnaud *et al.*, 2018). Hence, incentivizing ones may have beneficial spin-offs on the others, depending on their collaboration level¹, and may create a win-win situation for them, and likely to the entire landscape due to synergistic relationship between pollination and other ES. To our knowledge, no study have explored the economic and environmental consequences of such schemes while accounting for the interdependency between farmers and beekeepers.

There are diverse types of beekeeper/farmer collaboration around the world, ranging from informal arrangements to pollination markets (Narjes & Lippert, 2019). In Europe, collaboration is rather scarce, and if it exists it is mainly carried out through face-to-face communication (Breeze *et al.*, 2019; Bareille *et al.*, 2021). This can be measured as the amount of intentionally shared information. For example, beekeepers may inform farmers about their intention to increase beehive capacity, which can impact farmers' land-use

¹Collaboration is a process in which stakeholders in land management actively meet, work and talk together (Prager, 2015). Hence, this is a form of collective action, defined as an action taken by a group in pursuit of members' perceived shared interests (Scott & Marshall, 2009).

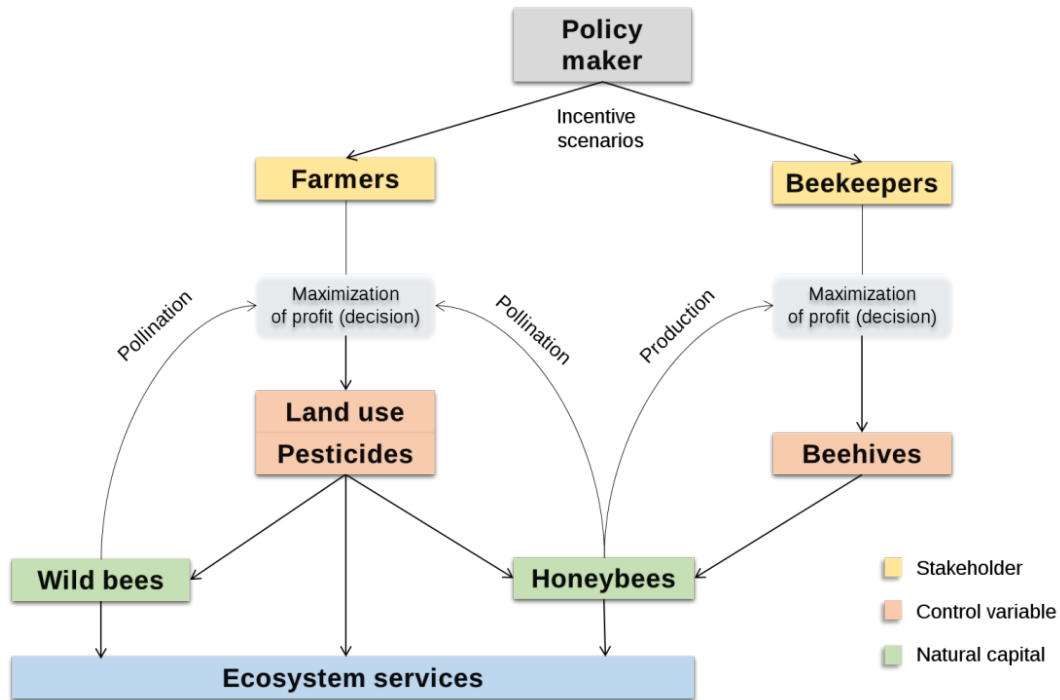
decisions. In this context, policies encouraging managed pollination (such as beekeeping subsidies) or discouraging detrimental factors (such as pesticide taxes), may lead to economic spillovers (i.e. indirect economic effects on non-targeted stakeholders) and thus to win-win strategies. The benefits may be conditioned by communication between farmers and beekeepers (Bareille *et al.*, 2021). Beyond economic effects on stakeholders, trade-offs between ES or their drivers may also lead to environmental impacts at the landscape scale (e.g. by reducing pesticide use; Bennett *et al.* (2009).

In this study, we aimed at evaluating the economic and environmental consequences of incentive-schemes fostering managed pollination and how they are shaped by communication. We explicitly considered the mutual interdependency between farmers and beekeepers and their level of communication using a bioeconomic modelling approach. We examined whether incentives motivating one of these ES providers to change ES drivers could lead to the delivery of a bundle of ES, therefore benefiting other stakeholders as well as the landscape. Following recommendations from European beekeepers (Breeze *et al.*, 2019), we simulated (i) subsidies targeting beekeepers, which seem effective for increasing the number of honeybees (Stefanic *et al.*, 2004; Çevrimli, 2019) and (ii) a tax targeting farmers aimed at reducing the use of pesticides in rapeseed fields, i.e. a pesticide tax (Skevas *et al.*, 2013; Finger *et al.*, 2017). In our study, we assessed the performance of pollination incentives with or without communication from both an economic and ecological perspective.

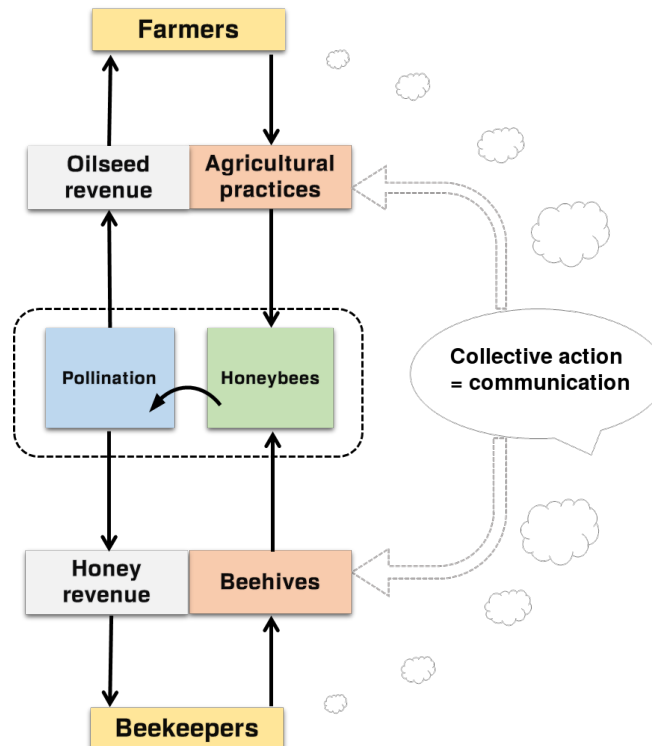
2 Materials and methods

2.1 Model overview and interdependency

We developed a bioeconomic model of an intensive agricultural landscape that included two economic activities, agriculture and beekeeping, following the framework of Bretagnolle & Gaba (2015). The economic decision-making model and the ecological model were linked by pollination. The economic model included farmers' strategies on land use and pesticide use, and beekeepers' strategies on the number of beehives. The ecological model predicted populations of honeybees and wild bees. An overview of the model is presented in Figure III.1a, in which arrows represent the mathematical relationships (see below for details). The model also accounted for the mutual interdependency between farmers and beekeepers: farmers depend on beekeepers through pollination by domestic bees, whose abundance is defined by beekeepers by the number of beehives (Figure III.1b), while beekeepers depend on farmers because mass-flowering crops provide important floral resources for domestic bees and because pesticide use directly affects bee survival (Figure III.1b). Lastly, the model included whether or not farmers and beekeepers communicated, as this can affect their respective management decisions and hence the efficiency of domestic bee pollination.



(a) Schematic representation of the bio-economic model



(b) Mutual interdependency between farmers and beekeepers

FIGURE III.1: Model overview. The farmers select the amount of pesticide use and land use allocation that maximizes their profits, while beekeepers choose the number of beehives. These decisions directly impact ES provision and bee populations. The latter affect in turn agricultural production through pollination and honey production through honeybee foraging. This creates a mutual interdependency, represented in (b), based on honeybees. Communication as well as incentives can modify the initial choices of stakeholders.

2.2 Agricultural production

Three representative crops of intensive agricultural cultivation were modelled (these crops represent more than 80% of existing crops in intensive landscapes; [Bretagnolle *et al.* \(2018\)](#)): wheat for winter cereals (subscript W), temporary grasslands used for hay for meadows (subscript G) and oilseed rape for oilseed crops (subscript OSR). Oilseed rape is largely dependent on pollination ([Perrot *et al.*, 2018](#)) and is also the preferred crop of European beekeepers due to its high nectar capacity ([Breeze *et al.*, 2019](#)). In the model, each farmer owned his/her farm area (normalized to 1 ha) and cultivated the three crops in the following proportions $x_W \in [0, 1]$, $x_G \in [0, 1]$ and $x_{OSR} \in [0, 1]$ for wheat, grasslands and oilseed rape respectively. In the following, the vector of crop proportions is noted X , corresponding to the land use in the landscape. We imposed a constant acreage, such as $x_W + x_G + x_{OSR} = 1$. In oilseed rape fields, farmers applied pesticides at the rate $x_p \in [0, 1]$. Pesticide use in other crops (i.e. in wheat) was assumed invariable because we assume that this decision was independent from those considered here. The representative farmer's decisions about land use and pesticide use were made to maximize the profit function $\Pi^{(f)}$ (Figure III.1a):

$$\max_{X, x_p} \Pi^{(f)}(X, x_p, x_H) = \sum_{k \in \{W, G\}} \eta_k(x_k) + p_{OSR} F_{OSR}(X, x_p, x_H) - C_{OSR}(x_{OSR}, x_p) - \tau^{(f)}(x_{OSR}, x_p) \quad (\text{III.1})$$

$$\begin{aligned} \text{Subject to } & x_W \in [0, 1] \\ & x_G \in [0, 1] \\ & x_{OSR} \in [0, 1] \\ & x_W + x_G + x_{OSR} = 1 \\ & x_p \in [0, 1] \end{aligned}$$

η_W and η_G are the wheat and grassland benefit functions respectively presented in Table III.1 by Eq.III.2 and Eq.III.3. F_{OSR} is the OSR production function. p_{OSR} is the sale price of OSR seeds, which was assumed to be constant and independent of farmers' decisions (i.e. the farmers are price-takers). The function C_{OSR} represents OSR production costs, and was assumed to be linear with respect to the production factors x_{OSR} and x_p . The function $\tau^{(f)}$ is the economic incentive aiming to support pollination (see 'Policy scenarios' section below). The dependence of farmers on beekeepers is reflected by x_H , which is the number of beehives set up by the representative beekeeper (Figure III.1b).

TABLEAU III.1: Functional forms used in the model

Stakeholder	Function	Equation	Description
Farmer	Wheat benefits	$\eta_W = \chi_W x_W^\varepsilon$ (III.2)	Cobb-Douglas function, exhibiting usual properties of production functions: positive and diminishing marginal productivity of the production input. χ_W is the gross margin of wheat, ε is the input elasticity.
Farmer	Grassland benefits	$\eta_G = \chi_G x_G^\varepsilon$ (III.3)	Cobb-Douglas function. χ_G is the gross margin of hay, ε is the input elasticity.
Farmer	OSR production	$F_{OSR} = x_{OSR} \sum_{j=1}^3 f_{OSR,j}$ (III.4)	Linear combination of three partial yields $j \in \{1, 2, 3\}$ (giving total yield), times OSR area (Montoya <i>et al.</i> , 2019)
Farmer	Bee-dependent crop yield	$f_{OSR,1} = \alpha_1 \frac{\bar{B}}{\beta_1 + \bar{B}}$ (III.5)	Functional response function of Holling type II, describing the saturating uptake of resources (Holling, 1973), broadly inspired from the model of Montoya <i>et al.</i> (2019). $0 < \bar{B} < 1$ is the total bee abundance. $\alpha_1 > 0$ is a parameter related to the level of dependence, and $0 \leq \beta_1 \leq 1$ is a parameter of bee efficacy.
Farmer	Pesticide-dependant crop yield	$f_{OSR,2} = \alpha_2 \frac{x_p}{\beta_2 + x_p}$ (III.6)	By extension, functional response function of Holling type II, describing the saturation of pesticides. Widely used in crop response models (Fernandez-Cornejo <i>et al.</i> , 1998; Skevas <i>et al.</i> , 2013). $\alpha_2 > 0$ is a parameter related to the level of dependence, and $0 \leq \beta_2 \leq 1$ is a parameter of pesticide efficacy.
Beekeeper	Honey production	$F_H = f_H x_{OSR}^{\gamma_1} x_H^{\gamma_2} \mathcal{D}$ (III.7)	Cobb-Douglas function with OSR area and beehives as inputs, following the Siebert (1980) model. $0 < \gamma_1 < 1$ and $0 < \gamma_2 < 1$ are the partial elasticities of production. f_H is a production constant, \mathcal{D} is linked to yield losses caused by pesticides.
	Damage function	$\mathcal{D} = 1 - \delta x_{OSR} x_p^\nu$ (III.8)	Complementary of honey and wild bee losses. $\delta > 0$ and $0 < \nu < 1$ are constant parameters calibrated with recent studies (Chambers <i>et al.</i> , 2019; ?).

Following Montoya *et al.* (2019), oilseed rape yield was represented by three partially additive yields (Eq.III.4 in Table III.1): a part dependent on both wild bees and honeybees $f_{OSR,1}$ (Eq.III.5 in Table III.1), a part dependent on pesticide application $f_{OSR,2}$ (Eq.III.6 in Table III.1), and a part independent of both bee abundance and pesticide application $f_{OSR,3}$. The first two account for more than 60% of the average yield (Perrot *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019). They follow a functional response function of Holling type II that is increasing,

concave as classically used in ecology and economics (e.g. for biodiversity-ecosystem function relationship, Paul *et al.* (2020); bee abundance, Montoya *et al.* (2019); and yield pesticide-response, Skevas *et al.* (2013)). The use of saturating functional responses means that crop production increases with inputs, but there is a threshold value for inputs over which crop production remains stable (Debertin, 2012). In the model, wheat plants do not depend on insect pollination (Klein *et al.*, 2007), and we further assumed that hay production mainly relied on farmers sowing ley meadows that do not depend on pollination by bees.

2.3 Honey production

The honey production of each beekeeper depended on the number of beehives set up, or x_H . We assumed that beekeepers' labour capacity was constant, with the number of beehives limited to \bar{x}_H per beekeeper. The representative beekeeper chose x_H beehives to maximize his/her profit $\Pi^{(k)}$ in function (Figure III.1a):

$$\begin{aligned} \max_{x_H} \Pi^{(k)}(x_H, x_{OSR}, x_p) = & p_H F_H(x_H, x_{OSR}, x_p) - C_H(x_H) + \tau^{(k)}(x_H, x_{OSR}, x_p) \quad (\text{III.9}) \\ \text{Subject to } & x_H \in [0, \bar{x}_H] \end{aligned}$$

where F_H is the honey production function, p_H the price of honey, and C_H the cost function of the inputs, which were assumed to be linear with respect to the number of hives. $\tau^{(k)}$ is the economic incentive function and depends on the policy (see 'Policy scenarios' section below). Honey production followed a Cobb-Douglas function with x_{OSR} and x_H as inputs (Eq.III.7 in Table III.1). To account for competition for floral resources between colonies (Champetier *et al.*, 2015), the marginal productivity of beehives decreased (elasticity less than 1). The area of oilseed rape in the landscape was included in the production function as honey production varies widely with the amount of mass-flowering crops (?). As has been empirically shown by Chambers *et al.* (2019), the use of pesticides implies losses in honey production due to honeybee mortality. We included this damage (i.e. the negative effect of pesticides) through $\mathcal{D} \in [0, 1]$ in the honey production function; Eq.III.7 and III.8 in Table III.1. The dependence of beekeepers on farmers is reflected by x_{OSR} , which is the main source of nectar for honeybees, and by \mathcal{D} , which is the pesticide damage to honeybees (Figure III.1a).

2.4 Bee populations

The honeybee population varied with the number of beehives (x_H). The parameter k_H is the carrying capacity per hive, comprising a survival rate that was assumed to be constant (Eq.III.10). We assumed that there were no 'empty hives', a phenomenon reported by Stokstad (2007), which is already included in the carrying capacity of honeybees. Since the beehive number is derived from economic decision-making (Eq.III.9), it already includes the pesticide effect (Eq.III.7, Table III.1). In accordance with Chambers *et al.* (2019), we

computed and evaluated the rate between honey and domestic bee losses (Appendix S1). Following Kleczkowski *et al.* (2017), Eq.III.10 shows that the wild bee population size depends on the area of grassland because grasslands provide nesting sites, the bee carrying capacity k_w and the use of pesticides (Appendix S1). This assumed constant nesting resources and no direct competition between wild and domestic bees, as reported by Lindström *et al.* (2016b). Indeed, wild and domestic bees use different floral resources (Rollin *et al.*, 2013). The total population of bees is:

$$B(x_H, x_G, x_{OSR}, x_p) = \overbrace{x_H k_H}^{\text{honeybees}} + \overbrace{x_G k_w \mathcal{D}(x_{OSR}, x_p)}^{\text{wild bees}} \quad (\text{III.10})$$

2.5 Policy scenarios for improving pollination

In a recent survey, European beekeepers viewed financial incentives to encourage beekeeping activity (e.g. to increase the number of hives) and reduction of pesticide use as effective ways to support honeybees and enhance crop pollination ES (Breeze *et al.*, 2019). We thus implemented three financial incentive scenarios aiming to increase pollination: two using beekeeping subsidies and one imposing a pesticide tax.

- Scenario HS: in this scenario a per hive subsidy (HS) was implemented, formulated as amount $\tau^{(k)} = z_{HS} x_H \geq 0$, which was granted to each beekeeper proportionally to the number of beehives set up. z_{HS} is the sum granted per beehive.
- Scenario PS: in this scenario a price subsidy (PS) was implemented, formulated as amount $\tau^{(k)} = z_{PS} F_H \geq 0$, which was granted to the beekeeper for each kilogram of honey sold. z_{PS} is the sum granted per kilogram of honey.
- Scenario PT: in this scenario a pesticide tax (PT) was implemented, formulated as amount $\tau^{(f)} = z_{PT} x_{OSR} x_p \geq 0$, which was levied on farmers according to the level of pesticides applied on their oilseed rape fields. z_{PT} is the tax per hectare of oilseed rape.

These scenarios were compared to a business as usual (BAU) control scenario with no economic incentive ($\tau^{(f)} = \tau^{(k)} = 0$).

2.6 ES governance effectiveness and bioeconomic indicators

We defined ES governance effectiveness as the simultaneous increase in pollination and a Pareto improvement (Just *et al.*, 2005). The latter is defined as a situation that makes at least one stakeholder better off without making any other stakeholder worse off. We use as an indicator the total economic outcome with respect to the Pareto optimum situation in which full economic efficiency would be reached (i.e. all decision makers cooperate; Table III.2). In addition, we extended our analysis on ES governance sustainability using three other ES indicators (food provision, water quality concerning pesticides, and water quality concerning nutrients) and two indicators of biodiversity conservation (wild bee abundance and plant

species richness). We also defined marginal indicators at the stakeholder scale to assess the direct effects and indirect (spillover) effects of the incentives. We calculated input marginal product (output mass per unit area of OSR and per pesticide unit for farmers, output mass per beehive for beekeepers) and output marginal revenue (€·ton⁻¹ OSR for farmers, €·kg⁻¹ honey for beekeepers) (see Appendix S2 for more details).

TABLEAU III.2: Bioeconomic indicators

Type	Indicator	Expression	Description
Economic	Economic efficiency rate	$E_1 = \frac{\Pi^{(f)} + \Pi^{(k)} - \tau^{(f)} + \tau^{(k)}}{\Pi^{(f)*} + \Pi^{(k)*}}$	Ratio of total economic outcome in the scenario and in the Pareto optimum situation. The latter is given by maximizing the sum of both farmer's and beekeeper's profits (i.e. the stakeholders cooperate). The associated program is $\max_{X, x_p, x_H} \Pi^{(f)} + \Pi^{(k)}$.
Ecosystem service	Pollination	$ES_1 = \bar{B}$	Bee abundance
Ecosystem service	Food/Feed provision	$ES_2 = \xi_W Y_W x_W + \xi_G Y_G x_G + \xi_{OSR} F_{OSR} + \xi_H F_H$	Sum of agricultural/apicultural productions, expressed in units of energy. ξ_i are energy multiplicative shifters of commodities. Y_i are average yields of concerned crops.
Ecosystem service	Water quality (pesticides)	$ES_3 = 1 - x_{OSR} x_p - \theta x_W$	Opposite of pesticide quantities in OSR ($x_{OSR} x_p$) and wheat (θx_W). θ is the toxicity index of wheat relatively to OSR. Grasslands are assumed to be pesticide free. This indicator is related to the ES of water provisioning for drinking (Grizzetti <i>et al.</i> , 2016).
Ecosystem service	Water quality (nutrients)	$ES_4 = 1 - x_{OSR} - x_W$	Opposite of OSR and wheat areas. This underlies that only these crops are chemically fertilized and they are at the same rate. This indicator is related to the ES of water provisioning for drinking (Grizzetti <i>et al.</i> , 2016).
Ecological	Wild bee abundance	$BC_1 = 1 - x_G k_w \mathcal{D}$	See Eq.III.9.
Ecological	Plant species richness	$BC_2 = x_G^s$	Species-area relationship proxy, a power law with s being the constant slope of the logarithm (Crawley & Harral, 2001).

2.7 Communication and decision-making

As beekeepers and farmers are mutually interdependent, their decisions are tightly linked; thus they can adopt a concerted strategy, i.e. a collective action. Feedback from the field showed that farmers and beekeepers sometimes communicate on their strategies, sharing their

intentions and coordinating their actions together (Narjes & Lippert, 2019). For example, farmers may provide a location for hives next to oilseed rape fields or may reduce pesticide intensity or timing to decrease the negative impact on domestic bees. In exchange, beekeepers may set up more beehives than initially planned (Allier, 2012; Breeze *et al.*, 2019). Yet this communication is not always easy, for reasons including a knowledge gap about their common interest (Breeze *et al.*, 2019), social distance, or the lack of an institutional setting (Ostrom, 1990; Chwe, 2000).

In our model, the decision vector contained the values of the control variables (x_{OSR}^* , x_p^* , x_W^* , x_G^*) for the representative farmer and x_H^* for the representative beekeeper, based on maximizing their respective profits. We assumed that the farmer decides first his/her strategy, followed by the beekeeper ('leader-follower' configuration), representing the realistic timing of decisions during a year: sowing period comes before apiary set up. Hence, the decision-making result depends on the communication level, which can be modelled as the quantity of information shared by the beekeeper and owned by the farmer (i.e. the number of beehives actually set up). As described above, communication depends on specific criteria and can be difficult to initiate: in economic terms, communication involves transaction costs for stakeholders. We chose to model two highly contrasting transaction cost situations. The first was a situation in which (i) the costs of communication exceed the benefits so the beekeeper does not share any information about her/his intention. For example, a situation in which farmers are not even aware of the presence of beehives close to their fields, as has been observed in some cases (Allier, 2012). The second was a situation in which (ii) communication has no cost so the farmer has complete information regarding the beekeeper's intentions. For example, the farmer and beekeeper are friends and fully share their intentions. From a game theory perspective, these situations are coordination, sequential, non-cooperative games (i.e. separate and individual decision models; Matsumoto & Szidarovszky (2016)) (i) without and (ii) with complete information (Oliver, 1993).

We assumed that the BAU scenario decisions depended on the path: farmers and beekeepers have historically adapted their strategies relative to each other and thus are fully informed. Hence, only for incentive scenarios did we differentiate between a case in which the stakeholders (i) do not or (ii) do communicate their intentions, following the model of Bareille *et al.* (2020). When they do not communicate (i), the farmer ignores that the beekeeper's strategy can be influenced by her/himself, and thus formulates false expectations in considering as fixed the number of beehives, and equals to the BAU level (i.e. $\Pi^{(f)} = \Pi^{(f)}(X, x_p, x_H^{BAU})$). When they do communicate (ii), the farmer has rational expectation regarding the beekeeper's strategy, and considers the number of beehives which maximizes the beekeeper's profit (i.e. $\Pi^{(f)} = \Pi^{(f)}(X, x_p, x_H^*(X, x_p))$ with $x_H^*(X, x_p)$ in Eq.S1). We provided a comprehensive mathematical analysis of the decisions in Appendix S3. To sum up, stakeholders consider both direct management decision effects, and indirect ecological effects (i.e. consequences on bee abundance) when making their decisions. However, incentive impacts are not clear because of opposite effects at work, and simulations are needed to go further in the conclusions. For simulations, we used backward induction to maximize their profits, using an analytical formulation of the beekeeper's best-response function (Eq.S1). This analytical expression was then used in the profit maximization procedure for the farmers. The optimums were determined by numerical optimization using the optim

function in the 'stats' package in R v3.4.4 (?).

2.8 Parameter calibration and sensitivity analysis

The parameter values for oilseed rape production were estimated using a dataset from the Long-Term Social-Ecological Research (LTSER) Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre (Bretagnolle *et al.*, 2018). For other parameters, we used values taken from relevant studies (Appendix S3). As suggested by Muradian & Rival (2012), we implemented realistic rather than Pigouvian levels of incentives (Pindyck & Rubinfeld, 2018). For the subsidy calibrations, the amount granted to each beekeeper was fixed at €5000, corresponding to a realistic budget for a professional beekeeper in France in 2020 (?). To compare the two subsidy scenarios, subsidies were set so that the total amount allocated to the beekeeper was equal to €5000, allowing €27.hive⁻¹ for the hive subsidy and €1.10.kg⁻¹ for the honey price subsidy. The tax per hectare was fixed at €50.ha⁻¹ for the maximal agrochemical application rate ($x_p = 1$), in accordance with pesticide taxation literature (Jacquet *et al.*, 2011; Skevas *et al.*, 2013; Böcker & Finger, 2016). We defined the indicators at the landscape scale as follows: in Deux-Sèvres (France), the average area per farm is 95 ha and we assumed that the modelled landscape consisted of 570 ha of agricultural lands, with $n = 6$ farmers and $m = 1$ beekeeper. A sensitivity analysis was performed on incentive amounts (Appendix S5) and on the oilseed rape price (Appendix S6).

3 Results

3.1 Economic effectiveness and spillover effects

In order to grasp if incentives and communication between farmers and beekeeper would result in economically effective ES governance (i.e. all stakeholders win to communicate), we studied the effect of the three defined scenarios on the economic performance of agriculture and beekeeping as well as on public finances (Figure III.2). As expected, the latter decreased with hive and price subsidies (as subsidies generate public expenses, Figure III.2a) and increased in the pesticide tax scenario (as taxes generate public gains, Figure III.2b,III.2c). However, the effect of public policies on the private sector was more complex. While the subsidy scenarios targeted only beekeeping, they also benefited farmers, revealing a spillover effect (Figures III.2a,III.2b). This was accentuated by communication between stakeholders: for example, communication increased agricultural wealth by more than €4000 with the hive subsidy – i.e. 48% more than without communication (Figure III.2a). We also found an increase in the beekeeper's wealth when the stakeholders communicated, so communication seemed to be a win-win strategy. This suggests that a combination of subsidies and communication allow effective polycentric pollination governance since it is in the interest of beekeepers and farmers to communicate, resulting in a Pareto improvement: the highest economic efficiency rates were reached by a combination of subsidies and communication; Figure III.2, table). In contrast, in the tax scenario, which targeted only farmers, we observed a spillover effect

that was negative for both the farmers and the beekeeper (Figure III.2c). In this scenario, communication benefited beekeeping by buffering the losses (by 50%, Figure III.2c). Hence, the tax scenario was not economically effective, as shown by the economic efficiency rates which were the lowest (Figure III.2). While the incentives economic effectiveness depended on the incentive-scheme, communication always benefited to stakeholders. A sensitivity analysis on incentive levels similar patterns for subsidies. When pesticide tax reach high amounts (i.e. $60\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}$), beekeepers go out of the business because of a too low OSR area and thus too scarce nectar resources (Appendix S5).

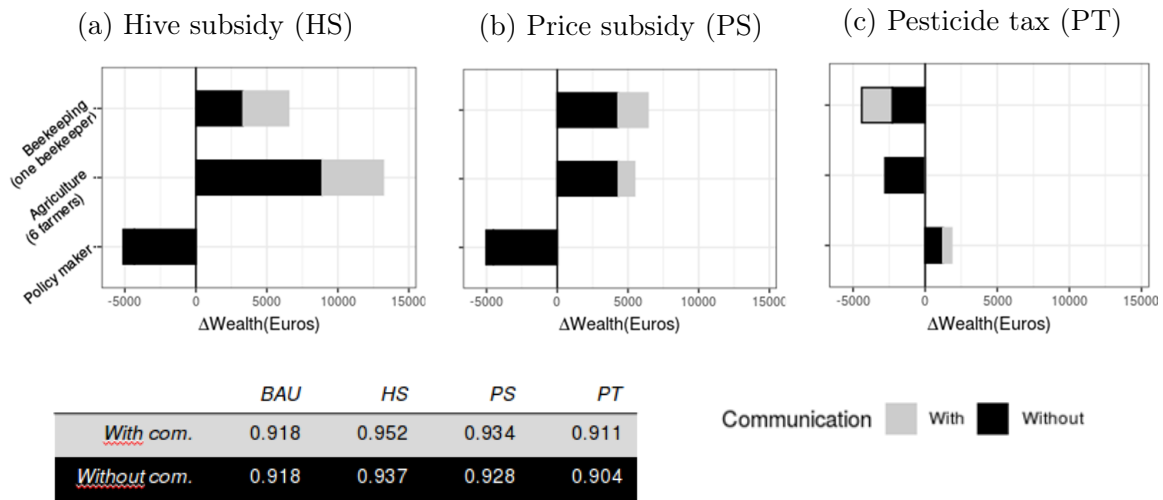


FIGURE III.2: **Economic performance of scenarios** Gains and losses without communication (black) and with communication (grey) modelled for each sector (with $n = 6$ farmers and $m = 1$ beekeeper) and for the policymaker for the three scenarios. Economic efficiency rates (see E_1 in Table III.2) have been computed for each case (table).

Using a mathematical analysis, we further show that four conditions need to be met for an economically effective combination of incentives and communication (Appendix S7) : (1) the elasticity of incentives has to be large enough; (2) the mutual benefits should be high; (3) the interdependency has to be strong (i.e. economic activities are exclusively dependent and there exists few alternatives to be independent from the other) and (4) the communication level between stakeholders has to be high.

3.2 Bioeconomic performance of the three policy scenarios

In order to assess if the incentives would lead to environmentally sustainable ES governance, and if it was shaped by communication, we also assessed the bioeconomic performance of the three policy scenarios. Compared to the BAU scenario, when stakeholders communicated (Figure III.3a), only subsidy policies increased the pollination service, with the highest increase achieved by the hive subsidy scenario (+62%), followed by the honey price subsidy scenario (+26.8%). Surprisingly, the pesticide tax scenario actually decreased pollination

(-7%). Also surprisingly, the increase in pollination services decreased the overall environmental conditions of the landscape in subsidy scenarios. The subsidies reduced the magnitude of water quality services by 4.6% and 3% for pesticides, and by 24.8% and 15.1% for nutrients. Subsidies also had a negative effect on wild bee abundance (-29.8% hive subsidy and -18.2% price subsidy) and plant species richness (-6.9% HS and -4% PS). In contrast, the pesticide tax increased water quality services (i.e. by 5.5% and 10.4% for the pesticide and nutrient indicators) as well as wild bee abundance (+15.3%) and plant species richness (+2.5%). Only the subsidy scenarios increased the economic efficiency rate (+3.7% HS and +1.7% PS), contrary to the tax scenario, which slightly reduced it (-0.8%) (Figure III.3a).

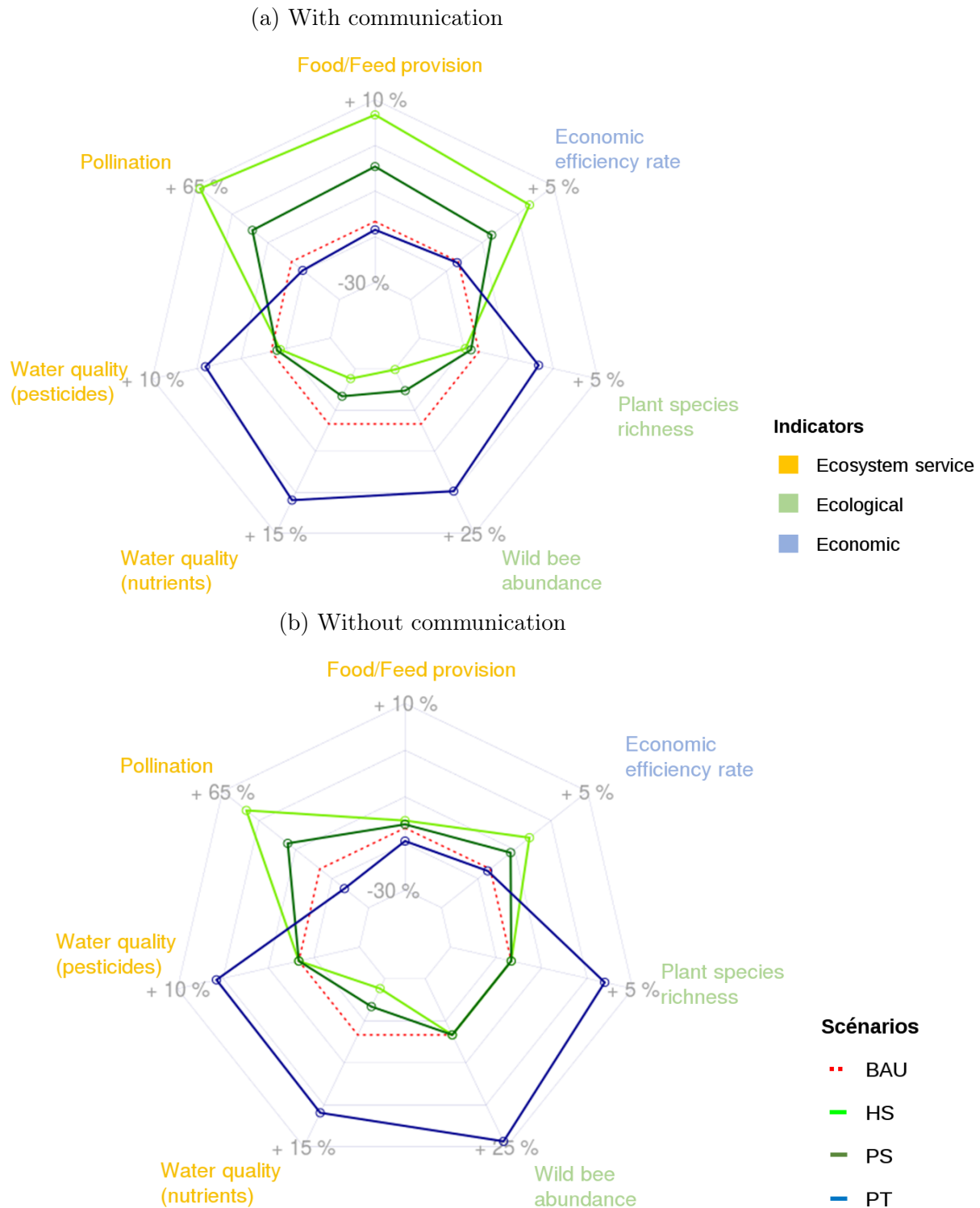


FIGURE III.3: **Bundles of indicators** Magnitudes of ES (orange), biodiversity conservation indicators (in green) and economic indicators (blue) for each scenario with communication (a) and without (b), shown relative to BAU (0%) (red dashed line). The HS (hive subsidy, light green), PS (price subsidy, dark green) and PT (pesticide tax, blue) scenarios are represented by solid lines.

The absence or presence of communication between the stakeholders generated differing bioeconomic performance (Figure III.3b). Without communication, the positive effects of pollination gains were lowered by 21.5% and 20% in hive and honey price subsidy scenarios, and divided by two in the pesticide tax scenario. Indicators related to production (food provision) and economic performance (stakeholders' and total wealth) were also lower in the absence of communication in both subsidies and the tax scenario. Benefits to total wealth decreased by 46% in hive and 40% in price subsidy scenarios. Conversely, environmental indicators (pesticide and nutrient pollution reduction, wild bee abundance and species richness) increased, showing a trade-off between collaboration between beekeepers and farmers and natural ecosystem services. Compared to the BAU scenario, subsidies had similar environmental performance for these indicators except for wild bee abundance which was unmodified compared to BAU.

To sum up, only the subsidy scenarios increased pollination services; however, these scenarios presented lower environmental performance than the pesticide tax. Conversely, the pesticide tax had negative economic impacts, while subsidies had high economic performance. Communication between farmers and beekeepers on their intended strategies alongside pollination policies had a positive effect on the policy's economic performance, but a negative impact on its environmental performance, showing a trade-off between collaboration between beekeepers and farmers and natural ecosystem services.

3.3 Land use change

In an additional step, we computed the land use change associated with all four scenarios including BAU, when agents communicated (Figure III.4). The land use in the BAU scenario was 45.6% winter cereals (wheat), 28% grasslands and 26.4% oilseed crops. In the subsidy scenarios, the proportion of oilseed rape increased up to 46.4% with the hive subsidy and 36.3% with the price subsidy, while the proportion of winter cereals and grasslands decreased by up to 32.6% and 21.1% respectively with the hive subsidy and by up to 39.6% and 24.1% with the price subsidy. In the pesticide tax scenario, the proportion of oilseed rape decreased by up to 16.1%, while the proportion of wheat and grasslands increased by up to 53% and 30.9%. Our sensitivity analysis on the oilseed rape price showed that land use was widely dependent on price level (Appendix S6).

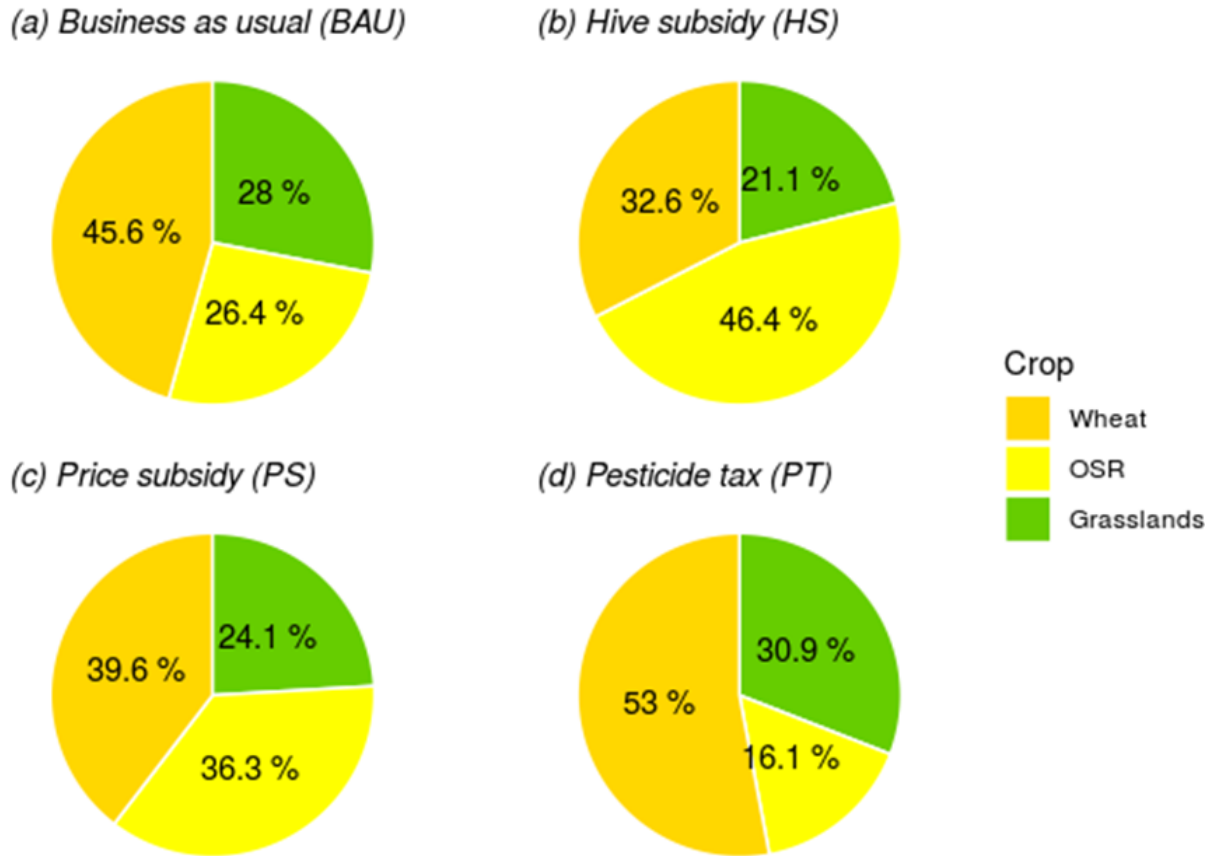


FIGURE III.4: **Land use in the four scenarios** Land use in the business as usual (BAU, a), hive subsidy (HS, b), honey price subsidy (PS, c) and pesticide tax (PT, d) scenarios, with communication. The cropping mix is composed of wheat (dark yellow), oilseed rape (light yellow) and grasslands (green).

3.4 Decisional cascade and agro-ecological interdependency

Figure III.5 illustrates the decisional cascade leading to the spillover effects and environmental impacts of the policies. The implementation of a particular subsidy or tax generates changes in stakeholders' decision-making that affect ecological and economic processes acting at the scale of the stakeholder and the landscape. An analysis of the decisional processes highlighted the crucial role of pollination as the keystone of the mutual interdependency between the two economic activities. The increase in beekeepers' revenues in the subsidy scenarios was generated by an increase in marginal revenue from honey (37% for HS and 17% for PS), which affected decisions about the number of beehives (Figure III.5a). In turn, the increase in the number of beehives increased pollination (Figure III.5b), which resulted in an increase in oilseed rape productivity of 5.9% for the hive subsidy and 2.8% for the price subsidy (Figure III.5c). Conditional to communication between farmers and beekeepers and given this higher productivity, farmers increased the area of oilseed rape and decreased their use of pesticides with respect to BAU (Figure III.5c). Due to farmer/beekeeper interdepen-

dency through pollination, farmers' decisions generated an increase in marginal revenue from honey, which translated into an increase in the number of beehives, which then benefited farmers, and so on. In the pesticide tax scenario, taxation decreased farmers' revenues and marginal revenue from oilseed rape (-2.3%) (Figure III.5d). This caused farmers to modify their practices by reducing pesticide use on oilseed rape (-38.9%) and reducing the cultivated area of oilseed rape. The result was a landscape with lower pesticide damage (-4.4%) and higher pollination (+4.4%, Figure III.5e). However, the lower pesticide use was not enough to counterbalance the reduction in floral resources (less mass-flowering crops) and so beehive productivity decreased by 10%. Conditional on communication, this led beekeepers to decrease their production by decreasing the number of beehives by 15% (Figure III.5f), decreasing oilseed rape marginal revenue, and so on.

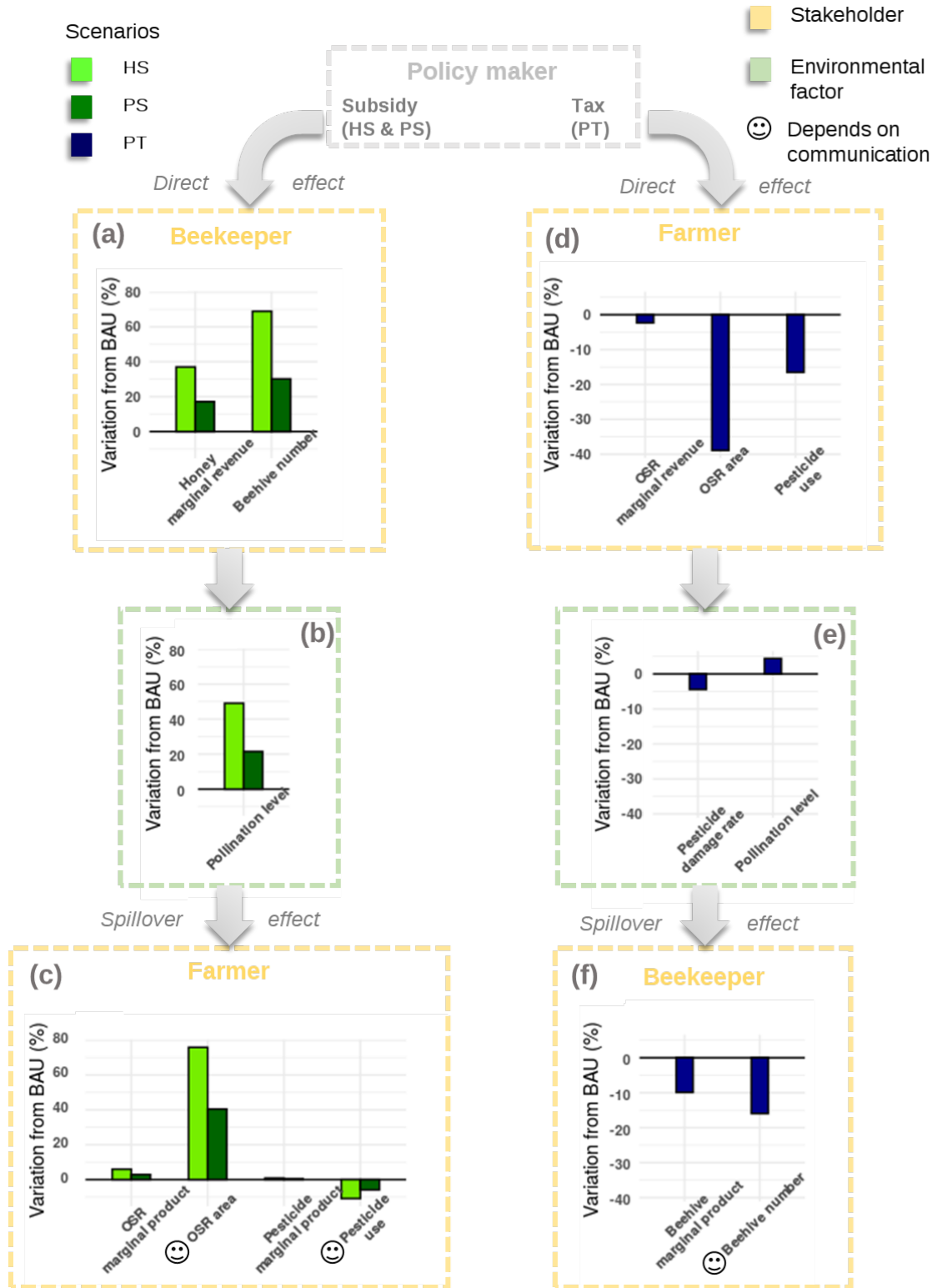


FIGURE III.5: **Decisional cascade and agro-ecological interdependency** Variation from the BAU scenario in terms of marginal economic and environmental indicators for the subsidy scenarios (a, b, c: HS in light green, PS in dark green) and the tax scenario (d, e, f: PT in blue). The first row (a, d) shows how the marginal revenue of outputs (honey and oilseed rape seeds) is impacted by the policy (a: the beekeeper and d: the farmer). The second row (b, e) illustrates the effects of the management changes on pollination, which is the keystone of the interdependency. The third row (c, f) shows how the marginal product of each productive input for the non-targeted stakeholder is indirectly affected (c: farmer and f: beekeeper).

