



# Quelles sont les externalités négatives dues à l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité et les services écosystémiques ?

## Une revue rapide de la littérature scientifique



Rapport final  
Mai 2025

## CONTRIBUTEURICES

### COORDINATION ET REDACTION

DUPUIS Louise, LANGRIDGE Joseph, JACQUES Cécile, BEILLOUIN Damien, SOUBELET Hélène

### RELECTURE

ALMANSA Robin, DELAUAUD Aurélie, GARNIER Marjolaine

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>4</b>
<b>PRESENTATION DE LA QUESTION DE RECHERCHE .....</b>	<b>5</b>
<b>RESULTATS.....</b>	<b>6</b>
1. COMPOSITION DE LA BASE DE DONNEES .....	6
1.1. <i>Tri et constitution de la base de données.....</i>	6
1.2. <i>Type de publications.....</i>	7
1.3. <i>Répartition spatiale et temporelle des publications.....</i>	7
2. SYNTHÈSE NARRATIVE : PRÉSENTATION DES VARIABLES ÉTUDIÉES DANS LE CORPUS .....	9
2.1. <i>Population : biodiversité, écosystèmes et services écosystémiques étudiés .....</i>	9
2.2. <i>Intervention : pratiques agricoles étudiées.....</i>	12
2.3. <i>Résultats : externalités négatives démontrées.....</i>	13
2.4. <i>Les chaînes de causalité étudiées.....</i>	14
3. SYNTHÈSE NARRATIVE : L'IMPACT DES INTERVENTIONS AGRICOLES SUR LA PERTE DE SERVICES ECOSYSTEMIQUES ET LES EXTERNALITES EN DECOULANT.....	19
3.1. <i>Les externalités liées aux pratiques individuelles .....</i>	19
3.2. <i>Les externalités liées aux impacts à l'échelle du paysage.....</i>	31
3.3. <i>Les externalités liées aux systèmes agricoles.....</i>	40
4. DISCUSSION .....	42
5. CONCLUSION ET OPPORTUNITES .....	42
5.1. <i>Implications pour la recherche.....</i>	43
5.2. <i>Implications pour les politiques publiques.....</i>	43
6. REFERENCES .....	45
6.1. <i>Articles issus du corpus bibliographique (synthèse narrative).....</i>	45
6.2. <i>Autres références.....</i>	48
<b>ANNEXES .....</b>	<b>49</b>
ANNEXE 1 - PRÉSENTATION DE LA METHODOLOGIE DE RECHERCHE .....	49
<i>Présentation de la question de recherche .....</i>	49
<i>Sources de littérature.....</i>	50
<i>Équations de recherche.....</i>	50
<i>Sélection des articles et critères d'éligibilité des études.....</i>	51
<i>Extraction des données et synthèse narrative .....</i>	53
<i>Méthodologie d'analyse critique .....</i>	57
ANNEXE 2 – ANALYSE CRITIQUE DU CORPUS.....	59

## Introduction

Ce projet est issu d'une collaboration entre la Fondation Crédit Mutuel Alliance Fédérale et la FRB, destiné à co-construire un programme de recherche exploratoire afin de mieux comprendre comment l'érosion de la biodiversité, qui entraîne la perte de nombreux services écosystémiques<sup>1</sup>, présente des risques pour les humains. La question posée par ce programme ambitieux est l'une des plus complexes et des plus cruciales : peut-on avoir une idée des risques que nous, nos activités, notre économie, notre bien-être, encourons en raison de la perte des bénéfiques, gratuits, invisibles, implicites, que nous retirons de la biodiversité ?

Identifier et quantifier les risques liés au déclin des contributions de la nature aux populations (autre dénomination proposée par l'Ipbes, la plate-forme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques, des services écosystémiques) est un enjeu sociétal majeur dont la recherche doit se saisir.

En effet, les résultats scientifiques documentent la diminution de la fertilité des sols, de la capacité des écosystèmes à réguler les pathogènes, la perte des pollinisateurs, la simplification des paysages qui détruisent des habitats naturels, mais aussi des identités culturelles. Il manque toutefois une vision systémique, qui aille du constat biologique à la conséquence sociale : qu'est-ce qui diminue, en quelle quantité, quelles sont les conséquences pour les humains à court ou moyen termes ?

Ce programme de recherche exploratoire, d'une durée de trois ans, prend la forme de plusieurs revues rapides de la littérature scientifique afin d'analyser comment la recherche a répondu – ou non – à cette question systémique. Le programme traite de plusieurs sous-questions centrées sur les activités humaines identifiées par l'Ipbes pour être les plus impactantes (agriculture, pêche, foresterie). Le présent rapport relate le projet "Agriculture". L'objectif est d'établir, à l'aide de la littérature scientifique existante, un état des connaissances sur les liens entre l'agriculture, la perte de biodiversité et des services écosystémiques associés, et les externalités négatives pour les humains en découlant.

En s'attachant à une question précise, la méthode de la revue rapide permet de capter, dans les bases de données de publications scientifiques, la majorité des preuves scientifiques déjà publiées qui répondent à la question dans sa globalité. Il s'agit de dépasser une difficulté liée à l'approche systématique : ce sujet est traité de manière diffuse, il fait appel à de nombreuses disciplines scientifiques – écologie, économie, sociologie, géographie, agronomie – et à des auteurs qui ne publient pas nécessairement ensemble. La méthode permet également de les sélectionner *via* une démarche rigoureuse qui assure la pertinence et la robustesse des résultats mis en évidence.

*In fine*, ce programme devrait permettre de dégager les mécanismes, en particulier les solutions délétères ou les "fausses bonnes idées", qui altèrent les contributions de la nature aux populations, qui font ainsi peser des risques pour les sociétés et qui invisibilisent, obèrent ou ralentissent le développement d'alternatives durables et d'un environnement favorable à une bonne qualité de vie sur Terre.

Ce programme illustre, d'une part, le dialogue et la collaboration science-société portés par la FRB, et, d'autre part, la prise de conscience de la responsabilité sociale et environnementale d'un acteur économique. Ces deux axes sont essentiels pour refonder l'avenir. Les forces de ce programme sont la co-construction de la question de recherche qui soutient le transfert de connaissances, le financement pluriannuel qui donne du temps à la synthèse de connaissances et, enfin, le partage des rôles et la confiance réciproque entre les deux fondations grâce à une gouvernance qui permet un travail concerté et fructueux ainsi qu'une large diffusion au sein des sphères respectives.

---

1 Voir : <https://www.fondationbiodiversite.fr/biodiversite-et-services-ecosystemiques/>

# Présentation de la question de recherche

L'objectif de cette revue est d'établir, à l'aide de la littérature scientifique existante, un état des connaissances sur les liens entre l'agriculture, la perte de biodiversité et des services écosystémiques associés, et les externalités négatives pour les humains en découlant (voir Figure 1). Elle a été réalisée conformément aux lignes directrices sur la conduite et les standards de "rapid review" de la *Collaboration for Environmental Evidence (Collaboration for Environmental Evidence, 2022)*. L'ensemble de la méthode utilisée pour réaliser cette revue est présentée en Annexe de ce document.

La principale question de recherche définie à partir de cet objectif est la suivante : **quelles sont les externalités négatives liées au déclin de la biodiversité terrestre et de ses services écosystémiques, dû aux pratiques agricoles ?**

Elle repose sur la construction d'une chaîne de causalité : activité agricole <> perte de biodiversité et de service écosystémique associé <> externalité négative induite par la perte de service écosystémique.