4 Discussion

A polycentric ES governance approach that combines individual incentives targeting either beekeepers or farmers, that allows them to act collectively is a promising lever to overcome the pollination deficit and generate win-win solutions. We used a stylized bioeconomic model to simulate the economic and ecological impacts of two types of beekeeping subsidies and one pesticide tax aiming at fostering managed pollination. Our simulations indicated that subsidies involved a win-win strategy for both beekeepers and farmers, accentuated by a good communication. However, the tax was economically non-effective. Overall, none of the schemes was sustainable, i.e. presented simultaneous good ecological and economic performances.

A key highlight is that a combination of beekeeping subsidies and communication was more effective than subsidies on their own to support pollination and the economy. Another finding was that public expenditure was also largely exceeded by private benefits, implying a cost-effective policy (OECD, 2013). These results are consistent with Breeze *et al.* (2019), who hypothesized that communication benefits both beekeepers and farmers. Our results are also in line with the study by Opdam *et al.* (2016) and Bareille *et al.* (2021) that showed that ES provided at landscape scale (such as pollination) were improved by collaboration between multiple land users. In the beekeeper-farmer case, subsidies encourage beekeepers to increase their beehive capacity. This in turn increases OSR yield, increasing production and creating additional revenue for farmers. This spillover effect arises whatever the communication level and is inherent to any positive externality (Pindyck & Rubinfeld (2018)). However, our simulations showed that if beekeepers communicated about their new beehive strategy, farmers increased the area of OSR and decreased their pesticide use per hectare. This strategy has been empirically observed in oilseed rape grown for seeds Allier (2012). Consequently, the new farming strategy benefited bees, pollination and beekeepers. In turn, the latter decided to further increase beehive capacity. In this way, communication increased production capacity, a benefit of collective action that has often been hypothesized, but rarely showed (OECD, 2013; Bareille *et al.*, 2021). We showed that the reciprocal relationship between farmers and beekeepers accentuated the chances of economic success of incentives. As highlighted by Barnaud *et al.* (2018), the existence of a shared economic interest promotes successful collective action. Nevertheless, collective action can be advantageous even without pecuniary benefits, as stakeholders may not be solely motivated by profit (Ostrom, 2010).

Beyond pollination, these mechanisms could be generalized to study other regulating ES that underlie mutual interdependency between stakeholders (e.g. biological control, water quality). In the case of biological control for example, incentives for semi-natural habitats combined with more communication between farmers could lead to more effective ES governance (Salliou *et al.*, 2019; Opdam *et al.*, 2016). Conversely, the pesticide tax scenario led to losses for both types of stakeholders, indicating ineffective ES governance whatever the communication level. The resulting change in the farmers' strategy (mainly a reduction in the area of OSR) led to a decrease in floral resources for honeybees. This type of behavior has been observed after restrictions on neonicotinoid use, which implied a reduction in OSR area (?). Two factors underlie the failure of the tax policy: first, the benefits caused by pesticide reduction (lower bee mortality and thus higher pollination) were not high enough

to counterbalance the cost of paying the tax. Second, farmers had an alternative to avoid the tax (planting more winter cereals and grasslands), which was detrimental for beekeepers because these crops flower less. Hence, conclusions could be different in monoculture of highly pollination-dependent crops, such as fruit production (Hevia *et al.*, 2021). Finally, tax revealed a power asymmetry between farmers and beekeepers: farmers can diversify their activities contrary to beekeepers. These results reveal that a good communication between farmers and beekeepers, as well as a strong interdependency between them can favour the success of pollination incentives.

Our results also found that environmental performance was high with the tax policy, but low for subsidies. Water quality, species richness and wild bee abundance increased in the pesticide tax scenario, while they decreased in both beekeeping subsidy scenarios as the increase in oilseed rape area was mainly at the expense of grasslands. Such substitution is often observed in intensive agricultural landscapes (Holzschuh *et al.*, 2016; Gaba & Bretagnolle, 2021). The lower biodiversity (of plants and wild pollinators) in the subsidy scenarios is therefore not surprising, as plant species richness is generally higher in grasslands (Öckinger & Smith, 2007) and haylands (Gaba *et al.*, 2020), and wild bees require adequate semi-natural habitats (here modelled by grasslands) for nesting and foraging (Bretagnolle & Gaba, 2015). Moreover, the decrease in wild bee abundance resulting from less grassland can be accentuated by competition between wild and managed pollinators (Lindström *et al.*, 2016a). While we did not model direct competition, our results highlighted indirect competition between wild and domestic bees and thus an antagonism between managed and unmanaged pollination ES. To ensure the delivery of pollination ES, a decrease in wild pollinators can be compensated to a certain extent by managed pollinators: availability of managed bees can mask a decrease in wild pollination services that would otherwise encourage farmers to adopt conservation measures (Kleczkowski *et al.*, 2017; Narjes & Lippert, 2019). However, some studies have shown that this substitution is partial (Garibaldi *et al.*, 2013). In this case, communication between farmers and beekeepers accentuated this replacement of wild pollination by managed pollination, further impacting the environmental performance. Lastly, we found that environmentally-effective schemes were characterized by incentivized ES drivers that were not detrimental to other ES. This is important as studies have shown that ES-oriented policies can lead to trade-offs in which the provision of one service increases while another declines (Bennett *et al.*, 2009). This raises an additional criterion to be met for such pollination incentive regimes to be sustainable: the strategies chosen to deliver an ES targeted by the incentives should account for trade-offs between ES to avoid negative environmental, economic and societal impacts (IPBES, 2016).

In this study, the form of collective action we considered was communication between farmers and beekeepers. Other collaborative actions exist, such as collective payments, for example, but feedback from the field showed that collaboration between farmers and beekeepers in Europe usually takes the form of informal arrangements, although few studies have been carried out on this topic. However, it may be valuable to explore other types of collaborative action: for instance, collective incentives to promote pollination (Prager *et al.*, 2012). We modelled communication either with or without infinite transaction costs. However, in real life there is typically a mix of the two. Transaction costs of communication between beekeepers and farmers can arise from social distance (e.g. they do not have the same social

networks) or from more cognitive factors such as beliefs or status quo biases (?). In Europe, relationships between beekeepers and farmers have been degraded by recent debates on pesticide use, for example. Risk can also be a barrier: oilseed rape is largely avoided by beekeepers because of the perceived pesticide risk (?). A second threat is default risk, which is initially large but decreases with repetition and trust (Ostrom, 2010). More generally, ES are characterized by high uncertainty, or asymmetric information, which increases reticence to collaborate (Muradian, 2013). Uncertainty reflects the 'noise' underlying biophysical processes and ecological functions (e.g. unstable pollination, Garibaldi *et al.* 2013), but also socio-economic uncertainties underlying negotiations and markets (Ostrom, 2010; Muradian, 2013). Including these transaction costs in the model may result in a reduction in the benefits of communication and thus lessen stakeholders' motivation to share information, increasing the realism of the simulation (Olson, 2009). The model also did not simulate the decision to communicate per se, but only explored two extreme cases. It would be valuable in future studies to include communication in the decision model. The likelihood to act collectively is a rich research field: studies have shown that this decision can be shaped by reputation, trust or reciprocity (Ostrom, 2010). Our model did not explore the causal relationship between incentives and communication, but it has been shown that incentives can raise stakeholder awareness about their interdependency and encourage them to collaborate more (OECD, 2013; Barnaud *et al.* , 2018).

4.1 Conclusion

This study quantified the economic impacts of domestic bee support and they are shaped by communication between farmers and beekeepers. We showed that incentivizing beekeeping could be an interesting tool for both beekeepers and farmers, and also allow the opportunity to act collectively to get the best out of such measures. This opens avenues for future collaboration between farmers and beekeepers. However, the sustainability of such was low because the incentivized managed pollination drivers conflicted with the delivery of other ES, notably the unmanaged pollination service. Further research is therefore needed to design sustainable polycentric governance that accounts for the complex interactions between ES providers, and between ES providers and the environment. Engaging a variety of stakeholders to share interest in a policy is inherently challenging and will require support to facilitate collective action.

5 Authors' contributions

JF, SG and LM came up with the concept and designed the methodology; JF wrote the first draft of the manuscript. All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

6 Appendices

S1 Effect of pesticide applications on honeybees

There are evidences that pesticide applications negatively affect honeybees (Johnson *et al.* , 2010; Woodcock *et al.* , 2017). In our model, this negative effect is represented by a damage function \mathcal{D} that linearly decreases honey production as follows: $F_H = f_H x_{OSR}^{\gamma_1} x_H^{\gamma_2} \mathcal{D}$ (see Eq.III.7, Table III.1).

The negative effect of pesticide applications on honeybee is not explicitly but implicitly included in the honeybee population model. The damage function impacts the honeybee population model, through its effects on the optimal number of beehives x_H^* which decreases with pesticides (with Eq.III.9: $x_H^* = \frac{c_H}{\gamma_2 f_H x_{OSR}^{\gamma_1} \mathcal{D}}^{1/\gamma_2 - 1}$).

The negative effect of pesticides on honeybees can however be indirectly computed and yields to a negative effect of rate $1/\mathcal{D}^{1/1-\gamma_2}$. Because $\gamma_2 < 1$ and $1/\mathcal{D}^{1/1-\gamma_2} > \mathcal{D} \forall \mathcal{D} \in [0, 1]$, honey production is less affected by pesticides than honeybees. This result, which is in accordance with Khoury *et al.* (2013) and Chambers *et al.* (2019), also reflects a greater effect of pesticides on honeybees compared to wild bees. This is a reasonable assumption since honey bees are more frequently found in oilseed rape fields compared to wild bees (Rollin *et al.* , 2013).

References

Chambers, R. G., Chatzimichael, K., & Tzouvelekas, V. (2019). Sub-lethal concentrations of neonicotinoid insecticides at the field level affect negatively honey yield: Evidence from a 6-year survey of Greek apiaries. *PloS one*, 14(4).

Johnson, R. M., Ellis, M. D., Mullin, C. A., & Frazier, M. (2010). Pesticides and honey bee toxicity—USA. *Apidologie*, 41(3), 312-331.

Khoury, D. S., Barron, A. B., & Myerscough, M. R. (2013). Modelling food and population dynamics in honey bee colonies. *PloS one*, 8(5).

Rollin, O., Bretagnolle, V., Decourtye, A., Aptel, J., Michel, N., Vaissière, B. E., & Henry, M. (2013). Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 179, 78-86.

Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Shore, R. F., Heard, M. S., Pereira, M. G., Redhead, J., ... & Peyton, J. (2017). Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science*, 356(6345), 1393-1395.

S2 Marginal economic indicators

In order to highlight the decisional cascade created by the implementation of incentive, we defined two microeconomic indicators for each scenario. We selected these indicators following Meade (1952). The optimal provision of the variable i in scenario k is $x_{i,k}^*$ and the revenue and production of agent i in scenario k is $R_k^{(i)}$ and $F_k^{(i)}$ respectively. Decisional cascade coming from the implementation of HS and PS scenarios (Figure 5a-c). The subsidies scenarios, HS and PS, aim at motivating beekeepers to increase the number of beehives. This results in an increase of the number of honeybees that positively affects the farmers' management strategy through a spillover effect because of the interdependency between the beekeeper and the farmer due to pollination ES. The spillover effect, defined as the indirect effect on related stakeholders, can be estimated from the difference in the marginal products of OSR-related inputs (x_{OSR} and x_p) of the BAU and HS (PS) scenarios. The direct effect of the subsidies scenarios is measured by the marginal revenues of honey production (Table S1a).

TABLEAU S1A: Mathematical formulations

	BAU scenario	HS scenario	PS scenario
marginal revenues of honey production	$\frac{\partial R_{BAU}^{(k)}}{\partial F_H}(x_H^*, x_{OSR}^*, x_p^*)_{BAU}$	$\frac{\partial R_{HS}^{(k)}}{\partial F_H}(x_H^*, x_{OSR}^*, x_p^*)_{BAU}$	$\frac{\partial R_{PS}^{(k)}}{\partial F_H}(x_H^*, x_{OSR}^*, x_p^*)_{BAU}$
marginal products of OSR-related inputs	$\frac{\partial F_{OSR,BAU}}{\partial x_{OSR}(x_p)}(X^*, x_p^*, x_H^*)_{BAU}$	$\frac{\partial F_{OSR,HS}}{\partial x_{OSR}(x_p)}(X^*, x_p^*, x_H^*)_{BAU}$	$\frac{\partial F_{OSR,PS}^{(k)}}{\partial x_{OSR}(x_p)}(X^*, x_p^*, x_H^*)_{BAU}$

Decisional cascade coming from the implementation of the tax scenario (Figure 5d-f)

The tax scenario (PT) aims at discouraging farmers from using large amount of pesticides. Because of the farmer-beekeeper interdependency, the farmer's decision to reduce pesticide use will impact the beekeeper through a spillover effect (i.e. lower pesticide use will result in a higher honeybee survival rate and higher honey production). The spillover effect can be estimated from the difference in the marginal products of beehives between the BAU and AT scenarios. The direct effect of taxing pesticide use is measured on the farmers' marginal revenues from OSR production. Table S1b presents the mathematical formulations.

TABLEAU S1B: Mathematical formulations

	BAU scenario	PT scenario
marginal rev- enues of OSR produc- tion	$\frac{\partial R_{BAU}^{(f)}}{\partial F_H}(X^*, x_p^*, x_H^*)_{BAU}$	$\frac{\partial R_{PT}^{(f)}}{\partial F_H}(X^*, x_p^*, x_H^*)_{BAU}$
marginal prod- ucts of bee- hives	$\frac{\partial F_{H,BAU}}{\partial x_H}(x_H^*, x_{OSR}^*, x_p^*)_{BAU}$	$\frac{\partial F_{H,PT}}{\partial x_H}(x_H^*, x_{OSR}^*, x_p^*)_{BAU}$

References

Meade, J. E. (1952). External economies and diseconomies in a competitive situation. *The economic journal*, 62(245), 54-67.

S3 Decision analysis

Beekeeper's decision

We performed a mathematical analysis of the model to understand the drivers of the agents' strategies and their decisions following the implementation of the incentives. The expression of the beekeeper's strategy can be expressed as the solution of Eq.III.9:

$$x_H^*(X, x_p) = \left(\frac{\partial c_H / \partial x_H - \partial \tau^{(k)} / \partial x_H + \lambda^{(k)} A_H^{(k)}}{\gamma_2 p_H f_H x_{OSR}^{\gamma_1} \mathcal{D}} \right)^{\frac{1}{\gamma_2 - 1}} \quad (\text{S1})$$

Where $\lambda^{(k)}$ is the vector of Lagrangian multipliers and $A_H^{(k)}$ the vector of constraints associated with x_H . Eq.S1 shows that the beekeeper's best-response following a subsidy implementation and a change in farmer's strategy in x_{OSR} and x_p . For the HS and PS scenarios, $\partial \tau^{(k)} / \partial x_H > 0$, meaning that she/he increases the beehive number with the beekeeping subsidies. The derivative of x_H with respect to x_{OSR} is expressed as:

$$\frac{\partial x_H}{\partial x_{OSR}} = \frac{1}{\gamma_2 - 1} \frac{\partial u}{\partial x_{OSR}} u^{\frac{2 - \gamma_2}{\gamma_2 - 1}} \quad (\text{S2})$$

With $u = x_H^* \gamma_2^{-1}$. We look for the sign of Eq.S2 to understand the beekeeper's reaction following an increase in OSR area. It is given by the sign of $-\frac{\partial u}{\partial x_{OSR}}$ since all other terms are positive. In BAU, HS and PT scenarios,

$$-\frac{\partial u}{\partial x_{OSR}} = \frac{(\partial c_H / \partial x_H - \partial \tau^{(k)} / \partial x_H + \lambda A_H)(\gamma_1 x_{OSR}^{-1} \mathcal{D} + \partial \mathcal{D} / \partial x_{OSR})}{\gamma_2 p_H f_H x_{OSR} \mathcal{D}^2} \quad (\text{S3})$$

Eq.S3 is positive if and only if:

- $\gamma_1 x_{OSR}^{-1} \mathcal{D}$ is higher than $\partial \mathcal{D} / \partial x_{OSR}$: in other terms, if the honey yield gains following an increase in OSR area are higher than the additional pesticide damage caused by more OSR.
- $\partial \tau^{(k)} / \partial x_H$ is not too high: if the subsidy level is too high, beekeepers are already at their maximal beehive number per hectare (for HS scenario only).

We found similar results for PS scenario, which is very similar to HS scenario.

In a similar way, the derivative of x_H with respect to x_p is expressed as:

$$\frac{\partial x_H}{\partial x_p} = \frac{1}{1 - \gamma_2} \frac{(\partial c_H / \partial x_H - \partial \tau^{(k)} / \partial x_H + \lambda A_H)(\gamma_2 p_H f_H x_{OSR}^{\gamma_1} \partial \mathcal{D} / \partial x_p)}{(\gamma_2 p_H f_H x_{OSR}^{\gamma_1} \mathcal{D})^2} \quad (\text{S4})$$

and is thus always negative, which is expected since pesticides harm honey bees, reducing the honey yield.

To sum up, beekeepers will increase the number of beehives if pesticide use decreases, and if the honey revenue caused by an increase of OSR area is higher than the pesticide negative effect implied by the aforementioned area change.

Farmer's decision

Decisions being sequential and using Eq.S1, the farmer's program (Eq.III.1) can be rewritten as

$$\max_{X, x_p} \Pi^{(f)}(X, x_p, x_H^*(X, x_p)) = \sum_{k \in \{W, G\}} \eta_k(x_k) + p_{OSR} F_{OSR}(X, x_p, x_H) - C_{OSR}(x_{OSR}, x_p) - \tau^{(f)}(x_{OSR}, x_p) \quad (S5)$$

$$\begin{aligned} \text{Subject to } & x_W \in [0, 1] \\ & x_G \in [0, 1] \\ & x_{OSR} \in [0, 1] \\ & x_W + x_G + x_{OSR} = 1 \\ & x_p \in [0, 1] \end{aligned}$$

Concerning the farmer's strategy: the Lagrangian of the problem S5 can be written as $\mathcal{L} = \pi^{(f)} - \lambda^{(f)} A^{(f)}$ where $\lambda^{(f)}$ is the line vector of Lagrangian multipliers for farmer, and $A^{(f)}$ the column vector of farmer's constraints. Due to the mathematical complexity imposed by the interdependency (see Davis and Whinston (1962) for a detailed analysis of complexity), the analysis of farmers' decisions is made by interpreting the Karush-Kuhn-Tucker conditions. The conditions are defined by the following equations:

$$\underbrace{p_{OSR} f_{OSR,1}}_{11} + \underbrace{p_{OSR} x_{OSR} \frac{\partial f_{OSR,1}}{\partial x_{OSR}}}_{12} = \underbrace{\frac{\partial C_{OSR}}{\partial x_{OSR}}}_{13} - \underbrace{\frac{\partial \tau^{(f)}}{\partial x_{OSR}}}_{14} + \underbrace{\lambda^{(f)} A_{OSR}^{(f)}}_{15} \quad (S6)$$

$$\underbrace{\frac{\partial \eta_G}{\partial x_G}}_{21} + \underbrace{p_{OSR} x_{OSR} \frac{\partial f_{OSR,1}}{\partial x_G}}_{22} = \underbrace{\lambda^{(f)} A_G^{(f)}}_{23} \quad (S7)$$

$$\underbrace{\frac{\partial \eta_W}{\partial x_W}}_{31} = \underbrace{\lambda^{(f)} A_W^{(f)}}_{32} \quad (S8)$$

$$\underbrace{p_{OSR} x_{OSR} \frac{\partial f_{OSR,2}}{\partial x_p}}_{41} = \underbrace{\frac{\partial C_{OSR}}{\partial x_p}}_{42} - \underbrace{p_{OSR} x_{OSR} \frac{\partial f_{OSR,1}}{\partial x_p}}_{43} - \underbrace{\frac{\partial \tau^{(f)}}{\partial x_p}}_{44} + \underbrace{\lambda^{(f)} A_p^{(f)}}_{45} \quad (S9)$$

Eqs.S6, S7 and S8 are related to OSR, grassland and wheat area choices respectively. Not surprisingly, Eq.S6 says that the OSR marginal benefit must be equal to its marginal cost. Interestingly, we can divide the marginal benefit of OSR into two distinct terms. Term 11 is the agronomic benefit (as expected, an increase in OSR increases overall OSR seed production) while term 12 is the ecological benefit from honey bees. Indeed, increasing OSR will increase beehive number (see Eq.S3), that will increase honey bee abundance and thus OSR pollination. The right term of Eq.S6 is the marginal cost of OSR split into costs of production and incurred by tax implementation. A similar analysis can be realized on Eq.S7: farmers consider both the revenue from hay (term 21) and the additional OSR yield caused by the increase in wild bees following an increase in grasslands. In other words, for OSR and grasslands, farmers consider the direct effects on their production and the indirect effects on biodiversity (here wild bees) when choosing land use. Concerning pesticides, a similar analysis can be conducted (Eq.S9). The left hand term (41) represents the benefit of increasing pesticide use on yield. The right hand term is composed of the marginal cost of pesticides (42), the indirect cost of increasing pesticide due to bee mortality (43) and the cost incurred through tax implementation (44). Finally, a tax implementation will encourage farmers to simultaneously (i) decrease OSR area (i.e. leading to a decrease in beehive number, see Eq.S3), and (ii) decrease pesticide use (i.e. leading to an increase in beehive number, see Eq.S4). Our simulations aim to estimate the magnitude of these opposite effects: we showed that the former effect (i) was stronger than the latter one (ii) because we observed a decrease in the beehive number with the tax.

Finally, the level of communication between the farmer and the beekeeper will impact the latter outcomes. In absence of communication, farmers ignore the beekeeper's strategy resulting in a decrease of the values of terms 12 and 43. As a consequence, the farmers will ignore the benefits of increasing OSR area (i.e. higher abundance of honeybees and of insect-pollination resulting in higher OSR yields (i.e. term 12), and the costs related to increase of pesticide use (through increase of honey bee death; term 43).

References

Davis, O. A., & Whinston, A. (1962). Externalities, welfare, and the theory of games. *Journal of Political Economy*, 70(3), 241-262.

S4 Calibration table

Parameter	Expression	Value	Unit	Reference(s)
Insect- pollina- tion dependence	α_1	1.7	mass.area ⁻¹	Perrot et al. (2018) and Data from LTSER Plaine & Val de Sèvre
Bee efficiency (half saturation)	β_1	0.3	dimensionless	Perrot et al. (2018) and Data from LTSER Plaine & Val de Sèvre
Pesticide depen- dence	α_2	1	mass.area ⁻¹	Fernandez-Cornejo et al. (1998); Zhang et al. (2017) and Data from LTSER Plaine & Val de Sèvre
Pesticide ef- ficiency (half saturation)	β_2	0.3	dimensionless	Fernandez-Cornejo et al. (1998); Zhang et al. (2017) and Data from LTSER Plaine & Val de Sèvre
OSR yield de- rived from other production inputs	$f_{OSR,3}$	1.55	mass.area ⁻¹	Data from LTSER Plaine & Val de Sèvre
Hay gross mar- gin	χ_G	400	money.area ⁻¹	PEREL (2015)
Wheat gross margin	χ_W	550	money.area ⁻¹	Cerfrance (2018)
Elasticity of agricultural production	ε	0.55	dimensionless	Ory (2020)
Honey produc- tion constant	f_H	20	mass.beehive ⁻¹	Bova (2012)
Beehive elastic- ity	γ_1	0.4	dimensionless	Champetier et al. (2015); Vaziritabar et al. (2014); Siebert (1980)

Flowering crop elasticity	γ_2	0.3	dimensionless	Champetier et al. (2015); Vaziritabar et al. (2014); Siebert (1980)
Maximal number of beehives	\bar{x}_H	0.72	unit.area ⁻¹	Bova (2012)
Flowering crop elasticity	γ_2	0.3	dimensionless	Champetier et al. (2015); Vaziritabar et al. (2014); Siebert (1980)
OSR price per ton	p_{OSR}	350	money.mass ⁻¹	Visionet (2020)
Marginal cost of OSR inputs apart from pesticides	c_{OSR}	550	money.area ⁻¹	Terres Inovia (2018)
Marginal cost of pesticides	c_p	150	money.area ⁻¹	Terres Inovia (2018)
Honey price	p_H	7	money.mass ⁻¹	Bova (2012)
Marginal cost of beehives	c_H	100	money.unit ⁻¹	Bova (2012)
Per hive subsidy	z_{HS}	28	money.unit ⁻¹	computed
Price subsidy	z_{PS}	1.22	money.mass ⁻¹	computed
Pesticide tax	z_{PT}	50	money.area ⁻¹	Böcker and Finger (2016); Jacquet et al. (2011)
Honeybee carrying capacity	k_H	18900	animal.unit ⁻¹	Bretagnolle and Gaba (2015)
Wild bee carrying capacity	k_w	5000	animal.area ⁻¹	Osborne et al. (2008)
Pesticide damage parameter	δ	0.5	dimensionless	Chambers et al. (2019) ; Wintermantel et al. (2020)
Slope of the logarithm of species richness against the logarithm of area	s	0.25	dimensionless	Crawley and Harral (2001)

Energy density of OSR	ξ_{OSR}	6,940,000	energy.mass ⁻¹	INRA (2019)
Energy density of wheat	ξ_W	4,350,000	energy.mass ⁻¹	INRA (2019)
Energy density of grasslands	ξ_G	3,417,000	energy.mass ⁻¹	INRA (2019)
Energy density of honey	ξ_W	3,270	energy.mass ⁻¹	
Wheat-OSR toxicity relative index	θ	0.285	dimensionless	Data from LTSER Plaine & Val de Sevre

References

Böcker, T., Finger, R., 2016. European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments. *Sustainability* 8, 378. <https://doi.org/10.3390/su8040378>

Bova, F., 2012. Audit économique de la filière apicole française, Les synthèses de FranceAgriMer. FranceAgriMer.

Bretagnolle, V., Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 891–909. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>

Cerfrance, 2018. Résultats économiques 2017.

Chambers, R.G., Chatzimichael, K., Tzouvelekas, V., 2019. Sub-lethal concentrations of neonicotinoid insecticides at the field level affect negatively honey yield: Evidence from a 6-year survey of Greek apiaries. *PLoS One* 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215363>

Champetier, A., Sumner, D.A., Wilen, J.E., 2015. The Bioeconomics of Honey Bees and Pollination. *Environ Resource Econ* 60, 143–164. <https://doi.org/10.1007/s10640-014-9761-4>

Crawley, M.J., Harral, J.E., 2001. Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science* 291, 864–868. <https://doi.org/10.1126/science.291.5505.864>

Fernandez-Cornejo, J., Jans, S., Smith, M., 1998. Issues in the Economics of Pesticide Use in Agriculture: A Review of the Empirical Evidence. *Applied Economic Perspectives and Policy* 20, 462–488. <https://doi.org/10.2307/1350002>

INRA, CIRAD, AFZ, 2019. Table par catégorie (valeurs sur matière sèche) [WWW Document]. Feetables. URL <https://feedtables.com/fr/content/table-dry-matter> (accessed 7.8.19).

Jacquet, F., Butault, J.-P., Guichard, L., 2011. An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops. *Ecological Economics, Special Section - Governing the Commons: Learning from Field and Laboratory Experiments* 70, 1638–1648. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.04.003>

Ory, X., 2020. Lien entre la taille des exploitations agricoles, leur productivité et leur impact sur l'environnement (No. 2020/2), Documents de travail. Ministère de l'économie et des finances.

Osborne, J.L., Martin, A.P., Shortall, C.R., Todd, A.D., Goulson, D., Knight, M.E., Hale, R.J., Sanderson, R.A., 2008. Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of Applied Ecology* 45, 784–792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01359.x>

PEREL, 2015. Fiche synthèse sur les coûts des fourrages rendus à l'auge : Prairie naturelle.

Perrot, T., Gaba, S., Roncoroni, M., Gautier, J.-L., Bretagnolle, V., 2018. Bees increase oilseed rape yield under real field conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 266, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.020>

Siebert, J.W., 1980. Beekeeping, Pollination, and Externalities in California Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 62, 165–171. <https://doi.org/10.2307/1239682>

Terres Inovia, 2018. Observatoire des résultats économiques à la production - Analyse 2018, Observatoire des résultats économiques à la productio. Terres Inovia.

Vaziritabar, S., Oshidari, S., Aghamirkarimi, A., 2014. Estimation of honey production function and productivity of its factors in the Alborz province of Iran. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)* 5, 526–533.

Visionet, 2020. Historique des prix trimestriels moyens payés aux producteurs depuis 2005 - cereales et proteagineux.

Wintermantel, D., Odoux, J.-F., Decourtye, A., Henry, M., Allier, F., Bretagnolle, V., 2020. Neonicotinoid-induced mortality risk for bees foraging on oilseed rape nectar persists despite EU moratorium. *Science of The Total Environment* 704, 135400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv>

Zhang, H., Breeze, T., Bailey, A., Garthwaite, D., Harrington, R., Potts, S.G., 2017. Arthropod Pest Control for UK Oilseed Rape – Comparing Insecticide Efficacies, Side Effects and Alternatives. *PLOS ONE* 12, e0169475. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169475>

S5 Sensitivity analysis on incentive levels

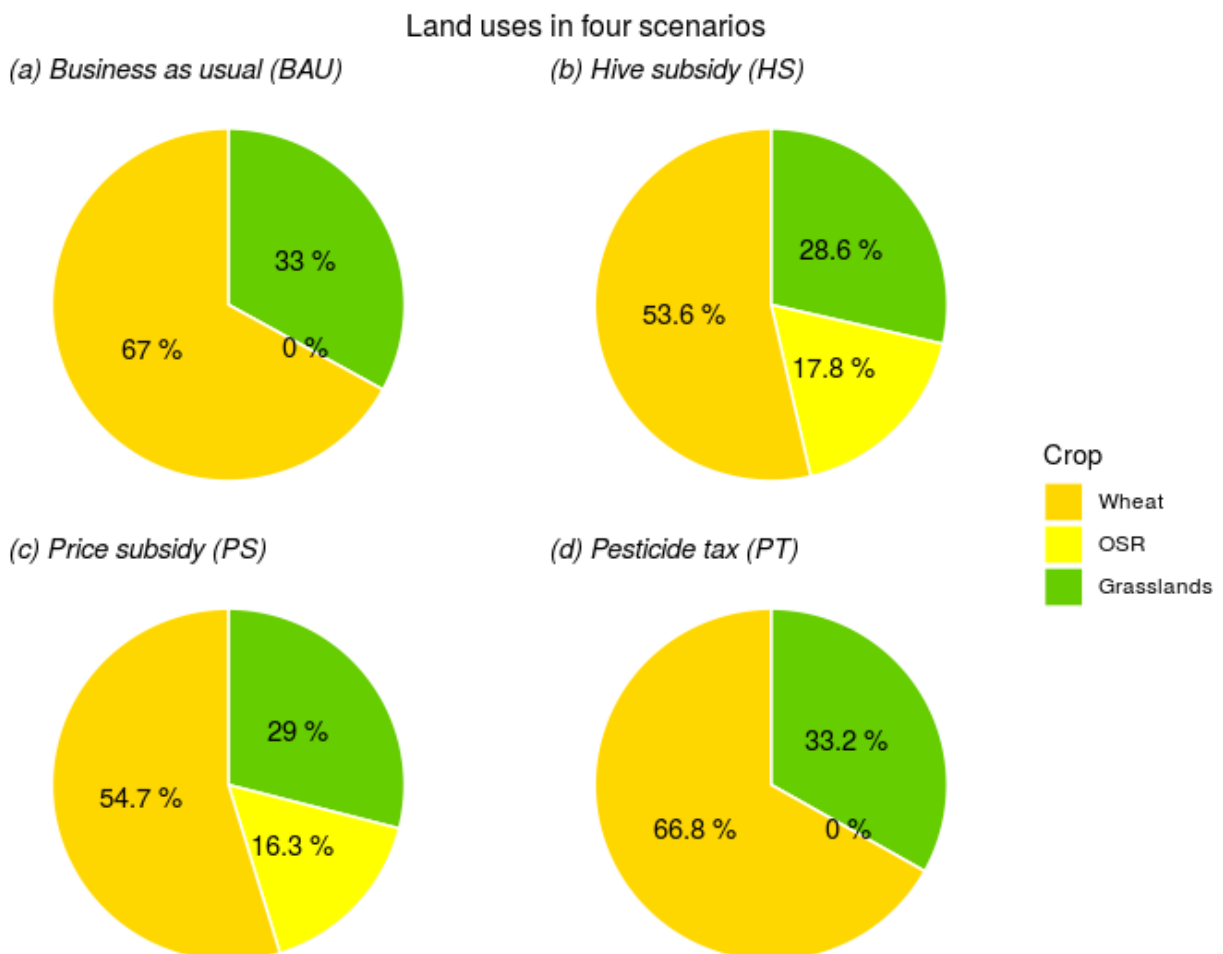
	Δ Total wealth	Δ Agricultural wealth (6 farmers)	Δ Beekeeping wealth (1 bee-keeper)
Hive subsidy (HS)			
10€.hive ⁻¹	4440€	3345€	2322€
20€.hive ⁻¹	9967€	8436€	4686€
30€.hive ⁻¹	16800€	15670€	7279€
40€.hive ⁻¹	24,803€	25,415€	10,288€
Price subsidy (PS)			
0.50€.kg ⁻¹	2842€	2054€	2667€
1€.kg ⁻¹	5694€	4439€	5333€
1.5€.kg ⁻¹	8548€	7059€	8043€
2€.kg ⁻¹	11,377€	9843€	10,813€
Pesticide tax (PT)			
40€.ha ⁻¹	-2090€	-2352€	-1514€
45€.ha ⁻¹	-2528€	-2545€	-1826€
55€.ha ⁻¹	-3949€	-2907€	-2824€
60€.ha ⁻¹	-15,713€	-1473€	-14,240€

The sensitivity analysis on the amount of incentive showed that changing the values of the incentives does not affect the response of the farmers' revenues to the implementation of the incentives observed with our initial calibration: subsidies increased the farmers' revenues while tax decreased them. We also observed a similar pattern for the beekeeping revenue when varying the subsidies. Furthermore, the tax level seems to play non-linearly on beekeeping activity. While tax amounts inferior to 60€.ha⁻¹ implied a linear decrease in beekeeping revenue, a tax amount of 60€.ha⁻¹ leads to the market exit of the beekeeper.

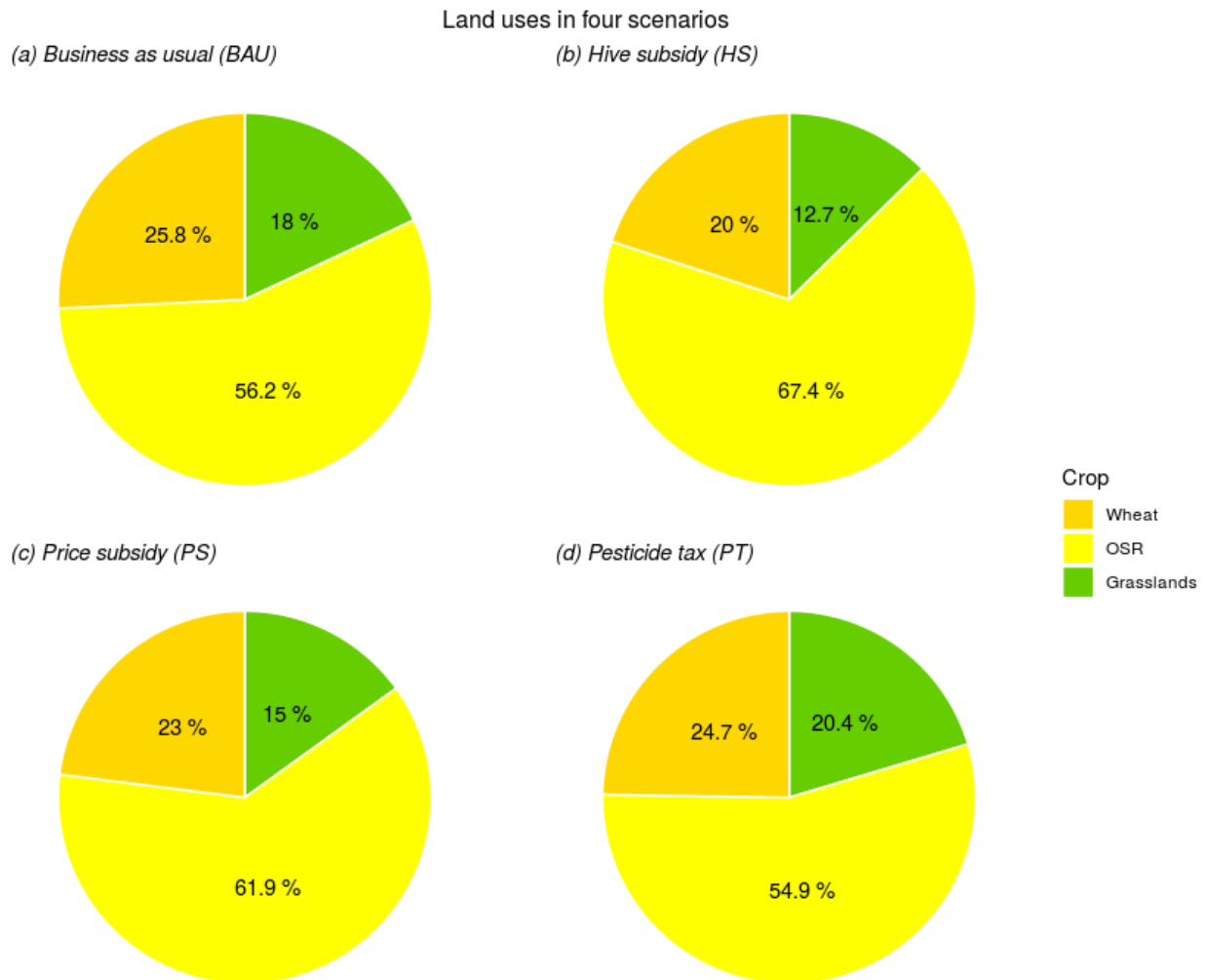
S6 Sensitivity analysis on oilseed rape price

We performed a sensitivity analysis on oilseed rape (OSR) price based on market price past values (2013-2017). During these years the OSR price for French farmers ranged approximately from 300 to 400€/t (Terres Inovia 2018).

With 300€/ton:



With 400€/ton:



We observed that land use is widely dependent on OSR price. A lower price logically leads to less OSR area : with our calibration OSR was no longer even grown by farmers in BAU. Conversely, a higher price leads to more OSR area. These changes in OSR area are accompanied with higher (if OSR area decrease) or lower (if OSR area increase) other crop areas.

S7 Generalization of economic results

Theoretical model

We defined two interdependent stakeholders a and b such as their profits were interrelated. The stakeholders' profits are denoted respectively $\Pi^{(a)}(X^{(a,1)}, X^{(a,2)}, X^{(b)})$ and $\Pi^{(b)}(X^{(a,1)}, X^{(a,2)}, X^{(b)})$, where $X^{(a,1)}$, $X^{(a,2)}$ and $X^{(b)}$ are the vectors of inputs of the two stakeholders. We assumed that $X^{(a,1)}$ was a driver of the targeted ecosystem service (i.e. pollination) and $X^{(a,2)}$ was the vector of other inputs such as land use and pesticides. Hence, we assumed that a subsidy z – aiming at increasing the positive driver of the ES targeted stakeholder a – affected linearly $\Pi^{(a)}$ such as it imposes a constraint $\tau^{(a)}(z)$ in $\Pi^{(a)}$ being positive. For a tax z – aiming at decreasing the negative driver of the ES targeted stakeholder a – affected linearly $\Pi^{(a)}$ such as it imposes a constraint $\tau^{(a)}(z)$ in $\Pi^{(a)}$ being negative.

Conditions for an economically effective combination

Sustainability was defined as a simultaneous increase of economic and ecological indicators, following the increase of z , in a situation where agents communicated (that is stakeholder b takes into account the changes in stakeholder a 's strategy and vice-versa. The condition for an increase in economic situation $E = \Pi^{(a)} + \Pi^{(b)} + \tau^{(a)}$ is given by

$$\frac{dE}{dz} = \frac{d\Pi^{(a)}}{dz} - \frac{d\tau^{(a)}}{dz} + \frac{d\Pi^{(b)}}{dz}$$

Using total derivatives of profit functions, we obtained

$$\begin{aligned} & \underbrace{\frac{dX^{(a,1)}}{dz}}_1 \left[\underbrace{\frac{d\Pi^{(a)}}{dX^{(a,1)}}}_2 + \underbrace{\frac{d\Pi^{(a)}}{dX^{(a,2)}} \frac{dX^{(a,2)}}{dX^{(a,1)}}}_3 + \underbrace{\frac{d\Pi^{(a)}}{dX^{(b)}} \frac{dX^{(b)}}{dX^{(a,1)}}}_4 \right. \\ & \left. + \underbrace{\frac{d\Pi^{(b)}}{dX^{(a,1)}}}_5 + \underbrace{\frac{d\Pi^{(b)}}{dX^{(a,2)}} \frac{dX^{(a,2)}}{dX^{(a,1)}}}_6 + \underbrace{\frac{d\Pi^{(b)}}{dX^{(b)}} \frac{dX^{(b)}}{dX^{(a,1)}}}_7 \right] \geq \underbrace{\frac{d\tau^{(a)}}{dz}}_8 \end{aligned} \quad (\text{S10})$$

Eq.S10 says that the effects of the incentive (left hand term) must be higher than its cost for either the policy maker (subsidy), or for the targeted stakeholder (tax ; term 8). The physical effect of the incentive on the targeted driver is represented by the term 1. It is positive in case of subsidy and negative in case of tax. It implies changes in the profits of stakeholder a (terms 2,3,4) and b (terms 5,6,7). We found two types of changes in the decision strategies, i.e. direct and indirect ones. Incentive implementation implies direct effects following changes in the strategy of stakeholder a (terms 2 and 3). Term 2 is the direct effect associated with the change in $X^{(a,1)}$ while term 3 represents the changes in the strategy set of other inputs (associated with the substitution or complementarity between

$X^{(a,1)}$ and $X^{(a,2)}$. For example, an increase in oilseed rape area implies a decrease in other land use types. The direct effect of the change in the ES driver on stakeholder b is included in term 5. Changes imputed to b by the modification of the strategy set of stakeholder a are included in term 6. Finally, all other effects are indirect ones (terms 4 and 7) in the sense that they are implied by changes in strategy following the initial change caused by the incentive. If no communication occurs, these terms are zero.

We now specify some effects: since the interdependency involves mutual positive externalities, terms 2 and 5 are always positive. For the same reasons, communicating on the ES driver strategy ($\frac{dX^{(b)}}{dX^{(a,1)}} > 0$) will generate revenues (terms 4 and 7 are positive). However, the changes in the use of other inputs by stakeholder a (terms 3 and 6) are ambivalent and depend on his/her opportunities, particularly with the tax. For example, if the tax penalizes $X^{(a,1)}$ (e.g. oilseed rape) which can be substituted by other inputs (e.g. wheat), economic returns will depend on which input has been privileged. Finally, the elasticity of incentives (namely the units of input change per unit of incentive; term 1) is a determinant factor in the incentive success.

To sum up, a wide range of effects are at work, making difficult to give general insights. However, we can derive four general insights on the favourable conditions for an economic effectiveness of a combination of incentives and communication. First, the elasticity of incentives is large enough. Second, the mutual benefits are high. Third, the interdependency is strong (i.e. economic activities are exclusively dependent and there exists few alternatives to be independent from the other). Fourth, the communication level between stakeholders is good. For the tax, the third and fourth conditions may be unfulfilled. The beneficial effect of reducing pesticides (term 5) may not be higher enough (See Decisional cascade and agro-ecological interdependency section). Furthermore, the negative impacts of the substitution of farmers' inputs on the beekeeper (term 6) may be too high and counterbalance initially planned beneficial effects of the tax.

Références

- Aizen, Marcelo A., Garibaldi, Lucas A., Cunningham, Saul A., & Klein, Alexandra M. 2009. How Much Does Agriculture Depend on Pollinators? Lessons from Long-Term Trends in Crop Production. *Annals of Botany*, **103**(9), 1579–1588.
- Allier, Fabrice. 2012. *Pollinisation En Production de Semences Oléagineuses : Une Coopération Technique Entre Agriculteurs et Apiculteurs*. Cahier Technique. ITSAP, Paris.
- Bareille, Francois, Boussard, Hugues, & Thenail, Claudine. 2020. Productive Ecosystem Services and Collective Management: Lessons from a Realistic Landscape Model. *Ecological Economics*, **169**(Mar.), 106482.
- Bareille, Francois, Zavalloni, Matteo, Raggi, Meri, & Viaggi, Davide. 2021. Cooperative Management of Ecosystem Services: Coalition Formation, Landscape Structure and Policies. *Environmental and Resource Economics*, **79**(2), 323–356.

- Barnaud, Cecile, Corbera, Esteve, Muradian, Roldan, Salliou, Nicolas, Sirami, Clélia, Vialatte, Aude, Choisis, Jean-Philippe, Dendoncker, Nicolas, Mathevet, Raphael, Moreau, Clémence, Reyes-García, Victoria, Boada, Martí, Deconchat, Marc, Cibien, Catherine, Garnier, Stephan, Maneja, Roser, & Antona, Martine. 2018. Ecosystem Services, Social Interdependencies, and Collective Action: A Conceptual Framework. *Ecology and Society*, **23**(1), art15.
- Bennett, Elena M., Peterson, Garry D., & Gordon, Line J. 2009. Understanding Relationships among Multiple Ecosystem Services. *Ecology Letters*, **12**(12), 1394–1404.
- Böcker, Thomas, & Finger, Robert. 2016. European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments. *Sustainability*, **8**(4), 378.
- Bommarco, Riccardo, Marini, Lorenzo, & Vaissière, Bernard E. 2012. Insect Pollination Enhances Seed Yield, Quality, and Market Value in Oilseed Rape. *Oecologia*, **169**(4), 1025–1032.
- Breeze, Tom D., Vaissière, Bernard E., Bommarco, Riccardo, Petanidou, Theodora, Seraphides, Nicos, Kozák, Lajos, Scheper, Jeroen, Biesmeijer, Jacobus C., Kleijn, David, Gyldenkerne, Steen, Moretti, Marco, Holzschuh, Andrea, Steffan-Dewenter, Ingolf, Stout, Jane C., Pärtel, Meelis, Zobel, Martin, & Potts, Simon G. 2014. Agricultural Policies Exacerbate Honeybee Pollination Service Supply-Demand Mismatches Across Europe. *PLOS ONE*, **9**(1), e82996.
- Breeze, Tom D., Boreux, Virginie, Cole, Lorna, Dicks, Lynn, Klein, Alexandra-Maria, Pufal, Gesine, Balzan, Mario V., Bevk, Danilo, Bortolotti, Laura, Petanidou, Theodora, Mand, Marika, Pinto, M. Alice, Scheper, Jeroen, Stanisavljević, Ljubiša, Stavrinides, Menelaos C., Tscheulin, Thomas, Varnava, Androulla, & Kleijn, David. 2019. Linking Farmer and Beekeeper Preferences with Ecological Knowledge to Improve Crop Pollination. *People and Nature*, **1**(4), 562–572.
- Bretagnolle, Vincent, & Gaba, Sabrina. 2015. Weeds for Bees? A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, **35**(3), 891–909.
- Bretagnolle, Vincent, Berthet, Elsa, Gross, Nicolas, Gauffre, Bertrand, Plumejeaud, Christine, Houte, Sylvie, Badenhausser, Isabelle, Monceau, Karine, Allier, Fabrice, Monestiez, Pascal, & Gaba, Sabrina. 2018. Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform. *Science of The Total Environment*, **627**(June), 822–834.
- Catarino, Rui, Bretagnolle, Vincent, Perrot, Thomas, Vialoux, Fabien, & Gaba, Sabrina. 2019. Bee Pollination Outperforms Pesticides for Oilseed Crop Production and Profitability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **286**(1912), 20191550.
- Çevrimli, Mustafa. 2019. Assessment of the Effects of Subsidies to the Beekeeping Sector in Turkey on the Number of Hives and Amount of Honey Produced. *Veteriner Hekimler Derneği Dergisi*, **90**(June), 115–121.

- Chambers, Robert G., Chatzimichael, Konstantinos, & Tzouvelekas, Vangelis. 2019. Sub-Lethal Concentrations of Neonicotinoid Insecticides at the Field Level Affect Negatively Honey Yield: Evidence from a 6-Year Survey of Greek Apiaries. *PLoS ONE*, **14**(4).
- Champetier, A., Sumner, D. A., & Wilen, J. E. 2015. The Bioeconomics of Honey Bees and Pollination. *Environmental and Resource Economics*, **60**(1), 143–164.
- Chwe, Michael Suk-Young. 2000. Communication and Coordination in Social Networks. *The Review of Economic Studies*, **67**(1), 1–16.
- Crawley, M. J., & Harral, J. E. 2001. Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science*, **291**(5505), 864–868.
- Debertin, Dr David L. 2012. *Agricultural Production Economics Second Edition*. 2 edition edn. Lexington: CreateSpace Independent Publishing Platform.
- Fernandez-Cornejo, J., Jans, S., & Smith, M. 1998. Issues in the Economics of Pesticide Use in Agriculture: A Review of the Empirical Evidence. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **20**(2), 462–488.
- Finger, Robert, Möhring, Niklas, Dalhaus, Tobias, & Böcker, Thomas. 2017. Revisiting Pesticide Taxation Schemes. *Ecological Economics*, **134**(Apr.), 263–266.
- Gaba, Sabrina, & Bretagnolle, Vincent. 2021. Designing Multifunctional and Resilient Agricultural Landscapes: Lessons from Long-Term Monitoring of Biodiversity and Land Use. Springer Nature Switzerland AG.
- Gaba, Sabrina, Cheviron, Nathalie, Perrot, Thomas, Piutti, Séverine, Gautier, Jean-Luc, & Bretagnolle, Vincent. 2020. Weeds Enhance Multifunctionality in Arable Lands in South-West of France. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, **4**.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhoffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipolito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlof, M., Seymour, C. L., Schuepp, C., Szentgyorgyi, H., Taki, H., Tschardtke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., & Klein, A. M. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, **339**(6127), 1608–1611.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. 2016. Assessing Water Ecosystem Services for Water Resource Management. *Environmental Science & Policy*, **61**(July), 194–203.
- Hallmann, Caspar A., Sorg, Martin, Jongejans, Eelke, Sipel, Henk, Hofland, Nick, Schwan, Heinz, Stenmans, Werner, Müller, Andreas, Sumser, Hubert, Hörren, Thomas, Goulson, Dave, & de Kroon, Hans. 2017. More than 75 Percent Decline over 27 Years in Total Flying Insect Biomass in Protected Areas. *PLOS ONE*, **12**(10), e0185809.

- Hevia, Violeta, García-Llorente, Marina, Martínez-Sastre, Rodrigo, Palomo, Sara, García, Daniel, Miñarro, Marcos, Pérez-Marcos, María, Sanchez, Juan Antonio, & González, José A. 2021. Do Farmers Care about Pollinators? A Cross-Site Comparison of Farmers' Perceptions, Knowledge, and Management Practices for Pollinator-Dependent Crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **19**(1), 1–15.
- Holling, C S. 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**(1), 1–23.
- Holzschuh, Andrea, Dainese, Matteo, González-Varo, Juan P., Mudri-Stojnić, Sonja, Riedinger, Verena, Rundlöf, Maj, Scheper, Jeroen, Wickens, Jennifer B., Wickens, Victoria J., Bommarco, Riccardo, Kleijn, David, Potts, Simon G., Roberts, Stuart P. M., Smith, Henrik G., Vilà, Montserrat, Vujić, Ante, & Steffan-Dewenter, Ingolf. 2016. Mass-Flowering Crops Dilute Pollinator Abundance in Agricultural Landscapes across Europe. *Ecology Letters*, **19**(10), 1228–1236.
- IPBES. 2016. *The Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on Pollinators, Pollination and Food Production*. Tech. rept. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, Bonn.
- Jacquet, Florence, Butault, Jean-Pierre, & Guichard, Laurence. 2011. An Economic Analysis of the Possibility of Reducing Pesticides in French Field Crops. *Ecological Economics*, **70**(9), 1638–1648.
- Johnson, Reed M., Ellis, Marion D., Mullin, Christopher A., & Frazier, Maryann. 2010. Pesticides and Honey Bee Toxicity – USA. *Apidologie*, **41**(3), 312–331.
- Just, Richard E., Hueth, Darrell L., & Schmitz, Andrew. 2005. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Khoury, David S., Barron, Andrew B., & Myerscough, Mary R. 2013. Modelling Food and Population Dynamics in Honey Bee Colonies. *PloS one*, **8**(5), e59084.
- Kleczkowski, Adam, Ellis, Ciaran, Hanley, Nick, & Goulson, David. 2017. Pesticides and Bees: Ecological-Economic Modelling of Bee Populations on Farmland. *Ecological Modelling*, **360**(Sept.), 53–62.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B. E, Cane, J. H, Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A, Kremen, C., & Tscharntke, T. 2007. Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**(1608), 303–313.
- Lautenbach, Sven, Seppelt, Ralf, Liebscher, Juliane, & Dormann, Carsten F. 2012. Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *PLOS ONE*, **7**(4), e35954.
- Lindström, Sandra A. M., Herbertsson, Lina, Rundlöf, Maj, Bommarco, Riccardo, & Smith, Henrik G. 2016a. Experimental Evidence That Honeybees Depress Wild Insect Densities in a Flowering Crop. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **283**(1843), 20161641.

- Lindström, Sandra A. M., Herbertsson, Lina, Rundlöf, Maj, Smith, Henrik G., & Bommarco, Riccardo. 2016b. Large-Scale Pollination Experiment Demonstrates the Importance of Insect Pollination in Winter Oilseed Rape. *Oecologia*, **180**(3), 759–769.
- Matsumoto, Akio, & Szidarovszky, Ferenc. 2016. *Game Theory and Its Applications*. Springer Japan.
- Montoya, Daniel, Haegeman, Bart, Gaba, Sabrina, de Mazancourt, Claire, Bretagnolle, Vincent, & Loreau, Michel. 2019. Trade-Offs in the Provisioning and Stability of Ecosystem Services in Agroecosystems. *Ecological Applications*, **29**(2), e01853.
- Muradian, Roldan. 2013. Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society & Natural Resources*, **26**(10), 1155–1169.
- Muradian, Roldan, & Rival, Laura. 2012. Between Markets and Hierarchies: The Challenge of Governing Ecosystem Services. *Ecosystem Services*, **1**(1), 93–100.
- Narjes, Manuel Ernesto, & Lippert, Christian. 2019. The Optimal Supply of Crop Pollination and Honey From Wild and Managed Bees: An Analytical Framework for Diverse Socio-Economic and Ecological Settings. *Ecological Economics*, **157**(Mar.), 278–290.
- Öckinger, Erik, & Smith, Henrik G. 2007. Semi-Natural Grasslands as Population Sources for Pollinating Insects in Agricultural Landscapes. *Journal of Applied Ecology*, **44**(1), 50–59.
- OECD. 2013. Providing Agri-Environmental Public Goods through Collective Action. *OECD Publishing*.
- Oliver, Pamela E. 1993. Formal Models of Collective Action. *Annual Review of Sociology*, **19**(1), 271–300.
- Olson, Mancur. 2009. *The Logic of Collective Action: Public Goods and the Theory of Groups, Second Printing with a New Preface and Appendix*. Harvard University Press.
- Opdam, Paul, Coninx, Ingrid, Dewulf, Art, Steingröver, Eveliene, Vos, Claire, & van der Wal, Merel. 2016. Does Information on Landscape Benefits Influence Collective Action in Landscape Governance? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **18**(Feb.), 107–114.
- Ostrom, Elinor. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- Ostrom, Elinor. 2010. Analyzing Collective Action. *Agricultural Economics*, **41**(s1), 155–166.
- Paul, Carola, Hanley, Nick, Meyer, Sebastian T., Fürst, Christine, Weisser, Wolfgang W., & Knoke, Thomas. 2020. On the Functional Relationship between Biodiversity and Economic Value. *Science Advances*, **6**(5), eaax7712.
- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Maryline, Gautier, Jean-Luc, & Bretagnolle, Vincent. 2018. Bees Increase Oilseed Rape Yield under Real Field Conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **266**(Nov.), 39–48.

- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Marylin, Gautier, Jean-Luc, Saintilan, Alexis, & Bretagnolle, Vincent. 2019. Experimental Quantification of Insect Pollination on Sunflower Yield, Reconciling Plant and Field Scale Estimates. *Basic and Applied Ecology*, **34**(Feb.), 75–84.
- Pindyck, Robert S., & Rubinfeld, Daniel L. 2018. *Microeconomics*. Ninth edition, global edition edn. The Pearson Series in Economics. Harlow, England London; New York Boston San Francisco Toronto Sydney Dubai Singapore Hongkong Tokyo Seoul Taipei New Delhi Cape Town Sao Paulo Mexico City Madrid Amsterdam Munich Paris Milan: Pearson.
- Potts, Simon G., Biesmeijer, Jacobus C., Kremen, Claire, Neumann, Peter, Schweiger, Oliver, & Kunin, William E. 2010. Global Pollinator Declines: Trends, Impacts and Drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, **25**(6), 345–353.
- Prager, Katrin. 2015. Agri-Environmental Collaboratives for Landscape Management in Europe. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **12**(Feb.), 59–66.
- Prager, Katrin, Reed, Mark, & Scott, Alister. 2012. Encouraging Collaboration for the Provision of Ecosystem Services at a Landscape Scale—Rethinking Agri-Environmental Payments. *Land Use Policy*, **29**(1), 244–249.
- Requier, Fabrice. 2015. Écologie Des Abeilles Mellifères En Paysage Agricole Intensif: Le Prix Caché d’une Ressource Florale Fluctuante. *Bulletin de la Société entomologique de France*, **120**(2), 121–127.
- Rollin, Orianne, Bretagnolle, Vincent, Decourtye, Axel, Aptel, Jean, Michel, Nadia, Vaisière, Bernard E., & Henry, Mickaël. 2013. Differences of Floral Resource Use between Honey Bees and Wild Bees in an Intensive Farming System. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **179**(Oct.), 78–86.
- Salliou, Nicolas, Muradian, Roldan, & Barnaud, Cécile. 2019. Governance of Ecosystem Services in Agroecology: When Coordination Is Needed but Difficult to Achieve. *Sustainability*, **11**(4), 1158.
- Scott, John, & Marshall, Gordon. 2009. *A Dictionary of Sociology*. Oxford University Press.
- Siebert, John W. 1980. Beekeeping, Pollination, and Externalities in California Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, **62**(2), 165–171.
- Skevas, T., Oude Lansink, A. G. J. M., & Stefanou, S. E. 2013. Designing the Emerging EU Pesticide Policy: A Literature Review. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, **64–65**(Sept.), 95–103.
- Stefanic, I, Stefanic, E, Puskadija, Z, Kezic, N, & Grgic, Z. 2004. Beekeeping in the Republic of Croatia. *Bee World*, **85**(1), 19–21.
- Stokstad, Erik. 2007. The Case of the Empty Hives. *Science*, **316**(5827), 970–972.

- Vialatte, Aude, Barnaud, Cecile, Blanco, Julien, Ouin, Annie, Choisis, Jean-Philippe, Andrieu, Emilie, Sheeren, David, Ladet, Sylvie, Deconchat, Marc, Clément, Floriane, Esquerré, Diane, & Sirami, Clelia. 2019. A Conceptual Framework for the Governance of Multiple Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology*, **34**(7), 1653–1673.
- Wang, Li, Liu, Qiuxia, Dong, Xiaoyan, Liu, Yi, & Lu, Jianwei. 2019. Herbicide and Nitrogen Rate Effects on Weed Suppression, N Uptake, Use Efficiency and Yield in Winter Oilseed Rape (*Brassica Napus* L.). *Global Ecology and Conservation*, **17**(Jan.), e00529.
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Shore, R. F., Heard, M. S., Pereira, M. G., Redhead, J., Ridding, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes, S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure, C., Edwards, M., Genersch, E., Knäbe, S., & Pywell, R. F. 2017. Country-Specific Effects of Neonicotinoid Pesticides on Honey Bees and Wild Bees. *Science*, **356**(6345), 1393–1395.
- Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J. C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J. M., & Pywell, R. F. 2019. Meta-Analysis Reveals That Pollinator Functional Diversity and Abundance Enhance Crop Pollination and Yield. *Nature Communications*, **10**(1), 1481.



Adrien Berquer – Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre

Chapitre IV

Bees as an alternative to financial insurances? Bioeconomic answers

Faure J., Mouysset L., Gaba S.

Under review in Environmental Modeling and Assessment

Abstract

Risks to pollinated crops are one of the greatest concerns for farmers and more generally for food production. While the environmental impact of current financial instruments such as crop insurance is debated, some have suggested introducing insurance based on natural capital to cope with risk. For insect-pollinated crops, bees are ideal candidates for natural insurance, as they impact agricultural production through the service of pollination. The aim of this study was to assess the effectiveness of bees – domestic and wild – to cope with risk while ensuring better ecological performance. To this end, we developed a bioeconomic model in which different scenarios based on a farmer's land use, pesticide use and choice of insurance instrument were simulated in an environmental risk context related to pests and pollinators. Three types of instruments were studied: financial insurance, domestic bee-related insurance and wild bee-related insurance. We analyzed the effects of each instrument on production decisions and their economic and ecological attractiveness. We also examined the relationships between instruments to identify if nature-based instruments are more effective when replacing financial instruments or coexisting with them. The results found that, like financial insurance, bee-related insurance results in a moral hazard problem that can challenge environmental performance by compensating risk-taking behavior by farmers (i.e. intensifying agricultural production). While the findings showed that the wild bee instrument had positive effects, it was too costly to be widely adopted and would require financial support such as subsidies. Generally, bee-related instruments were more effective as a complement to (ecological for wild bees and economic for domestic bees) rather than a substitute for financial insurance.

1 Introduction

Today, 70% of the world's crops depend on pollination (in Europe, the figure is more than 80%), a proportion that is increasing each year (Klein *et al.*, 2007), and such proportion tends to increase each year (Aizen *et al.*, 2008). These crops can be at risk from pests, weather, price instability and, above all, unstable pollination (Hardaker, 2004; Steffan-Dewenter *et al.*, 2005; Savary *et al.*, 2019). Indeed, it has been shown that yields of pollinated crops are more unstable than non-pollinated yields (Garibaldi *et al.*, 2011a). To cope with these threats, traditionally, risk-averse farmers have adapted their production inputs : e.g. by diversifying crops, by growing crops with the greatest yield stability or by using pesticides (Hardaker, 2004). These actions have the aim of reducing potential income loss (Ehrlich & Becker, 1972). Another strategy is to externalize risk on an insurance market, with a financial insurance (Meuwissen *et al.*, 2018). However, when they are covered by financial insurance, farmers may adjust their productive strategy, leading to the classic moral hazard problem of increasing risk since losses are compensated (Ramaswami, 1993; Wu *et al.*, 2020). Specifically, if farmers have crop insurance, they may reduce crop diversity (Baumgärtner & Quaas, 2008; Wu, 1999). In this way, crop insurance may have detrimental impacts on the environment, leading to simplification of the landscape (Wu, 1999; Goodwin & Smith, 2003), which negatively impacts farmland biodiversity. Equally, crop insurance can damage from pesticide use at the extensive margin (i.e. an increase in the total quantity of pesticides) (Horowitz & Lichtenberg, 1994; Wu, 1999; Chang & Mishra, 2012; Möhring *et al.*, 2020), which negatively impacts soils, insects, water quality, human health, etc. Faced with these ecological concerns, designing new risk-mitigation instruments with better ecological performance and similar economic risk management is an ongoing imperative.

To deal with this challenge, some theoretical and empirical studies have highlighted the potential of using nature-based solutions as insurance (Hooper *et al.*, 2005; Di Falco & Chavas, 2006; Baumgärtner, 2007; Isbell *et al.*, 2009). Natural insurance concept is based on elements of natural capital whose function mitigates the influence of uncertainty on the farmer's welfare (Zweifel & Eisen, 2012; Quaas *et al.*, 2019). There is evidence that biodiversity can reduce risk exposure (Di Falco & Perrings, 2005; Aizen *et al.*, 2008; Finger & Buchmann, 2015; Schaub *et al.*, 2020). First of all, natural capital contributes incontestably to agricultural production and secures a certain income level (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). It thus reduces the downside production risk which concerns farmers more than the upside variation (Bocquého *et al.*, 2014). In addition, biodiversity can insure ecosystems against functional decline because a greater number of species provides greater guarantees that some will maintain ecosystem function even if others fail (Yachi & Loreau, 1999). In this context, adopting forms of natural insurance may allow farmers to mitigate risk without destroying natural capital (Di Falco & Chavas, 2006; Baumgärtner, 2007).

For pollinated crops, bees are crucial contributors of this service and thus to crop production (Potts *et al.*, 2016; Woodcock *et al.*, 2019). If we consider risk as the probability of low income for a farmer¹, both managed and unmanaged pollinators can be considered as

¹ Up to now, studies on natural insurance focused on income fluctuation mitigation only, without considering the lower tail of yield distribution (e.g. Baumgärtner & Quaas, 2008). Nevertheless, losses are a major concern for farmers (Bocquého *et al.*, 2014), and it is essential to focus on downside risks to assess

natural insurance. Managed (or domestic) pollinators are mainly honeybees (*Apis mellifera*) bred by beekeepers, which set up beehives close to farmers' fields and harvest the honey. In pollinating crops, domestic bees ensure a minimal yield which could be much lower without their presence (James *et al.*, 2008; Potts *et al.*, 2016). Thus, by supplementing the service of wild pollinators, which is uncertain, they could serve as a type of insurance (Breeze *et al.*, 2011). Unmanaged pollinators are mainly wild bees: with more than 20,000 species, they are the dominant pollinators worldwide (Potts *et al.*, 2016). They contribute significantly to agricultural yields through their abundance, but also their diversity (Brittain *et al.*, 2013; Garibaldi *et al.*, 2016; Perrot *et al.*, 2018; Woodcock *et al.*, 2019); some studies report that wild bee diversity stabilizes agricultural yields (Garibaldi *et al.*, 2011b). By affecting mean crop yield (domestic and wild bees) and variability in production (wild bees), bees might prove a promising type of natural insurance.

Yet similar to the moral hazard effects of financial insurance, nature-based insurance might affect a farmer's production strategy. Moral hazard occurs when insured agents undertake actions that change the probability of loss relative to what the losses might be if the agent were uninsured (Wu *et al.*, 2020). Concerning natural insurance, pecuniary losses are not directly harmful for the insurer (i.e. natural capital, here bees). However, the drivers of losses (i.e. production inputs) can impact natural capital through physical effects. This 'indirect' moral hazard is not documented for natural insurance, but it is reasonable to expect that adopting bee-based insurance would require changes in production inputs (Marini *et al.*, 2015; Kleczkowski *et al.*, 2017; Ferrier, 2018; Catarino *et al.*, 2019) such as pesticide use and crop allocation (Bareille & Letort, 2018), which are two crucial determinants of bee populations (Potts *et al.*, 2016). On the one hand, the risk-mitigation efficiency of these nature-based solutions relies directly on the abundance of honeybees and wild bees. Consequently, systems relying on this type of insurance would be expected to be environmentally friendly: i.e. low pesticide use and the presence of semi-natural habitats (Potts *et al.*, 2016). On the other hand, by mitigating risk, bee-based insurance might lead to the same risk-taking behavior as financial insurance – behavior that often results in landscape simplification (Wu, 1999; Bareille & Letort, 2018). Hence, a farmer's choice concerning land use is not easily predictable. In addition, increasing the semi-natural habitat area at the expense of field crops might conflict with economic motivations. In this context, the coexistence of financial and natural insurance is not a trivial problem. To explore these issues, this study sought to assess the effectiveness of bees as natural insurance to cope with risk while ensuring better ecological performance, either as a complement or substitute to financial insurance when both coexist.

In a step-by-step process, we first independently analyzed the effects of each insurance instrument on production inputs and economic outcomes. Then we investigated the instruments in pairs to grasp relationships between instruments. Finally, we performed a simulated decision analysis using realistic portfolios to assess their effects on the environment. To do this, we developed a bioeconomic model in which, in its most basic form, a farmer chooses his/her production inputs : land use and pesticide use. These inputs affect wild and domestic bee abundance. In turn, the bees impact agricultural production through the service of pollination. This model takes place in an environmental risk context related to pests and pol-

the economic efficiency of natural insurance.

ination. We then expanded this basic model with additional financial and natural insurance instruments. One way in which farmers can cope with risk is financial crop insurance (FIN). Concerning natural insurance, we distinguished between two instruments due to the difference between wild and domestic bees in the risk-mitigation mechanism (the former impact the mean and variability of yields, while the latter only the mean). The first instrument is based on domestic bees (DOM) and relies on a payment-for-pollination service. The second is related to wild bees (WILD) and relies on effort to adopt pollinator-supporting practices (e.g. flower strips in fields).

2 Material and methods

1 Modeling context

We modeled a typical European intensive farmland cultivated mainly with cereals, oil crops and grasslands (Bretagnolle *et al.*, 2018). In these landscapes, the proportion of field crops is growing at the expense of meadows and other semi-natural habitats, despite the critical role of the latter for the maintenance of biodiversity (?). This is particularly the case for oilseed crops over the last three decades: for example, rapeseed production has increased threefold in France since 1993 (Terres Univia, 2018). We focused on two land uses that can replace each other: oilseed rape and grasslands.

2 Economic model

In our model, a farmer can grow two crop types, normalized to 1 ha in the following description. First, oilseed rape (OSR) with a proportion of $x_{OSR} \in [0, 1]$, which is a mass-flowering crop dependent on insect pollination, highly valued on the market but with lower biodiversity than grasslands. Second, grasslands with a proportion of $1 - x_{OSR} \in [0, 1]$, which are less valuable to the farmer but are similar to semi-natural habitats and compatible with wild bee nesting, in contrast to oilseed rape (Bretagnolle & Gaba, 2015). The farmer chooses the pesticide use rate $x_{PEST} \in [0, 1]$ – these are spread only on oilseed rape fields.

The variable oilseed yield was assumed to rely on both pollination and pesticide use, together accounting for more than 60% of the average yield (Zhang *et al.*, 2017; Perrot *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019). In accordance with empirical studies, oilseed rape yield was assumed to be impacted by two main risks, related to pollination service variability (Garibaldi *et al.*, 2011a,b, 2013; Winfree & Kremen, 2009) and pest uncertainty (Zhang *et al.*, 2017). While the former is related to pollen limitation – which may be a consequence of changes in pollinator abundance, diversity and identity (Harder & Aizen, 2010) – the latter is caused by inter-annual variability in pest populations. We assumed that these two risks were independently distributed (Bartomeus *et al.*, 2015). For the sake of simplicity, we did not include economic and weather² risks in the production and decision models.

²The weather risk is implicitly included, at least partially, in pest and pollination risks

Consistent with the literature, variability in pollination service can be decreased by flower-visitor richness, by virtue of complementarity and specialization among species (Klein, 2009; Garibaldi *et al.*, 2011b, 2013). Hence, wild bee diversity reduced yield variability, whereas domestic bees had no impact on this. Pesticides were also assumed to be a risk-decreasing instrument for farmers³ (Feder, 1979). Thus, the OSR yield and production functions were calculated respectively by:

$$\mathcal{Y}_{OSR}(\cdot) = \bar{\mathcal{Y}}_{OSR}(x_{PEST}, N_w, N_d) + \varepsilon(N_w) + \theta(x_{PEST}) \quad (\text{IV.1})$$

$$F_{OSR}(\cdot) = x_{OSR} \mathcal{Y}_{OSR}(x_{PEST}, N_w, N_d) \quad (\text{IV.2})$$

The yield followed an extended Just-Pope production function (Just & Pope, 1979) with one certain part $\bar{\mathcal{Y}}_{OSR}$ and two risky parts related to pollination variability (ε) and pest uncertainty (θ). As in Faure *et al.* (under review) and Montoya *et al.* (2019), $\bar{\mathcal{Y}}_{OSR}$ followed an additive form with three yield components (N_d and N_w being domestic and wild bee populations) (Eq.??) : the pesticide-dependent part (Eq.??), the bee-dependent part (Eq.??), and the part independent of the previous two. Pesticide use and bees presented decreasing returns to scale to increase yield⁴. The two risky parts both followed zero-mean normal distributions (Eq.?? and ??), which we assumed the farmer had perfect knowledge of. Wild bee diversity (directly related to N_w) and pesticides had decreasing return to scale for reducing risk, signifying for standard deviations (σ_ε related to pollination service and σ_θ related to pests) that $\sigma'_\varepsilon(\cdot) \leq 0$, $\sigma'_\theta(\cdot) \leq 0$, and $\sigma''_\varepsilon(\cdot) \geq 0$, $\sigma''_\theta(\cdot) \geq 0$ (Eq.?? and Eq.??).

The grassland output F_G was based on a Cobb–Douglas production function, with solely grassland area ($1 - x_1$) as a factor of production (Eq.??). Production was independent from pollination because of interannual sowing.

The risky income of the farmer was calculated by:

$$I(\cdot) = p_{OSR} F_{OSR}(x_{OSR}, x_{PEST}, N_d, N_w) + p_G F_G(x_{OSR}) - C(x_{OSR}, x_{PEST}) + \sum_k \Psi_k(\cdot) \quad (\text{IV.3})$$

with $k \in \{\text{FIN}, \text{DOM}, \text{WILD}\}$

where p_{OSR} and p_G were prices of oilseed rape and grassland output respectively, the farmer being assumed price-taker. C was the input cost function assumed to be linearly dependent of the farmer's input choices (Eq.??). Ψ was an additional revenue/cost function

³This has long been debated (see e.g. Horowitz & Lichtenberg (1994); Möhring *et al.* (2020)); however, for highly pest-sensitive crops such as OSR, this assumption seems realistic (Zhang *et al.*, 2017).

⁴The functional form of the OSR production function implies that pesticides and bees are substitutes to increase and stabilize OSR yield. This assumption has been verified empirically (Deguines *et al.*, 2014).

whose value was determined by the farmer's choice of the level of adoption of a given instrument for risk mitigation (FIN for financial insurance, DOM for domestic bee instrument and WILD for wild bee instrument: see next section).

Furthermore, we assumed that ε and θ were independently ($\text{Cov}(\varepsilon, \theta) = 0$) and normally distributed. Hence, the income of farmer i was also normally distributed.

We assumed that the farmer is risk-averse and that his/her utility function followed constant absolute risk aversion. These two characteristics are the most common among European farmers (Iyer *et al.*, 2020). The Bernoulli utility $u(I)$ was calculated by:

$$u(I) = \frac{1 - e^{-\gamma I}}{\gamma} \quad \text{with } \gamma > 0 \quad (\text{IV.4})$$

where γ was the coefficient of the farmer's risk aversion.

3 Bee abundance and bee diversity

Wild bee abundance $N_w \in [0, 1]$ was linearly correlated with the proportion of grassland ($1 - x_{OSR}$). This was negatively impacted by the total quantity of pesticides $x_{OSR}x_{PEST}$ (Potts *et al.*, 2016) through a concave damage function \mathcal{D} (Wintermantel *et al.*, 2020; Chambers *et al.*, 2019) (Eq.??). We assumed that resources were unlimited in the landscape, so there was no direct competition for resources between wild and domestic bees (the abundance of each was independent).

Wild bee abundance was positively impacted by the effort x_{WILD} of adopting pollinator-supporting practices (PSP, see next section) through a linear PSP effect function \mathcal{E} (Eq.??). The abundance was calculated by:

$$N_w(\cdot) = k_w(1 - x_{OSR})\mathcal{D}(x_{OSR}, x_{PEST})\mathcal{E}(x_{WILD}) \quad (\text{IV.5})$$

k_w was the nesting capacity of grasslands for wild pollinators. The wild bee diversity index was calculated by :

$$\lambda(\cdot) = [N_w]^s \quad (\text{IV.6})$$

where $s < 1$ was a parameter linking the wild bee population and its species richness (Siemann *et al.*, 1999).

Domestic bee abundance $N_d \in [0, 1]$ varied with the number of beehives x_{DOM} in the farmer's fields, and was negatively impacted by pesticides through the same damage function \mathcal{D} (Eq.??). Domestic bee abundance was calculated by:

$$N_d(\cdot) = \frac{x_{DOM}}{\bar{x}_{DOM}}\mathcal{D}(x_{OSR}, x_{PEST}) \quad (\text{IV.7})$$

4 Insurance instruments

As mentioned, we defined insurance as an action that mitigates the influence of uncertainty on the farmer's welfare (Zweifel & Eisen, 2012). In addition to coping with risk via production inputs, we modeled three insurance instruments to mitigate risk, presented below from the least to most nature-based. Depending on the scenario (see next section), the farmer could choose one or several instruments or use levels to cope with risk.

- Financial insurance (FIN) :

The farmer signs a contract with an insurance company under private law, specifying that the farmer will pay an insurance premium to the insurer whatever the oilseed rape yield, that is, whatever uncertainties may occur. In return, the farmer obtains a financial compensation from the insurer if the agricultural yield goes below a certain threshold⁵. The farmer chooses the fraction $x_{FIN} \in [0, 1]$ of oilseed rape field x_{OSR} that he/she wants to insure. Following the stylized model of crop insurance developed in (Quaas & Baumgärtner, 2008), the farmer pays/receives $x_{OSR}x_{FIN} (\mathbb{E}[I|\Psi = 0] - I)$ to/from the company as an actuarially fair insurance premium/compensation if the income I is above/below the mean income without the instrument⁶. Furthermore, the farmer pays the transaction costs of the insurance, under the standard deviation principle⁷ (Zweifel & Eisen, 2012), over and above the actuarially fair insurance premium $x_{OSR}x_{FIN}\rho\sqrt{\mathbb{V}[I|\Psi = 0]}$ where ρ is the parameter that describes how actuarially unfair the insurance contract is for the farmer (loading factor). Hence, the additional monetary transfer is the revenue minus the cost of contracting insurance:

$$\Psi_{FIN}(\cdot) = x_{OSR}x_{FIN} \left[(\mathbb{E}[I|\Psi = 0] - I) - \rho\sqrt{\mathbb{V}[I|\Psi = 0]} \right] \quad (\text{IV.8})$$

- Domestic bee-related instrument (DOM) :

The farmer contracts with a beekeeper and pays him/her for a pollination delivery service delivered by domestic bees. The more beehives, the greater the OSR yield (Eq.IV.1). The farmer chooses the number of beehives $x_{DOM} \in [0, \bar{x}_{DOM}]$, which are set up next to the OSR fields. We assumed that there is a maximal beehive capacity per hectare \bar{x}_{DOM} , beyond which adding more hives does not improve OSR production. The farmer pays each beehive at the price ξ . Formally, the farmer pays :

$$\Psi_{DOM}(\cdot) = x_{OSR}\xi x_{DOM} \quad (\text{IV.9})$$

- Wild bee-related instrument (WILD) : The farmer adopts in-field pollinator-supporting practices in order to increase pollinator richness: for instance, flower strips. These types

⁵Various insurance schemes exist in EU and worldwide. Indemnity against perils are the most common insurances in Europe, these schemes adjust losses based on physical damage observations (Vroege & Finger, 2020). The farm-yield index insurances (modeled here) are non-specific indemnity insurances and are used less and less. However, this type of insurance is one of the only schemes that integrate directly pollination and pest risks.

⁶The mean income without the instrument is noted $\mathbb{E}[I|\Psi = 0]$.

⁷The standard deviation is taken as that without FIN the instrument $\sqrt{\mathbb{V}[I|\Psi = 0]}$

of practices benefit wild bee abundance (Eq.IV.5), as showed by Albrecht *et al.* (2020); Zamorano *et al.* (2020). The pollinator-supporting practice effort level $x_{WILD} \in [0, 1]$ is chosen by the farmer, corresponding to the level of adoption of measures supporting pollinators. For example, this could be the area of flower strips sown on oilseed rape fields. The costs include fixed (mechanization) and variable (labor, planting, opportunity) costs (?). We assumed quadratic costs because cost variation is low for low effort levels (planting strips of 100 or 200 meters long linearly increases costs), but becomes very high beyond a threshold because of fixed and limiting factors such as labor or farm equipment. Formally, the farmer incurs:

$$\Psi_{WILD}(\cdot) = x_{OSR}\psi [x_{WILD}]^2 \quad (\text{IV.10})$$

where ψ is a constant related to PSP costs.

To sum up, the farmer has a number of means to cope with risk: market-related (FIN, DOM) vs self-related (land use and pesticide use, WILD), artificial (pesticides, FIN) vs natural (land use, DOM, WILD), financial (FIN) vs biophysical (land use and pesticide use, DOM, WILD).

5 Choice sets and scenarios

In the study, we used different sets of choices by farmers (associated with scenarios) to explore our questions. In the initial scenario *business as usual* (BAU) the farmer determines x_{OSR} and x_{PEST} in order to maximize his/her von Neumann-Morgenstern expected utility function without any other instrument ($x_{FIN} = x_{DOM} = x_{WILD} = 0$) :

$$\begin{aligned} & \max_X \{U = \mathbb{E}[u(I)]\} \quad (\text{IV.11}) \\ \text{s.t. } & \left\{ x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1], x_{FIN} = 0, x_{DOM} = 0, x_{WILD} = 0 \right. \end{aligned}$$

here, I is the agricultural income (Eq.IV.3) and u is the farmer's utility (Eq.IV.4). The respective generic mean and variance of income are μ_I and σ_I^2 (see Appendix 1, Eqs.A.1 and A.2 for detailed expressions). The following expected utility is obtained (Appendix 2) :

$$\mathbb{E}[u(I)] = \frac{1 - e^{-\gamma\mu_I + \frac{\gamma^2\sigma_I^2}{2}}}{\gamma} \quad (\text{IV.12})$$

The other scenarios retain the same program (Eq.IV.11), but with relaxed constraints. The Table A1 in Appendix 3 details the different constraints with respect to the scenarios.

6 Indicators

6.1 Risk measure

To measure the risk that a farmer copes with we used the traditional expected utility and the value-at-risk (VaR) index, widely used in finance and in some agricultural economics studies, (Manfredo & Leuthold, 1999; Schnitkey *et al.*, 2002; Vedenov & Barnett, 2004). For a given distribution of income I , the VaR at the $\alpha\%$ level was defined as a level of income VaR_α , such that:

$$Pr(I < VaR_\alpha) = \alpha \quad (\text{IV.13})$$

This can be estimated using the cumulative distribution function of I . In other words, VaR_α is the α -quantile of I , $1 - \alpha$ being the level of confidence accorded by the farmer. The 95% confidence interval is the most common confidence level chosen in VaR analysis (Manfredo & Leuthold, 1998). VaR is a downside risk index that captures extreme events that occur in the lower tail of the farmer's income distribution (Manfredo & Leuthold, 1999). Thus, an increase in VaR characterizes a decrease in risk. One interesting property of VaR is its sensitivity to both mean and variance of income: the α -quantile increases either with an increase in mean (translation of income distribution to the right), or with a decrease in variance (contraction of income distribution), implying lower risk exposure.

6.2 Input attractiveness

To assess the economic attractiveness of input i (OSR or pesticide use) with respect to the adoption of instrument k , we computed the change in i -marginal utility between the case with and without adoption of the instrument. For input i and the level of instrument k , this was calculated by:

$$\Delta_i^k MU(x_k) = \frac{\partial U(I)}{\partial x_i}(x_{OSR}^*, x_{PEST}^*, x_k) - \frac{\partial U(I)}{\partial x_i}(x_{OSR}^*, x_{PEST}^*, 0)$$

where x_i^* is the level of input i in the BAU scenario (i.e. without an instrument). $\Delta_i^k MU(x_k)$ can be seen as the potential amount of utility allowed by one unit of i , when x_k is adopted : thus it is related to economic attractiveness. Hence, if ΔMU_i^k is positive (or negative), adopting k increases (or decreases) economic attractiveness and thus the use of i , making them complements (or substitutes). Since the utility relies on a mean-variance criterion (Eq.A.6), we separated the mean effect from the variance effect to make the changes in ΔMU_i^k explicit. We concretely computed the changes in i -marginal mean ΔMM_i^k and i -marginal variance ΔMV_i^k ($\Delta MU_i^k = \Delta MM_i^k + \Delta MV_i^k$) with respect to the adoption of k .

7 Parameter calibration and optimum computation

We used parameter values from the literature for model calibration (Suppl. Mat. 2), in particular a dataset from the LTSER Zone Atelier Plaine & Val de Sevre⁸ for parameters related to OSR pollination and production (Catarino *et al.*, 2019; Perrot *et al.*, 2018). We calibrated instrument costs with those found in the literature, but given the high range of values, we made a discrete sensitivity analysis on costs using extreme values of costs. In all scenarios the decision problem can be solved as a mean-variance criterion (Appendix 4). The optimal values are determined by numerical optimization using *optim* function in “stats” package in R v3.4.4 (R Core Team, 2018).

3 Results

1 The impact of insurance instruments on production inputs and the environment

The simulations in Fig. 1 present how farmers optimized their production inputs when they adopted each insurance instrument. The first observation is that all instruments affected the production strategy. The second is that these production changes affected both land use and pesticide use.

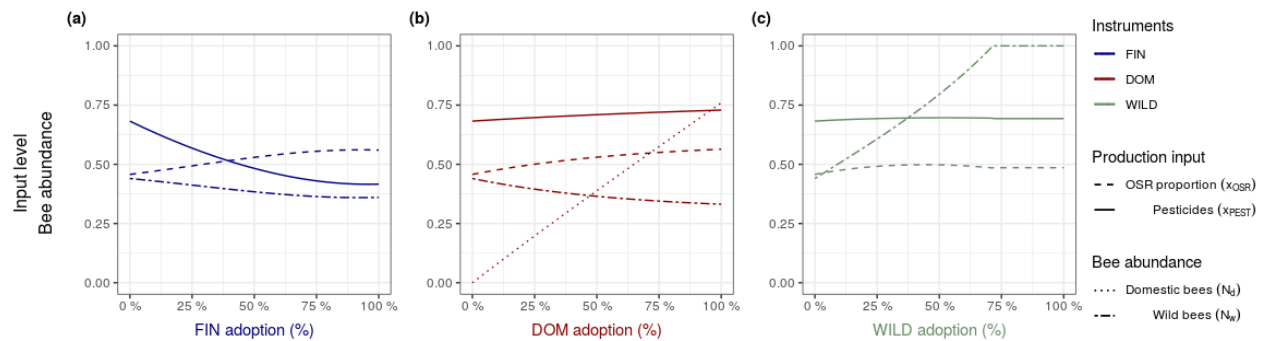


FIGURE IV.1: **Production input and ecological consequences.** Production input levels based on the proportion of oilseed rape (OSR) (dashed line) and pesticide use (solid line) and the corresponding wild bee abundance (dot-dashed line) and domestic bee abundance (dotted line) with respect to the adoption of the FIN (a), DOM (b) or WILD (c) insurance instruments, by percentage of the level of adoption.

The three instruments had similar impacts on oilseed rape proportion in that they increased this, but only very slightly for the WILD instrument. However, the impact on pesticide use differed: consistent with our assumption FIN decreased the use of pesticides

⁸Zone Atelier Plaine & Val de Sevre, located in the region of Poitou-Charentes in western France, is one of 14 sites in the French network of Long-Term Social-Ecological Research (LTSER) field workshops established by the CNRS Institute of Ecology and the Environment (Bretagnolle *et al.*, 2018).

(Fig. IV.1a) while nature-based insurance called either for a slight increase (DOM) or almost unchanged (WILD) pesticide use at the intensive margin (Fig. IV.1b,c). Hence, regarding pesticide use, surprisingly, nature-based instruments resulted in more production intensification than the financial instrument.

Despite similar trends for productive changes for the two nature-based instruments, the consequences on biodiversity were contrasting: wild bees decreased with DOM and increased with WILD. In other words, WILD is favorable for wild pollinators, while when all effects are combined, DOM results in higher agricultural intensification than WILD.

This analysis confirmed differences between financial and nature-based insurance depending on input changes. However, the changes resulting from nature-based insurance were counterintuitive as they allowed intensification via an increase in both oilseed rape proportion and pesticides.

2 Economic motivation for productive changes

Next, we aimed to understand the economic motivations underlying the agricultural intensification allowed by the insurance instruments identified in the previous section. Fig. IV.2 depicts the economic attractiveness of each input (oilseed rape proportion or pesticide use) with respect to insurance instruments by presenting each input's marginal utility potential ΔMU , marginal mean income potential ΔMM and marginal variance-related potential ΔMV , with respect to each instrument (FIN, DOM, WILD) and adoption level.

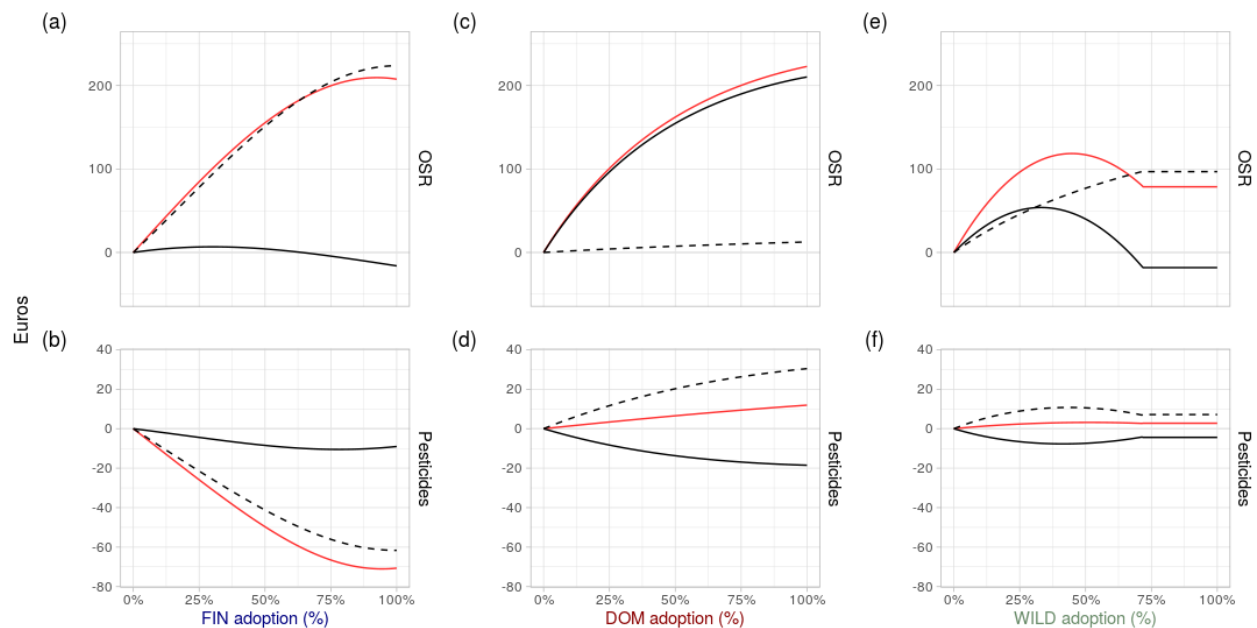


FIGURE IV.2: **Economic motivation for productive changes.** For each instrument (FIN, DOM, WILD) and for each production input (OSR proportion and pesticide use), we calculated the potential for raising: marginal utility (ΔMU red solid line), marginal mean (ΔMM black solid line) and marginal variance (ΔMV black dashed line).