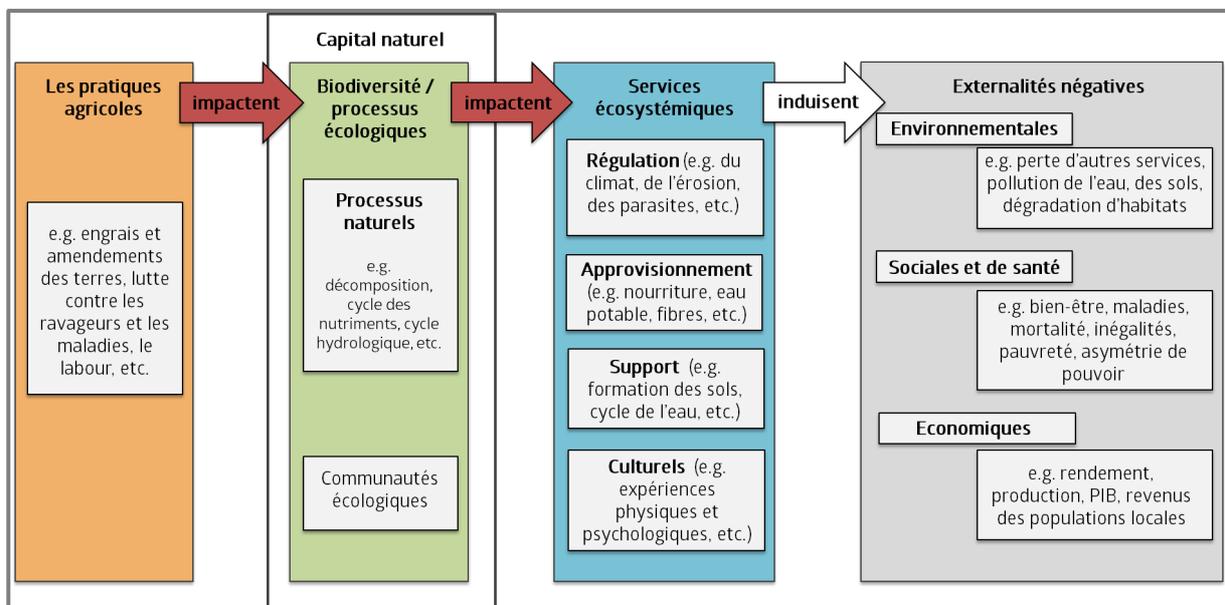


Figure 1. D'après Dupuis *et al.* 2024, une présentation de la question de recherche : les facteurs directs ou pressions (par ex. changement d'utilisation des terres, exploitation directe, pollution) qui s'exercent sur la biodiversité résultent d'un ensemble de pratiques de gestion agricoles qui, lorsqu'elles impactent négativement les processus écosystémiques et la biodiversité, provoquent un déclin de celle-ci et des services, entraînant des impacts environnementaux et socioéconomiques, autrement appelés "externalités négatives".

Il s'agit d'identifier des recherches ayant pris en compte les trois "maillons" de cette chaîne de causalité : activité agricole <> perte de biodiversité et de service écosystémique associé <> externalité négative induite par la perte de service écosystémique. Les publications ne s'intéressant qu'à deux des "maillons" de la chaîne, par exemple l'impact d'une pratique agricole sur la biodiversité, n'ont pas été retenues. Pour matérialiser les externalités négatives, des indicateurs sociologiques (espérance de vie, inégalités, maladies), économiques (rendement agricole, produit intérieur brut) ou environnementaux (pertes de services écosystémiques, comme la perte de stockage de carbone) ont été recherchés (voir [Tableau A1](#), Annexe 1).

# Résultats

Les activités humaines ont des impacts globalement négatifs sur la biodiversité qui s'effondre à une vitesse et avec une ampleur jamais égalées. Dans son évaluation mondiale de la biodiversité publiée en 2019, l'Ipbes a en effet mis en évidence que les extinctions des espèces animales et végétales se produisaient cent à mille fois plus vite que dans les cinq plus grandes crises qu'a connues la Terre depuis l'apparition de la vie, il y a plus de trois milliards d'années. L'origine humaine des extinctions contemporaines ne fait plus de doute. Cette perte de biodiversité a des impacts sur la qualité de vie des humains. L'objectif de cette revue est d'établir, à l'aide de la littérature scientifique existante, un état des connaissances sur les liens entre les pratiques agricoles, la perte de biodiversité et des services écosystémiques associés, et les externalités négatives en découlant.