Fig. IV.2a,b confirm that FIN generates an increase in oilseed rape attractiveness and a decrease in pesticide attractiveness (ΔMU increases with FIN for oilseed rape and decreases with FIN for pesticides). Hence, FIN complements oilseed crops but substitutes for pesticides. Both relationships are mainly driven by variance since ΔMV strongly increases with FIN for oilseed rape and strongly decreases with FIN for pesticides, while ΔMM is almost unchanged. As FIN stabilizes production, this instrument increases oilseed rape proportion and makes pesticides less necessary since they share the same risk-mitigation role.

Fig. IV.2c,d,e,f indicate that DOM and WILD generate an overall increase in oilseed rape and pesticide attractiveness (ΔMU increases with DOM and WILD, except for OSR when effort levels for WILD are too high). Hence, the nature-based instruments complement both oilseed crops and pesticide use. The attractiveness of oilseed rape is driven by the mean for both instruments (ΔMM increase in Fig. IV.2c,e), and is enhanced by variance for WILD (since ΔMV strictly increases in Fig. IV.2e). In short, unsurprisingly, DOM and WILD increase productivity, which allows an increase in oilseed yield. In the case of WILD, this relationship is enhanced by more stability in oilseed production, but is also mitigated by a reduction of oilseed rape profitability when the effort level is too high. Pesticide complementarity is driven by both mean and variance for DOM and WILD (ΔMV increases and ΔMM decreases in Fig. IV.2d,f), but the variance exceeds the mean. Essentially, adopting DOM or WILD makes pesticides less profitable due to bee mortality (related to mean), but this effect is exceeded by the stability pesticides provide for oilseed crops (related to variance). Our sensitivity analysis (Suppl. Mat. 3, Fig. S1) shows that this result is robust whatever the intensity of pesticide damage.

This analysis highlights different economic mechanisms driving intensification in the two types of nature-based insurance. While they increase the attractiveness of oilseed rape, the additional production risk taken by adopting bee-related instruments necessitates pesticides. WILD is of special interest since it synergistically increased oilseed rape productivity (like DOM) and stability (like FIN). However, these two increases were weak. The results showed that DOM presented greater productivity enhancement than WILD; however, unlike FIN, it did not stabilize crops enough to avoid pesticides. These impacts on production inputs and their economic drivers, combined with the instrument's own mechanisms, act on the overall economic attractiveness of each instrument.

3 The attractiveness of insurance instruments

Fig. IV.3 depicts the overall attractiveness of each insurance instrument. These figures represent the economic consequences of each instrument on risk-mitigation indexes: value-at-risk, mean income and variability. Understanding productive changes and their economic drivers helps to interpret the overall economic effects of each insurance instrument as the latter combine instrument effects (financial for FIN, ecological for DOM and WILD) and productive effects.

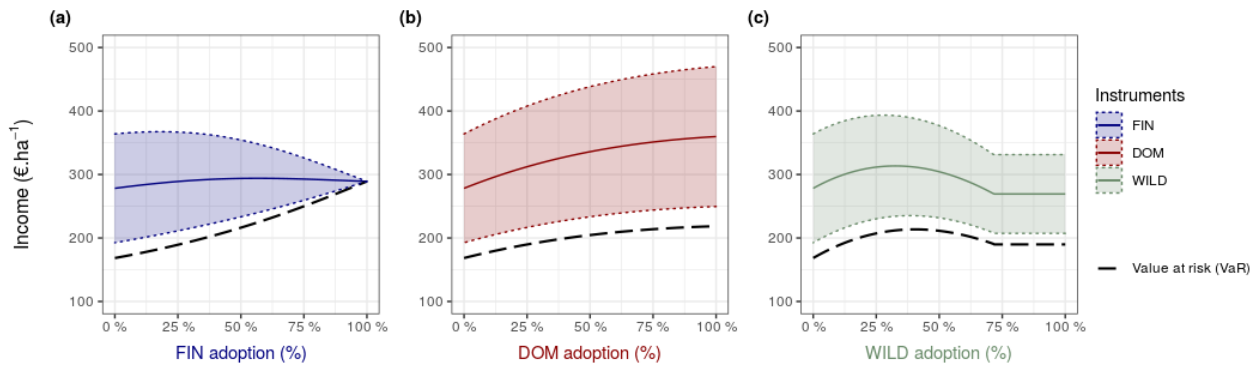


FIGURE IV.3: **Economic attractiveness.** Value-at-risk (black dashed line) represented for each instrument. The mean income (solid line) plus standard deviation (dotted lines) was plotted for the adoption of FIN (a), DOM (b) and WILD (c) instruments, by percentage of the level of adoption.

Fig. IV.3a depicts the overall economic effect of adopting FIN: this is generally positive for mean income and negative for variability, resulting in stronger risk-mitigation efficiency than expected without productive changes. In other words, when adopting FIN, farmers adjust their productive strategy (as depicted in Fig. IV.1) as this type of insurance fully offsets and exceeds the cost of FIN while retaining an advantage in income variability. With this double benefit on income mean and variability, taking into account productive changes resulting from FIN alongside the expected financial effect highlights the particularly high efficiency of FIN to cope with agricultural risk (as testified by the strong VaR increase in Fig. IV.3a).

Fig. IV.3b presents the overall economic effect of adopting DOM: beehive rental positively impacts mean income, but negatively impacts variability. In other words, when farmers rent beehives, they adjust their productive strategy (as depicted in Fig. IV.1) to reinforce the average benefit of DOM despite an increase of income variability. Considering productive changes thus confirms that the attractiveness of DOM relies on mean income, in a stronger way than expected, and is associated with a disadvantage in income variability. However, Fig. IV.3b shows that this latter effect is not strong enough to cancel out the benefits of bee rental on risk mitigation (VaR increase in Fig. IV.3b).

Fig. IV.3c presents the overall economic effect of adopting pollinator-supporting practices: mean income rises with effort up to a threshold (30%) and then falls to reach a plateau, while variability strictly but slightly decreases with effort. In other words, when farmers adopt such practices, they adjust their productive strategy (as depicted in Fig. IV.1) to maximize the benefits of wild bees on mean income, but beyond 35% of effort, the costs exceed the benefits. They also adjust their productive strategy to benefit from wild bee diversity, which increases yield stability. Considering these productive changes thus confirms that the attractiveness of WILD relies on both a mean increase in income and a decrease in income variability, but this was stronger than expected for the former. However, at effort levels that are too high, the instrument becomes unattractive due to a combination of too costly pollinator-supporting practices (proof in Appendix 5).

Hence, while all three instruments were able to mitigate economic risk, the financial instrument remained the most attractive in this regard (i.e. presented the highest VaR). More specifically, financial insurance had a double benefit on mean income and variability. The WILD instrument also presented this double benefit, but at effort levels that are too high this was canceled out by high costs. The DOM instrument was double-edged because it was very profitable on average, but also very risky. This analysis highlighted two drivers of attractiveness (stability and profitability) with different magnitudes. More specifically, WILD and FIN on one side, and WILD and DOM on the other, exhibit the same drivers of economic attractiveness and might compete when coexisting in decision-making. In contrast, with different drivers, FIN and DOM might appear as complementary. In the next stage of the study, we aimed to explore the relationships between instruments under budgetary constraints.

4 Relationships between financial and natural instruments

Fig. IV.4 depicts the relationship of instruments when two instruments were used together. In Fig. IV.4a we observe a complementary relationship between FIN and DOM. This directly emerges from the complementary attractiveness of FIN and DOM (FIN raised stability while DOM raised productivity). This relationship was, however, cost-dependent and occurred only with a higher cost of DOM. When DOM was medium or low cost, its adoption was already at its maximum even for small levels of FIN. This characterizes the case of our calibration set. In Fig. IV.4b,c, we observe that DOM and WILD are partial substitutes for each other (the adoption of WILD decreases when DOM is adopted, Fig. IV.4b) and that WILD and FIN are partial substitutes for each other (the adoption of FIN decreases when WILD is adopted, Fig. IV.4c). The double substitution capacity of WILD is the result of the dual impact of WILD on both mean and variance, which are respectively impacted by DOM (raising productivity) and FIN (raising stability).

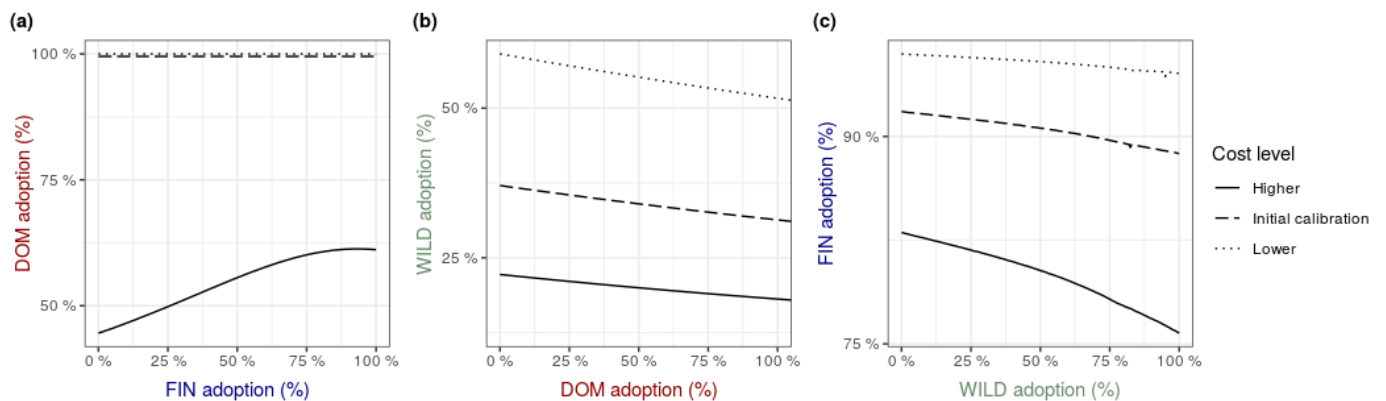


FIGURE IV.4: **Relationships between insurance instruments according to instrument costs.** Instrument adoption levels in scenarios in which two instruments were used: FINxDOM (a), DOMxWILD (b) and FINxWILD (c). In addition to the initial cost calibration (dashed line), higher (solid line) and lower (dotted line) cost levels were tested.

5 Optimal portfolio and environmental consequences

Fig. IV.5a,b present the optimal choice set (instrument and input levels) as well as wild bee indicators in FIN (a) and natural insurance (INS) (b) scenarios. We observe that in the FIN scenario, farmers are covered for approximately 90% of OSR crops. The introduction of nature-based insurance (INS) does not impact the adoption of FIN, but DOM is conjointly widely adopted (100%), while WILD is poorly adopted (only 10%). In other words, the risk of variability is managed by FIN, while productivity risk is managed by DOM. This portfolio arises directly from relationships between instruments and their costs. In our calibration set, where WILD is expensive, this instrument is weakly used. Due to its substitution capacity (highlighted in Fig. IV.4b), DOM is highly used. Since DOM has a complementary relationship with FIN (Fig. IV.4a), the latter remains highly used. It is interesting to note that this portfolio results in a decline in wild pollinators regarding both abundance and diversity. In short, introducing natural insurance at this cost set leads to a synergistic effect with financial insurance and reinforces the moral hazard regarding intensification and wild biodiversity.

Fig. IV.5c,d explore INS scenario with lower costs for WILD (two times (c) and four times (d) lower). We observe an unchanged strategy concerning FIN and DOM as well as production inputs. However, the level of adoption of WILD increases (up to 20% if the cost is two times lower and 35% if four times lower). This increases wild pollinator health compared to INS, and even exceeds the level in FIN when the cost of WILD is four times lower. Yet the value of FIN and DOM for farmers is such that adopting WILD cannot surpass their respective functions. To conclude, natural insurance can be an interesting bioeconomic complement to financial insurance as long as the cost of pollinator-supporting practices is not too high.

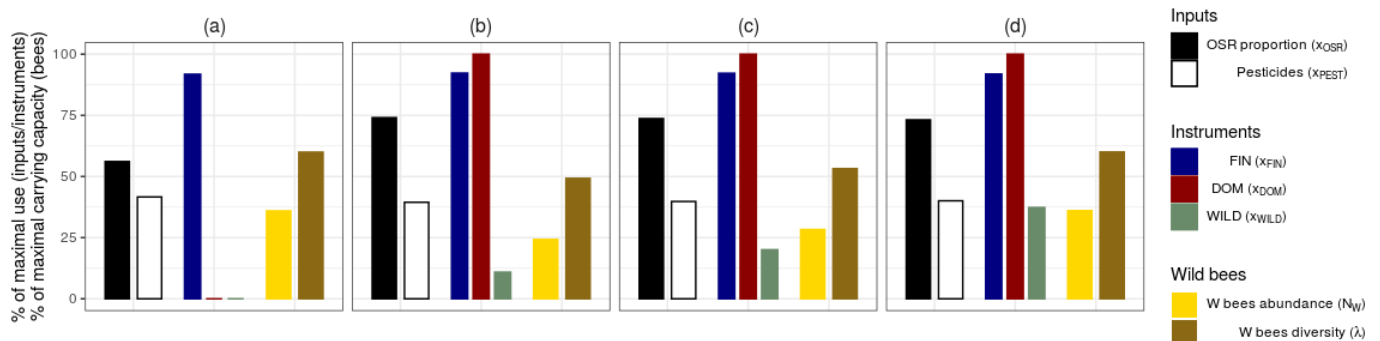


FIGURE IV.5: **Optimal portfolio.** Levels of production inputs (OSR proportion in black and pesticide use in white), risk-mitigation instruments (FIN in blue, DOM in red and WILD in green) and ecological elements (wild bee abundance in yellow and diversity in brown) for the (a) FIN scenario (financial insurance), (b) INS scenario (natural insurance); (c) and (d) are the INS scenario with a cost of WILD divided by two (c) and four (d).

4 Discussion and conclusions

Bee-based insurance complements crop insurance

The bioeconomic model we developed to investigate nature-based insurance as a sustainable alternative to financial insurance is valuable in modeling a concrete case of the use of natural insurance. To our knowledge, previous research on natural insurance has mainly been theoretical (Baumgärtner, 2007; Baumgärtner & Quaas, 2008; Quaas & Baumgärtner, 2008; Augeraud-Véron *et al.*, 2019; Quaas *et al.*, 2019). The results from our calibrated case study show opportunities for natural insurances to replace existing financial insurances, as well as difficulties arising from poor efficiency and associated costs.

First, the simulations demonstrated that, like financial insurance, counterintuitively, bee-related insurance can result in a detrimental 'indirect' moral hazard, as both cause agricultural intensification through an increase in pesticide use and a decrease in semi-natural habitats. Despite this intensification, the overall effect on wild bees might remain positive when natural insurance is based on wild bees (in-field practices to maintain wild pollinators allow this without external semi-natural habitats). Thus, the WILD type of natural insurance appears an interesting ecological complement to financial insurance. In contrast, the findings indicated that natural insurance relying on domestic bees is detrimental for wild biodiversity, but serves as an economic complement to financial insurance.

The results also showed that the instrument based on wild bees has particular interest in that it plays the same role of stability as the financial instrument and the same role of productivity as the domestic bee instrument. Yet the findings also highlight that the WILD natural instrument is associated with high costs, resulting in low efficiency to cope with risk compared to financial insurance. In other words, substituting financial with natural insurance necessitates intensive financial input for pollinator-supporting practices in order to increase competitiveness.

Moral hazard with natural insurance

Somewhat surprisingly, the simulations showed that nature-based insurance presented lower environmental performance than expected: their use in fact led to production intensification. The results indicated that relying on domestic bees led to landscape simplification. We posit that the presence of domestic bees allows farmers to do without wild bees and the associated need to maintain landscape complexity: this perverse effect has been addressed by some authors (Kleczkowski *et al.* (2017); Faure *et al.*, under review). This is consistent with observations regarding the substitution of grasslands with more profitable crops (?). It is also consistent with observations of farmers' reactions to an increase in pollination supply: they increase the acreage of pollinated crops (Rucker *et al.*, 2012; Ferrier, 2018; Lee *et al.*, 2019; ?; Narjes & Lippert, 2019). Similar to financial insurance, this is due to an 'indirect' moral hazard effect with common drivers: farmers opt for a more lucrative (i.e. intensive) and risky strategy because the additional risk is compensated by insurance (Ramaswami, 1993). However, while both financial and natural insurance lead to a reduction in semi-

natural habitats, this is lower with the wild-bee instrument. Indeed, since wild bee survival is dependent on agroecological infrastructure (including semi-natural habitats), farmers must maintain these in order to maximize the efficiency of this insurance instrument.

Concerning pesticides, another unexpected result was that bee-related insurance led to lower performance in pesticide reduction at the intensive margin than financial insurance. We posit that the lack of efficiency in stabilizing yields necessitates pesticides to cope with the additional risk caused by moral hazard. However, it should be noted that we did not model the pest mitigation effect of planting flower strips (WILD), which has been demonstrated in many studies (Albrecht *et al.* , 2020). It may be that planting these strips could further mitigate, or even reverse, the negative effects we found that WILD had on pesticide use.

These results show that it is crucial to take into account productive changes when evaluating the ecological performance of natural insurance – at least if the natural insurance in question mitigates uncertainty about ecosystem services related to agricultural production (biomass production, control of water run-off, control of pests and diseases, nitrogen fixation, soil regeneration, etc.). Another important conclusion is that the diversity of different types of natural insurance require defining generalized conditions for the emergence of moral hazard. For instance, leaving land fallow differs greatly from diversifying rotation in terms of relationships with other production inputs. Regardless of the type of natural insurance, moral hazard can be expected to mitigate the former’s ecological benefits if it (i) complements an environmentally adverse input (e.g. fertilizers, pesticides, fossil fuels) or (ii) substitutes for an environmentally friendly input (e.g. crop diversity, no-till practices). Taken together, the results of our study challenge the presumed environmental superiority of natural over financial insurance.

Perspectives for public policy

While our findings showed that financial and wild bee insurance can be substitutes from an economic point of view, they are complementary in terms of environmental performance. Financial insurance decreased pesticide at the intensive margin, while the wild bee instrument presented better ecological performance. Hence, in our model it was environmentally optimal to use both instruments in parallel. However, the natural instrument would have lower use because of high costs for the farmer, which serve as a brake to adoption (Olschewski *et al.* , 2006; Hanes *et al.* , 2015). Nevertheless, wild bees have a number of external benefits that were not taken into account in the cost computation (Wratten *et al.* , 2012; Hanley *et al.* , 2015): these include cultural value or contributing to the diversity and abundance of wild flowers and trees, for example. These benefits that our model did not take into consideration can represent a high percentage of the total economic value (Breeze *et al.* , 2015).

This would justify the consideration of an incentivizing policy that reduces costs while simultaneously internalizing benefits. A Pigouvian subsidy for pollinator-supporting practices would be a first-best solution (Baumgärtner & Quaas, 2010); however, our results show that increasing wild bee abundance can be very costly. This lack of cost-efficiency is partly due to the adverse effect of the reduction of semi-natural habitats (caused by the moral hazard effect).

Reducing the moral hazard effect leading to landscape simplification may increase the environmental performance of natural insurance and thus be a second-best solution (Ozanne, 2001). Lowering moral hazard entails reducing the farmer's incentive to adopt risk-taking behavior (Zweifel & Eisen, 2012). Here, two solutions are possible. The first is to make the Pigouvian subsidy for pollinator supporting practices conditional on a land use constraint. In the European Union, this is in line with current plans for conditional agricultural incentives in the reform of the Common Agricultural Policy post-2020 (European Commission, 2019). The second is to subsidize grasslands in order to avoid replacement of biodiversity-rich lands (grasslands) with more profitable but less rich crops (winter cereals and oil crops).

Limitations of the model and future directions

It is important to note that our results depend on our functional forms and calibration. In this respect they are instructive only in the trends they reveal, but not in their magnitudes. There are two main limitations due to lack of scientific knowledge: the first concerns our assumption of the high cost of pollinator-supporting practices. This was driven by the functional form (quadratic), which is consistent with literature on the adoption of such practices, at least in the short term (Garibaldi *et al.*, 2014; Blaauw & Isaacs, 2014; Pywell *et al.*, 2015; Delphia *et al.*, 2019). However, these studies are either based on very different cropping systems than ours. In addition, fixed costs can quadratically increase beyond a threshold due to limiting factors (farm equipment and labor) (?). In any case, we are confident that our assumption of high costs represents a reality in terms of farmers' behavior, as they are averse to such practices at the current time (Kleijn *et al.*, 2019). The second limitation concerns the functional form and calibration of the reduction of variability allowed by wild bees. To date, only Garibaldi *et al.* (2011b) synthesis (with 29 studies) has showed such a result and given realistic estimations of the relationships. We strongly encourage further ecological field studies to fill this knowledge gap.

The original model could be extended on many points. The first concerns the pest-mitigation effect of flower strips, as previously mentioned (Wratten *et al.*, 2012; Uyttenbroeck *et al.*, 2016). Many studies have shown that in-field practices such as flower strips provide biological pest control and naturally reduce pests (Albrecht *et al.*, 2020). Including these positive environmental 'side effects' could raise the environmental performance of the wild bee insurance, notably as regards pesticide use.

A further adaptation of the model could be to extend its production and decision-making sub-models, which did not include weather and economic risk instruments. In reality, farmers have a large choice of instruments and adopt 'farm-level' risk management (de Mey *et al.*, 2016). In this context, refining the risk modeling to fit with reality in the field would be an interesting perspective.

Conclusion

The simulations from the bioeconomic model we developed reveal that moral hazard may arise when farmers adopt natural insurance or, more generally, nature-based solutions. This may have the counterproductive effect of natural insurance resulting in more intensive agricultural production or, at least, reducing expected environmental performances. However, if nature-based solutions increase crop productivity or stability of industrial crops as oilseed rape or sunflower, this may encourage farmers to abandon less profitable lands, which often present higher biodiversity, and ultimately mitigate positive environmental effects.

5 Appendices

A.1 Appendix 1 : Expected values and variance of income for BAU and INS scenarios

The mean income and the variance of income are calculated respectively by :

$$\mathbb{E}[I] = \mu_I = p_{OSR}x_{OSR}\bar{Y}_{OSR} + p_G F_G - C - \rho x_{FIN} \sqrt{p_{OSR}^2 x_{OSR}^2 [\sigma_\epsilon^2 + \sigma_\theta^2]} - \xi x_{PPS} - \psi [x_{NIN}]^2 \quad (\text{A.1})$$

$$\mathbb{V}[I] = \sigma_I^2 = (1 - x_{FIN})^2 p_{OSR}^2 x_{OSR}^2 [\sigma_\epsilon^2 + \sigma_\theta^2] \quad (\text{A.2})$$

A.2 Appendix 2 : Expected utility analytic expression

We know that $I \rightsquigarrow \mathcal{N}(\mu_I, \sigma_I) \implies -\gamma I \rightsquigarrow \mathcal{N}(-\gamma\mu_I, \gamma^2\sigma_I)$. Furthermore, for any normally distributed random variable Z , e^Z follows a log-normal distribution of expected value $e^{m + \frac{s^2}{2}}$. Hence, when $\gamma \neq 0$,

$$\mathbb{E}[u] = \frac{1 - \mathbb{E}[e^{-\gamma I}]}{\gamma} = \frac{1 - e^{-\gamma\mu_I + \frac{\gamma^2\sigma_I^2}{2}}}{\gamma} \quad (\text{A.3})$$

A.3 Appendix 3 : Scenarios

Scenario	Choice set	Constraints
BAU	Production inputs only	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} = x_{DOM} = x_{WILD} = 0$
INS	All instruments	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} \in [0, 1], x_{DOM} \in [0, \bar{x}_{DOM}], x_{WILD} \in [0, 1]$
FIN	Production inputs and FIN	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} \in [0, 1], x_{DOM} = x_{WILD} = 0$
DOM	Production inputs and DOM	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} = x_{WILD} = 0, x_{DOM} \in [0, \bar{x}_{DOM}]$
WILD	Production inputs and WILD	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} = x_{DOM} = 0, x_{WILD} \in [0, 1]$
FINxDOM	Production inputs and FIN and DOM	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} \in [0, 1], x_{DOM} \in [0, \bar{x}_{DOM}], x_{WILD} = 0$
FINxWILD	Production inputs and FIN and WILD	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} \in [0, 1], x_{DOM} = 0, x_{WILD} \in [0, 1]$
DOMxWILD	Production inputs and DOM and WILD	$x_{OSR} \in [0, 1], x_{PEST} \in [0, 1],$ $x_{FIN} = 0, x_{DOM} \in [0, \bar{x}_{DOM}], x_{WILD} \in [0, 1]$

TABLEAU A.1: **Scenarios.** Presentation of scenarios and the associated constraints.

A.4 Appendix 4 : Farmer's effective decision

Any increasing transformation f of utility function represents the same preferences. Here, the quantity $\mu_I - \frac{\gamma\sigma_I^2}{2}$ is transformed by

$$f(x) = -e^{-\gamma x} \quad (\text{A.4})$$

which increases, along with and its reciprocal f^{-1} . Hence, we can maximize the following function, which represents the same preferences of $\mathbb{E}[u_i]$:

$$f^{-1}(u) = \mu_I - \frac{\gamma\sigma_I^2}{2} \tag{A.5}$$

So, with respective control variables and constraints for each scenario, the effective decision problem becomes a simple mean-variance criterion :

$$\begin{aligned} & \max\{\mu_I - \frac{\gamma\sigma_I^2}{2}\} \\ & \text{s.t. } \left\{ \begin{array}{l} \text{depends on scenario} \end{array} \right. \end{aligned} \tag{A.6}$$

A.5 Appendix 5 : Cause of decrease in mean income with adoption of WILD

Proposition : Loss of profitability from WILD adoption is due to high costs.

Proof A loss of profitability is defined as $\frac{\partial\mu_I}{\partial x_{NIN}} < 0$. We know that $\frac{\partial\mu_I}{\partial x_{NIN}} = p_{OSR}x_{OSR}\frac{\partial y^{po}}{\partial x_{NIN}} - \frac{\partial\Psi_{WILD}}{\partial x_{NIN}}$, thus a condition for loss of profitability is $\frac{\partial\Psi_{WILD}}{\partial x_{NIN}} > p_{OSR}x_{OSR}\frac{\partial y^{po}}{\partial x_{NIN}}$.
 In words : the marginal cost of WILD exceeds the marginal benefit.

Références

Aizen, Marcelo A., Garibaldi, Lucas A., Cunningham, Saul A., & Klein, Alexandra M. 2008. Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, **18**(20), 1572–1575.

Albrecht, Matthias, Kleijn, David, Williams, Neal M., Tschumi, Matthias, Blaauw, Brett R., Bommarco, Riccardo, Campbell, Alistair J., Dainese, Matteo, Drummond, Francis A., Entling, Martin H., Ganser, Dominik, de Groot, G. Arjen, Goulson, Dave, Grab, Heather, Hamilton, Hannah, Herzog, Felix, Isaacs, Rufus, Jacot, Katja, Jeanneret, Philippe, Jonsen, Mattias, Knop, Eva, Kremen, Claire, Landis, Douglas A., Loeb, Gregory M., Marini, Lorenzo, McKerchar, Megan, Morandin, Lora, Pfister, Sonja C., Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Sardiñas, Hillary, Sciligo, Amber, Thies, Carsten, Tschardt, Teja, Venturini, Eric, Veromann, Eve, Vollhardt, Ines M. G., Wäckers, Felix, Ward, Kimiora, Wilby, Andrew, Woltz, Megan, Wratten, Steve, & Sutter, Louis. 2020. The Effectiveness of Flower Strips and Hedgerows on Pest Control, Pollination Services and Crop Yield: A Quantitative Synthesis. *Ecology Letters*, **23**(10), 1488–1498.

Assessment, Millennium Ecosystem (ed). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

- Augeraud-Véron, Emmanuelle, Fabbri, Giorgio, & Schubert, Katheline. 2019. The Value of Biodiversity as an Insurance Device. *American Journal of Agricultural Economics*, **101**(4), 1068–1081.
- Bareille, François, & Letort, Elodie. 2018. How Do Farmers Manage Crop Biodiversity? A Dynamic Acreage Model with Productive Feedback. *European Review of Agricultural Economics*, **45**(4), 617–639.
- Bartomeus, Ignasi, Gagic, Vesna, & Bommarco, Riccardo. 2015. Pollinators, Pests and Soil Properties Interactively Shape Oilseed Rape Yield. *Basic and Applied Ecology*, **16**(8), 737–745.
- Baumgärtner, Stefan. 2007. The Insurance Value of Biodiversity in the Provision of Ecosystem Services. *Natural Resource Modeling*, **20**(1), 87–127.
- Baumgärtner, Stefan, & Quaas, Martin F. 2008. Agro-Biodiversity as Natural Insurance and the Development of Financial Insurance Markets. *SSRN Electronic Journal*.
- Baumgärtner, Stefan, & Quaas, Martin F. 2010. Managing Increasing Environmental Risks through Agrobiodiversity and Agrienvironmental Policies. *Agricultural Economics*, **41**(5), 483–496.
- Blaauw, Brett R., & Isaacs, Rufus. 2014. Flower Plantings Increase Wild Bee Abundance and the Pollination Services Provided to a Pollination-dependent Crop. *Journal of Applied Ecology*, **51**(4), 890–898.
- Bocquého, Géraldine, Jacquet, Florence, & Reynaud, Arnaud. 2014. Expected Utility or Prospect Theory Maximisers? Assessing Farmers' Risk Behaviour from Field-Experiment Data. *European Review of Agricultural Economics*, **41**(1), 135–172.
- Breeze, T. D., Bailey, A. P., Potts, S. G., & Balcombe, K. G. 2015. A Stated Preference Valuation of the Non-Market Benefits of Pollination Services in the UK. *Ecological Economics*, **111**(Mar.), 76–85.
- Breeze, T.D., Bailey, A.P., Balcombe, K.G., & Potts, S.G. 2011. Pollination Services in the UK: How Important Are Honeybees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **142**(3-4), 137–143.
- Bretagnolle, Vincent, & Gaba, Sabrina. 2015. Weeds for Bees? A Review. *Agronomy for Sustainable Development*, **35**(3), 891–909.
- Bretagnolle, Vincent, Berthet, Elsa, Gross, Nicolas, Gauffre, Bertrand, Plumejeaud, Christine, Houte, Sylvie, Badenhausser, Isabelle, Monceau, Karine, Allier, Fabrice, Monestiez, Pascal, & Gaba, Sabrina. 2018. Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform. *Science of The Total Environment*, **627**(June), 822–834.
- Brittain, Claire, Kremen, Claire, & Klein, Alexandra-Maria. 2013. Biodiversity Buffers Pollination from Changes in Environmental Conditions. *Global Change Biology*, **19**(2), 540–547.

- Catarino, Rui, Bretagnolle, Vincent, Perrot, Thomas, Vialoux, Fabien, & Gaba, Sabrina. 2019. Bee Pollination Outperforms Pesticides for Oilseed Crop Production and Profitability. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **286**(1912), 20191550.
- Chambers, Robert G., Chatzimichael, Konstantinos, & Tzouvelekas, Vangelis. 2019. Sub-Lethal Concentrations of Neonicotinoid Insecticides at the Field Level Affect Negatively Honey Yield: Evidence from a 6-Year Survey of Greek Apiaries. *PLoS ONE*, **14**(4).
- Chang, Hung-Hao, & Mishra, Ashok K. 2012. Chemical Usage in Production Agriculture: Do Crop Insurance and off-Farm Work Play a Part? *Journal of Environmental Management*, **105**(Aug.), 76–82.
- Commission, European. 2019. *The Post-2020, Common Agricultural Policy : Environmental Benefits and Simplification*. Tech. rept. European Commission.
- de Mey, Yann, Wauters, Erwin, Schmid, Dierk, Lips, Markus, Vancauteren, Mark, & Van Passel, Steven. 2016. Farm Household Risk Balancing: Empirical Evidence from Switzerland. *European Review of Agricultural Economics*, **43**(4), 637–662.
- Deguines, Nicolas, Jono, Clémentine, Baude, Mathilde, Henry, Mickaël, Julliard, Romain, & Fontaine, Colin. 2014. Large-Scale Trade-off between Agricultural Intensification and Crop Pollination Services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(4), 212–217.
- Delphia, Casey M., O'Neill, Kevin M., & Burkle, Laura A. 2019. Wildflower Seed Sales as Incentive for Adopting Flower Strips for Native Bee Conservation: A Cost-Benefit Analysis. *Journal of Economic Entomology*, **112**(6), 2534–2544.
- Di Falco, Salvatore, & Chavas, Jean-Paul. 2006. Crop Genetic Diversity, Farm Productivity and the Management of Environmental Risk in Rainfed Agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, **33**(3), 289–314.
- Di Falco, Salvatore, & Perrings, Charles. 2005. Crop Biodiversity, Risk Management and the Implications of Agricultural Assistance. *Ecological Economics*, **55**(4), 459–466.
- Ehrlich, Isaac, & Becker, Gary S. 1972. Market Insurance, Self-Insurance, and Self-Protection. *Journal of Political Economy*, **80**(4), 623–648.
- Feder, Gershon. 1979. Pesticides, Information, and Pest Management under Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, **61**(1), 97.
- Ferrier, Peyton M. 2018. Economic Effects and Responses to Changes in Honey Bee Health. 54.
- Finger, Robert, & Buchmann, Nina. 2015. An Ecological Economic Assessment of Risk-Reducing Effects of Species Diversity in Managed Grasslands. *Ecological Economics*, **110**(Feb.), 89–97.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus,

- I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhoffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipolito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S. K., Kennedy, C. M., Krewenka, K. M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M. M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B. A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S. G., Rader, R., Ricketts, T. H., Rundlof, M., Seymour, C. L., Schuepp, C., Szentgyorgyi, H., Taki, H., Tscharntke, T., Vergara, C. H., Viana, B. F., Wanger, T. C., Westphal, C., Williams, N., & Klein, A. M. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, **339**(6127), 1608–1611.
- Garibaldi, Lucas A., Aizen, Marcelo A., Klein, Alexandra M., Cunningham, Saul A., & Harder, Lawrence D. 2011a. Global Growth and Stability of Agricultural Yield Decrease with Pollinator Dependence. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **108**(14), 5909–5914.
- Garibaldi, Lucas A., Steffan-Dewenter, Ingolf, Kremen, Claire, Morales, Juan M., Bommarco, Riccardo, Cunningham, Saul A., Carvalheiro, Luísa G., Chacoff, Natacha P., Dudenhöffer, Jan H., Greenleaf, Sarah S., Holzschuh, Andrea, Isaacs, Rufus, Krewenka, Kristin, Mandelik, Yael, Mayfield, Margaret M., Morandin, Lora A., Potts, Simon G., Ricketts, Taylor H., Szentgyörgyi, Hajnalka, Viana, Blandina F., Westphal, Catrin, Winfree, Rachael, & Klein, Alexandra M. 2011b. Stability of Pollination Services Decreases with Isolation from Natural Areas despite Honey Bee Visits. *Ecology Letters*, **14**(10), 1062–1072.
- Garibaldi, Lucas A., Carvalheiro, Luísa G., Leonhardt, Sara D., Aizen, Marcelo A., Blaauw, Brett R., Isaacs, Rufus, Kuhlmann, Michael, Kleijn, David, Klein, Alexandra M., Kremen, Claire, Morandin, Lora, Scheper, Jeroen, & Winfree, Rachael. 2014. From Research to Action: Enhancing Crop Yield through Wild Pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(8), 439–447.
- Garibaldi, Lucas A., Carvalheiro, Luísa G., Vaissière, Bernard E., Gemmill-Herren, Barbara, Hipólito, Juliana, Freitas, Breno M., Ngo, Hien T., Azzu, Nadine, Sáez, Agustín, Åström, Jens, An, Jiandong, Blochtein, Betina, Buchori, Damayanti, García, Fermín J. Chamorro, da Silva, Fabiana Oliveira, Devkota, Kedar, Ribeiro, Márcia de Fátima, Freitas, Leandro, Gaglianone, Maria C., Goss, Maria, Irshad, Mohammad, Kasina, Muo, Filho, Alípio J. S. Pacheco, Kiill, Lucia H. Piedade, Kwapong, Peter, Parra, Guiomar Nates, Pires, Carmen, Pires, Viviane, Rawal, Ranbeer S., Rizali, Akhmad, Saraiva, Antonio M., Veldtman, Ruan, Viana, Blandina F., Witter, Sidia, & Zhang, Hong. 2016. Mutually Beneficial Pollinator Diversity and Crop Yield Outcomes in Small and Large Farms. *Science*, **351**(6271), 388–391.
- Goodwin, Barry K., & Smith, Vincent H. 2003. An Ex Post Evaluation of the Conservation Reserve, Federal Crop Insurance, and Other Government Programs: Program Participation and Soil Erosion. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, **28**(2), 201–216.
- Hanes, Samuel P., Collum, Kourtney K., Hoshide, Aaron K., & Asare, Eric. 2015. Grower Perceptions of Native Pollinators and Pollination Strategies in the Lowbush Blueberry Industry. *Renewable Agriculture and Food Systems*, **30**(2), 124–131.

- Hanley, Nick, Breeze, Tom D., Ellis, Ciaran, & Goulson, David. 2015. Measuring the Economic Value of Pollination Services: Principles, Evidence and Knowledge Gaps. *Ecosystem Services*, **14**(Aug.), 124–132.
- Hardaker, J. B. 2004. *Coping with Risk in Agriculture*. CABI.
- Harder, Lawrence D., & Aizen, Marcelo A. 2010. Floral Adaptation and Diversification under Pollen Limitation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **365**(1539), 529–543.
- 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., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. 2005. Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs*, **75**(1), 3–35.
- Horowitz, J. K., & Lichtenberg, E. 1994. Risk-Reducing and Risk-Increasing Effects of Pesticides. *Journal of Agricultural Economics*, **45**(1), 82–89.
- Isbell, Forest I., Polley, H. Wayne, & Wilsey, Brian J. 2009. Biodiversity, Productivity and the Temporal Stability of Productivity: Patterns and Processes. *Ecology Letters*, **12**(5), 443–451.
- Iyer, Poorvi, Bozzola, Martina, Hirsch, Stefan, Meraner, Manuela, & Finger, Robert. 2020. Measuring Farmer Risk Preferences in Europe: A Systematic Review. *Journal of Agricultural Economics*, **71**(1), 3–26.
- James, Rosalind, James, Rosalind R., & Pitts-Singer, Theresa L. 2008. *Bee Pollination in Agricultural Ecosystems*. Oxford University Press, USA.
- Just, Richard E., & Pope, Rulon D. 1979. Production Function Estimation and Related Risk Considerations. *American Journal of Agricultural Economics*, **61**(2), 276.
- Kleczkowski, Adam, Ellis, Ciaran, Hanley, Nick, & Goulson, David. 2017. Pesticides and Bees: Ecological-Economic Modelling of Bee Populations on Farmland. *Ecological Modelling*, **360**(Sept.), 53–62.
- Kleijn, David, Bommarco, Riccardo, Fijen, Thijs P. M., Garibaldi, Lucas A., Potts, Simon G., & van der Putten, Wim H. 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution*, **34**(2), 154–166.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B. E, Cane, J. H, Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A, Kremen, C., & Tscharntke, T. 2007. Importance of Pollinators in Changing Landscapes for World Crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **274**(1608), 303–313.
- Klein, Alexandra-Maria. 2009. Nearby Rainforest Promotes Coffee Pollination by Increasing Spatio-Temporal Stability in Bee Species Richness. *Forest Ecology and Management*, **258**(9), 1838–1845.

- Lee, Hyunok, Sumner, Daniel A., & Champetier, Antoine. 2019. Pollination Markets and the Coupled Futures of Almonds and Honey Bees: Simulating Impacts of Shifts in Demands and Costs. *American Journal of Agricultural Economics*, **101**(1), 230–249.
- Manfredo, Mark R., & Leuthold, Raymond M. 1998. Agricultural Applications of Value-at-Risk Analysis: A Perspective. *SSRN Electronic Journal*.
- Manfredo, Mark R., & Leuthold, Raymond M. 1999. Value-at-Risk Analysis: A Review and the Potential for Agricultural Applications. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **21**(1), 99–111.
- Marini, Lorenzo, Tamburini, Giovanni, Petrucco-Toffolo, Edoardo, Lindström, Sandra A.M., Zanetti, Federica, Mosca, Giuliano, & Bommarco, Riccardo. 2015. Crop Management Modifies the Benefits of Insect Pollination in Oilseed Rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **207**(Sept.), 61–66.
- Meuwissen, Miranda P.M., de Mey, Yann, & van Asseldonk, Marcel. 2018. Prospects for Agricultural Insurance in Europe. *Agricultural Finance Review*, **78**(2), 174–182.
- Möhring, Niklas, Dalhaus, Tobias, Enjolras, Geoffroy, & Finger, Robert. 2020. Crop Insurance and Pesticide Use in European Agriculture. *Agricultural Systems*, **184**(Sept.), 102902.
- Montoya, Daniel, Haegeman, Bart, Gaba, Sabrina, de Mazancourt, Claire, Bretagnolle, Vincent, & Loreau, Michel. 2019. Trade-Offs in the Provisioning and Stability of Ecosystem Services in Agroecosystems. *Ecological Applications*, **29**(2), e01853.
- Narjes, Manuel Ernesto, & Lippert, Christian. 2019. The Optimal Supply of Crop Pollination and Honey From Wild and Managed Bees: An Analytical Framework for Diverse Socio-Economic and Ecological Settings. *Ecological Economics*, **157**(Mar.), 278–290.
- Olschewski, Roland, Tschardtke, Teja, Benítez, Pablo C., Schwarze, Stefan, & Klein, Alexandra-Maria. 2006. Economic Evaluation of Pollination Services Comparing Coffee Landscapes in Ecuador and Indonesia. *Ecology and Society*, **11**(1).
- Ozanne, A. 2001. Moral Hazard, Risk Aversion and Compliance Monitoring in Agricultural Environmental Policy. *European Review of Agriculture Economics*, **28**(3), 329–348.
- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Maryline, Gautier, Jean-Luc, & Bretagnolle, Vincent. 2018. Bees Increase Oilseed Rape Yield under Real Field Conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **266**(Nov.), 39–48.
- Potts, Simon G, Imperatriz-Fonseca, Vera Lúcia, Ngo, Hien T, Biesmeijer, Jacobus C, Breeze, Thomas D, Dicks, Lynn V, Garibaldi, Lucas A, Hill, Rosemary, Settele, Josef, & Vanbergen, Adam J. 2016. *The Assessment Report on Pollinators, Pollination and Food Production: Summary for Policymakers*.

- Pywell, Richard F., Heard, Matthew S., Woodcock, Ben A., Hinsley, Shelley, Ridding, Lucy, Nowakowski, Marek, & Bullock, James M. 2015. Wildlife-Friendly Farming Increases Crop Yield: Evidence for Ecological Intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1816), 20151740.
- Quaas, Martin, Baumgärtner, Stefan, & De Lara, Michel. 2019. Insurance Value of Natural Capital. *Ecological Economics*, **165**(Nov.), 106388.
- Quaas, Martin F., & Baumgärtner, Stefan. 2008. Natural vs. Financial Insurance in the Management of Public-Good Ecosystems. *Ecological Economics*, **65**(2), 397–406.
- Ramaswami, Bharat. 1993. Supply Response to Agricultural Insurance: Risk Reduction and Moral Hazard Effects. *American Journal of Agricultural Economics*, **75**(4), 914–925.
- Rucker, Randal R., Thurman, Walter N., & Burgett, Michael. 2012. Honey Bee Pollination Markets and the Internalization of Reciprocal Benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, **94**(4), 956–977.
- Savary, Serge, Willocquet, Laetitia, Pethybridge, Sarah Jane, Esker, Paul, McRoberts, Neil, & Nelson, Andy. 2019. The Global Burden of Pathogens and Pests on Major Food Crops. *Nature Ecology & Evolution*, **3**(3), 430–439.
- Schaub, Sergei, Buchmann, Nina, Lüscher, Andreas, & Finger, Robert. 2020. Economic Benefits from Plant Species Diversity in Intensively Managed Grasslands. *Ecological Economics*, **168**(Feb.), 106488.
- Schnitkey, Gary D., Sherrick, Bruce J., & Irwin, Scott H. 2002. Evaluation of Risk Reductions Associated with Multi-peril Crop Insurance Products. *Agricultural Finance Review*, Dec.
- Siemann, EvaN, Tilman, David, & Haarstad, JohN. 1999. Abundance, Diversity and Body Size: Patterns from a Grassland Arthropod Community. *Journal of Animal Ecology*, **68**(4), 824–835.
- Steffan-Dewenter, Ingolf, Potts, Simon G., & Packer, Laurence. 2005. Pollinator Diversity and Crop Pollination Services Are at Risk. *Trends in Ecology & Evolution*, **20**(12), 651–652.
- Team, R Core. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Univia, Terres. 2018. *Oléagineux et Plantes Riches En Protéines*. Tech. rept. Terres Univia.
- Uyttenbroeck, Roel, Hatt, Séverin, Paul, Aman, Boeraeve, Fanny, Piqueray, Julien, Francis, Frédéric, Danthine, Sabine, Frederich, Michel, Dufrêne, Marc, Bodson, Bernard, & Monty, Arnaud. 2016. Pros and Cons of Flowers Strips for Farmers. A Review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 11.
- Vedenov, Dmitry V., & Barnett, Barry J. 2004. Efficiency of Weather Derivatives as Primary Crop Insurance Instruments. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, **29**(3), 387–403.

- Vroege, Willemijn, & Finger, Robert. 2020. Insuring Weather Risks in European Agriculture. *EuroChoices*, **19**(2), 54–62.
- Wang, Li, Liu, Qiuxia, Dong, Xiaoyan, Liu, Yi, & Lu, Jianwei. 2019. Herbicide and Nitrogen Rate Effects on Weed Suppression, N Uptake, Use Efficiency and Yield in Winter Oilseed Rape (*Brassica Napus* L.). *Global Ecology and Conservation*, **17**(Jan.), e00529.
- Winfree, Rachael, & Kremen, Claire. 2009. Are Ecosystem Services Stabilized by Differences among Species? A Test Using Crop Pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **276**(1655), 229–237.
- Wintermantel, Dimitry, Odoux, Jean-François, Decourtye, Axel, Henry, Mickaël, Allier, Fabrice, & Bretagnolle, Vincent. 2020. Neonicotinoid-Induced Mortality Risk for Bees Foraging on Oilseed Rape Nectar Persists despite EU Moratorium. *Science of The Total Environment*, **704**(Feb.), 135400.
- Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J. C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J. M., & Pywell, R. F. 2019. Meta-Analysis Reveals That Pollinator Functional Diversity and Abundance Enhance Crop Pollination and Yield. *Nature Communications*, **10**(1), 1481.
- Wratten, Stephen D., Gillespie, Mark, Decourtye, Axel, Mader, Eric, & Desneux, Nicolas. 2012. Pollinator Habitat Enhancement: Benefits to Other Ecosystem Services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **159**(Sept.), 112–122.
- Wu, JunJie. 1999. Crop Insurance, Acreage Decisions, and Nonpoint-Source Pollution. *American Journal of Agricultural Economics*, **81**(2), 305–320.
- Wu, Shenan, Goodwin, Barry K., & Coble, Keith. 2020. Moral Hazard and Subsidized Crop Insurance. *Agricultural Economics*, **51**(1), 131–142.
- Yachi, Shigeo, & Loreau, Michel. 1999. Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **96**(4), 1463–1468.
- Zamorano, Jorge, Bartomeus, Ignasi, Grez, Audrey A., & Garibaldi, Lucas Alejandro. 2020. Field Margin Floral Enhancements Increase Pollinator Diversity at the Field Edge but Show No Consistent Spillover into the Crop Field: A Meta-Analysis. *Insect Conservation and Diversity*, **13**(6), 519–531.
- Zhang, Han, Breeze, Tom, Bailey, Alison, Garthwaite, David, Harrington, Richard, & Potts, Simon G. 2017. Arthropod Pest Control for UK Oilseed Rape – Comparing Insecticide Efficacies, Side Effects and Alternatives. *PLoS ONE*, **12**(1).
- Zweifel, Peter, & Eisen, Roland. 2012. *Insurance Economics*. Springer Texts in Business and Economics. Heidelberg: Springer.



Adrien Berquer – Zone Atelier Plaine & Val de Sèvre

Chapitre V

Optimal behaviorally-informed policies to manage ecosystem services

Faure J., Gaba S., Mouysset L.

In prep for American Journal of Agricultural Economics

Abstract

This article investigates how determining the optimal mix of subsidies and behaviorally-informed agri-environmental policies, to provide the socially desirable level of ecosystem services in agricultural landscapes. We develop a theoretical model of behavioral farmers, and a toolbox with subsidies and behavioral tools. We formalize efficiency conditions of the mixed policies over classical subsidies, and how to allocate behavioral tools among farmers and landscapes. Then, we use original data from a French farmer survey about flower strips implementation, to illustrate the model. Our simulations suggest that behavioral biases are critical to explain farmers' behavior. In our case study, combination of subsidies and payment before implementation would be optimal.

1 Introduction

Agricultural ecosystems provide essential services (ES) for human well-being such as food and fiber production, pollination, climate regulation and aesthetic beauty (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Although many ES can be considered as public goods (Lant *et al.* , 2008; Fisher *et al.* , 2009; Westhoek *et al.* , 2013), that is they are non-excludable non-rivalry goods, physical structures that provides them are often privately-owned (Fisher *et al.* , 2009; Kemkes *et al.* , 2010). In agricultural landscapes, farmers are the privileged providers of ES and land-use choices may create positive externalities for neighboring farmers (Vialatte *et al.* , 2019; Bareille *et al.* , 2020). Nevertheless, we observe that the provision of ES, particularly regulatory ones (e.g. pollination, pest regulation), is often suboptimal in high-input systems (e.g. Kremen *et al.* (2002)). In other terms they are underprovided compared to their socially desirable level (Lant *et al.* , 2008). In order to readjust this provision, financial tools such as payment for pollination services are used for encouraging the evolution of practices (Kemkes *et al.* , 2010; Westhoek *et al.* , 2013). However, we observe that farmers are reticent to adopt some practices, even when the latter are widely financed, and supported by scientists (Kleijn *et al.* , 2019). This suggests that farmers' decisions are not well captured by traditional economics instruments. In this context, shaping innovative agri-environmental policies for ecosystem service provision is a major challenge.

Farmers, as producers, are profit-motivated agents (Schwarze *et al.* , 2014; Piñeiro *et al.* , 2020). Most models and forecasts dealing with the economic management of farms are based on the underlying assumption of the *homo agricola oeconomicus* (Just & Peterson, 2010; Hardaker & Lien, 2010; Dessart *et al.* , 2019). With this assumption, farmers are simplified by agents maximizing their profit as a proxy for the utility, in a perfectly rational way. A rational farmer has basically: standard preferences, correct beliefs and no cognitive biases (DellaVigna, 2009). However, as humans, farmers are prone to bounded rationality (Simon, 1955; Camerer, 1998; Rubinstein, 1998). It implies deviations from the standard theory of decision making and that farmers reach less profit than what would be possible using neoclassical models (Streletskaya *et al.* , 2020). These deviations are shaped by behavioral factors, that is the cognitive, emotional, personal and social processes or stimuli underlying human behavior (Dessart *et al.* , 2019). Many empirical evidences have been published on the farmers' behavioral factors. They can be found in a recent review of Dessart *et al.* (2019). For example, in addition to the single objective (maximizing income), farmers can be influenced by their personality (Austin *et al.* , 2001), their moral concern (Mzoughi, 2011), their perception of benefits or their public image (Läpple & Kelley, 2013). In this context, the assumptions of farmers' rationality may lead to unrealistic *ex-ante* evaluations, because their decision making may be based on many other factors than profit. From the policy maker perspective, farmers' behavior could participate to ES underprovision (Madrian, 2014; Grolleau *et al.* , 2015; Benartzi *et al.* , 2017).

Traditional environmental economics theory explores environmental problems through the economic concepts of externalities and associated 'market failures' (Siebert, 2008). For example, environmental public goods are under-provided because of free riding (Cornes & Sandler, 1996). Standard theory advocates public intervention to overcome these market failures, notably a tax/subsidy that equalizes marginal external costs/benefits. In this perspective,

positive externalities and public goods provided by agriculture are financially encouraged (Kemkes *et al.*, 2010). This is the case of the European Agri-Environment Schemes introduced in 1992 as part of the Common Agricultural Policy. These market-based instruments encourage the adoption of environmentally friendly practices by a farmer in return for an annual payment (Batáry *et al.*, 2015). These payments represent a significant portion of the rural development envelope. However, the outcomes of these payments are mixed, as biodiversity targets are rarely (if never) met (Pe'er *et al.*, 2020). One of the reasons put forward by some authors and the OECD is that the payments do not fit the behavioral reality of farmers (OECD, 2012; Dessart *et al.*, 2019). In this context, there is a need of designing payments by taking into account realistic farmer's behavior.

To deal with this challenge, new public policies, called behaviorally informed policies, have been explored and supported by behavioral economics studies (Madrian, 2014). These policies are based on the assumption that farmers are not entirely rational agents and profit-motivated. A behaviorally informed policy is a tool which produces a change in the context decision, without changing the prices the people face, or the regulations on their activities (Hanley, 2018). These non-monetary, non-binding policies are often named as 'nudges' (Thaler & Sunstein, 2009). But since there is a considerable debate on the nudge definition (Hansen, 2016), we adopt the broader concept of behaviorally informed policies and tools Palm-Forster *et al.* (2019). These instruments are growing in popularity: for example the range of tools for designing and evaluating European agricultural policies includes behavioral tools: for example the European Commission's 'Better Regulation Toolbox' proposes the use of behaviorally informed tools (Dessart *et al.*, 2019). However, further research is needed on these fresh policies, as highlighted in the conclusion of the review by Palm-Forster *et al.* (2019).

Behavioral tools are valuable because they allow more flexibility in public intervention (OECD, 2012), which is often advocated by agri-environmental policy specialists (Pe'er *et al.*, 2019). In particular, behaviorally informed policies allow to deal with farmers' heterogeneity (Chabé-Ferret *et al.*, 2019). The level of behavioral tools to contribute ecosystem service provision could be adapted at local-scale according to farmers' opinion, current practices or adoption rates (Dessart *et al.*, 2019).

Behaviorally informed policies are also valuable because they present lower costs than subsidies (Benartzi *et al.*, 2017; ?). Recent research has shown that acting on behavioral factors of farmers could be cost-effective (Kuhfuss *et al.* (2016); Peth *et al.* (2018); Chabé-Ferret *et al.* (2019); Czap *et al.* (2019) among others). For example, Duflo *et al.* (2011) showed that Kenyan farmers did not purchase fertilizer while being convinced of its beneficial effects on the crop. Authors showed that relatively small, time-limited but well-targeted subsidies to act on farmers' temporal biases are likely to generate higher welfare than larger ones.

However, using only cognitive-focused instruments can be limiting to achieve desirable outcomes, since farmers are nonetheless partially profit-motivated (Piñeiro *et al.*, 2020). In this context, mixed toolbox combining behavioral agri-environmental tools and subsidies appears as a promising instrument to manage agricultural landscapes and increase ecosystem service provision (OECD, 2012; Goldin & Lawson, 2016; Benartzi *et al.*, 2017; Simoncini *et al.*

, 2019). As highlighted by many recent studies such as Dessart *et al.* (2019); Palm-Forster *et al.* (2019), there is a gap in literature on how determining such an optimal toolbox. We addressed the latter question in this paper. To do so, we develop an original model based on recent behavioral economics advances. Before presenting the model we review utility-based behavioral models of farmers' decision making. Then, we present the model and extract some comparative static results. We finally illustrate them with the ecosystem services associated with flower strips, using an original data set coming from a survey designed for the paper.

2 Review on utility-based behavioral models of farmers' decision making

Farmers' decision-making has been intensively studied from the second half of the 20th century (Marra *et al.* , 2003; Chavas *et al.* , 2010). Empirical works – such as Griliches (1957, 1960)' ones on adoption of hybrid maize in US – have preceded theoretical ones. For 70 years the producer behavior related to agricultural technology adoption has been informed by contributions from multiple disciplines, including agricultural economics, rural sociology, psychology, marketing extension and anthropology (Feder *et al.* , 1985; Pannell *et al.* , 2006; Edwards-Jones, 2006; Prokopy *et al.* , 2008). Modeling farmers' behavior to better study and predict actions is still a major challenge (Palm-Forster *et al.* , 2019).

The main concept that has been used in traditional economics to explain decision is 'utility', which is a synonym for 'well being'. The concept is very flexible, allowing to explain and predict many farmers' behaviors (Wilkinson & Klaes, 2017). The Standard Economic Model inspired by Rabin (2002) and popularized by DellaVigna (2009) is the most complete basis for utility-based models. According to the notation of Wilkinson & Klaes (2017), farmer i at time $t = 0$ maximizes expected utility subject to a probability distribution $p(s)$ of the states of the world $s \in S$:

$$\max_{x_i^t \in X_i} \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t \sum_{s_t \in S_t} p(s_t) U(x_i^t | s_t) \quad (1)$$

Where the utility function $U(x|s)$ is defined over the payoff x_i^t of farmer i and future utility is discounted with a (time-consistent) discount factor δ . Three classes of utility-based models have been derived from this model in agricultural economics, focusing on different terms and thus contexts: (i) models of behavior under risk and uncertainty, (ii) time discounting models and (iii) models of social learning. After presenting the three types of models, we will present a simple type of model that uses a formalism that unifies them

(i) *Utility-based models of behaviors under risk and uncertainty* Expected utility theory (EUT), first introduced by ? in their seminal book on game theory, is currently the most used model to explain and predict farmers' behavior when outcomes are stochastic (Chavas *et al.* , 2010; Hardaker & Lien, 2010; Just & Peterson, 2010). The expected utility is the payoff that an agent is expected to reach under any number of circumstances. The authors showed that several simple, appealing axioms, characterizing preferences over risky gambles, implied

that the utility of a gamble should be the probability-weighted average of the utilities of its possible outcomes. EUT postulates that a farmer compares the utilities with and without adoption, and chooses adoption if the former is higher than the latter (Edwards-Jones, 2006). The theory generally assumes that farmers maximize their levels of utility over all possible outcomes (Just & Peterson, 2010; Debertyn, 2012). It allowed to explain many empirical or theoretical observations such as the St. Petersburg paradox of Daniel Bernoulli, but at the same time, number of anomalies have been observed relating to the axioms and assumptions of the EUT (Camerer, 2011). One of the most known was revealed by the Allais (1953)'s, paradox. It emphasized the preference for safety over certainty, and showed that a 'rational' behavior can be modified by extreme risks. These axioms violations have been observed among farmers (Humphrey & Verschoor, 2004; Just & Peterson, 2010; Bocquého *et al.*, 2014). Some theories have extended the expected utility theory to overcome the violations of some axioms. One of them was made by Leonard Savage in 1954 (Savage, 1954). He proposed the subjective utility concept, so called because it embodies personal probabilities. The idea is that, when faced with a risky choice, the farmer will act consistently with what she/he believes about the uncertainty to be faced and with her/his relative preferences for the possible consequences (Hardaker, 2006). An extension is the rank-dependent utility theory which have been developed by Quiggin (1982) and allows non-linear weighting of probabilities. Even if these approaches have shown significant predictive improvement of farmers' behavior over expected utility theory, they are still unavailable to explain other violations in axioms. For example, farmers could be loss averse: they are more sensitive to losses than to equivalent gains (Bocquého *et al.*, 2014; Babcock, 2015). Kahneman & Tversky (1979) have shown and theorized this very common observation in their prospect theory. The models that emerged from it were the first utility-based behavioral ones: they postulate that individuals are bounded rational, conversely to models based on EUT. A growing number of studies in agricultural economics are interested in models based on prospect theory (Streletskaya *et al.*, 2020)

(ii) *Utility-based models of time discounting* The classical economic model for intertemporal decision-making is an exponential discounted utility function representing a constant rate of discounting (?). In agricultural economics, utility-based models have been quasi-systematically related to exponential time discounting (Streletskaya *et al.*, 2020). In the last decades, economic studies have shown that behaviors may frequently deviate from the initial model, notably among farmers (Tanaka *et al.*, 2010). As shown by Laibson (1997), hyperbolic discounting, in which discount rates are higher for time periods closer to the present may overcome these anomalies. Impatience may be a very common trait among producers: as shown by Clot *et al.* (2017), farmers might be reluctant to enroll in conservation technology adoption because they prefer fast-growing cash crops. These results have raised interest for behavioral versions of discounting utility-based models, such as the discounting-by-interval model proposed by Scholten & Read (2006). In this model, the discount rate is a function of both how far rewards are removed from the present and how far rewards are removed from one another.

(iii) *Utility-based models of social learning* Agricultural economics literature on technology adoption has been mainly based on Bayesian revision of utility (Streletskaya *et al.*, 2020). Bayesian revision consists in changing the subjective probability distribution of payoffs at

time t , observing signal at time $t-1$ (Fudenberg & Tirole, 1991). For example, in the model of Conley & Udry (2010), farmers maximize subjective expected profits and update their beliefs with the information they receive on neighbors' outputs. However, even if Bayesian updating models are appealing, some violations of assumptions of the traditional learning models have been observed (Zizzo *et al.*, 2000), in particular for farmers (Lindner & Gibbs, 1990). For example, Fischer *et al.* (1996) have shown that observed farmers' learning is slower than predicted by Bayesian revision. Furthermore, social preferences may play a central role in learning, for example, Chouinard *et al.* (2008) found that some farmers are ready to forgo profits to engage in land stewardship practices. To overcome these departures, there is a need to explicitly model learning patterns, as detailed by Chavas & Nauges (2020). For example, including a behavioral module in traditional models to account for internal constraints such as self-control problems, cognitive ability (here, the ability of farmers to learn from their own experimentation) and receptiveness to advice (here, a measure of farmers' belief about the precision of the signal they receive; Barham *et al.*, 2018).

These models have been used primarily to describe and better understand farmers' behavior, and less for predictive purposes (Streletskaia *et al.*, 2020). This is true more generally for models in behavioral economics. Yet, predictive models are important for simulating and testing the impact of agri-environmental policies. With the growing interest in behaviorally-informed policies, some authors have developed normative decision frameworks to apply behavioral economics knowledge to the public economics field. Recently, a simple and stylized utility-based model has been developed by Farhi & Gabaix (2020) to explore optimal taxation in presence of behavioral agents, which allows a unified treatment of behavioral biases and prediction of agent behavior. This model has since been taken up by a few authors, including Carlsson & Johansson-Stenman (2019). Its psychological roots come from Kahneman *et al.* (1997), who define two types of utility functions for an agent i . Firstly, the utility of *decision* (or subjective), noted U_i^s , is that which is reflected by her/his choices (Kahneman & Sugden, 2005; Wilkinson & Klaes, 2017). It is that which is perceived and maximized by the agent. Then, the utility that is 'experienced' by the agent i , noted U_i (Kahneman *et al.*, 1997). In standard economic theory, experienced utility does not exist, because it is confused with decision utility (i.e. $U_i^s = U_i$). The rejection of experienced utility is justified by the individual rationality assumption: an agent who wishes to do so optimizes her/his hedonic experience (Kahneman *et al.*, 1997). On the other hand, in behavioral economics, these two utilities are different: agents maximize the decision utility that is 'incorrect' because it is different from the experienced utility (i.e. $U_i^s \neq U_i$; Farhi & Gabaix, 2020). The deviation between the decision utility and the experienced utility leads to a situation of bounded rationality (Simon, 1955; Kahneman & Sugden, 2005). As in (Farhi & Gabaix, 2020), the decision utility function then integrates all the behavioral biases to which the agent could be subject ¹. Finally, this representation allows a stylized treatment of bounded rationality of farmers, because they deviate from the best-response path model suggested by traditional approaches.

¹This may seem reductive with respect to the diversity of behavioral biases observed (DellaVigna, 2009), but it allows to have a unified and stylized treatment of different behavioral biases

3 Theoretical model

3.1 Individual farmer's modeling

We model an economy with N behavioral farmers, providing an ES (through a 'pro-ES' practice) assimilated to a local public good in network (Bramoullé *et al.*, 2014; Bareille *et al.*, 2021). Each contribution to ES is denoted $e_i \in \mathbb{R}_+$ for the farmer i . The public good provision E_N is computed as the sum of the individual contributions, such as $E_N = \sum_i e_i$. This public good at landscape scale provides benefits for farmers (Bramoullé & Kranton, 2007). More precisely each farmer i benefits from the proportion E_i of the total ecosystem service E_N .

Following the network model of Bramoullé & Kranton (2007), for any two farmers i and j , $\eta_{ij} = \eta_{ji} = 1$ indicates that i and j are linked; otherwise $\eta_{ij} = \eta_{ji} = 0$. We denote η the adjacency matrix of the network. A farmer j who is linked to i is called i 's neighbor. Typically, $E_i < E_N$. The neighborhood that farmer i take advantage of contributions is indexed N_i (excluding him/herself), the column-vector of neighborhood's contributions is indexed $e_{-i} \in \mathbb{R}_+^{Card(N_i)}$.

A payoff parameter $0 \leq \kappa_{ij} \leq 1$ measures how much i and j affect each others' payoffs, given they are linked. Hence, the farmer i benefits from j ' ES contribution, scaled by κ_{ij} ². We assume that the benefits are undirected, that is $\kappa_{ij} = \kappa_{ji}$, and are distance-dependent because the ecosystem service is locally distributed. Notation κ is used for the corresponding $N \times N$ symmetric matrix which is the scaled adjacency matrix. Formally, the farmer i benefits from pro-ES practice adoption at a level $f_i(E_i) = f_i(e_i + \kappa e_{-i})$, f_i being increasing concave (Paul *et al.*, 2020). This means that the economic value increases with additional environmental elements at a diminishing rate.

Concerning the farmer's utility model, we follow recent advances in behavioral modeling (DellaVigna, 2009; Madrian, 2014; Farhi & Gabaix, 2020): we assume that the utility the farmer i experiences is $U_i(e_i, e_{-i})$ (Kahneman *et al.*, 1997; Kahneman & Sugden, 2005), but she/he perceives a different utility, called 'decision' utility $U_i^s(e_i, e_{-i})$ (superscript s indicates subjective perception). Thus, this utility will be used by the farmer to make her/his choice (Kahneman *et al.*, 1997; Kahneman & Sugden, 2005). In our study, we assume that the latter is attached to a perception of marginal cost c_i^s of pro-ES practices (?). Indeed, it has been shown that farmers are often aware of ecosystem services and their benefits in developed countries (Lamarque *et al.*, 2011; Smith & Sullivan, 2014; Morales-Reyes *et al.*, 2018; Breeze *et al.*, 2019; Hevia *et al.*, 2021), but can overestimate the cost of pro-ES practices (see Section 'Empirical Application'). According to these specifications, decision utility function is defined as follows³:

$$U_i^s(e_i, e_{-i}) = f_i(e_i, e_{-i}) - e_i c_i^s(c_i^p, \gamma_i) \quad (2)$$

²In fact, κ_{ij} gives the substitutability between i 's and j 's contributions (Bramoullé *et al.*, 2014)

³Naturally, the total utility of farmer is also dependent from her/his agricultural production activity, but here it is not considered *per se*. It implies that the production strategy is independent from the pro-ES practice strategy.

where c_i^s is the perceived cost (*ie* the subjective cost), c_i^p is the pecuniary cost, γ_i is the vector of behavioral factors. We assume that $\partial c_i^s / \partial c_i^p > 0$. In this paper, we focus on policies aiming at reducing the negative effects of behavioral factors⁴, to approach the Pareto optimality defined as the contribution vector maximizing the sum of experienced utilities. For K behavioral factors and $\forall k \in \llbracket 1; K \rrbracket$, $\partial c_i^s / \partial \gamma_i^k > 0$. In other terms, the behavioral factors modeled are only those which have a negative impact on cost perception/adoption intensity. In this context, we propose to define a misperception of costs by a farmer i as the case where the farmer incurs at least one behavioral factor, that is $\exists k \in \llbracket 1; K \rrbracket, \gamma_i^k > 0$. As a consequence, such agent is not a *homo agricola economicus* (Dessart *et al.* , 2019).

Proposition 1 *The presence of behavioral factors on pro-ES practice adoption, conducts to an underprovision of the ES. The deeper the factors, the lower the ES provision.*

See Proof in Appendix A10.1.

Proposition 2 *Because of the cost-misperception, the first-best incentive level is increased compared to the traditional public good case. This discrepancy, denoted δ_i and equals to $c_i^s - c_i^p$, can be interpreted as the behavioral wedge, or the psychological cost.*

See Proof in Appendix A10.2.

A interesting consequence of Proposition 2 is that a misperception of pro-ES practice costs implies for the policy maker to increase the first best incentive level. As expected, the amount of distortion required for farmer i is increased of the difference between real cost and the perceived one. The optimal incentive is thus the sum of the externality and the behavioral wedge (Madrian, 2014). This result is consistent with the observations of European farmers facing the Common Agricultural Policy. As raised by Dessart *et al.* (2019), the assumption of farmers' rationality conducts to unrealistic *ex ante* evaluations. Indeed, this assumption leads to a systematic underestimation of the required amounts of distortions to apply to reach the social optimum.

3.2 Public policy modeling

We define a stylized model of toolbox available to the policy maker, that includes a 'hard' tool (being traditional agri-environmental incentives), and a set of 'soft' tools, (being behaviorally informed programs; Goldin & Lawson, 2016; Palm-Forster *et al.* , 2019; Dessart *et al.* , 2019).

As in Goldin & Lawson (2016); Carlsson & Johansson-Stenman (2019); Farhi & Gabaix (2020), we assume that the financial and behavioral instruments are partial substitutes. Assuming substitution involves shortcuts about behavioral mechanisms, but it allows unified treatment of policy tools (Allcott & Sunstein, 2015) and remains consistent with empirical

⁴We made this assumption because the case in which farmers overproduce ecosystem services is not documented

observations (e.g. [Duflo *et al.*, 2011](#)). Hence, tools are substitutes to act on the perceived cost.

More precisely, the policy maker distorts the initial perceived marginal cost, both with financial and behavioral instruments. However, the former enters into the farmers' experienced cost, while the latter do not. Independently of the combination, the objective of the policy maker is invariable, namely that farmers provide the ES as closest as the social optimum level. It is quasi-systematically impossible for the policy maker to impose the first-best subsidy to each farmer – i.e. accounting for heterogeneity – because of high transaction costs and asymmetric information ([Cornes & Sandler, 1996](#); [Hanley *et al.*, 1999](#)). We thus assume that the policy maker provides a uniform second-best subsidy, called z ([Diamond, 1973](#)). Conversely, behavioral instruments generally allow to take farmers' heterogeneity into account. For example, SMS-based nudges ([Chabé-Ferret *et al.*, 2019](#)) or tailor-made contracts ([Espinosa-Goded *et al.*, 2010](#)) are personalized policies⁵. The amount of perceived distortion to apply on farmer i is given by

$$\varepsilon_i^s = z + \sum_m g_i^m(\chi_i^m), \quad (3)$$

where z is the unique financial incentive level (applied to all farmers) and χ_i^m is the level of the behavioral instrument m used by the policy maker for farmer i . Furthermore, g_i^m is a function related to the effect and effectiveness of behavioral policy on farmer i . This function is assumed increasing concave due to the marginally decreasing effectiveness of behavioral instruments. This concavity property is consistent with literature, which showed that nudges are efficient at low levels but become inefficient when they are too used ([Lehner *et al.*, 2016](#); [Benartzi *et al.*, 2017](#)). In the following we assume that g_i^m is strictly increasing and concave.

Eq.3 captures the fact that both financial and behavioral instruments alter the perceived marginal cost of farmer. Using similarities with theory of consumer choice, we can state that the two tools affect not symmetrically farmers, for mainly two reasons. First, financial tools are great substitutes of behavioral ones ([Piñeiro *et al.*, 2020](#)), while the reciprocal is not true. Mathematically, this is formalized by the quasi-linear form of ε_i^s . The quasi-linear form allows us to simplify the analysis by focusing on the behavioral instruments without worrying about the financial one. Second, the financial tool affects also the experienced marginal benefit, while the others does not. This has implications for farmers in real life, notably on subsidy dependence.

The public envelope is limited, so the policy maker faces a budgetary constraint given by :

$$B = N\alpha^z z + \sum_i \sum_m \alpha^m \chi_i^m \leq \bar{B} \quad (4)$$

where B is the total budget for policies, α^z is the marginal cost of financial incentives and

⁵However, we acknowledge that some tools do not necessitate individual treatment (e.g. an informational campaign), but we assume personalized behavioral tools in the following for sake of simplicity.

α^m is the marginal cost of the m behavioral instrument. If no transaction cost occurs, we have $\forall m = 1, \dots, M, \alpha^m < \alpha^z$ because behavioral instruments are often less expensive than pecuniary instruments (Benartzi *et al.*, 2017). However, the relationship is undetermined when transaction costs occur.

4 Cost-effectiveness of using behavioral tool

Using a mixed toolbox rather than classical instruments – is it worth it? Which bundle of behavioral tools to focus on?

In this section, we study the conditions where using the mixed toolbox (i.e. including at least one behavioral tool) is more efficient than using solely the subsidy. We give a criterion for knowing which tool is suited for which pro-ES practice. To do so we make a cost-effectiveness analysis. The effectiveness is defined here as the distortion of perception allowed by the effort invested in a tool (Benartzi *et al.*, 2017). Without loss of generality, we assume homogeneity among farmers and analyze the effectiveness on one representative farmer. Furthermore, we study only one behavioral tool in addition to the financial one. The, we derive the condition of using a behavioral tool, which is generalizable to N different farmers and to M behavioral instruments.

Proposition 3 *Using a behavioral tool in addition to the financial one is optimal if and only if*

$$\chi < \frac{\alpha^z}{\alpha^m} g(\chi) \quad (5)$$

where χ is the behavioral tool level.

See Proof in Appendix A10.3.

This condition highlights that using the behavioral tool is efficient until a threshold determined by the cost ratio of financial and non-financial tools (α^z/α^m) as well as its effectiveness to modify farmer's behavior (g). The latter comes from the fact that the behavioral tool effectiveness marginally decreases: using behavioral instruments at high levels is non-efficient (Benartzi *et al.*, 2017). Furthermore, Eq.5 highlights a 'compensation effect' between behavioral tool cost and its effectiveness. For example, even if an informational campaign presents low effectiveness to change behaviors, it can be still interesting to use it because it presents low costs (Ölander & Thøgersen, 2014).

Eq.5 can be interpreted as a comparison between two effectivenesses. The left term is the hypothetical effectiveness η_1 of the behavioral tool if it was the same of the subsidy, namely one-for-one. The right term is the actual effectiveness of the behavioral tool corrected by the cost ratio of instruments η_2 . In order to illustrate these interpretations, we propose to

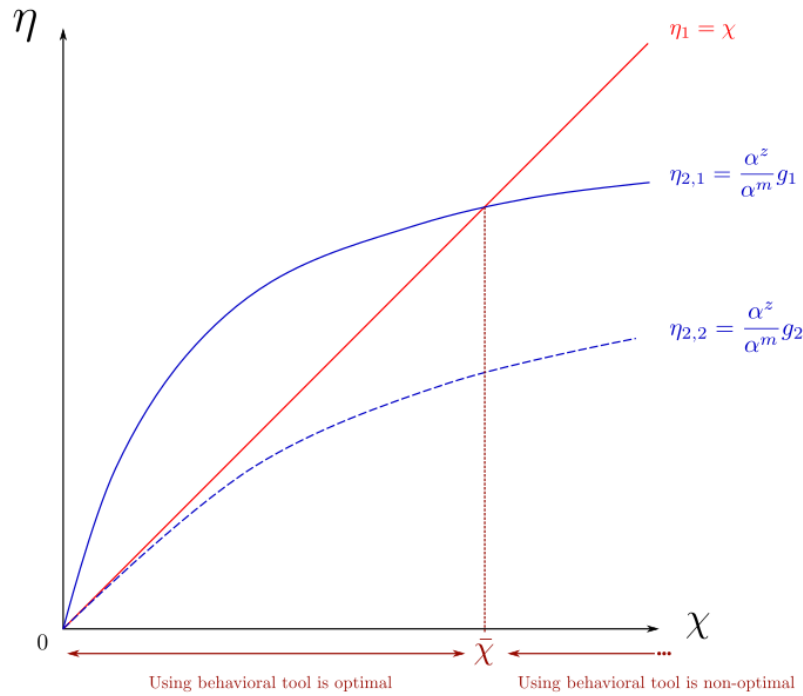


FIGURE V.1: Effort - effectiveness plot

depict these two effectivenesses on a graph (Figure V.1): we plot an effort-effectiveness plot concerning the use of behavioral tool. The first bisector ($\eta_1 = \chi$, in red) represents the left term of Eq.5: the case where one unit of effort returns one unit of perceived cost. The blue curves ($\eta_{2,1}$ and $\eta_{2,2}$) represent the right term in Eq.5 for two theoretical behavioral tools. Each blue curve is compared to the red line, the difference is called the relative-effectiveness (η_2/η_1). Following Proposition 3, using behavioral tool is optimal when it is above ($\eta_2/\eta_1 > 1$), and is non-optimal when it is below ($\eta_2/\eta_1 < 1$) and using subsidy is more efficient ($\eta_2/\eta_1 < 1$). This is here a concrete visualization of relative-effectiveness calculations used in Benartzi *et al.* (2017). Due to the increasing concave properties of behavioral tool effectiveness, insuring that it exists one level of tool for which the relative-effectiveness is superior to 1 is sufficient to prove that using behavioral tools should be considered by the policy maker.

Proposition 4 *A necessary and sufficient, condition for the superiority of using a mixed toolbox compared to solely subsidies is*

$$\frac{\partial g}{\partial \chi}(0) > \frac{\alpha^m}{\alpha^z} \tag{6}$$

See Proof in Appendix A10.4.

Proposition 4 says that implementing a behavioral tool is efficient if its initial marginal effectiveness is higher than the cost ratio of the financial tool and the behavioral tool. In words, **the policy maker can remove from the toolbox the behavioral tool if its**

marginal effectiveness for the first unit implemented is lower than the cost ratio of the financial tool and the behavioral tool.

In an operational perspective, the policy maker should evaluate *ex ante* subsidy and behavioral tool costs and compare the ratio with the sensitivity to the behaviorally-informed policy. The former can be done with a 'classic' estimation of the costs of policy measures (e.g. see Balana *et al.*, 2011), while the latter can be estimated using econometric methods (e.g. choice experiments such as in Broch & Vedel, 2012).

An interesting χ value, called $\bar{\chi}$ is the one where Eq.5 is an equality (the relative-effectiveness is 1). It is the threshold at which it is equivalent between using the behavioral tools or not using it. As a consequence, we can note that χ is defined over an interval bounded by $\bar{\chi}$: $\chi \in]0, \bar{\chi}]$. The existence and the magnitude of this $\bar{\chi}$ depend on the curvature of η_2 , that is on α^z/α^m and the curvature of g . In words, **the higher the absolute or relative effectiveness of the behavioral tool, the greater the probability that the use of the behavioral tool will be optimal for the policy maker.** The study of Czap *et al.* (2019) provides an illustration of this result: the authors explored the effect of nudging US farmers with letters on Agri-environment schemes enrollment. Let us now suppose that the same experiment is also conducted in Canada, all other things being equal: since the marginal cost of public funds (here α_z) is higher in Canada than in US (Auriol & Warlters, 2012), our result says that the probability that the optimal toolbox contains the nudge is greater in the US than in Canada.

To sum up, the policy maker should diversify its toolbox, by looking at the gap between the tool costs, and the farmers' sensitivity to the behavioral instruments. Once the previous conditions have been met and that the policy maker has identified the bundle of tools that is optimal to use, it is interesting to determine the optimal level of each tool.

5 Determining the optimal mix

5.1 Determining the unique optimal subsidy

We turn our attention on the optimal subsidy level. As a reminder, this level is assumed unique because it is impossible for a policy maker to get complete information on all individual parameters and to implement personalized subsidies (Cornes & Sandler, 1996). In the following, we drop the assumptions of homogeneous farmers and of an unique behavioral tool: we take up the case with N farmers and M behavioral tools.

Proposition 5 *The optimal unique subsidy is given by*

$$z^* = \underbrace{\frac{\sum_i \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e'_j}{\sum_i e'_i}}_{\text{External benefits}} + \underbrace{\frac{\sum_i \delta_i e'_i}{\sum_i e'_i}}_{\text{Behavior}} - \underbrace{\frac{\sum_i \sum_m g_i(\chi_i^m) e'_i}{\sum_i e'_i}}_{\text{Other tools}} - \underbrace{\frac{\lambda \sum_i \alpha^z}{\sum_i e'_i}}_{\text{Budgetary constraint}} \quad (7)$$

See Proof in Appendix A10.5.

The interpretation of Proposition 5 can be done as follows. The optimal subsidy is the sum of four terms: the first term represents the weighted average of the external marginal benefits, the weights being the subsidy derivatives on contributions. It follows the analytical result of [Diamond \(1973\)](#) for a second-best unique taxation. Similarly, the second term is the weighted average of the behavioral wedges: it can be seen as a behavioral extension of the [Diamond's](#) work, such as in [Goldin & Lawson \(2016\)](#)'s work. The third term is the weighted average of the behavioral tool benefits, due to substitution between tools. This term can be found in the nudge-tax model developed [Carlsson & Johansson-Stenman \(2019\)](#). Finally, the fourth term is related to the budgetary constraint: it is the average increase in welfare per unit of budget.

5.2 Optimal behaviorally informed policies

We turn our attention on the optimal allocation of behavioral tools.

Proposition 6 *The optimal behavioral tool b level for farmer k is given by*

$$\begin{aligned}
 g_k(\chi_k^{b*}) &= \underbrace{\sum_i \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} \frac{e'_j}{e'_k}}_{\text{External benefits}} + \underbrace{\sum_i \delta_i \frac{e'_i}{e'_k}}_{\text{Correcting behavior}} \\
 &\quad - \underbrace{\sum_i z \frac{e'_i}{e'_k}}_{\text{Trade-off subsidy}} \\
 &\quad - \underbrace{\sum_i \sum_{m \neq b} g_i^m(\chi_i^m) \frac{e'_i}{e'_k}}_{\text{Trade-off other behavioral tools}} \\
 &\quad - \underbrace{\sum_{l \neq k} g_l^b(\chi_l^b) \frac{e'_l}{e'_k}}_{\text{Trade-off tool } b \text{ with other farmers}} - \underbrace{\frac{\lambda \alpha^b}{e'_k}}_{\text{Budget}} \tag{8}
 \end{aligned}$$

See Proof in Appendix A10.6.

The Proposition 6 gives some insights about the optimal level of behavioral tools that the policy maker should implement on farmers. The left-hand-side of Eq.8 encodes for the perceived behavioral tool level. The two first terms of right-hand-side capture the externality internalization and the behavioral wedge correction, such as in the subsidy equation (Eq.7). Since $\forall i \in \{1, N\}, e'_i > 0$, the two terms are positive: they raise the optimal level of the tool. It means that the policy maker should ideally focus on farmers with high misperception of costs, or farmers with high connectivity in the network (with many neighbors) since

the marginal external benefits of farmer i increase with the number of neighbors and their proximity.

Conversely, the following three terms decrease the optimal level (quantities are all positive): they actually capture the trade-offs between the different instruments within the toolbox. Three types of trade-offs occur: with subsidy, with other behavioral tools, and with other farmer allocations of the same behavioral tool. Finally, the last term is subsequent to the budgetary constraint.

5.3 How to allocate between farmers and landscapes?

Behavioral tools, contrary to subsidies, allow to cope with farmers' heterogeneity. Thus, the policy maker can adapt the behavioral tool level, at least at the landscape-scale, to best fit the local situation. Because farmers' strategies are interconnected through the public good, optimal provision of tools are also interdependent. We are now interested in how an optimal behavioral tool level for a given farmer can be impacted by another farmer's characteristics. In other terms: how to distribute the effort within the network of heterogeneous farmers?

To study it we consider a toolbox containing one behavioral tool and one subsidy. In the following we look at the gap in behavioral tool level between farmers i_1 and i_2 , given by the analytical expression of $\Delta g_{i_1 i_2} = g_{i_1}(\chi_{i_1}) - g_{i_2}(\chi_{i_2})$. The higher $\Delta g_{i_1 i_2}$, the more effective it is for the policy maker to focus on farmer i_1 rather than i_2 . This can also be viewed as the trade-off between behavioral tools targeting farmers i_1 and i_2 .

To compute this gap, we define $h_i = \frac{\frac{de_i}{de_{i_1}} - \frac{de_i}{de_{i_2}}}{1 - \frac{de_{i_1}}{de_{i_2}}}$. The numerator represents the difference

of marginal effectiveness between farmers i_1 and i_2 to influence farmer i 's adoption. The denominator is similar, but focusing on farmer i_1 . Hence, h_i is a quantity representing the strength of i_1 's influence on i compared to i_2 . We observe several cases :

- i_1 is a neighbor of i and not i_2 , thus $h_i > 0$
- i_2 is a neighbor of i and not i_1 , thus $h_i < 0$
- i_1 and i_2 are both neighbors of i , thus the sign of h_i is undetermined and depends on their respective distances to i .

Proposition 7 *The gap between the cost distortion imposed to farmers i_1 and i_2 can be*

expressed as follows :

$$\begin{aligned}
\Delta g_{i_1 i_2} = & \frac{\partial f_{i_2}}{\partial e_{i_1}} - \frac{\partial f_{i_1}}{\partial e_{i_2}} + \delta_{i_1} - \delta_{i_2} \\
& + \sum_{j \in \{N_{i_1} \setminus i_2\}} \frac{\partial f_{i_1}}{\partial e_j} h_j + \sum_{j \in \{N_{i_2} \setminus i_1\}} \frac{\partial f_{i_2}}{\partial e_j} h_j + \sum_{i \neq \{i_1, i_2\}} \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} h_j \\
& + \sum_{i \neq \{i_1, i_2\}} \delta_i h_i \\
& - \sum_{i \neq \{i_1, i_2\}} z h_i - \sum_{i \neq \{i_1, i_2\}} g_i h_i - \lambda \alpha \left(\frac{1}{de_{i_1}/d\chi_{i_1}} - \frac{1}{de_{i_2}/d\chi_{i_2}} \right) \tag{9}
\end{aligned}$$

See Proof in Appendix A10.7.

We propose to interpret Eq.9 as follows: the first four quantities of the right-hand term concern farmers i_1 and i_2 themselves. They represent the gap between the two farmers concerning their behavioral wedges and their mutual externalities. Acting on farmer i_1 is cost-effective (i) if i_1 is more biased than i_2 , and/or (ii) if the externality of i_1 on i_2 is higher than the reciprocal one. The former is in line with previous result of [Czap *et al.* \(2019\)](#), who showed that the use of a nudge was more effective in low-awareness landscapes than in high-awareness ones. The next three terms (5th, 6th, 7th) represent the marginal indirect benefits of all other farmers than i_1 and i_2 , scaled by the strength of i_1 's influence compared to i_2 . That is, to intervene on farmer i_1 will be preferred to farmer i_2 if i_1 's influence is greater in terms of side benefits than i_2 's one. In words, **the most influential farmers** – those with the widest neighborhood – **should be focused first**. Similarly, the next term (8th) says that the policy maker should focus on the farmer with the greatest potential to compensate the behavioral wedge of others. Finally, the 9th and 10th terms are related to trade-offs among all other tools while the last term of the right-hand term says that more budget should be spent on the most efficient farmers.

Proposition 7 shows that using a behavioral tool allows refining budget allocation in focusing on most 'influential' farmers, and is thus more cost effective than using solely subsidy. The influence in networks can be induced by many reasons: here, we only considered the physical (i.e. ecological) influence of farmers' decisions (due to their geographical position in the landscape), but we can imagine other forms of influence such as social influence (see [Conley & Udry, 2010](#) for a review on social learning in agriculture).

However, it is difficult in practice to adapt behavioral policies at the farm scale, but it can be done easily at the landscape-scale. An important notion, related to influence is the network connectivity, related to neighbor number and geographical or social proximity ([Penrose, 2003](#)). In our case, geographical connectivity of the agricultural landscape is mainly driven by two landscape characteristics. First, the average field size, since the higher the field size, the lower the number of neighbors and the proximity ([Clough *et al.*, 2020](#)). Second, the land consolidation level⁶, since big contiguous land holding naturally decreases the number of

⁶Land consolidation is a planned rearrangement of fragmented land parcels and their ownership, often to

direct neighbors. Clough *et al.* (2020) have shown that both are linked, and can be associated with landscape intensity. Hence, schematically, the lower the network connectivity, the higher the landscape intensity.

To sum up, it is **cost-effective for policy makers to focus behavioral tools on landscapes with the highest ecological and social connectivity**. It implies that (i) less intensive landscapes and (ii) landscapes with a high social connectivity should be focused first. The finding (i) complements ecological studies on agri-environment schemes effectiveness. Indeed, literature has shown that these practices are more effective in complex and extensive landscapes (Batáry *et al.* , 2011; Deguines *et al.* , 2014; Sutter *et al.* , 2018; Marja *et al.* , 2019). Finding (ii) complements literature on collective action, which shows that good social relationships on a landscape may benefit to ecosystem service provision (Barnaud *et al.* , 2018).

5.4 Conclusions on theory

Farmers can be biased due to psychological factors, leading to underprovision of ecosystem services. The optimal intervention is thus raised compared to the neoclassical optimal distortion to apply, implying a high public cost to restore optimum. An efficient way to reduce this cost is to include behavioral instruments in the toolbox. A mixed toolbox comprising at least one behavioral tool, may be efficient in certain cases. We showed that it is optimal for the policy maker to invest *ex ante*, to grasp which behavioral tool is best suited for the targeted ecosystem service. We showed that low costs and high adaptability of behavioral tools make them cost-effective. We finally showed that it is optimal for policy makers to allocate behavioral tools first in (i) ecologically complex landscapes and in (ii) socially connected landscapes.

6 Empirical application

In the following, we aimed at illustrating our theoretical results in specifying and calibrating the model. We used an original data set from a contingent valuation and psychometric questionnaire on flower strip implementation in France.

6.1 Flower strips, pollination and pest control

In agricultural landscapes, two of the three services considered most at risk are pollination (Potts *et al.* , 2016) and biological pest control (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Pollination is a central ecosystem service and linked to human well-being through the maintenance of ecosystem health and function, wild plant reproduction, crop production and food security (Potts *et al.* , 2016). However, the service is declining and studies showed an underprovision, at least to satisfy demand for crop production (Kremen *et al.* , 2002; Aizen & Harder, 2009;

facilitate and make larger, contiguous, land holding.

Breeze *et al.* , 2014; Narjes & Lippert, 2019). Biological pest control is an ancient agroecological approach that consists of making use of certain organisms to control others (Rusch *et al.* , 2010). This ecosystem service is endangered as well, mainly because of habitat loss due to agricultural intensification (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). In intensively agricultural landscapes, the establishment of in-field 'flower strips', that is non-productive areas with flowering herbaceous plants, is a promising practice to overcome the decline and the underprovision of the two ecosystem services cited above (Albrecht *et al.* , 2020; Zamorano *et al.* , 2020). However, few adoption and even approbation is observed among farmers (Faure *et al.* , 2021), while they have a good perception of pollination and pollinators (Hevia *et al.* , 2021). Faure *et al.* (2021) empirical study suggests that farmers may overestimate the costs of setting up flower strips.

6.2 Survey design

The data set comes from an online survey realized between March and June 2021, and targeting field crop French farmers. The approach was hybrid, since we used a combination of contingent valuation and psychometric methods. As highlighted by Lindhjem & Navrud (2011), internet surveys are suited to practice contingent valuation, in addition to other benefits such as time, cost or logistics savings, the latter being crucial in current context of COVID 19 epidemic. Farmers were indirectly informed of the survey, through newsletters, mailing lists or social networks such as Twitter. We constructed the survey following Johnston *et al.* (2017) insights.