## 1. Composition de la base de données

### 1.1. Tri et constitution de la base de données

La recherche initiale de littérature a permis de constituer une base de données de 2 490 références (voir Figure 2), dont 1 732 issues de la base de données *Web of Science*, 558 du moteur de recherche *PubMed* et 200 du moteur de recherche *Google Scholar*. Une première élimination des doublons a porté le nombre de références à 2 360.

518 références ont été conservées à la suite de la première phase de tri sur titre et résumé, soit 22 % du corpus total. Sur ces 518 références, 30 n'étaient pas accessibles pour des raisons de droits (5,8 %). La phase de tri sur texte entier a donc été réalisée sur 488 références. 43 références ont été conservées après cette dernière phase de tri, ce qui correspond à 8,3 % du corpus après la première phase de tri, et à 1,7 % du corpus total initial. Les exclusions ont été induites par des populations non conformes à nos prérequis (47,6 %), des expositions non conformes (25,4 %), des externalités non conformes (19,1 %), le type de document (13,7 %) une langue non parlée par les auteurs de la présente étude (0,2 %). La méthodologie et les critères de tri sont détaillés en Annexe.

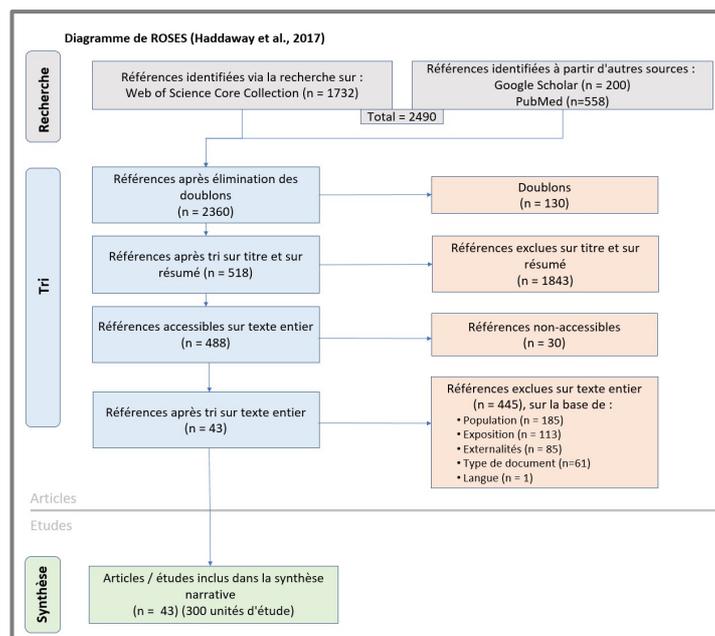


Figure 2. Processus de sélection et de composition du corpus (diagramme de Roses)

## 1.2.Type de publications

L'extraction des données des 43 articles a permis d'identifier 300 études de cas<sup>2</sup> réparties en quatre catégories (voir [Figure 3](#)) : 132 synthèses de données, 94 études primaires, 47 études de cas dites "mixtes" (par exemple, une étude primaire et une synthèse de données dans le même article) et 27 modèles/simulations.