The respondents were primarily informed about the context of the questionnaire (i.e. improve the understanding of drivers of flower strip implementation). We ensured anonymity and claimed that we want to know the respondents' true opinions. The questionnaire (available in Supplementary Material S1) began with introductory questions about farm (location, farm size, main crops, revenue, type of landscape) and farmers characteristics (age, education level, experience). We followed with questions about the sources of influence for managerial decisions. Next, some questions about the position vis-a-vis flower strips were asked, and explanations about potential benefits and costs of flower strips were given through a short video. The contingent valuation was then carried out, with a prior explanation of the hypothetical contract (i.e. 2-year, with a percentage of the total farm area converted into flower strips). For more details on the contingent valuation design, see Appendix A11. In order to evaluate if contract attributes impacted the valuation, we randomized the percentage of converted area stipulated by the contract. Furthermore, to assess the hypothetical bias we randomly either (i) provided wheat and oilseed rape gross margins, or (ii) did not provide information about gross margins. We asked farmers' opinion on pecuniary cost of flower strip implementation. We also questioned farmers' preferences for contractual attributes in order to design adequate behaviorally informed policies. We finally evaluated – through Likert scales – farmers' fears and beliefs about flower strips, which can be associated with behavioral factors.

6.3 Data description

A total of 157 complete responses were recorded. According to our survey, the average age of the respondents was 49. They had on average 21 years experience in agriculture. Farms were mostly located in large French agricultural plains (i.e. Beauce, Champagne and Bas-Poitou ; Figure V.2). The average farm size was 160 hectares which is common in crop field agriculture but high compared to the French average for all crops combined (~ 63 hectares). 10% were organic farmers and 21% practiced soil conservation agriculture. The latter proportion is higher than the French average (12-15%) : this could be caused by the survey diffusion networks which have been used or/and a self-selection bias. Net income ranged from 0 to 40k€, with an uniform repartition among farms, even if 21% stated that they did not know this indicator. According to our survey, extension services were the most influent source for managerial decisions, followed by other farmers and neighbors. Other sources such as internet or press were less used. This is rather insightful from two perspectives. First, the knowledge of the new policy should be spread indirectly, e.g. through technical advisors. Second, social connectivity leads farmers' decisions, and consider it when designing optimal policies is crucial. While 96% of respondents have heard of flower strips, the average score of 5.6/10 was given in response to the question 'how much do you know about flower strips?'. Only 24% of respondents said that their neighbors have adopted flower strips, but 40% did on their own farm. This rate is reduced to 16% for in-field flower strips. For them, most have sown them in the last five years and have an average of five strips on their farm.

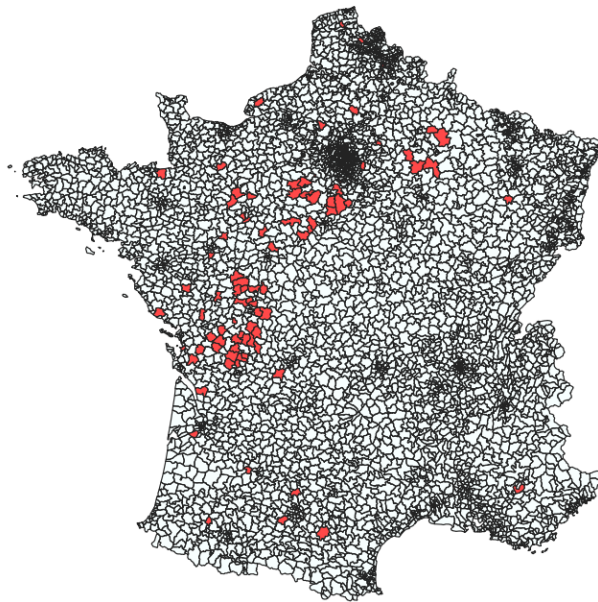


FIGURE V.2: Map of respondents' location by postal code (in red)

6.4 Data analysis

Farmers who had already adopted flower strips had a lower willingness to accept (WTA) than others, signifying that WTA was linked to utility and decision (Welch test, $t = 2.4$, p-value

= 0.0212).

According to the data, farmers were also influenced by the neighborhood for flower strips, since farmers with adopters in their neighborhood were more prone to sow strips (Chi-squared = 3.0306, p-value = 0.08171).

Finally, the two major farmers' concerns regarding the implementation of in-field flower strips were the weed risk and the lack of knowledge (Figure V.3). Note that the opinion on weed risk was very variable: farmers did not have a consensus on the issue. The next most common concerns were loss of production and financial risk, as well as lack of technical skills.

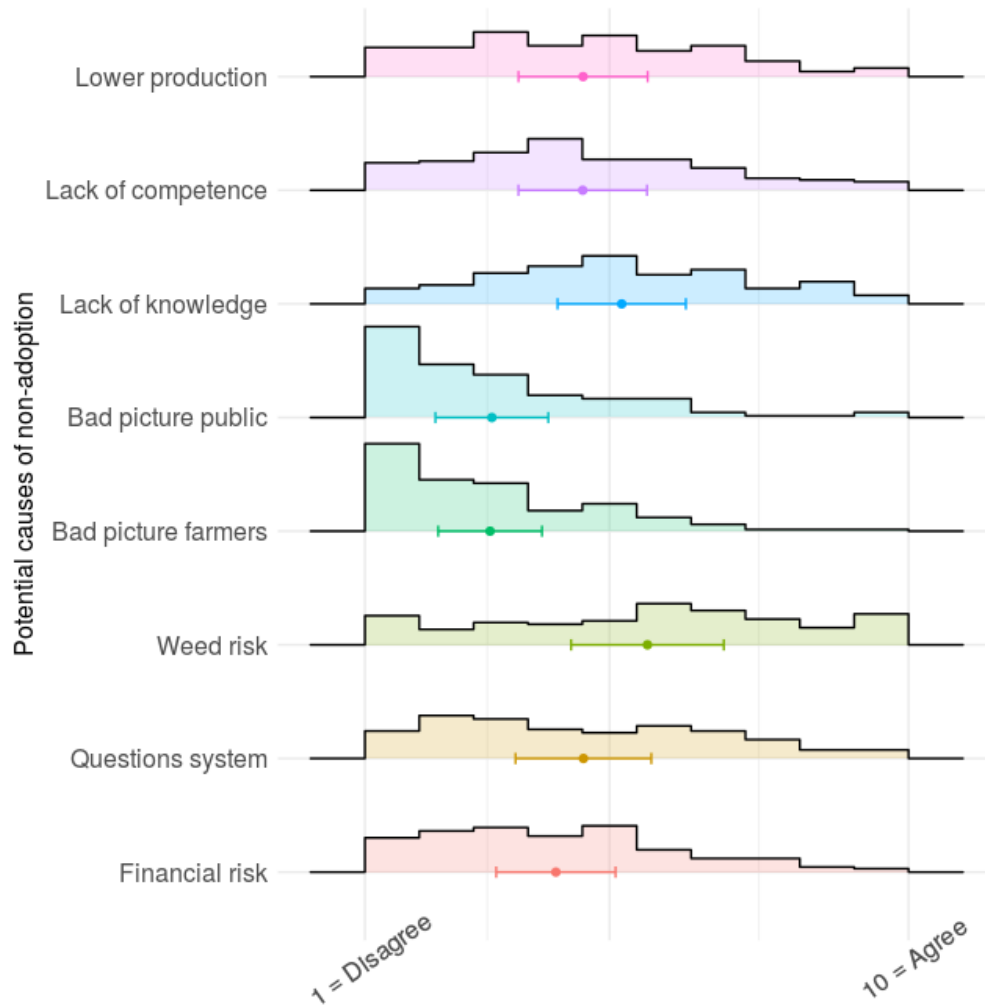


FIGURE V.3: Distribution of factors related to behavior

We collected very variable amounts ranging from 0 to 5993€·ha⁻¹·yr⁻¹. In order to avoid outliers that could bias the analysis, we fixed any amount beyond 1500€·ha⁻¹·yr⁻¹ to 1500€·ha⁻¹·yr⁻¹. We assumed that these farmers would not have signed up for the contract regardless of the subsidy (as a reference the French wheat gross margin is around

600€·ha⁻¹·yr⁻¹). We observed very different amounts as showed in Fig.V.4. Not surprisingly, we found that the higher the monetary compensation for participation, the more likely farmers to enroll into the hypothetical contract (Schulz *et al.* , 2014). The average willingness to accept was 734€·ha⁻¹·yr⁻¹ (± 394 €·ha⁻¹·yr⁻¹). The agri-environmental scheme amount was 50-900€·ha⁻¹·yr⁻¹ in France for 2015-2022 period: positioning the WTA in the upper range.

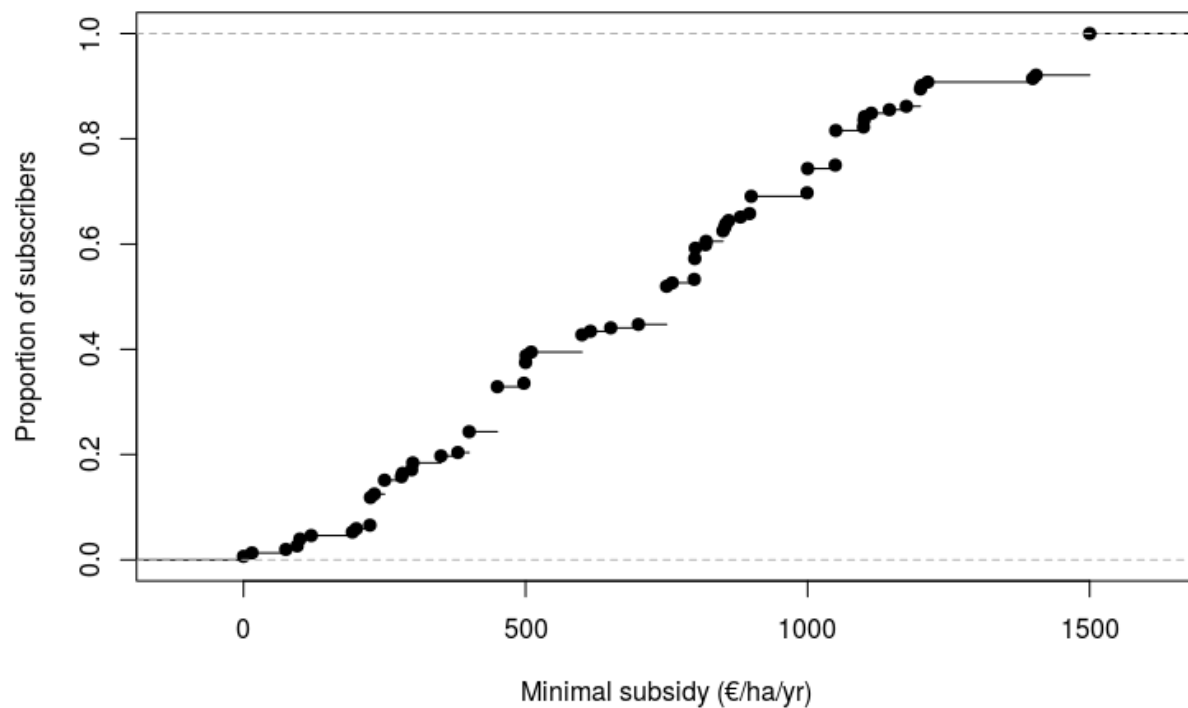


FIGURE V.4: Cumulative distribution of farmers accepting the contract terms

6.5 Model specification, calibration and estimations

As part of the contingent valuation questionnaire the farmer i was asked the minimal subsidy amount WTA_i to adopt a given area of flower strips. Such as in our theoretical model, costs can be divided into a pecuniary part c_i^p and a behavioral part δ_i . Using Eq.2, the utility associated with flower strip implementation can be written :

$$U_i(e_i, e_{-i}; WTA_i) = f_i(e_i, e_{-i}) - e_i c_i^p - e_i \delta_i + WTA_i e_i \quad (10)$$

We assume that the sole heterogeneity between farmers regarding benefits comes from the farm area, noted S_i (i.e. $f_i(e_i, e_{-i}) = f(e_i, e_{-i}, S_i)$). From the utility theoretic standpoint, a farmer i is willing to accept exactly $WTA_i \text{€} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ to adopt \bar{e}_i hectares of flower strips, if the farmer's expected utility with the new practice equals to the one at the initial state (assumed equals to 0 because utility U_i accounts only for flower strips newly implemented): that is if $\mathbb{E}U_i^0(0, 0; 0) = 0 = \mathbb{E}U_i^1(\bar{e}_i, 0; WTA_i)$. We assumed that the difference between the expected and the actual utilities was that farmers did not take into account neighborhood's benefits (since presence of flower strips in neighborhood has no significant impact on WTA ; Welch test, $t = 1.3$, $p = 0.19$). We specified expected utility as

$$\mathbb{E}U_i = f_i(e_i) - e_i c_i^p - e_i \delta_i + e_i WTA_i \quad (11)$$

In the following, we aimed at estimating the unknown utility parameters.

Benefits There is evidence that flower strips increase pollination and pest control levels. These two ecological functions are positively related to crop yield (Pywell *et al.* , 2015; Woodcock *et al.* , 2019). However, until now, few empirical studies have shown a direct link between flower strips and revenue (Uyttenbroeck *et al.* , 2016; Albrecht *et al.* , 2020; Zamorano *et al.* , 2020). We can cite Carvalho *et al.* (2012); Blaauw & Isaacs (2014); Pywell *et al.* (2015); Tschumi *et al.* (2016); Delphia *et al.* (2019). Many explanations have been put forward. First, a possible mismatch between measurement and ecological time-scales: e.g. as pollinator populations fluctuate from year to year, it could take time for them to colonize new habitats and build up larger population sizes (Zamorano *et al.* , 2020). Second, it is possible that the surrounding landscape composition and heterogeneity affect the benefits of these practices (Dainese *et al.* , 2017; Marja *et al.* , 2019). Finally, this could be due to different crop management (Bartomeus *et al.* , 2015) which would be generating variability in the responses of crop production. Despite the lack of clear evidence on a direct relationship between flower strips and revenue, we assumed a small, positive benefit in this study.

We followed a classic positive concave function (Paul *et al.* , 2020) between pro-ecological practices and economic values. This means that the economic value increases with additional environmental elements in the ecosystem at a diminishing rate. The response in economic value per additional unit of effort is large when starting at low levels and decreases for higher levels. The power function is widely used:

$$f(e_i, e_{-i}, S_i) = \alpha V_i(S_i) [e_i + \kappa e_{-i}]^\beta \quad (12)$$

Where V_i is a value function, which depends on the farmers i 's farm area (see Table S3). We estimated α and β using literature, particularly from Pywell *et al.* (2015) and Sutter *et al.* (2018) who sampled a total of 78 fields of oilseed rape and wheat (see Supplementary Material S2). The κ matrix is subsequent to the distance between farms, and we estimated the relation between benefits and distance thanks to Albrecht *et al.* (2020) (see Supplementary Material S6). We assumed that farmers have a complete knowledge about benefits, which is reasonable since (i) they received this information through the video within the survey, (ii) the adoption rate was positively correlated with the adoption by neighborhood (Chi-test, $\chi^2 = 3.0306$, $p < 0.1$), (iii) they have globally a good perception of the pollination service and its benefits (Hevia *et al.*, 2021; Faure *et al.*, 2021).

Costs

Pecuniary costs Planting flower strips present non-negligible implementation and opportunity costs (see e.g. Delphia *et al.* 2019 for details on incurring costs). All implementation or opportunity costs are grouped together under the term 'pecuniary costs'. Since the pecuniary cost for each farmer was not an observable variable in our survey, but a latent one, we estimated it. Studies have shown a wide heterogeneity in pecuniary cost of herbaceous strip implementation (e.g. Cordeau *et al.* 2011). In the following, we aim at measuring and simulating heterogeneity from data set. Three possible causes have been evaluated on a 1-10 scale by farmers, being (i) extra costs of farm equipment, (ii) extra costs of fuel and (iii) extra costs of labor. Cronbach's coefficient was used to evaluate the consistency among the causes. We found that the three causes measured the same concept, namely pecuniary cost, since the Cronbach coefficient was 0.79, and they were highly correlated (Figure S1). Positive correlation was found between WTA and the drivers of pecuniary cost (Figure S1). Assuming a perfect linear relationship between the WTA and the pecuniary cost, we performed a linear regression between WTA and each driver. We selected the model with the higher adjusted R-squared (see Table S4). We found that an increase of one unit in the Likert scale on extra fuel costs increased the WTA – and thus the pecuniary cost – by $40.28\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ on average. The intercept in the estimated model is the WTA in 0, not the pecuniary cost. To estimate the intercept we took the lower pecuniary cost observed in literature for French farmers (i.e. $350\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$; Cordeau *et al.*, 2011). For each farmer i we estimated the pecuniary cost, which was on average $536\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ ($\pm 95\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$).

Behavioral wedge Some studies have suggested that farmers may overestimate the costs of ecological intensification such as planting flower strips (Kleijn *et al.*, 2019). The cost overestimation of agri-environmental schemes is an observation which some attribute to loss aversion: farmers attach more importance to the production loss involved by the adoption than to overall economic impact (e.g. by taking into account cost savings of using less pesticides; Boussemart *et al.*, 2011). Behavioral economics theory states that the

difference between the real cost and the perceived cost is the behavioral wedge (Madrian, 2014; Allcott & Sunstein, 2015; Farhi & Gabaix, 2020). In the following we aimed at estimating this behavioral wedge. It can be done using previous estimations of benefits and pecuniary cost as well as willingness to accept responses. As stated above, a farmer i is willing to accept exactly $WTA_i \text{€} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ to adopt \bar{e}_i hectares of flower strips if $\mathbb{E}U_i^0(0, 0; 0) = 0 = \mathbb{E}U_i^1(\bar{e}_i, 0; WTA_i)$. Hence, an estimator of the behavioral wedge of farmer i is given by $\hat{\delta}_i = f_i(\bar{e}_i, 0) / \bar{e}_i - \hat{c}_i^p + WTA_i$, where \bar{e}_i is the flower strip area proposed in the randomized contract. The behavioral wedges were normally distributed (Fig.V.5), with an average of $745 \text{€} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ and a high variability ($\pm 465 \text{€} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$). The behavioral wedge is thus of higher order of magnitude than the pecuniary cost.

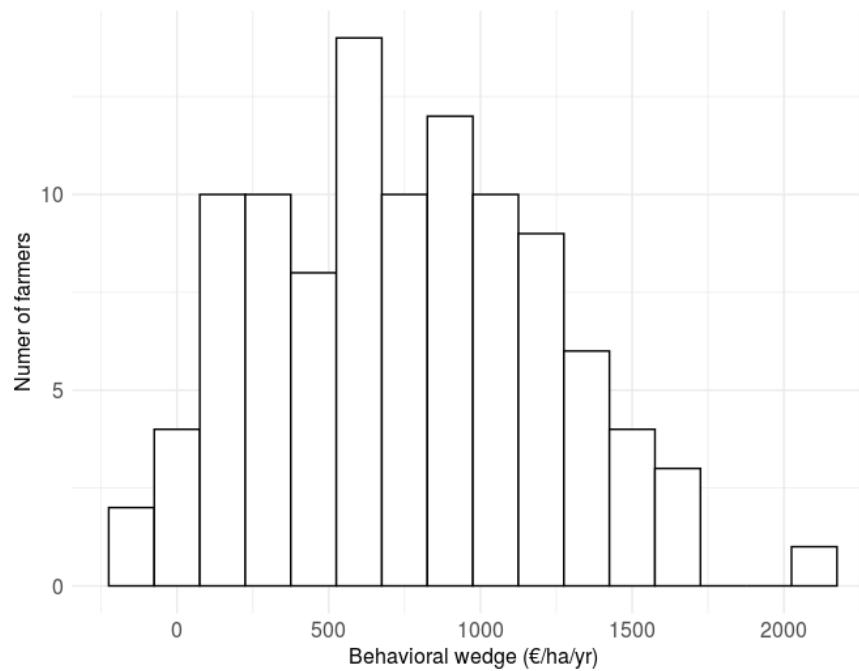


FIGURE V.5: Distribution of behavioral wedges

6.6 Behaviorally informed policy

We used the original data set to identify and model the behaviorally-informed policy. We questioned farmers' preferences for contractual attributes, and we found that the highest demand was for anticipated payments. Two types of anticipated payments were proposed: first, a larger subsidy the first year; second, a payment made before sowing. The former involves economic rationality, since the annually pecuniary cost of flower strips is higher the first year, and such a policy demand would simply follow the cost structure (Leveau *et al.*, 2021)⁷. The second one involves time preferences (Wilkinson & Klaes, 2017): meaning that farmers prefer concentrate payments earlier, with no pecuniary justification, and are thus

⁷Besides, we found positive and significant correlations between additional costs and demand for a higher first year payment (Spearman test, $\rho = 0.35$, $p < .001$).

"impatient" (Bougherara *et al.*, 2021). This has already been shown by studies such as in Tanaka *et al.* (2010); Duflo *et al.* (2011); Duquette *et al.* (2012).

We found that the higher the demand for payments made before sowing, the higher the WTA. This means that refining timing of payments could significantly increase the flower strip adoption. This refining can be considered as a behaviorally-informed policy, since it consists to shift payments to be consistent with farmers' preferences, without changing the whole amount (Grolleau *et al.*, 2015). We assume a positive concave function between policy effort and perceived cost. The response in cost reduction per additional unit of effort is large when starting at low levels and decreases for higher levels. Once again, we use a power function to model it, and we estimated it (see Supplementary Material S5). We assume a homogeneity among farmers concerning the sensitivity to the policy. We obtain the following function (Figure V.6). The classic subsidy policy follows the 'one for one' principle, in the sense that farmers' cost perception change is exactly of the amount that is spent by the policy maker. As depicted by Figure V.6 and thanks to Proposition 3, we confirm that it is optimal to use the behavioral policy until $750\text{€}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$, since its effectiveness is above the subsidy effectiveness before that threshold.

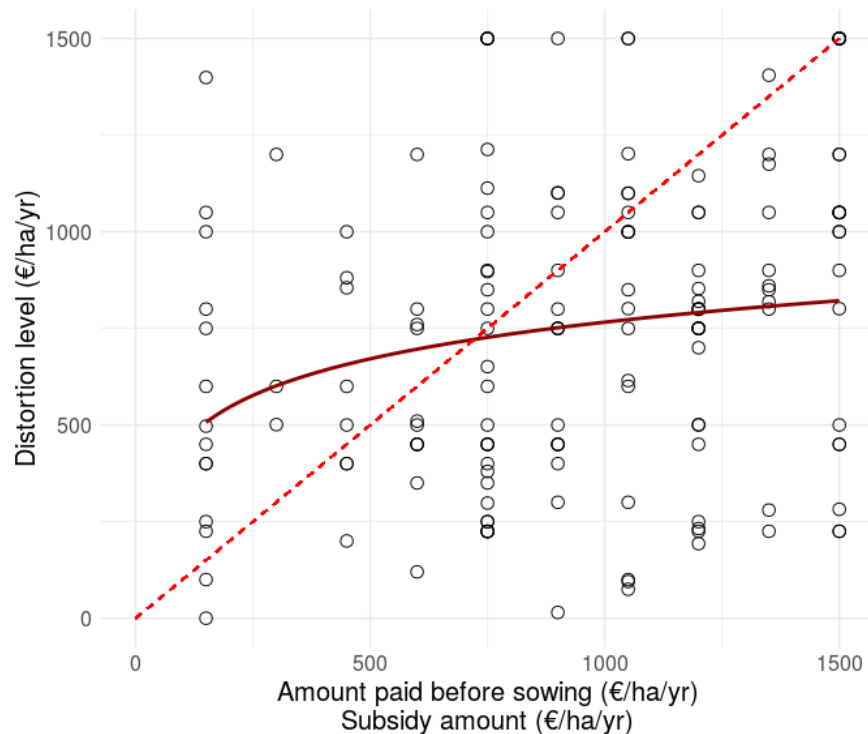


FIGURE V.6: Behaviorally-informed policy effectiveness (in dark red), compared to classic subsidy effectiveness (based on 'one for one' principle; in dashed red).

6.7 Network simulation

In the following, we look for simulating an agricultural landscape. To do so, we use the graph theory, a field of mathematics and computer science. Graphs are structures used to model

pairwise relations (named 'edges') between elements, here economic agents (named 'nodes'). Graph theory is promising, because it allows to model geography and social links, which shape economic interactions (Bramoullé *et al.*, 2014). However, it is currently underexploited in economics (Michael & Battiston, 2009). Graphs can be thought as geographic structures, in which social networks are established. That is where individuals have social interactions and take decisions according to the relations they have with each other. Using this approach to model game theoretical interactions vis-a-vis a public good problem has been popularized by Bramoullé & Kranton (2007), and is growing in popularity (see for example Jackson & Zenou, 2015, for a review). Spatial network modeling has been used in many domains, but poorly in agricultural economics (but see e.g. Kaufmann *et al.*, 2009; Manson *et al.*, 2016). Yet, agricultural landscapes can be thought as networks of stakeholders, as mentioned by Bretnolle *et al.* (2018). In particular, spatial networks are suited to model them because biological interactions are often localized, such as with flower strips (Albrecht *et al.*, 2020).

Here, we simulate the landscape as a random geometric graph (RGG), which is the mathematically simplest spatial network, and non-directed. Despite its simplicity, it is one of the closest graphs to many real-world networks (Penrose, 2003). Concretely, the RGG $G(N, r)$ is generated placing N points uniformly at random in $[0, 1]^2$, and connecting any two points distance at most r apart. G is determined solely with these two characteristics. In our model, N corresponds to the number of farmers and r – which can be named the neighborhood radius – is a parameter related to external benefits of flower strips. More exactly, for a given farmer i , we defined r as the exact distance where the benefits from e_i becomes zero for neighborhood. In addition, we assumed that benefits within the radius r decrease exponentially with distance from agent i (Albrecht *et al.*, 2020).

RGG properties, can be described with several indicators, only dependent from N and r , which can be interpreted in terms of agricultural landscape characteristics. Here, we are interested in network connectivity, related to neighbor number and proximity (Penrose, 2003). Intuitively, the higher the connectivity, the higher the flower strip side benefits, and we have shown that landscape intensity decreases with geographical connectivity. The first connectivity indicator that we use is the average degree⁸, which gives information about the number of neighbors benefiting from flower strip implementation, per farm, in the landscape. The second indicator of connectivity is the probability of isolated farmer. More precisely, the term $Ne^{-\pi r^2 N}$ provides information about the connectivity, because when this quantity approaches zero, the RGG is asymptotically almost surely connected (Penrose, 2003). In other terms, each farmer have – at least – one external beneficiary from flower strip implementation.

We simulate a typical West European agricultural landscape, where the number of farmers is fixed to $N = 50$. We simulate a heterogeneity among profiles, based on the statistics of our survey. We randomly assign to each farmer a parameter of (i) pecuniary cost c_i^p , (ii) behavioral wedge δ_i , and (iii) farm area A_i . The assignment of parameters (i) and (ii) is done using the estimated distribution on our dataset. If the behavioral wedge is negative, we set it to zero. The assignment of the farm area is done on a uniform distribution between three areas, corresponding to the average farm size $\pm 20\%$. This avoids aberrant values such as too low or even negative areas that could be found with a symmetrical continuous

⁸The degree is the number of edges that are incident to a node.

distribution. We calibrate r using the connectivity indicator $Ne^{-\pi r^2 N}$, and we choose r such as the network is asymptotically almost surely connected (i.e. the quantity approaches zero). However, we make a sensitivity analysis on r parameter, in order to study the impact of landscape characteristics on our results. Finally, we calibrated the distance effect on side benefits, using [Albrecht et al. \(2020\)](#) meta-analysis (see Supplementary Material S6).

6.8 Nash equilibrium and Pareto efficient effort profiles

In the following we aim at illustrating our theoretical model. To do so, we formalize and compute both the Nash and Pareto equilibria. For each, we study the drivers of the heterogeneity in private provision of flower strips, and their interactions. We also study how the drivers can be modified by the landscape intensity (related to r).

6.8.1 Nash equilibrium

Formally, the i -th farmer controls the flower strip provision e_i , and her/his problem is:

$$\begin{aligned} \max_{e_i} U_i^s & \quad (13) \\ \text{s.t. } 0 \leq e_i \leq A_i & \\ e_i \in \mathcal{E}_i(e_{-i}) & \end{aligned}$$

where $\mathcal{E}_i(e_{-i})$ is a set that depends on others' strategy, called feasible set ([Facchinei & Kanzow, 2010](#)). The solution set of problem in Eq.13 is denoted by $\mathcal{S}_i(e_{-i})$. The Nash equilibrium is the problem of finding $e_i^* \in \mathcal{S}_i(e_{-i})$ for all $i = 1, \dots, N$. Our model falls into the category of public good provision games which have been widely documented ([Bramoullé & Kranton, 2007](#)). First, some studies have shown that such games have always, at least, one Nash equilibrium (existence; [Naghizadeh & Liu, 2018](#)). Second, if the lowest eigenvalue of the side benefit matrix (denoted κ in our model) is inferior to 1, then the Nash equilibrium is unique (uniqueness; [Bramoullé et al. , 2014](#)). Computation of Nash equilibrium implies a reformulation of the problem ([Facchinei & Kanzow, 2010](#)). We use an algorithm based on the *Nikaido-Isoda-function* to compute the Nash equilibrium (see [Contreras et al. , 2004](#), for further details on computation).

After computation, we find that Nash provision is 1.49ha in the landscape, and 0.03ha of flower strips on average, equivalent to 300m² per farm. It goes from 0 to 2200m² We plot the spatial network using the *igraph* and *ggraph* packages in R v4.0.3 (R Core Team, 2018) in Figure V.7. We observe that behavioral cost impacts negatively flower strip contribution, illustrating Proposition 1.

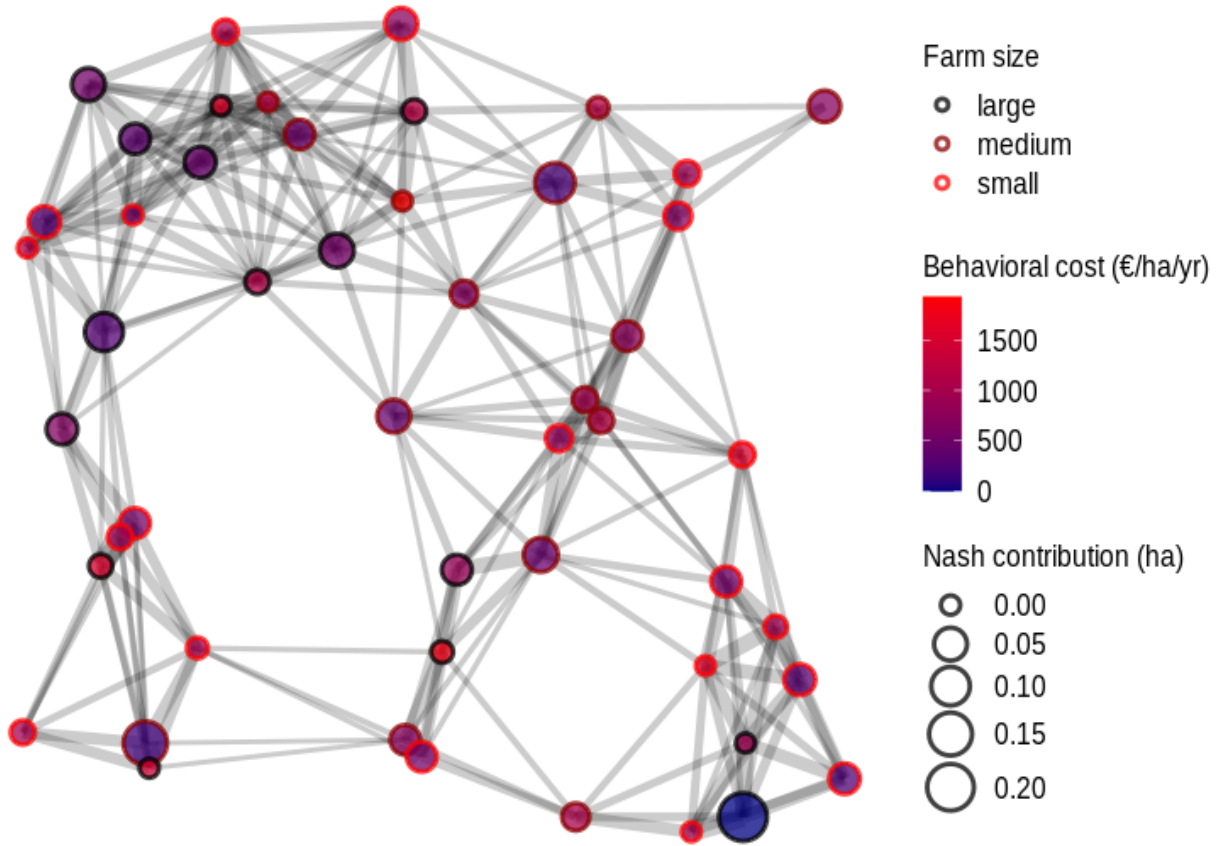


FIGURE V.7: Spatial network of the agricultural landscape. Nash contributions (circle size), behavioral wedges (circle color; inside), and farm areas (circle color; border) have been represented. Side benefits due to geographic proximity have been represented by black lines, their width represent the proximity.

No other clear impact can be taken out from the plot, but we propose a further analysis of the factors influencing decision with a multiple linear regression model. The vector of independent variables includes the behavioral wedge, the pecuniary cost, the farm size and the proximity⁹, which is the sum of the side benefit parameters for a given farmer. We also include all interaction effects in the initial model. We consider all sub-models of this complete model, and select the model with the highest explanatory power, using a stepwise algorithm to select the lowest Akaike Information Criterion (AIC).

We obtain the results in Table 1. Selected variables and interactions explain more than 78% of variance. As shown in Figure V.7, behavioral wedge plays negatively on flower strip adoption. In addition, the farm size plays positively, which is intuitive since the higher

⁹Proximity for the i -th farmer is given by $\sum_j \kappa_{ij}$

the farm size, the higher the benefits from flower strip implementation what leads farmers' adoption. Those two individual effects interact each other, since the negative effect of the behavioral wedge on adoption is significantly reduced by a larger farm (Table 1). Furthermore, as expected, pecuniary cost plays on the two aforementioned individual effects. More exactly, it deepens the negative impact of the behavioral wedge, and it reduces the positive effect of the farm size. Proximity (farmers' connectivity) deepens the latter effect (Table 1), showing a free rider issue. Indeed, the more the neighborhood benefits, the lower the effort: flower strips are thus strategic substitutes¹⁰. Finally, proximity deepens the negative effect of behavioral cost (Table 1).

¹⁰Strategic substitutes are defined by the property that an increase of effort by an agent decreases her/his neighbors' marginal utilities, leading them to decrease their effort levels in response

TABLEAU 1: Regresssion results

	<i>Dependent variable:</i>
	Nash provision
Pecuniary cost	6.551e-04 (0.001)
Behavioral wedge	-4.611e-06** (0.0002)
Farm size	6.221e-03** (0.003)
Proximity	2.103e-01 (0.574)
Pecuniary cost × Behavioral wedge	8.552e-07** (0.00000)
Pecuniary cost × Farm size	-9.733e-06** (0.00000)
Behavioral wedge × Farm size	-5.326e-07** (0.00000)
Pecuniary cost × Proximity	-4.501e-04 (0.001)
Behavioral wedge × Proximity	4.337e-04* (0.0002)
Farm size × Proximity	-3.760e-03 (0.003)
Pecuniary cost × Behavioral wedge × Proximity	-7.173e-07* (0.00000)
Pecuniary cost × Farm size × Proximity	6.818e-06 (0.00001)
Constant	-0.406 (0.456)
Observations	50
R ²	0.838
Adjusted R ²	0.785
Residual Std. Error	0.019 (df = 37)
F Statistic	15.942*** (df = 12; 37)

Note:

*p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

These results illustrate our theoretical findings with a concrete example. However, we have little information about the relative importance of factors to explain flower trip related choices. We make a variance partitioning of the model (Figure V.8). We indicate the percentage of explained variation for each selected variable, removing those with lower than 1%. The first factor explaining variance is the behavioral wedge with more 43%. That is almost three times the variation explained by the pecuniary cost. This result is crucial since it shows the importance of psychological factors in farmers' decisions, as reported by Dessart *et al.* (2019). Our sensitivity analysis on r parameter shows that variation explained by the behavioral wedge decreases with the network connectivity (Supplementary Material S7). In other words, the more intensive the landscape, the higher the importance of behavioral bias to explain flower strips choices. Simultaneously, proximity-related variables seem to be more important with the increase of r .

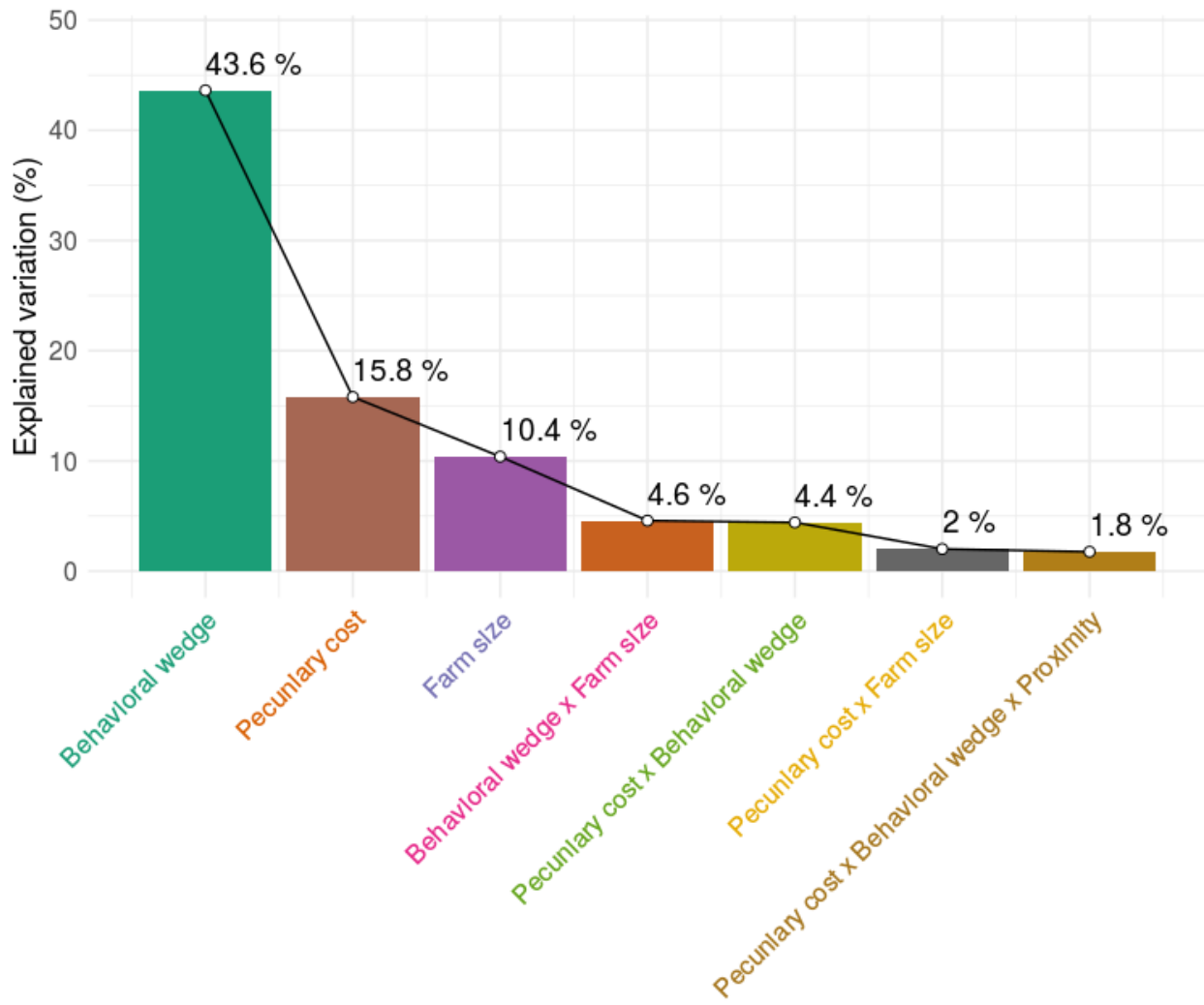


FIGURE V.8: Variance partitioning for the selected model.

6.8.2 Pareto optimum

Formally, the Pareto-efficient allocation is the solution to the following problem:

$$\max_{e_1, \dots, e_N} \sum_{i=1}^N U_i(e_i, e_{-i}) \quad (14)$$

The Pareto-efficient allocation is the vector of flower strip provision which maximizes the Bentham criterion with experienced utilities. After computation, the optimal flower strip provision in the simulated landscape is 12.14ha, with 0.24ha sowing area per farm on average. It means that the underprovision is on average 0.21ha per farm. The provision in the social optimum is therefore 8 times higher than that given by the private optimum. The difference between Nash and Pareto contributions varies a lot among farmers (Figure V.9). Around a third provided the Pareto contribution or more in the private optimum, while the others should increase their contribution.

To go further, we make a linear regression of the gap between Pareto and Nash contributions, in order to identify its most important drivers. In the same way as before, we choose the model with the lowest AIC. A variance partitioning of the model shows that all single variables – and some interactions – each explain a small percentage of the variation (Figure S4). Therefore, the difference between Nash and Pareto provisions can be explained by all factors at play and their interactions. However, the behavioral wedge and the pecuniary cost still stand as main explaining factors.

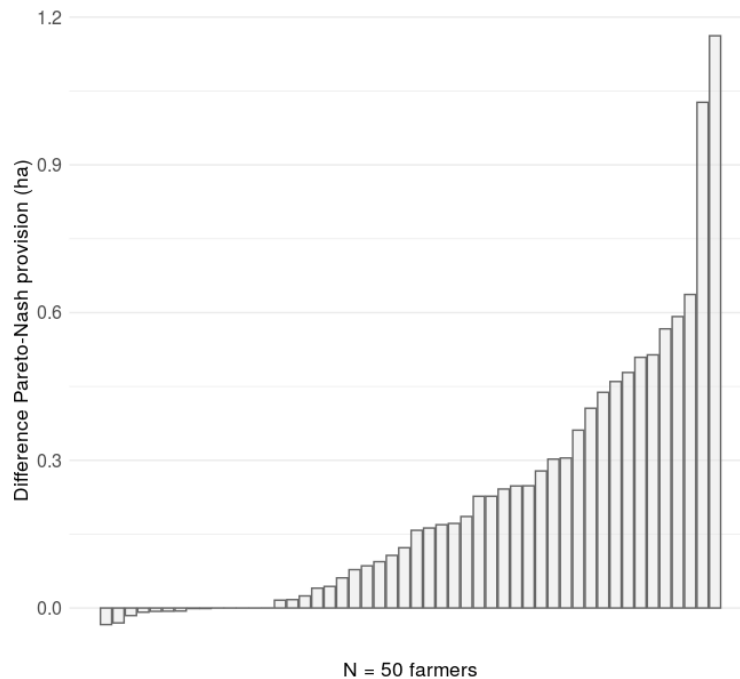


FIGURE V.9: Difference in flower strip provision between Pareto and Nash equilibrium for farmers (distributed along the x -axis).

6.9 Optimal mixed policies: perspectives

As we have shown above, ecosystem services related to flower strip implementation are widely underprovided (8 times) and justifying a public intervention to restore the optimum. The provision of flower strips at the social optimum on the simulated territory was 12.14ha and the provision without intervention was only 1.49ha. However, after computation, we show that the provision would be three times higher ($\simeq 4.5$ ha) without behavioral bias. Translated into budgetary terms, this means that the additional public cost imposed by the behavioral bias averages 1700€ per farm.

Thanks to our simulations of the Nash and Pareto equilibria, we have illustrate some of our theoretical findings. One of the perspectives of our paper is to simulate the policy maker in order to illustrate our other findings. This is a challenge in the sense that the currently used algorithm for computing the Nash equilibrium is highly time-consuming. Determining the equilibrium with the presence of public policies requires computing a multitude of Nash equilibria in order to approach the optimum. Two options are available to us. The first is to determine the gradient of the farmers' decision function, which seems infeasible given the complexity of the network. The second is to look at super-efficient algorithms such as Lemke Howson's (Daskalakis *et al.*, 2008).

Appendices

A10 Proofs

A10.1 Proof of proposition 1

PROOF FOC in a competitive equilibrium gives $f'_i = c_i^s$. In case of perfect rationality (no behavioral factors), $c_i^s = c_i^p$. The presence of behavioral factors for farmer i implies $c_i^s > c_i^p$. Using FOC we have $f'_i(e_i) > f'_i(e_i^p)$ where e_i^p is the provision level in case of rationality, in which only pecuniary costs account for. Since f is concave we obtain $e_i < e_i^p$ and the Proposition 1.

A10.2 Proof of proposition 2

PROOF The social optimum is defined as the contribution vector which maximizes the welfare function defined as the sum of experienced utilities.

$$\max_e W = \sum_i U_i(e_i, e_{-i}) = \sum_i f_i(e_i, e_{-i}) - c_i^p \quad (\text{A1})$$

with e the vector of contributions to ES. Considering f_i properties, the FOC for farmer i are $f'_i + \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_j}{\partial e_i} = c_i^p$ in case of social optimum. The FOC in private case with cost

misperception is given by $f'_i = c_i^s$. We define the optimal correction such as $f'_i + \varepsilon_i^{s*} = c_i^s$ respects the FOC in social optimum (see e.g. Carlsson *et al.* (2019) for behaviorally informed policy model theory). Hence, $\varepsilon_i^{s*} = c_i^s - c_i^p + \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_j}{\partial e_i}$. In defining ε_i^* as the optimal correction with no misperception ($c_i^s = c_i^p$), we have $\delta_i = \varepsilon_i^{s*} - \varepsilon_i^* = c_i^s - c_i^p$

A10.3 Proof of proposition 3

PROOF Using mixed toolbox is more efficient than using solely the financial incentive if the budget of the former B_1 is lower than the latter one B_2 , for the same distortion objective. Formally, $B_1 < B_2$.

The objective is the same in the two situations, and is thus given by $\varepsilon^s = z_1 + g(\chi)$ for the budget B_1 and $\varepsilon^s = z_2$ for the budget B_2 (with z_2 being the financial incentive level in case of use of financial incentive only). The condition is

$$\begin{aligned} B_2 > B_1 &\iff \alpha^z z_2 > \alpha^z z_1 + \alpha^m \chi \\ &\iff \chi < \frac{\alpha^z}{\alpha^m} g(\chi) \end{aligned} \tag{A2}$$

A10.4 Proof of proposition 4

PROOF We look for the minimalist condition of existence of $\bar{\chi}$. Since the effectiveness function $\eta_2 = \frac{\alpha^z}{\alpha^m} g$ is increasing concave, the existence of $\bar{\chi}$ is insured if it exists at least one χ for which $\eta_2 > \eta_1$.

Since $\eta_2(0) = \eta_1(0)$, and due to the increasing concave form of η_2 , a comparison of the tangency slopes in 0 of η_2 and η_1 is necessary and sufficient to prove the existence of one χ for which $\eta_2 > \eta_1$.

The tangency slope of $\eta_1(0)$ is 1, and of $\eta_2(0)$ is $\frac{\alpha^z}{\alpha^m} \frac{\partial g}{\partial \chi}$. If the latter is greater and the former, we have the Proposition 4.

A10.5 Proof of proposition 5

PROOF After the correction by the policy maker, perceived utility by the farmer i becomes $U_i^s = f_i(e_i + e_{-i}) - c_i^s e_i + (z + \sum_m g(\chi_i^m)) e_i$. The individual FOC are $\partial U_i^s / \partial e_i = 0$. It gives $\partial f_i / \partial e_i = c_i^s - z - \sum_m g(\chi_i^m)$. Replacing c_i^s by $c_i^p + \delta_i$ we obtain

$$c_i^p = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} + z + \sum_m g(\chi_i^m) - \delta_i \tag{A3}$$

The policy maker looks for maximizing the welfare function: $W = \sum_i U_i = \sum_i [f_i(e_i + e_{-i}) - e_i c_i^p]$. The derivative of W with respect to z is

$$W'(z) = \sum_i \frac{df_i}{dz} - \sum_i c_i^p e'_i \quad (\text{A4})$$

Differentiating f_i , we obtain

$$df_i = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} de_i + \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} de_j \quad (\text{A5})$$

thus

$$\frac{df_i}{dz} = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} e'_i + \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e'_j \quad (\text{A6})$$

and Eq.A4 becomes

$$W'(z) = \sum_i \frac{\partial f_i}{\partial e_i} e'_i + \sum_i \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e'_j - \sum_i c_i^p e'_i \quad (\text{A7})$$

Using Eq.A3, we can write

$$W'(z) = \sum_i \left[-z e'_i - \left(\sum_m g_i^m(\chi_i^m) - \delta_i \right) e'_i \right] + \sum_i \sum_{j \in n_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e'_j \quad (\text{A8})$$

The social planner chooses z in order to maximize the welfare function, under budgetary constraint (Eq.??). The first order conditions are $W' - \lambda \sum_i \alpha^z = 0$, λ being the Lagrange multiplier. Solving for z gives Proposition 5.

A10.6 Proof of proposition 6

PROOF After the correction by the policy maker, perceived utility by the farmer i becomes $U_i^s = f_i(e_i, e_{-i}) - c_i^s e_i + (z + \sum_{m \neq b} g_i^m(\chi_i^m) + g_i^b(\chi_i^b)) e_i$. The individual FOC are $\partial U_i^s / \partial e_i = 0$. It gives $\partial f_i / \partial e_i = c_i^s - z - \sum_{m \neq b} g_i^m(\chi_i^m) - g_i^b(\chi_i^b)$. Replacing c_i^s by $c_i^p + \delta_i$ we obtain

$$c_i^p = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} + z + \sum_{m \neq b} g_i^m(\chi_i^m) + g_i^b(\chi_i^b) - \delta_i \quad (\text{A9})$$

The policy maker looks for maximizing the welfare function, under budgetary constraint. The Lagrangian of the problem is :

$$\max_{z, \chi} \mathcal{L} = \sum_i [U_i = f_i - e_i c_i^p] - \lambda (\bar{B} - \sum_i \left[\alpha^z z + \sum_m \alpha^m \chi_i^m \right]) \quad (\text{A10})$$

The derivative of W with respect to χ_k^b is

$$W'(\chi_k^b) = \sum_i \frac{df_i}{d\chi_k^b} - \sum_i c_i^p e_i' \quad (\text{A11})$$

Differentiating f_i , we obtain

$$df_i = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} de_i + \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} de_j \quad (\text{A12})$$

thus

$$\frac{df_i}{d\chi_k^b} = \frac{\partial f_i}{\partial e_i} e_i' + \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e_j' \quad (\text{A13})$$

and Eq.A11 becomes

$$W'(\chi_k^b) = \sum_i \frac{\partial f_i}{\partial e_i} e_i' + \sum_i \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e_j' - \sum_i c_i^p e_i' \quad (\text{A14})$$

Using Eq.A9, we can write

$$W'(\chi_k^b) = \sum_i \left[-g_i^b(\chi_i^b) e_i' - z e_i' - \left(\sum_{m \neq b} g_i^m(\chi_i^m) - \delta_i \right) e_i' \right] + \sum_i \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} e_j' \quad (\text{A15})$$

The social planner chooses χ_k^b in order to maximize the Lagrangian (Eq.A10). The first order conditions are $W' - \lambda \alpha^b = 0$, λ being the Lagrange multiplier. Solving for $g(\chi_k^b)$ gives Proposition 6.

A10.7 Proof of proposition 7

PROOF Using Eq.8 :

$$\begin{aligned} g_{i_1} - g_{i_2} &= \sum_i \sum_{j \in N_i} \frac{\partial f_i}{\partial e_j} \left(\frac{de_j}{de_{i_1}} - \frac{de_j}{de_{i_2}} \right) + \sum_i \delta_i \left(\frac{de_i}{de_{i_1}} - \frac{de_i}{de_{i_2}} \right) \\ &\quad - z \sum_i \left(\frac{de_i}{de_{i_1}} - \frac{de_i}{de_{i_2}} \right) \\ &\quad - g_{i_2} \frac{de_{i_2}}{de_{i_1}} + g_{i_1} \frac{de_{i_1}}{de_{i_2}} - \sum_{i \neq \{i_1, i_2\}} g_i \left(\frac{de_i}{de_{i_1}} - \frac{de_i}{de_{i_2}} \right) \\ &\quad - \lambda \alpha \left(\frac{1}{de_{i_1}/d\chi_{i_1}} - \frac{1}{de_{i_2}/d\chi_{i_2}} \right) \end{aligned} \quad (\text{A16})$$

If we denote $\Delta g_{i_1 i_2} = g_{i_1} - \left(\frac{1 - de_{i_2}/de_{i_1}}{1 - de_{i_1}/de_{i_2}} \right) g_{i_2}$ we obtain the Proposition. The quantity $\frac{1 - de_{i_2}/de_{i_1}}{1 - de_{i_1}/de_{i_2}}$ is related to the symmetry in strategic substitutability between farmers i_1 and i_2 . For example, if they have similar influence on each other ($de_{i_2}/de_{i_1} \simeq de_{i_1}/de_{i_2}$), thus this quantity is equal to 1. If farmer i_1 has a great influence on i_2 and that this influence is asymmetric ($de_{i_2}/de_{i_1} \ll de_{i_1}/de_{i_2}$), thus the quantity will be lower than 1. This has no impact on the interpretation of the Proposition.

A11 Contingent valuation design

Contingent valuation – a type of stated preference valuation – is based on hypothetical choices that respondents make in surveys. It is conventionally used to estimate the value of goods and services for which no market price exists (Hanley & Czajkowski, 2019). In the utility-based framework, it can also be used to evaluate farmers’ preferences and to estimate unobservable economic variables such as underlying costs and benefits of a practice (Vanslebrouck *et al.*, 2002; Ducos *et al.*, 2009). The key criticism of stated preference methods remain the issue a hypothetical market. However, with a careful design (e.g. following Johnston *et al.* (2017)’s reference guide), biases can be avoided and these methods are the best-suited to evaluate farmers’ willingness to accept (WTA). The latter concept is widely used: it is the minimum compensation required in return for compliance with the requirements of a contract (Hanemann, 1991; Just *et al.*, 2005). Theory states that the minimum compensation contains opportunity costs and implementation costs as well as potential benefits (Vanslebrouck *et al.*, 2002). In a behavioral perspective, psychological factors can be added through a behavioral wedge (Hanley & Czajkowski, 2019; Dessart *et al.*, 2019).

There is a wide range of methods to conduct a contingent valuation: including yes/no questions and open-ended questions. The former are generally preferred for public goods because they avoid to violate incentive compatibility (Johnston *et al.*, 2017). In other terms, they minimize strategic bias from farmers who can be convinced that the amount will be used to determine the future subsidy, and thus overestimate it. However, recent literature showed that other formats are also robust such as Vossler & Holladay (2018) who showed conditions under which open-ended questions are incentive-compatible. Here, we have chosen an open-ended valuation mainly because we were looking for a very precise measure of the threshold above which the contract was accepted. To do so, we ensured that the assumptions set by Vossler & Holladay (2018) were respected.

Supplementary Material

S1 Farmers’ survey

Planter des bandes fleuries, oui mais à quel prix?

Bienvenue dans cette enquête en ligne. Nous vous remercions dès à présent pour votre curiosité qui vous a amené ici.

Cette enquête en ligne s'inscrit dans le projet de doctorat de Jérôme Faure. Ce projet en économie agricole est financé par l'Université de Bordeaux et se déroule en co-tutelles entre l'UMR GREThA, CIREC et l'USC Agripop du CEBC (plus de détails ici (<http://www.theses.fr/s209033>)). Cette enquête vise à faire un état des lieux sur la connaissance des **bandes fleuries intraparcellaires** par les agriculteurs français spécialisés en grandes cultures. Elle s'articule en plusieurs volets qui permettent de recueillir les **avis et les préoccupations des agriculteurs sur les pratiques** associées à l'implantation de bandes fleuries. La durée estimée est d'environ 15 minutes.



Il y a 38 questions dans ce questionnaire.

Code postal de l'exploitation *

❗ Veuillez vérifier le format de votre réponse.

Veuillez écrire votre réponse ici :

Exemple : 72360

Système de culture *

❗ Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

Grandes cultures

Polyculture-élevage

Autre (Précisez)

Système de production *

❗ Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Conventionnel
- Raisonné
- Conservation des sols
- Biologique

Autre (Précisez)

Surface de l'exploitation (SAU) *

❗ Seuls des nombres peuvent être entrés dans ce champ.

Veuillez écrire votre réponse ici :

ha

En hectares

Résultat net d'exploitation (moyenne 5 ans) *

❗ Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- 0-5k €/an
- 5-10k €/an
- 10-20k €/an
- 20-30k €/an
- 30-40k €/an
- +40k €/an
- Ne sais pas

Par tranches

Principales cultures *

❶ Cochez la ou les réponses

Veillez choisir toutes les réponses qui conviennent :

- Céréales d'hiver (blé tendre, blé dur, épeautre, seigle, orge, etc.)
- Légumineuses
- Cultures associées Céréales - Légumineuses
- Maïs grain
- Maïs ensilage
- Colza
- Tournesol
- Autre (Précisez):

Part des prairies dans la SAU *

❶ Seuls des nombres peuvent être entrés dans ce champ.

Veillez écrire votre réponse ici :

% de la SAU totale

Type de territoire agricole dans lequel se trouve l'exploitation *

❶ Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Paysage ouvert (openfield)
- Paysage mixte (openfield + bocage)
- Paysage bocager

Comment qualifieriez-vous le territoire agricole environnant? *

📌 Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Intensif
- Semi-Intensif
- Semi-Extensif
- Extensif

*

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Féminin
- Masculin

Âge *

📌 Seuls des nombres peuvent être entrés dans ce champ.

Veuillez écrire votre réponse ici :

ans

Formation initiale *

📌 Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Enseignement primaire
- Enseignement secondaire (collège et lycée)
- Bac +2, +3 (BTS, DEUG, DUT, DEUST, Licence, Licence professionnelle, etc.)
- Bac +4, +5 (Maîtrise, Master, DEA, DESS, diplôme d'ingénieur, etc.)
- Autre (Précisez)

**Nombre d'années d'exercice dans la profession d'agriculteur-
trice. ***

❶ Seuls des nombres peuvent être entrés dans ce champ.

Veuillez écrire votre réponse ici :

ans

Appartenez-vous à un collectif d'agriculteurs? *

❶ Cochez la ou les réponses

Veuillez choisir toutes les réponses qui conviennent :

- Groupement d'intérêt économique et environnemental (GIEE)
- Réseau DEPHY
- Centre d'initiatives pour valoriser l'agriculture et le milieu rural (CIVAM)
- Non
- Autre:

Sur une échelle de 1 à 10, en général... *

❶ Seuls les nombres sont acceptés.

❷ Chaque entrée doit être entre 1 et 10

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Votre stratégie de gestion est influencée par les **informations sur le site internet du ministère de l'agriculture ou de la chambre d'agriculture**|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Votre stratégie de gestion est influencée par les **conseillers de la coopérative, d'instituts techniques ou de chambres d'agriculture**|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Votre stratégie de gestion est influencée par les **réseaux sociaux** (Facebook, Twitter, Farmr...), ou les **vidéos** que vous regardez (YouTube, Vimeo ...)|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Votre stratégie de gestion est influencée par les **forums ou groupes de discussion spécialisés**|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Votre stratégie de gestion est influencée par la **presse agricole**|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Votre stratégie de gestion est influencée par vos **voisins ou vos amis agriculteurs**|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Veillez à cliquer *a minima* sur tous les curseurs

Vous avez déjà entendu parler des bandes fleuries *

Veillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

Oui

Non

Estimez-vous connaître les bandes fleuries... *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

La réponse était 'Oui' à la question '16 [Q211]' (Vous avez déjà entendu parler des bandes fleuries)

❗ Seuls les nombres sont acceptés.

❗ Chaque entrée doit être entre 1 et 10

Veuillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

|très peu|parfaitement

Des voisins ou amis exploitants possèdent des bandes fleuries *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

(Q211.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2331/qid/21507) == "Y")

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

Oui

Non

Vous possédez des bandes fleuries sur votre exploitation *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

(Q211.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2331/qid/21507) == "Y")

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

Oui

Non

Quel type de bandes fleuries? *

Répondez à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

(Q213.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2331/qid/21569) == "Y")

! Cochez la ou les réponses

Veillez choisir toutes les réponses qui conviennent :

Autour de vos parcelles (pas de compétition avec les cultures)

Dans vos parcelles (à la place des cultures)

Autre:

Si vous possédez des bandes fleuries dans vos parcelles, *

Répondez à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

Q214_SQ002.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2331/qid/21586) == "Y"

! Seuls les nombres sont acceptés.

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

depuis combien d'années

combien en possédiez-vous en 2020?

Voici une courte vidéo de présentation des bandes fleuries.

Veillez cliquer sur ce lien avant de poursuivre
(<https://youtu.be/92NFEHpciNw>)

{rand(1,4)}

{rand(1,2)}

Nous allons maintenant nous placer dans un cas hypothétique où vous souscrivez à un contrat de type Mesure Agro-Environnementale et Climatique (MAEC), stipulant la mise en place de **{round(max(INSERTANS:577595X2329X21490 * if(randomeffort == 1, 0.025, if(randomeffort == 2, 0.05, if(randomeffort == 3, 0.075, if (randomeffort == 4, 0.1))))),2)}** bandes fleuries de 6 mètres de large sur votre exploitation, en contrepartie d'une aide financière annuelle à déterminer. Le contrat a une durée de 2 ans minimum durant lesquels vous ne pouvez pas vous désengager.

Quel serait selon vous le **montant minimal de cette subvention** par hectare de bande fleurie et par an{if(randominfo == 1, "? Pour vous donner un ordre de grandeur, en 2019 la marge brute du blé se situait entre 400 et 800€/ha/an selon l'exploitation, et celle du colza entre 300 et 700€/ha/an.", "?")}

[RAPPEL] Il ne s'agit que d'un contrat hypothétique, et nous tenons à vous rappeler que votre réponse ne vous engage à rien.

*

🗳️ Veuillez sélectionner une réponse ci-dessous

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- 0 à 150€/ha de bande/an
- 150 à 300€/ha de bande/an
- 300 à 600€/ha de bande/an
- 600 à 900€/ha de bande/an
- 900 à 1200€/ha de bande/an
- +1200€/ha de bande/an

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A1"))

- ① Seuls les nombres sont acceptés.
- ① Chaque entrée doit être entre 0 et 150

Veuillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A2"))

- ① Seuls les nombres sont acceptés.
- ① Chaque entrée doit être entre 150 et 300

Veuillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A3"))

- ① Seuls les nombres sont acceptés.
- ① Chaque entrée doit être entre 300 et 600

Veuillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A4"))

- ❶ Seuls les nombres sont acceptés.
- ❷ Chaque entrée doit être entre 600 et 900

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A5"))

- ❶ Seuls les nombres sont acceptés.
- ❷ Chaque entrée doit être entre 900 et 1200

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Précisez le montant. *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

((Q412.NAOK (/limesurvey/index.php/admin/questions/sa/view/surveyid/577595/gid/2338/qid/21875) == "A6"))

- ❶ Seuls les nombres sont acceptés.
- ❷ Chaque entrée doit être entre 1200 et 6000

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Sur une échelle de 1 à 10, vous seriez plus enclin à semer des bandes fleuries si... *

❗ Seuls les nombres sont acceptés.

❗ Chaque entrée doit être entre 1 et 10

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

le contrat stipulait un **paiement avant la plantation** de la bande fleurie|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

le contrat proposait une **subvention plus importante la première année** |Non, pas du tout|Oui, tout à fait

vous pouviez suivre une **formation en ligne** sur les bandes fleuries|Non, pas du tout|Oui, tout à fait

Veillez à cliquer *a minima* sur tous les curseurs

Mettre en place et maintenir des bandes fleuries va induire ... *

❗ Seuls les nombres sont acceptés.

❗ Chaque entrée doit être entre 1 et 10

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

des achats d'équipement ou matériel supplémentaires|Très peu|Énormément

des dépenses en carburant supplémentaires|Très peu|Énormément

du travail supplémentaire|Très peu|Énormément

Veillez à cliquer *a minima* sur tous les curseurs

Sur une échelle de 1 à 10, êtes vous d'accord ou non avec les affirmations suivantes? *

❶ Seuls les nombres sont acceptés.

❶ Chaque entrée doit être entre 1 et 10

Veillez écrire votre(vos) réponse(s) ici :

Planter des bandes fleuries est **risqué financièrement**|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Planter des bandes fleuries **remet en question le système agricole** actuel|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Planter des bandes fleuries **augmente le risque adventice**|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Planter des bandes fleuries **donne une mauvaise image auprès des voisins/amis exploitants**|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Planter des bandes fleuries **donne une bonne image auprès du grand public**|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Vos **connaissances** sur les bandes fleuries sont insuffisantes|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Vos **compétences techniques** pour la mise en place des bandes fleuries sont insuffisantes|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Planter des bandes fleuries **diminuera fortement votre production**|Pas d'accord|Tout à fait d'accord

Veillez à cliquer *a minima* sur tous les curseurs

Je souhaite **recevoir les résultats de cette étude** (qui seront communiqués une fois qu'un certain nombre de participants sera atteint). *

Veuillez sélectionner une seule des propositions suivantes :

- Oui
 Non

Mon adresse mail *

Répondre à cette question seulement si les conditions suivantes sont réunies :

La réponse était 'Oui' à la question '36 [Q811]' (Je souhaite recevoir les résultats de cette étude (qui seront communiqués une fois qu'un certain nombre de participants sera atteint).)

Veuillez écrire votre réponse ici :

Merci de ne pas envoyer les réponses si vous n'êtes pas exploitant agricole en grandes cultures.

Merci pour votre participation au questionnaire, qui nous sera très précieuse. Les résultats de l'enquête vous seront communiqués par email dès qu'un nombre suffisant de participants aura été atteint.

S2 Calibration of the benefit function

Theory

We follow a classic positive concave function (Paul *et al.* , 2020) between pro-ecological practices and economic values. This means that economic value increases with additional environmental elements in the ecosystem at a diminishing rate. The response in economic value per additional unit of effort is large when starting at low levels and decreases for higher levels. The power function is widely used :

$$f_i(X) = \alpha E_i^\beta \quad (\text{S1})$$

where E_i is the level of ecosystem service benefited by farmer i .

Data

We combined two studies which showed that flower strips increase the yield or/and pollination level at the field-scale. First, we used the study of Pywell *et al.* (2015) who showed yield benefits thanks to flower strips, with a marginally decreasing effect, in accordance with our theoretical function specification (Eq.S1)¹¹. Second, we used the study of Sutter *et al.* (2018) (see Tschumi *et al.* 2016 for experimental design) who showed increases in pollination levels due to flower strips implementation. We considered a farmland area of 180ha, corresponding to the averaged farm area in our data set. The study of Pywell *et al.* sampled 66 fields (45 wheat, 21 OSR), while the study of Sutter sampled 12 OSR fields. Sutter *et al.* 's study showed pollination level increases from 7% at low (6%) to 18% at high (26%) proportions of flower strips. We assumed that an increase of 1% of pollination level increased yield of 0.1% (Perrot *et al.* , 2018).

The corresponding data set is:

¹¹We took only data from wheat and oilseed rape (OSR) in this study – i.e. leaving out field beans. The yield increase with respect to flower strips was not significant, but was positive on average. We took the mean increase in % and divided it by 2 to avoid overestimation and to account for uncertainty.

TABLEAU S1: Data set for calibration of the benefit function (from Pywell *et al.* 2015 and Sutter *et al.* 2018). Data were recorded for a total of 45 wheat fields and 33 OSR fields.

Flower strips (in % of total area)	Average additional (+%)	ad-yield	Reference
0	0		
3	1		Pywell <i>et al.</i> (2015) - OSR
3	0.85		Pywell <i>et al.</i> (2015) - wheat
6	0.7		Sutter <i>et al.</i> (2018) - OSR
8	1.5		Pywell <i>et al.</i> (2015) - OSR
8	1.65		Pywell <i>et al.</i> (2015) - wheat
26	1.8		Sutter <i>et al.</i> (2018) - OSR

Statistical analysis

We looked for estimating α and β in Eq.S1. Using R v4.0.3 and *nls()* function, we estimated the coefficients (see Table S2) :

$$\alpha = 0.66 \quad \beta = 0.32$$

These coefficients were estimated in Y for a percentage of additional yield due to a flower strip percentage, so we must transform the function to fit our model. According to our data, the flower strip percentage can be expressed with the flower strip area e_i and the total farm area S_i of farmer i (i.e. given by: $100 * \frac{e_i}{S_i}$). Furthermore, we transformed yield additional percentage into a monetary value. More concretely, we assumed 33.8% of wheat (pest control benefits), 10.4% of sunflower (pollination benefits) and 8.3% of oilseed rape (pollination benefits) on each hectare. The averaged proportions of each crop are those in

TABLEAU S2: Regression result

<i>Dependent variable:</i>	
Average additional yield (+%)	
α	0.6587** (0.1836)
β	0.3225** (0.1152)
Residual Std. Error	0.2895 (df = 5)

Note: *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

intensive agricultural landscapes of crops benefiting from flower strips (Gaba & Bretagnolle, 2021). We obtain:

TABLEAU S3: Data set for calibration of the benefit function (from Pywell *et al.* 2015 and Sutter *et al.* 2018). Data were recorded for a total of 45 wheat fields and 33 OSR fields.

Crop	Average yield (t.ha ⁻¹)*	Price (€.t ⁻¹)*	Value of 1% increase in yield (€.ha ⁻¹)	Area in basis (ha)	Total value (€.ha ⁻¹)
Wheat	6.84	157	10.7	(S)*0.338	(S)*0.338*10.7
Sunflower	2.14	303	6.5	(S)*0.104	(S)*0.104*6.5
Oilseed rape	2.92	325	9.5	(S)*0.083	(S)*0.083*9.5

*The prices and yields are the averaged ones in France 2015-2020 (Source: Agreste 2021)

Hence, the benefit of one additional percent of yield V_i , at the farm scale, is expressed as:

$$V_i(S_i) = S_i * (0.338 * 10.7 + 0.104 * 6.5 + 0.083 * 9.5) \quad (S2)$$

The benefit function is thus given by:

$$f_i(e_i; e_{-i}) = f(e_i; e_{-i}, S_i) = 0.66 * V_i(S_i) * \left[100 * \frac{e_i}{S_i} \right]^{0.32} \quad (\text{S3})$$

S3 Pecuniary cost estimation

Since pecuniary cost (i.e. implementation and opportunity costs) was not an observable variable in our survey, but latent, we estimated it. Studies have shown a wide heterogeneity in pecuniary cost of flower strip implementation (e.g. [Cordeau *et al.* 2011](#)). In the following, we aim at measuring and simulating heterogeneity from data set. Three possible causes have been evaluated on a 1-10 scale by farmers, being (i) extra costs of farm equipment, (ii) extra costs of fuel and (iii) extra costs of labor. Cronbach's coefficient was used to evaluate the consistency among the 3 causes to measure pecuniary cost. We found that the three causes measured the same concept, namely pecuniary cost, since the Cronbach coefficient was 0.79. As shown in Figure below, we observed a high correlation between the 3 causes of pecuniary cost heterogeneity.

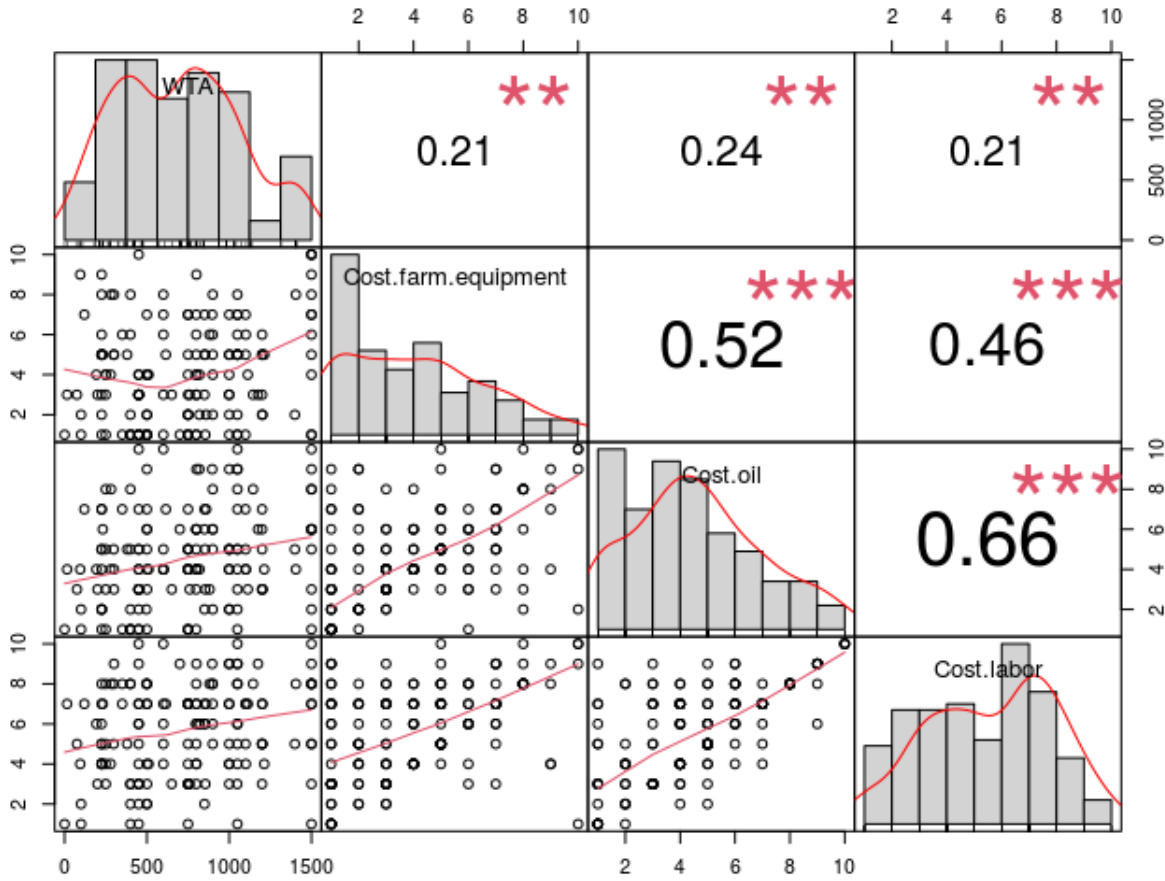


FIGURE S1: Correlation matrix of pecuniary cost factors

Assuming a perfect linear relationship between the WTA and the pecuniary cost, we looked for a linear relationship between WTA and one of the causes of heterogeneity. We selected the model with the higher adjusted R-squared, that is the one with extra costs in fuel:

TABLEAU S4: Pecuniary cost regression

<i>Dependent variable:</i>	
Willingness to accept	
β	40.282*** (13.212)
α	547.681*** (68.574)
Observations	152
R ²	0.058
Adjusted R ²	0.052
Residual Std. Error	383.732 (df = 150)
F Statistic	9.297*** (df = 1; 150)
<i>Note:</i> *p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01	

It means that an increase of one unit in the scale increased the WTA – and thus the pecuniary cost – by 40.28€·ha⁻¹·yr⁻¹ on average. The intercept in the estimated model is the WTA in 0, not the pecuniary cost. To estimate the intercept we took the lower pecuniary cost observed in literature for French farmers (i.e. 350€·ha⁻¹·yr⁻¹ ; Cordeau *et al.* 2011). For each farmer i , the estimated pecuniary cost was given by

$$\hat{c}_i^p = 350 + 40.3X_i \quad (S4)$$

Where X_i is the farmer i 's score to the extra fuel costs question.

S4 Behavioral wedge estimation

Again, behavioral wedge is unobservable and is a latent variable. We have to estimate it. The farmer's decision process is modeled using the random expected utility model approach. From the utility theoretic standpoint, a farmer i is willing to accept exactly A_i €·ha⁻¹·yr⁻¹ to adopt \bar{e}_i hectares of flower strips, if the farmer's expected utility with the new practice equals to the one at the initial state (assumed equals to 0 because no flower strips): that is if

$\mathbb{E}U_i^0(0, c_i^s) = 0 = \mathbb{E}U_i^1(\bar{e}_i, c_i^s - A_i)$. Where c_i^s and $c_i^s - A_i$ are the perceived costs respectively before and after contract implementation.

We assumed that the difference between the expected and the actual utilities was that farmers did not take into account neighborhood's benefits (presence of flower strips in neighborhood has no significant impact ; Welch test, $t = 1.3$, $p = 0.19$). We specified expected utility as

$$\mathbb{E}U_i = f_i(e_i) - e_i c_i^p - e_i \delta_i + e_i A_i \quad (\text{S5})$$

Hence, an estimator of the behavioral cost of farmer i is given by $\hat{\delta}_i = \frac{f_i(\bar{e}_i)}{\bar{e}_i} - \hat{c}_i^p + A_i$, where \bar{e}_i is the flower strip area proposed in the randomized contract.

S5 Calibration of policy sensitivity function

Theory

We follow a positive concave function between effort in policy and perceived cost. The response in cost reduction per additional unit of effort is large when starting at low levels and decreases for higher levels. The power function is widely used :

$$g(\chi) = \alpha\chi^\beta \tag{S6}$$

With χ_i being the behaviorally-informed intervention level.

Data

We used the original data set from our study for calibration. Particularly, we were interested in the following question: "Would you be more likely to adopt flower strips if the contract stipulated payment before sowing?", because it was associated with time preference (Wilkinson & Klaes, 2017). We found that the policy demand was correlated with Willingness to Accept (Spearman tests: $\rho = 0.25$, $p < .001$). This has already been shown by studies such as in Dufflo *et al.* (2011), Duquette *et al.* (2012) or Bocquého *et al.* (2013). An associated behaviorally-informed policy is to refine timing of payments to be consistent with farmers' preferences. In our survey, we evaluated this policy demand on a 1–10 Likert scale.

Statistical analysis

First, we transformed the Likert scale into public effort units. The latter in such a policy can be seen as the amount made ahead of schedule. We assumed that the maximal demand – i.e. 10 on the scale – was the situation where the whole distortion demand over two years (i.e. the willingness to accept level) was paid before sowing. Thus, the highest demand corresponded to be paid early the maximal subsidy ($1500\text{€}.\text{ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$).

We looked for estimating α and β in Eq.S6. Using R v4.0.3 we estimated the coefficients of the following equation $\log(1 + WTA) = \log(\alpha) + \beta \log(X)$ where WTA was the minimal subsidy level corresponding to total cost reduction demand and X was the policy effort. We found (Table S5)

TABLEAU S5: Behaviorally-informed policy effectiveness

<i>Dependent variable:</i>	
Willingness to accept	
β	0.3370*** (0.1094)
α	$exp(4.1220)$ *** (0.7336)
Observations	152
R ²	0.05947
Adjusted R ²	0.0532
Residual Std. Error	0.86 (df = 150)
F Statistic	9.484*** (df = 1; 150)
<i>Note:</i>	*p<0.1; **p<0.05; ***p<0.01

The resulting function is plotted in Figure S2. The classic subsidy policy follows the 'one for one' principle, in the sense that farmers' cost perception change is exactly of the amount that is spent by the policy maker.

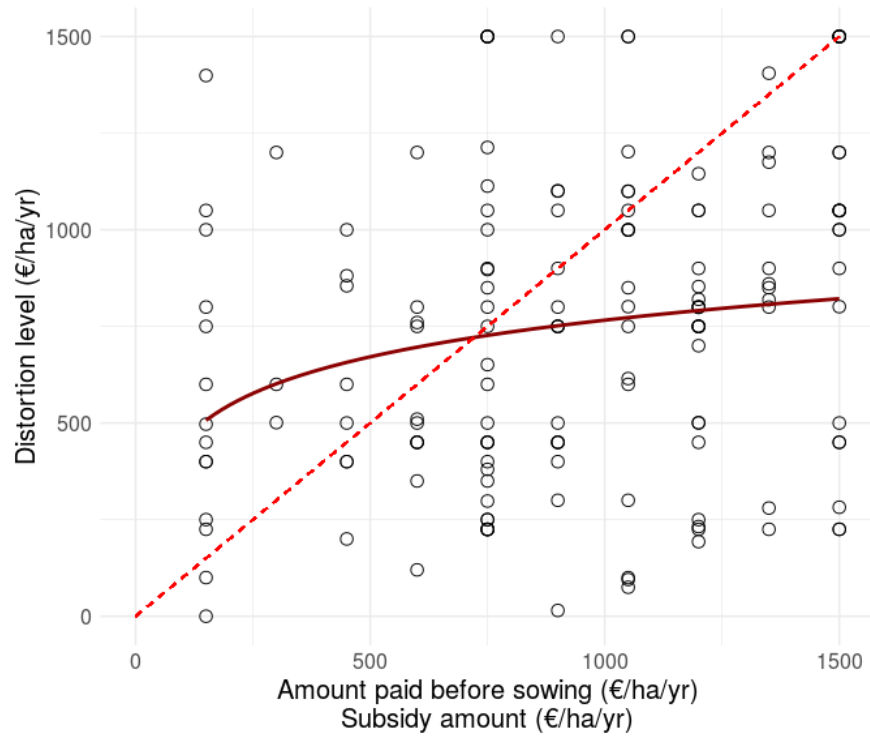


FIGURE S2: Behaviorally-informed policy effectiveness (in dark red), compared to classic subsidy effectiveness (based on 'one for one' principle; in dashed red).

S6 Calibration of distance effect on side benefits

To include a distance effect, we assumed that side benefits declined exponentially with distance, as showed by [Albrecht *et al.* \(2020\)](#). The corresponding parameter is named κ_{ij} in our model. This is the coefficient representing the size of the effect on i of the farmer j action. It can be seen in different ways. Firstly, ecologically speaking, this is the complementary of the loss, in percentage, of the effect of farmer's j flower strips. Secondly, in the network and public good theory, this is the substitutability level between contributions of farmers i and j ([Bramoullé & Kranton, 2007](#)). This coefficient is assumed be zero when the distance between i and j (d_{ij}) is r , and be 1 when the distance is zero (that is when we focus on one farmer only). The coefficient is calibrated with the [Albrecht *et al.* \(2020\)](#) meta-analysis.

$$\kappa_{ij} = \max \left(0, -0.03 \log \left(\frac{1}{r} d_{ij} \right) \frac{1}{0.2} \right) \quad (\text{S7})$$

with -0.03 , the coefficient from [Albrecht *et al.* \(2020\)](#)'s study, $\frac{1}{r}$ allows $\kappa_{ij} = 0$ when $d_{ij} = r$, and $\frac{1}{0.2}$ allows $\kappa_{ij} \sim 1$ when $d_{ij} < 0.01$

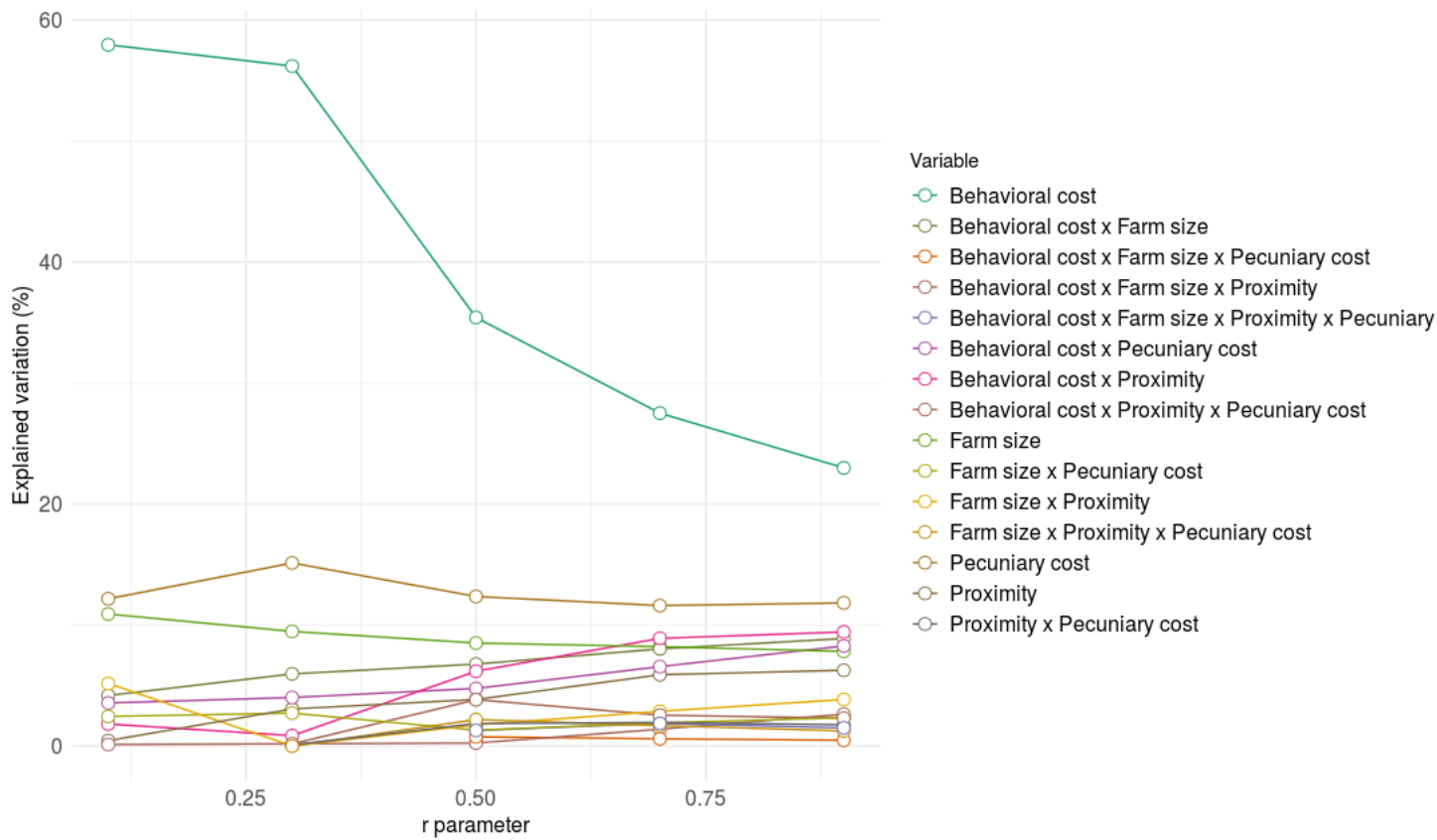
S7 Sensitivity analysis on r parameter

FIGURE S3: Sensitivity analysis on r parameter concerning explained variation by variables in best models.

The sensitivity analysis shows that variation explained by the behavioral wedge decreases with the network connectivity, i.e. with landscape extensiveness. Simultaneously, proximity-related variables seem gain in importance with the increase of r .

S8 Variance partitioning of the Pareto-Nash difference

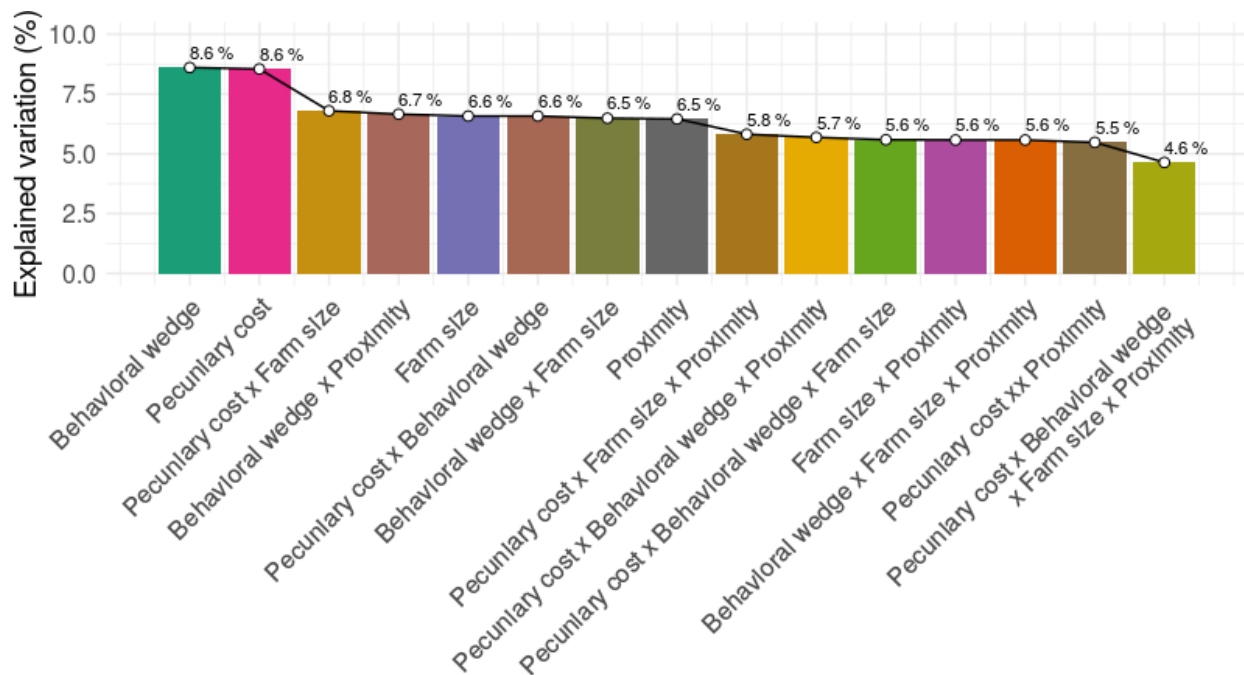


FIGURE S4: Variance partitioning of the Pareto-Nash difference model variables.

Références

Agreste. 2021. Surfaces 2021 : Progression Des Céréales à l'exception Du Maïs et Des Orges de Printemps, Recul Des Oléagineux, Des Pommes de Terre et Des Betteraves.

Aizen, Marcelo A., & Harder, Lawrence D. 2009. The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Current Biology*, **19**(11), 915–918.

Albrecht, Matthias, Kleijn, David, Williams, Neal M., Tschumi, Matthias, Blaauw, Brett R., Bommarco, Riccardo, Campbell, Alistair J., Dainese, Matteo, Drummond, Francis A., Entling, Martin H., Ganser, Dominik, de Groot, G. Arjen, Goulson, Dave, Grab, Heather, Hamilton, Hannah, Herzog, Felix, Isaacs, Rufus, Jacot, Katja, Jeanneret, Philippe, Jons-son, Mattias, Knop, Eva, Kremen, Claire, Landis, Douglas A., Loeb, Gregory M., Marini, Lorenzo, McKerchar, Megan, Morandin, Lora, Pfister, Sonja C., Potts, Simon G., Rundlöf, Maj, Sardiñas, Hillary, Sciligo, Amber, Thies, Carsten, Tschardtke, Teja, Venturini, Eric, Veromann, Eve, Vollhardt, Ines M. G., Wäckers, Felix, Ward, Kimiora, Wilby, Andrew, Woltz, Megan, Wratten, Steve, & Sutter, Louis. 2020. The Effectiveness of Flower Strips and Hedgerows on Pest Control, Pollination Services and Crop Yield: A Quantitative Synthesis. *Ecology Letters*, **23**(10), 1488–1498.