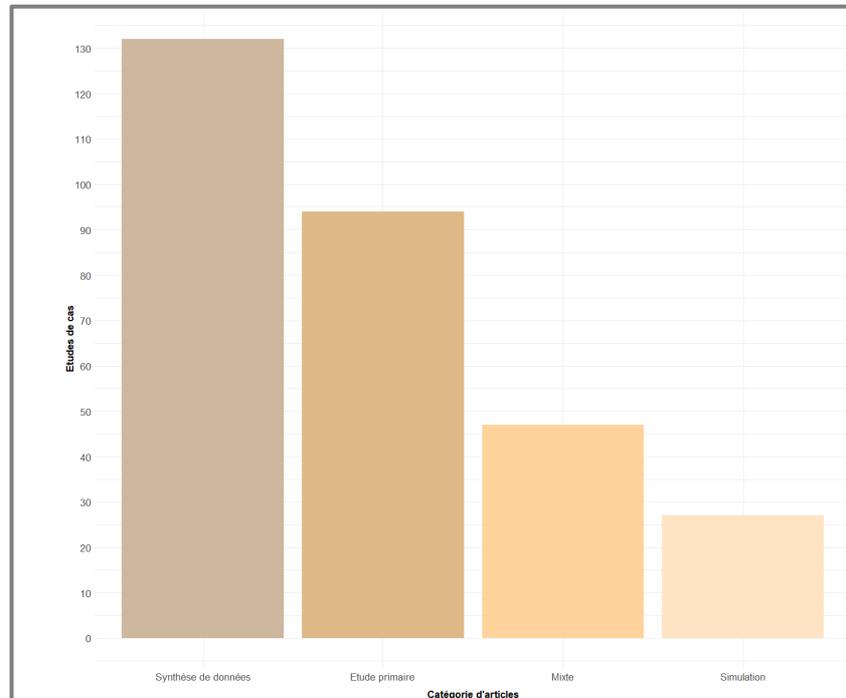


Figure 3. Répartition des études de cas selon leur catégorie

## 1.3.Répartition spatiale et temporelle des publications

L'ensemble des articles retenus dans le corpus a été publié entre 2000 et 2022 (voir [Figure 4.A](#) et [Figure 4.B](#)). Le nombre de publications semble augmenter rapidement depuis 2015, avec un pic de publications en 2020 (8 articles). Même si le nombre total d'articles reste faible, cela peut signifier un intérêt croissant des communautés scientifiques pour cette question depuis quelques années. En effet, en regardant plus précisément le nombre d'articles obtenus dans la requête initiale (avant les différentes phases de tri, soit 2 360 articles), on peut constater un pic de publications depuis 2012, date de l'introduction de l'Ipbes (voir [Figure 4.C](#)).

---

2 Un article peut, lors de l'extraction, être divisé en plusieurs études de cas, chaque étude de cas étant associée à un seul résultat présenté dans l'article.