- Allais, M. 1953. Le Comportement de l'Homme Rationnel Devant Le Risque: Critique Des Postulats et Axiomes de l'Ecole Americaine. *Econometrica*, **21**(4), 503–546.
- Allcott, Hunt, & Sunstein, Cass R. 2015. Regulating Internalities.
- Assessment, Millennium Ecosystem (ed). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Auriol, Emmanuelle, & Warlters, Michael. 2012. The Marginal Cost of Public Funds and Tax Reform in Africa. *Journal of Development Economics*, **97**(1), 58–72.
- Austin, Elizabeth J., Deary, Ian J., & Willock, Joyce. 2001. Personality and Intelligence as Predictors of Economic Behaviour in Scottish Farmers. *European Journal of Personality*, **15**(S1), S123–S137.
- Babcock, Bruce A. 2015. Using Cumulative Prospect Theory to Explain Anomalous Crop Insurance Coverage Choice. *American Journal of Agricultural Economics*, **97**(5), 1371–1384.
- Balana, Bedru Babulo, Vinten, Andy, & Slee, Bill. 2011. A Review on Cost-Effectiveness Analysis of Agri-Environmental Measures Related to the EU WFD: Key Issues, Methods, and Applications. *Ecological Economics*, **70**(6), 1021–1031.
- Bareille, Francois, Boussard, Hugues, & Thenail, Claudine. 2020. Productive Ecosystem Services and Collective Management: Lessons from a Realistic Landscape Model. *Ecological Economics*, **169**(Mar.), 106482.
- Bareille, Francois, Zavalloni, Matteo, Raggi, Meri, & Viaggi, Davide. 2021. Cooperative Management of Ecosystem Services: Coalition Formation, Landscape Structure and Policies. *Environmental and Resource Economics*, **79**(2), 323–356.
- Barham, Bradford L., Chavas, Jean-Paul, Fitz, Dylan, & Schechter, Laura. 2018. Receptiveness to Advice, Cognitive Ability, and Technology Adoption. *Journal of Economic Behavior & Organization*, **149**(May), 239–268.
- Barnaud, Cecile, Corbera, Esteve, Muradian, Roldan, Salliou, Nicolas, Sirami, Clélia, Vialatte, Aude, Choisis, Jean-Philippe, Dendoncker, Nicolas, Mathevet, Raphael, Moreau, Clémence, Reyes-García, Victoria, Boada, Martí, Deconchat, Marc, Cibien, Catherine, Garnier, Stephan, Maneja, Roser, & Antona, Martine. 2018. Ecosystem Services, Social Interdependencies, and Collective Action: A Conceptual Framework. *Ecology and Society*, **23**(1), art15.
- Bartomeus, Ignasi, Gagic, Vesna, & Bommarco, Riccardo. 2015. Pollinators, Pests and Soil Properties Interactively Shape Oilseed Rape Yield. *Basic and Applied Ecology*, **16**(8), 737–745.
- Batáry, Peter, Báldi András, Kleijn David, & Tschardtke Teja. 2011. Landscape-Moderated Biodiversity Effects of Agri-Environmental Management: A Meta-Analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **278**(1713), 1894–1902.

- Batáry, Péter, Dicks, Lynn V., Kleijn, David, & Sutherland, William J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, **29**(4), 1006–1016.
- Benartzi, Shlomo, Beshears, John, Milkman, Katherine L., Sunstein, Cass R., Thaler, Richard H., Shankar, Maya, Tucker-Ray, Will, Congdon, William J., & Galing, Steven. 2017. Should Governments Invest More in Nudging? *Psychological Science*, **28**(8), 1041–1055.
- Blaauw, Brett R., & Isaacs, Rufus. 2014. Flower Plantings Increase Wild Bee Abundance and the Pollination Services Provided to a Pollination-dependent Crop. *Journal of Applied Ecology*, **51**(4), 890–898.
- Bocquého, Géraldine, Jacquet, Florence, & Reynaud, Arnaud. 2013. Reversal and Magnitude Effects in Long-Term Time Preferences: Results from a Field Experiment. *Economics Letters*, **120**(1), 108–111.
- Bocquého, Géraldine, Jacquet, Florence, & Reynaud, Arnaud. 2014. Expected Utility or Prospect Theory Maximisers? Assessing Farmers' Risk Behaviour from Field-Experiment Data. *European Review of Agricultural Economics*, **41**(1), 135–172.
- Bougherara, Douadia, Lapierre, Margaux, Préget, Raphaële, & Sauquet, Alexandre. 2021. Do Farmers Prefer Increasing, Decreasing, or Stable Payments in Agri-Environmental Schemes? *Ecological Economics*, **183**(May), 106946.
- Boussemart, Jean-Philippe, Leleu, Hervé, & Ojo, Oluwaseun. 2011. Could Society's Willingness to Reduce Pesticide Use Be Aligned with Farmers' Economic Self-Interest? *Ecological Economics*, **70**(10), 1797–1804.
- Bramoullé, Yann, & Kranton, Rachel. 2007. Public Goods in Networks. *Journal of Economic Theory*, **135**(1), 478–494.
- Bramoullé, Yann, Kranton, Rachel, & D'Amours, Martin. 2014. Strategic Interaction and Networks. *American Economic Review*, **104**(3), 898–930.
- Breeze, Tom D., Vaissière, Bernard E., Bommarco, Riccardo, Petanidou, Theodora, Seraphides, Nicos, Kozák, Lajos, Scheper, Jeroen, Biesmeijer, Jacobus C., Kleijn, David, Gyldenkerne, Steen, Moretti, Marco, Holzschuh, Andrea, Steffan-Dewenter, Ingolf, Stout, Jane C., Pärtel, Meelis, Zobel, Martin, & Potts, Simon G. 2014. Agricultural Policies Exacerbate Honeybee Pollination Service Supply-Demand Mismatches Across Europe. *PLOS ONE*, **9**(1), e82996.
- Breeze, Tom D., Boreux, Virginie, Cole, Lorna, Dicks, Lynn, Klein, Alexandra-Maria, Pufal, Gesine, Balzan, Mario V., Bevk, Danilo, Bortolotti, Laura, Petanidou, Theodora, Mand, Marika, Pinto, M. Alice, Scheper, Jeroen, Stanisavljević, Ljubiša, Stavriniades, Menelaos C., Tscheulin, Thomas, Varnava, Androulla, & Kleijn, David. 2019. Linking Farmer and Beekeeper Preferences with Ecological Knowledge to Improve Crop Pollination. *People and Nature*, **1**(4), 562–572.

- Bretagnolle, Vincent, Berthet, Elsa, Gross, Nicolas, Gauffre, Bertrand, Plumejeaud, Christine, Houte, Sylvie, Badenhauer, Isabelle, Monceau, Karine, Allier, Fabrice, Monestiez, Pascal, & Gaba, Sabrina. 2018. Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform. *Science of The Total Environment*, **627**(June), 822–834.
- Broch, Stine Wamberg, & Vedel, Suzanne Elizabeth. 2012. Using Choice Experiments to Investigate the Policy Relevance of Heterogeneity in Farmer Agri-Environmental Contract Preferences. *Environmental and Resource Economics*, **51**(4), 561–581.
- Camerer, Colin. 1998. Bounded Rationality in Individual Decision Making. *Experimental Economics*, **1**(2), 163–183.
- Camerer, Colin F. 2011. Prospect Theory in the Wild: Evidence from the Field. *Pages 148–161 of: Advances in Behavioral Economics*. Princeton University Press.
- Carlsson, Fredrik, & Johansson-Stenman, Olof. 2019. Optimal Prosocial Nudging. 37.
- Carlsson, Fredrik, Gravert, Christina, Johansson-Stenman, Olof, & Kurz, Verena. 2019. Nudging as an Environmental Policy Instrument. 32.
- Carvalho, Luísa G., Seymour, Colleen L., Nicolson, Susan W., & Veldtman, Ruan. 2012. Creating Patches of Native Flowers Facilitates Crop Pollination in Large Agricultural Fields: Mango as a Case Study. *Journal of Applied Ecology*, **49**(6), 1373–1383.
- Chabé-Ferret, Sylvain, Le Coent, Philippe, Reynaud, Arnaud, Subervie, Julie, & Lepercq, Daniel. 2019. Can We Nudge Farmers into Saving Water? Evidence from a Randomised Experiment. *European Review of Agricultural Economics*, **46**(3), 393–416.
- Chavas, Jean-Paul, & Nauges, Céline. 2020. Uncertainty, Learning, and Technology Adoption in Agriculture. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **42**(1), 42–53.
- Chavas, Jean-Paul, Chambers, Robert G., & Pope, Rulon D. 2010. Production Economics and Farm Management: A Century of Contributions. *American Journal of Agricultural Economics*, **92**(2), 356–375.
- Chouinard, Hayley H., Paterson, Tobias, Wandschneider, Philip R., & Ohler, Adrienne M. 2008. Will Farmers Trade Profits for Stewardship? Heterogeneous Motivations for Farm Practice Selection. *Land Economics*, **84**(1), 66–82.
- Clot, Sophie, Stanton, Charlotte Y., & Willinger, Marc. 2017. Are Impatient Farmers More Risk-Averse? Evidence from a Lab-in-the-Field Experiment in Rural Uganda. *Applied Economics*, **49**(2), 156–169.
- Clough, Yann, Kirchweiger, Stefan, & Kantelhardt, Jochen. 2020. Field Sizes and the Future of Farmland Biodiversity in European Landscapes. *Conservation Letters*, **13**(6), e12752.
- Conley, Timothy G., & Udry, Christopher R. 2010. Learning about a New Technology: Pineapple in Ghana. *American Economic Review*, **100**(1), 35–69.

- Contreras, J., Klusch, M., & Krawczyk, J.B. 2004. Numerical Solutions to Nash–Cournot Equilibria in Coupled Constraint Electricity Markets. *IEEE Transactions on Power Systems*, **19**(1), 195–206.
- Cordeau, Stéphane, Reboud, Xavier, & Chauvel, Bruno. 2011. Farmers’ Fears and Agro-Economic Evaluation of Sown Grass Strips in France. *Agronomy for Sustainable Development*, **31**(3), 463–473.
- Cornes, Richard, & Sandler, Todd. 1996. *The Theory of Externalities, Public Goods, and Club Goods*. Cambridge University Press.
- Czap, Natalia V., Czap, Hans J., Banerjee, Simanti, & Burbach, Mark E. 2019. Encouraging Farmers’ Participation in the Conservation Stewardship Program: A Field Experiment. *Ecological Economics*, **161**(July), 130–143.
- Dainese, Matteo, Montecchiari, Silvia, Sitzia, Tommaso, Sigura, Maurizia, & Marini, Lorenzo. 2017. High Cover of Hedgerows in the Landscape Supports Multiple Ecosystem Services in Mediterranean Cereal Fields. *Journal of Applied Ecology*, **54**(2), 380–388.
- Daskalakis, Constantinos, Goldberg, Paul W, & Papadimitriou, Christos H. 2008. The Complexity of Computing a Nash Equilibrium. 9.
- Debertin, Dr David L. 2012. *Agricultural Production Economics Second Edition*. 2 edition edn. Lexington: CreateSpace Independent Publishing Platform.
- Deguines, Nicolas, Jono, Clémentine, Baude, Mathilde, Henry, Mickaël, Julliard, Romain, & Fontaine, Colin. 2014. Large-Scale Trade-off between Agricultural Intensification and Crop Pollination Services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **12**(4), 212–217.
- DellaVigna, Stefano. 2009. Psychology and Economics: Evidence from the Field. *Journal of Economic Literature*, **47**(2), 315–372.
- Delphia, Casey M., O’Neill, Kevin M., & Burkle, Laura A. 2019. Wildflower Seed Sales as Incentive for Adopting Flower Strips for Native Bee Conservation: A Cost-Benefit Analysis. *Journal of Economic Entomology*, **112**(6), 2534–2544.
- Dessart, François J, Barreiro-Hurlé, Jesús, & van Bavel, René. 2019. Behavioural Factors Affecting the Adoption of Sustainable Farming Practices: A Policy-Oriented Review. *European Review of Agricultural Economics*, **46**(3), 417–471.
- Diamond, Peter A. 1973. Consumption Externalities and Imperfect Corrective Pricing. *The Bell Journal of Economics and Management Science*, **4**(2), 526–538.
- Ducos, Géraldine, Dupraz, Pierre, & Bonnieux, François. 2009. Agri-Environment Contract Adoption under Fixed and Variable Compliance Costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, **52**(5), 669–687.
- Duffo, Esther, Kremer, Michael, & Robinson, Jonathan. 2011. Nudging Farmers to Use Fertilizer: Theory and Experimental Evidence from Kenya. *American Economic Review*, **101**(6), 2350–2390.

- Duquette, Eric, Higgins, Nathaniel, & Horowitz, John. 2012. Farmer Discount Rates: Experimental Evidence. *American Journal of Agricultural Economics*, **94**(2), 451–456.
- Edwards-Jones, G. 2006. Modelling Farmer Decision-Making: Concepts, Progress and Challenges. *Animal Science*, **82**(6), 783–790.
- Espinosa-Goded, Maria, Barreiro-Hurlé, Jesús, & Ruto, Eric. 2010. What Do Farmers Want From Agri-Environmental Scheme Design? A Choice Experiment Approach. *Journal of Agricultural Economics*, **61**(2), 259–273.
- Facchinei, Francisco, & Kanzow, Christian. 2010. Generalized Nash Equilibrium Problems. *Annals of Operations Research*, **175**(1), 177–211.
- Farhi, Emmanuel, & Gabaix, Xavier. 2020. Optimal Taxation with Behavioral Agents. *American Economic Review*, **110**(1), 298–336.
- Faure, J., Mouysset, L., Decourtye, A., Allier, F., & Gaba, S. 2021. *Pollinator Supporting Practices: What Drives Farmers' Acceptability and Adoption?*
- Feder, Gershon, Just, Richard E., & Zilberman, David. 1985. Adoption of Agricultural Innovations in Developing Countries: A Survey. *Economic Development and Cultural Change*, **33**(2), 255–298.
- Fischer, A. J., Arnold, A. J., & Gibbs, M. 1996. Information and the Speed of Innovation Adoption. *American Journal of Agricultural Economics*, **78**(4), 1073–1081.
- Fisher, Brendan, Turner, R. Kerry, & Morling, Paul. 2009. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. *Ecological Economics*, **68**(3), 643–653.
- Fudenberg, Drew, & Tirole, Jean. 1991. Perfect Bayesian Equilibrium and Sequential Equilibrium. *Journal of Economic Theory*, **53**(2), 236–260.
- Gaba, Sabrina, & Bretagnolle, Vincent. 2021. *Designing Multifunctional and Resilient Agricultural Landscapes: Lessons from Long-Term Monitoring of Biodiversity and Land Use*. Springer Nature Switzerland AG.
- Goldin, Jacob, & Lawson, Nicholas. 2016. Defaults, Mandates, and Taxes: Policy Design with Active and Passive Decision-Makers. *American Law and Economics Review*, **18**(2), 438–462.
- Griliches, Zvi. 1957. Hybrid Corn: An Exploration in the Economics of Technological Change. *Econometrica*, **25**(4), 501–522.
- Griliches, Zvi. 1960. Hybrid Corn and the Economics of Innovation. *Science*, **132**(3422), 275–280.
- Grolleau, G., Mzoughi, N, & Thoyer, Sophie. 2015. Les Incitations Monétaires Dans La Politique Agro-Environnementale : Peut-on Faire Mieux Avec Moins ? *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement - Review of agricultural and environmental studies*, **96**(2), 241–257.

- Hanemann, W. Michael. 1991. Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ? *The American Economic Review*, **81**(3), 635–647.
- Hanley, Nicholas. 2018. *Improving the Design of Payment for Ecosystem Services Schemes*.
- Hanley, Nick, & Czajkowski, Mikołaj. 2019. The Role of Stated Preference Valuation Methods in Understanding Choices and Informing Policy. *Review of Environmental Economics & Policy*, **13**(2), 248–266.
- Hanley, Nick, Whitby, Martin, & Simpson, Ian. 1999. Assessing the Success of Agri-Environmental Policy in the UK. *Land Use Policy*, **16**(2), 67–80.
- Hansen, Pelle Guldborg. 2016. The Definition of Nudge and Libertarian Paternalism: Does the Hand Fit the Glove? *European Journal of Risk Regulation*, **7**(1), 155–174.
- Hardaker, J Brian. 2006. Farm Risk Management : Past, Present and Prospects. 21.
- Hardaker, J. Brian, & Lien, Gudbrand. 2010. Probabilities for Decision Analysis in Agriculture and Rural Resource Economics: The Need for a Paradigm Change. *Agricultural Systems*, **103**(6), 345–350.
- Hevia, Violeta, García-Llorente, Marina, Martínez-Sastre, Rodrigo, Palomo, Sara, García, Daniel, Miñarro, Marcos, Pérez-Marcos, María, Sanchez, Juan Antonio, & González, José A. 2021. Do Farmers Care about Pollinators? A Cross-Site Comparison of Farmers' Perceptions, Knowledge, and Management Practices for Pollinator-Dependent Crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, **19**(1), 1–15.
- Humphrey, Steven J., & Verschoor, Arjan. 2004. Decision-Making Under Risk among Small Farmers in East Uganda. *Journal of African Economies*, **13**(1), 44–101.
- Jackson, Matthew O, & Zenou, Yves. 2015. Games on Networks. *Pages 95–163 of: Handbook of Game Theory with Economic Applications*, vol. 4. Elsevier.
- Johnston, Robert J., Boyle, Kevin J., Adamowicz, Wiktor (Vic), Bennett, Jeff, Brouwer, Roy, Cameron, Trudy Ann, Hanemann, W. Michael, Hanley, Nick, Ryan, Mandy, Scarpa, Riccardo, Tourangeau, Roger, & Vossler, Christian A. 2017. Contemporary Guidance for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, **4**(2), 319–405.
- Just, David R., & Peterson, Hikaru Hanawa. 2010. Is Expected Utility Theory Applicable? A Revealed Preference Test. *American Journal of Agricultural Economics*, **92**(1), 16–27.
- Just, Richard E., Hueth, Darrell L., & Schmitz, Andrew. 2005. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Kahneman, Daniel, & Sugden, Robert. 2005. Experienced Utility as a Standard of Policy Evaluation. *Environmental and Resource Economics*, **32**(1), 161–181.

- Kahneman, Daniel, & Tversky, Amos. 1979. Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica*, **47**(2), 363–391.
- Kahneman, Daniel, Wakker, Peter P., & Sarin, Rakesh. 1997. Back to Bentham? Explorations of Experienced Utility. *The Quarterly Journal of Economics*, **112**(2), 375–406.
- Kaufmann, Peter, Stagl, Sigrid, & Franks, Daniel W. 2009. Simulating the Diffusion of Organic Farming Practices in Two New EU Member States. *Ecological Economics*, **68**(10), 2580–2593.
- Kemkes, Robin J., Farley, Joshua, & Koliba, Christopher J. 2010. Determining When Payments Are an Effective Policy Approach to Ecosystem Service Provision. *Ecological Economics*, **69**(11), 2069–2074.
- Kleijn, David, Bommarco, Riccardo, Fijen, Thijs P. M., Garibaldi, Lucas A., Potts, Simon G., & van der Putten, Wim H. 2019. Ecological Intensification: Bridging the Gap between Science and Practice. *Trends in Ecology & Evolution*, **34**(2), 154–166.
- Kremen, C., Williams, N. M., & Thorp, R. W. 2002. Crop Pollination from Native Bees at Risk from Agricultural Intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **99**(26), 16812–16816.
- Kuhfuss, Laure, Préget, Raphaële, Thoyer, Sophie, Hanley, Nick, Coent, Philippe Le, & Désolé, Mathieu. 2016. Nudges, Social Norms, and Permanence in Agri-Environmental Schemes. *Land Economics*, **92**(4), 641–655.
- Laibson, David. 1997. Golden Eggs and Hyperbolic Discounting*. *The Quarterly Journal of Economics*, **112**(2), 443–478.
- Lamarque, Pénélope, Tappeiner, Ulrike, Turner, Catherine, Steinbacher, Melanie, Bardgett, Richard D., Szukics, Ute, Schermer, Markus, & Lavorel, Sandra. 2011. Stakeholder Perceptions of Grassland Ecosystem Services in Relation to Knowledge on Soil Fertility and Biodiversity. *Regional Environmental Change*, **11**(4), 791–804.
- Lant, Christopher L., Ruhl, J. B., & Kraft, Steven E. 2008. The Tragedy of Ecosystem Services. *BioScience*, **58**(10), 969–974.
- Läpple, Doris, & Kelley, Hugh. 2013. Understanding the Uptake of Organic Farming: Accounting for Heterogeneities among Irish Farmers. *Ecological Economics*, **88**(Apr.), 11–19.
- Lehner, Matthias, Mont, Oksana, & Heiskanen, Eva. 2016. Nudging – A Promising Tool for Sustainable Consumption Behaviour? *Journal of Cleaner Production*, **134**(Oct.), 166–177.
- Leveau, L., Picault, S., Salazar, P., Soullignac, V., Hirschy, M., Cerrutti, N., & Hedan, M. 2021. *Implanter Des Bandes Herbeuses et Florales En Bordures Des Parcelles*. https://geco.ecophytopic.fr/geco/Concept/Implanter_Des_Bandes_Herbeuses_Et_Florales_En_Bor
- Lindhjem, Henrik, & Navrud, Ståle. 2011. Are Internet Surveys an Alternative to Face-to-Face Interviews in Contingent Valuation? *Ecological Economics*, **70**(9), 1628–1637.

- Lindner, Robert K., & Gibbs, Melissa. 1990. A Test of Bayesian Learning from Farmer Trials of New Wheat Varieties*. *Australian Journal of Agricultural Economics*, **34**(1), 21–38.
- Madrian, Brigitte C. 2014. Applying Insights from Behavioral Economics to Policy Design. *Annual Review of Economics*, **6**(1), 663–688.
- Manson, Steven M., Jordan, Nicholas R., Nelson, Kristen C., & Brummel, Rachel F. 2016. Modeling the Effect of Social Networks on Adoption of Multifunctional Agriculture. *Environmental Modelling & Software*, **75**(Jan.), 388–401.
- Marja, Riho, Kleijn, David, Tschardtke, Teja, Klein, Alexandra-Maria, Frank, Thomas, & Batáry, Péter. 2019. Effectiveness of Agri-Environmental Management on Pollinators Is Moderated More by Ecological Contrast than by Landscape Structure or Land-Use Intensity. *Ecology Letters*, **22**(9), 1493–1500.
- Marra, Michele, Pannell, David J., & Abadi Ghadim, Amir. 2003. The Economics of Risk, Uncertainty and Learning in the Adoption of New Agricultural Technologies: Where Are We on the Learning Curve? *Agricultural Systems*, **75**(2), 215–234.
- Michael, D. König, & Battiston, Stefano. 2009. From Graph Theory to Models of Economic Networks. A Tutorial. *Pages 23–63 of: Naimzada, Ahmad K., Stefani, Silvana, & Torriero, Anna (eds), Networks, Topology and Dynamics: Theory and Applications to Economics and Social Systems*. Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Morales-Reyes, Zebensui, Martín-López, Berta, Moleón, Marcos, Mateo-Tomás, Patricia, Botella, Francisco, Margalida, Antoni, Donázar, José A., Blanco, Guillermo, Pérez, Irene, & Sánchez-Zapata, José A. 2018. Farmer Perceptions of the Ecosystem Services Provided by Scavengers: What, Who, and to Whom. *Conservation Letters*, **11**(2), e12392.
- Mzoughi, Naoufel. 2011. Farmers Adoption of Integrated Crop Protection and Organic Farming: Do Moral and Social Concerns Matter? *Ecological Economics*, **70**(8), 1536–1545.
- Naghizadeh, Parinaz, & Liu, Mingyan. 2018. Provision of Public Goods on Networks: On Existence, Uniqueness, and Centralities. *IEEE Transactions on Network Science and Engineering*, **5**(3), 225–236.
- Narjes, Manuel Ernesto, & Lippert, Christian. 2019. The Optimal Supply of Crop Pollination and Honey From Wild and Managed Bees: An Analytical Framework for Diverse Socio-Economic and Ecological Settings. *Ecological Economics*, **157**(Mar.), 278–290.
- OECD. 2012. *Farmer Behaviour, Agricultural Management and Climate Change*. OECD.
- Ölander, Folke, & Thøgersen, John. 2014. Informing Versus Nudging in Environmental Policy. *Journal of Consumer Policy*, **37**(3), 341–356.
- Palm-Forster, Leah H., Ferraro, Paul J., Janusch, Nicholas, Vossler, Christian A., & Messer, Kent D. 2019. Behavioral and Experimental Agri-Environmental Research: Methodological Challenges, Literature Gaps, and Recommendations. *Environmental and Resource Economics*, **73**(3), 719–742.

- Pannell, D. J., Marshall, G. R., Barr, N., Curtis, A., Vanclay, F., Wilkinson, R., Pannell, D. J., Marshall, G. R., Barr, N., Curtis, A., Vanclay, F., & Wilkinson, R. 2006. Understanding and Promoting Adoption of Conservation Practices by Rural Landholders. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, **46**(11), 1407–1424.
- Paul, Carola, Hanley, Nick, Meyer, Sebastian T., Fürst, Christine, Weisser, Wolfgang W., & Knoke, Thomas. 2020. On the Functional Relationship between Biodiversity and Economic Value. *Science Advances*, **6**(5), eaax7712.
- Pe'er, Guy, Zinngrebe, Yves, Moreira, Francisco, Sirami, Clélia, Schindler, Stefan, Müller, Robert, Bontzorlos, Vasileios, Clough, Dagmar, Bezák, Peter, Bonn, Aletta, Hansjürgens, Bernd, Lomba, Angela, Möckel, Stefan, Passoni, Gioele, Schleyer, Christian, Schmidt, Jenny, & Lakner, Sebastian. 2019. A Greener Path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, **365**(6452), 449–451.
- Pe'er, Guy, Bonn, Aletta, Bruelheide, Helge, Dieker, Petra, Eisenhauer, Nico, Feindt, Peter H., Hagedorn, Gregor, Hansjürgens, Bernd, Herzon, Irina, Lomba, Ângela, Marquard, Elisabeth, Moreira, Francisco, Nitsch, Heike, Oppermann, Rainer, Perino, Andrea, Röder, Norbert, Schleyer, Christian, Schindler, Stefan, Wolf, Christine, Zinngrebe, Yves, & Lakner, Sebastian. 2020. Action Needed for the EU Common Agricultural Policy to Address Sustainability Challenges. *People and Nature*, **2**(2), 305–316.
- Penrose, Mathew. 2003. *Random Geometric Graphs*. Vol. 5. Oxford university press.
- Perrot, Thomas, Gaba, Sabrina, Roncoroni, Maryline, Gautier, Jean-Luc, & Bretagnolle, Vincent. 2018. Bees Increase Oilseed Rape Yield under Real Field Conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **266**(Nov.), 39–48.
- Peth, Denise, Mußhoff, Oliver, Funke, Katja, & Hirschauer, Norbert. 2018. Nudging Farmers to Comply With Water Protection Rules – Experimental Evidence From Germany. *Ecological Economics*, **152**(Oct.), 310–321.
- Piñeiro, Valeria, Arias, Joaquín, Dürr, Jochen, Elverdin, Pablo, Ibáñez, Ana María, Kinyere, Alison, Opazo, Cristian Morales, Owoo, Nkechi, Page, Jessica R., Prager, Steven D., & Torero, Maximo. 2020. A Scoping Review on Incentives for Adoption of Sustainable Agricultural Practices and Their Outcomes. *Nature Sustainability*, **3**(10), 809–820.
- Potts, Simon G., Imperatriz-Fonseca, Vera, Ngo, Hien T., Aizen, Marcelo A., Biesmeijer, Jacobus C., Breeze, Thomas D., Dicks, Lynn V., Garibaldi, Lucas A., Hill, Rosemary, Settele, Josef, & Vanbergen, Adam J. 2016. Safeguarding Pollinators and Their Values to Human Well-Being. *Nature*, **540**(7632), 220–229.
- Prokopy, L. S., Floress, K., Klotthor-Weinkauff, D., & Baumgart-Getz, A. 2008. Determinants of Agricultural Best Management Practice Adoption: Evidence from the Literature. *Journal of Soil and Water Conservation*, **63**(5), 300–311.

- Pywell, Richard F., Heard, Matthew S., Woodcock, Ben A., Hinsley, Shelley, Ridding, Lucy, Nowakowski, Marek, & Bullock, James M. 2015. Wildlife-Friendly Farming Increases Crop Yield: Evidence for Ecological Intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **282**(1816), 20151740.
- Quiggin, John. 1982. A Theory of Anticipated Utility. *Journal of Economic Behavior & Organization*, **3**(4), 323–343.
- Rabin, Matthew. 2002. A Perspective on Psychology and Economics. *European Economic Review*, **46**(4), 657–685.
- Rubinstein, Ariel. 1998. *Modeling Bounded Rationality*. MIT Press.
- Rusch, Adrien, Valantin-Morison, Muriel, Sarthou, Jean-Pierre, & Roger-Estrade, Jean. 2010. Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems. *Pages 219–259 of: Advances in Agronomy*, vol. 109. Elsevier.
- Sánchez-Bayo, Francisco, & Wyckhuys, Kris A. G. 2019. Worldwide Decline of the Entomofauna: A Review of Its Drivers. *Biological Conservation*, **232**(Apr.), 8–27.
- Savage, Leonard J. 1954. *The Foundations of Statistics*. Courier Corporation.
- Scholten, Marc, & Read, Daniel. 2006. Discounting by Intervals: A Generalized Model of Intertemporal Choice. *Management Science*, **52**(9), 1424–1436.
- Schulz, Norbert, Breustedt, Gunnar, & Latacz-Lohmann, Uwe. 2014. Assessing Farmers' Willingness to Accept "Greening": Insights from a Discrete Choice Experiment in Germany. *Journal of Agricultural Economics*, **65**(1), 26–48.
- Schwarze, Jan, Holst, Gesa Sophie, & Mußhoff, Oliver. 2014. Do Farmers Act like Perfectly Rational Profit Maximisers? Results of an Extra-Laboratory Experiment. *International Journal of Agricultural Management*, **4**(1), 11–20.
- Siebert, Horst. 2008. *Economics of the Environment: Theory and Policy*. 7th ed edn. Berlin ; New York: Springer.
- Simon, Herbert A. 1955. A Behavioral Model of Rational Choice. *The Quarterly Journal of Economics*, **69**(1), 99–118.
- Simoncini, Riccardo, Ring, Irene, Sandström, Camilla, Albert, Christian, Kasymov, Ulan, & Arlettaz, Raphael. 2019. Constraints and Opportunities for Mainstreaming Biodiversity and Ecosystem Services in the EU's Common Agricultural Policy: Insights from the IPBES Assessment for Europe and Central Asia. *Land Use Policy*, **88**(Nov.), 104099.
- Smith, Helen F., & Sullivan, Caroline A. 2014. Ecosystem Services within Agricultural Landscapes—Farmers' Perceptions. *Ecological Economics*, **98**(Feb.), 72–80.
- Streletskaya, Nadia A., Bell, Samuel D., Kecinski, Maik, Li, Tongzhe, Banerjee, Simanti, Palm-Forster, Leah H., & Pannell, David. 2020. Agricultural Adoption and Behavioral Economics: Bridging the Gap. *Applied Economic Perspectives and Policy*, **42**(1), 54–66.

- Sutter, Louis, Albrecht, Matthias, & Jeanneret, Philippe. 2018. Landscape Greening and Local Creation of Wildflower Strips and Hedgerows Promote Multiple Ecosystem Services. *Journal of Applied Ecology*, **55**(2), 612–620.
- Tanaka, Tomomi, Camerer, Colin F., & Nguyen, Quang. 2010. Risk and Time Preferences: Linking Experimental and Household Survey Data from Vietnam. *American Economic Review*, **100**(1), 557–571.
- Team, R Core. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Thaler, R.H., & Sunstein, C.R. 2009. *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness*. Penguin books edn.
- Tschumi, Matthias, Albrecht, Matthias, Bärtschi, Cédric, Collatz, Jana, Entling, Martin H., & Jacot, Katja. 2016. Perennial, Species-Rich Wildflower Strips Enhance Pest Control and Crop Yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **220**(Mar.), 97–103.
- Uyttenbroeck, Roel, Hatt, Séverin, Paul, Aman, Boeraeve, Fanny, Piqueray, Julien, Francis, Frédéric, Danthine, Sabine, Frederich, Michel, Dufrêne, Marc, Bodson, Bernard, & Monty, Arnaud. 2016. Pros and Cons of Flowers Strips for Farmers. A Review. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 11.
- Vanslebrouck, Isabel, Huylenbroeck, Guido Van, & Verbeke, Wim. 2002. Determinants of the Willingness of Belgian Farmers to Participate in Agri-Environmental Measures. *Journal of Agricultural Economics*, **53**(3), 489–511.
- Vialatte, Aude, Barnaud, Cecile, Blanco, Julien, Ouin, Annie, Choisis, Jean-Philippe, Andrieu, Emilie, Sheeren, David, Ladet, Sylvie, Deconchat, Marc, Clément, Floriane, Esquerré, Diane, & Sirami, Clelia. 2019. A Conceptual Framework for the Governance of Multiple Ecosystem Services in Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology*, **34**(7), 1653–1673.
- Vossler, Christian A., & Holladay, J. Scott. 2018. Alternative Value Elicitation Formats in Contingent Valuation: Mechanism Design and Convergent Validity. *Journal of Public Economics*, **165**(Sept.), 133–145.
- Westhoek, Henk J., Overmars, Koen P., & van Zeijts, Henk. 2013. The Provision of Public Goods by Agriculture: Critical Questions for Effective and Efficient Policy Making. *Environmental Science & Policy*, **32**(Oct.), 5–13.
- Wilkinson, Nick, & Klaes, Matthias. 2017. *An Introduction to Behavioral Economics*. 3rd ed. 2018 edn. London: Red Globe Press.
- Woodcock, B. A., Garratt, M. P. D., Powney, G. D., Shaw, R. F., Osborne, J. L., Soroka, J., Lindström, S. a. M., Stanley, D., Ouvrard, P., Edwards, M. E., Jauker, F., McCracken, M. E., Zou, Y., Potts, S. G., Rundlöf, M., Noriega, J. A., Greenop, A., Smith, H. G., Bommarco, R., van der Werf, W., Stout, J. C., Steffan-Dewenter, I., Morandin, L., Bullock, J. M., & Pywell, R. F. 2019. Meta-Analysis Reveals That Pollinator Functional Diversity

- and Abundance Enhance Crop Pollination and Yield. *Nature Communications*, **10**(1), 1481.
- Zamorano, Jorge, Bartomeus, Ignasi, Grez, Audrey A., & Garibaldi, Lucas Alejandro. 2020. Field Margin Floral Enhancements Increase Pollinator Diversity at the Field Edge but Show No Consistent Spillover into the Crop Field: A Meta-Analysis. *Insect Conservation and Diversity*, **13**(6), 519–531.
- Zizzo, Daniel John, Stolarz-Fantino, Stephanie, Wen, Julie, & Fantino, Edmund. 2000. A Violation of the Monotonicity Axiom: Experimental Evidence on the Conjunction Fallacy. *Journal of Economic Behavior & Organization*, **41**(3), 263–276.

Annexe I

Positionnement épistémologique

Bien qu'énoncer clairement les racines méthodologiques et philosophiques de son travail en économie n'est pas monnaie courante, il m'a paru important d'en dire un mot dans ma thèse. C'est un sujet qui me tient particulièrement à cœur, et je suis convaincu qu'une réflexion et une prise de recul sur ce point ne peut qu'améliorer la qualité du travail scientifique. De plus, la science économique a un rapport particulier avec l'éthique et la morale, car elle a une "finalité" normative et qu'elle comprend plusieurs courants de pensée (Samuelson & Nordhaus, 2009). Le positionnement épistémologique peut se faire de deux façons. Premièrement, il peut être descriptif avec un énoncé *ex ante* des écoles de pensée qui guident la réflexion et dans lesquelles le travail s'inscrit. Deuxièmement, il peut venir rétrospectivement de notre travail et notamment de la littérature qu'on utilise: on "hérite" ainsi *ex post* du positionnement épistémologique de celle-ci. Ici, j'ai choisi de décrire le cadre dans lequel mon travail se situe, en amont de la réponse à ma problématique. La discussion sera volontairement réduite, car elle dépasse les ambitions de ce manuscrit.

D'abord, la problématisation de mon travail comporte à la fois une composante positive et normative. La première est davantage associée à l'objectif 1, puisque j'y propose d'identifier les leviers bioéconomiques de manière purement descriptive et sans jugement de valeur (Posner, 1979). Par contre, le travail sur l'évaluation des leviers (objectif 2) est *de facto* normatif, puisqu'il a pour finalité de discriminer les leviers entre eux, par rapport à certains critères choisis au préalable (e.g. efficacité économique, ou performance écologique). Comme mentionné par Baumgärtner *et al.* (2008), les deux approches sont complémentaires afin d'étudier des objets complexes tels que les agroécosystèmes.

Par ailleurs, mon travail s'inscrit dans la théorie utilitariste, comme la quasi-totalité des écrits en économie (Said, 2011). Cette morale conséquentialiste (i.e. évaluant une action uniquement sur ces conséquences), née à la fin du 17^e siècle, indique que le caractère moral d'une action dépend de l'équilibre entre le plaisir et la douleur qu'elle produit. Cet équilibre est une mesure du bien-être des individus, également appelé "utilité". On cherche à la maximiser avec les ressources disponibles, aussi bien au niveau de l'individu qu'au niveau de la société (Just *et al.*, 2005). Ces deux niveaux peuvent être reliés par l'individualisme méthodologique, qui est le paradigme selon lequel le bien-être de la société peut être décrit à partir du bien-être de chaque individu qui la compose.

La maximisation de l'utilité en économie a un double rôle. Elle permet d'abord de modéliser le comportement d'un agent économique individuel: chaque être humain chercherait à être le plus heureux possible (Altman, 2015). Elle permet ensuite, au niveau agrégé, de fixer un objectif pour le décideur public, à savoir que le bien-être global de la société soit le plus élevé possible (Just *et al.*, 2005). Le principe de Pareto¹ est le critère de décision publique le plus connu et le plus utilisé actuellement en économie théorique (Just *et al.*, 2005). L'utilité est un concept pragmatique (i.e. tourné vers l'action), dont la définition non-restrictive permet une grande flexibilité dans sa formalisation (Camerer, 1998): je le montrerai au cours du manuscrit. Il est important de noter que l'utilitarisme, bien que dominant en économie et plus généralement en sciences sociales, est critiqué par certains auteurs (par exemple Lordon (2014)). L'une des critiques majeures est le manque de prise en compte de certains critères éthiques, tels que la justice sociale (Rawls, 1971).

La philosophie utilitariste est compatible avec les méthodes quantitatives de recherche. Ces dernières utilisent des outils d'analyse mathématiques et statistiques, en vue de décrire, d'expliquer et prédire des phénomènes sous forme de variables mesurables (Bryman, 2016). En effet, l'utilitarisme demande une quantification de l'utilité, menant à une conception arithmétique du bien-être (Just *et al.*, 2005). C'est cette optique quantitative que j'adopte tout au long de mes travaux de thèse, notamment par l'analyse statistique (chapitres II et V) et la modélisation théorique (chapitres III, IV et V).

Références

- Altman, Morris. 2015. *Handbook of Contemporary Behavioral Economics: Foundations and Developments*. Routledge.
- Baumgärtner, Stefan, Becker, Christian, Frank, Karin, Müller, Birgit, & Quaas, Martin. 2008. Relating the Philosophy and Practice of Ecological Economics: The Role of Concepts, Models, and Case Studies in Inter- and Transdisciplinary Sustainability Research. *Ecological Economics*, **67**(3), 384–393.
- Bryman, Alan. 2016. *Social Research Methods*. Oxford university press.
- Camerer, Colin. 1998. Bounded Rationality in Individual Decision Making. *Experimental Economics*, **1**(2), 163–183.
- Just, Richard E., Hueth, Darrell L., & Schmitz, Andrew. 2005. *The Welfare Economics of Public Policy: A Practical Approach to Project and Policy Evaluation*. Edward Elgar Publishing.
- Lordon, Frédéric. 2014. *L'intérêt souverain: Essai d'anthropologie économique spinoziste*. La Découverte.
- Posner, Richard A. 1979. Utilitarianism, Economics, and Legal Theory. *The Journal of Legal Studies*, **8**(1), 103–140.

¹L'optimum est atteint dès qu'on ne peut augmenter le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'un autre (Just *et al.*, 2005).

Rawls, John. 1971. *A Theory of Justice*. Harvard university press.

Said, Fatima Ait. 2011. Le bonheur en économie. *Idees économiques et sociales*, N 166(4), 67–74.

Samuelson, Paul, & Nordhaus, William. 2009. *Economics*. 19th edition edn. Boston: McGraw-Hill Education.

Leviers bioéconomiques pour assurer la fourniture du service écosystémique de pollinisation dans les territoires agricoles intensifs

Résumé : Alors que l'un des objectifs majeurs mis en avant par l'IPBES (2019) est celui de nourrir la planète tout en améliorant la santé globale des écosystèmes, l'agriculture intensive reste l'une des causes principales du déclin de la biodiversité, dont celui des pollinisateurs à l'échelle planétaire est emblématique. Les cultures pollinisées représentent près de 80% des espèces cultivées en Europe et jouent un rôle écologique et économique crucial dans les agroécosystèmes (Klein *et al.*, 2007). Par conséquent, le déclin des pollinisateurs questionne les pratiques agricoles actuelles. L'objectif de la thèse est d'identifier et d'évaluer des solutions efficaces et durables pour assurer la fourniture du service de pollinisation dans les agroécosystèmes intensifs. Jusqu'à présent, les recherches menées pour enrayer le déclin des pollinisateurs se sont focalisées sur plusieurs réponses techniques, mais en ignorant les préférences des agriculteurs ou des apiculteurs. Dans un premier temps, nous identifions les leviers techniques les plus efficaces pour augmenter la magnitude du service de pollinisation, puis nous analysons les préférences des agents à leur propos. Dans un deuxième temps, nous évaluons certains leviers bioéconomiques (i.e. en combinant l'adoption d'une pratique avec une motivation socio-économique) d'un point de vue économique mais aussi environnemental. Pour cela, nous mobilisons des concepts et théories de plusieurs champs disciplinaires, principalement de l'économie et de la psychologie, ainsi que des approches de modélisation bioéconomique et d'économétrie. Nous nous focalisons sur le cas d'étude de la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" (Deux-Sèvres, France), un agroécosystème intensif Ouest-Européen typique, que nous utilisons pour la calibration des modèles. Pour l'identification des préférences nous utilisons deux jeux de données issues d'enquêtes auprès d'agriculteurs: un réalisé sur la Zone Atelier, et un réalisé en ligne à l'échelle de la France. Nos résultats montrent que les leviers présentent une grande acceptabilité parmi les agriculteurs, mais qu'ils sont peu adoptés. Les leviers les plus efficaces sont souvent les moins adoptés. Cette adoption est influencée par les coûts, mais aussi par les préférences face au risque ou d'autres facteurs comportementaux. Nous simulons dans un premier temps, grâce à un modèle bioéconomique, un levier prometteur: celui de stimuler la pollinisation domestique en incitant les agents par des systèmes de taxes-subsidations. Cependant, nous montrons que, bien que privilégier les abeilles domestiques et l'apiculture soit économiquement performant, les performances environnementales sont faibles du fait que ce système soit compatible avec l'agriculture intensive. Connaissant les préférences des agents, nous simulons l'adoption de bandes fleuries (le levier agricole le plus efficace) qui permet à la fois d'augmenter la pollinisation, mais aussi de stabiliser les rendements par le phénomène d'"assurance naturelle". Cependant, nous montrons que leur adoption est chère par rapport au maintien de la pollinisation par les abeilles domestiques, et à la contractualisation d'une assurance agricole. Enfin, nous établissons une théorie des politiques optimales soutenant les services écosystémiques et prenant en compte la dimension comportementale. Nous montrons que celles-ci pourraient augmenter l'adoption de pratiques et ainsi être plus efficaces que des politiques de soutien financier "classiques". Cette thèse contribue, par une approche interdisciplinaire entre économie agricole, comportementale et écologie, au débat actuel sur les moyens d'augmenter la pollinisation dans les agroécosystèmes, et plus globalement sur la multifonctionnalité de l'agriculture.

Mots-clés : Abeille, Comportement, Agriculteur, Politique publique

Bioeconomic responses to provide pollination service in intensive agricultural ecosystems

Abstract: While one of the major objectives put forward by the IPBES (2019) is to feed humanity while improving the overall health of ecosystems, intensive agriculture remains one of the main causes of biodiversity decline, of which the decline of pollinators on a global scale is emblematic. Pollinated crops represent nearly 80% of the species grown in Europe and play a crucial ecological and economic role in agro-ecosystems (Klein *et al.*, 2007). Therefore, the decline of pollinators questions current agricultural practices. The objective of this thesis is to identify and evaluate effective and sustainable solutions to ensure the provision of the pollination service in intensive agroecosystems. To date, research conducted to tackle pollinator decline has focused on several technical responses, while ignoring the preferences of farmers or beekeepers. First, we identify the most effective technical levers to increase the magnitude of the pollination service, and then analyze agents' preferences about them. In a second step, we evaluate some bioeconomic responses (i.e. combining the adoption of a practice with a socio-economic motivation) from an economic but also an ecological point of view. To do so, we use concepts and theories from several academic fields, mainly from economics and psychology, as well as bioeconomic modeling and econometric approaches. We focus on the case study of the "Plaine & Val de Sèvre" area (Deux-Sèvres, France), a typical West European intensive agroecosystem, which we use for model calibration. For the identification of preferences, we use two datasets from farmer surveys: one conducted in the Deux-Sèvres area, and one conducted online at the national level. Our results show that the pro-pollinator practices have a high acceptability among farmers, but that they are not widely adopted. The most effective levers are often the least adopted. We show that adoption is influenced by costs, but also by risk preferences and other behavioral factors. We first simulate, using a bioeconomic model, a promising lever: stimulating domestic pollination by incentivizing agents through tax-subsidy systems. However, we show that, although favoring honey bees and beekeeping is economically efficient, the environmental performance is low because this system is compatible with intensive agriculture. Knowing the preferences of the agents, we simulate the adoption of flower strips (the most efficient agricultural response identified) which allows to increase pollination while stabilizing yields through the "natural insurance" phenomenon. However, we show that their adoption is expensive compared to maintain pollination by honey bees, and to contract an agricultural insurance. Finally, we establish a theory of optimal policies supporting ecosystem services and taking into account the behavioral dimension. We show that these policies could increase the adoption of practices and thus be more efficient than "classical" financial support policies. This thesis contributes, through an interdisciplinary approach between agricultural economics, behavioral economics and ecology, to the current debate on how to increase pollination in agroecosystems, and more globally to the multifunctionality of agriculture..

Keywords: Bee, Behavior, Farmer, Public policy