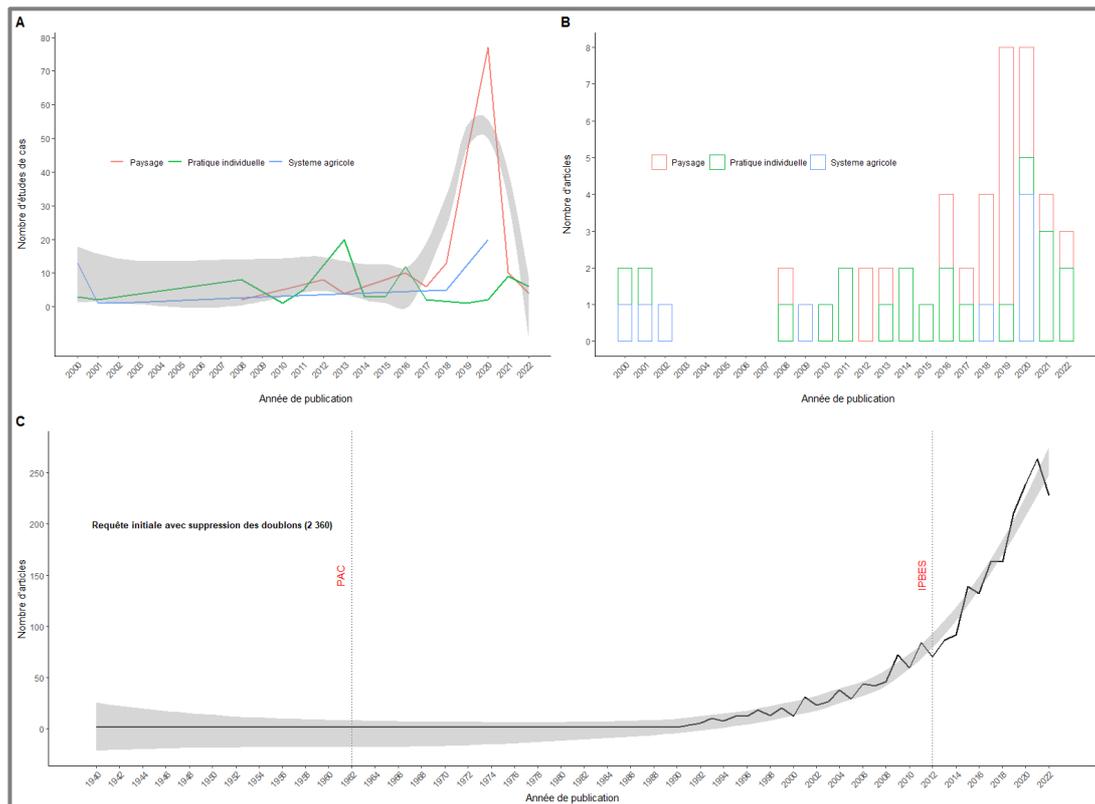


Figure 4. Évolution du nombre de publications et d'études de cas par année

(a) La figure A montre l'évolution en termes de nombre d'études de cas total du corpus par catégorie d'échelle de gestion agricole ; (b) la figure B montre le nombre de publications par an en rapport avec le corpus retenu et par catégorie d'échelle d'intervention ; (c) la figure C montre la croissance de la littérature scientifique en rapport avec le nombre total de références récupérées par la requête initiale (les périodes de lancement de la PAC et de l'Ipbes sont mises en évidence pour information).

La répartition géographique des articles est assez hétérogène (voir Figure 5). A l'exception de l'Antarctique, l'ensemble des continents est représenté, avec une sur-représentation de l'Amérique du Nord (20,94%), suivie de l'Amérique Centrale et du Sud et de l'Asie, puis de l'Afrique et de l'Océanie. Certaines zones géographiques ne sont pas du tout étudiées, comme l'Afrique du Nord, l'Afrique Centrale, l'Europe de l'Est, l'Europe du Nord, le Moyen-Orient et l'Asie du Nord. Trois pays sont sur-représentés dans ce corpus, à savoir les États-Unis (9 articles), le Brésil (4 articles) et la Chine (3 articles). 4 articles ne ciblent pas un pays en particulier, mais réalisent une modélisation à l'échelle mondiale. De même, un article étudie plusieurs pays conjointement en Asie du Sud-Est, et n'a donc pas pu être représenté sur la carte. Enfin, un article réalise une modélisation ne s'appliquant à aucun pays en particulier.

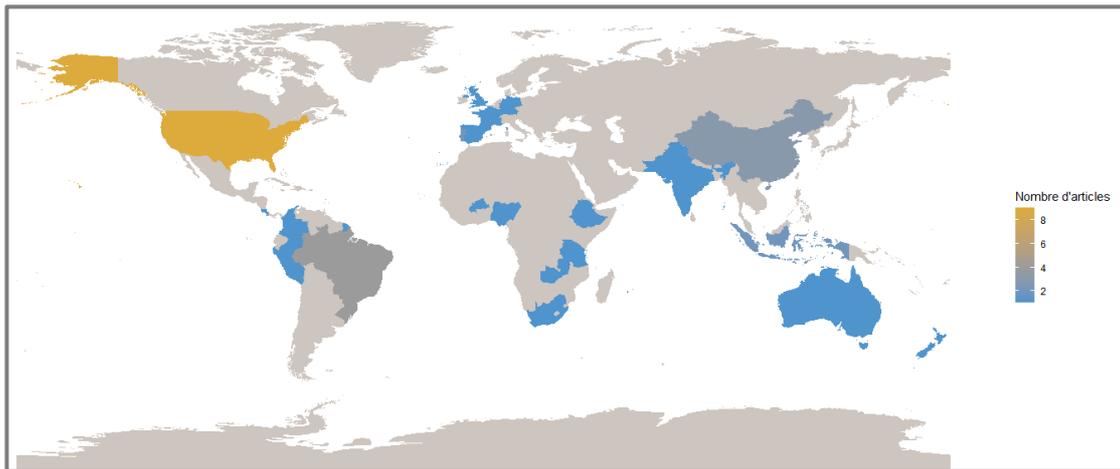


Figure 5. Répartition géographique des articles

## 2. Synthèse narrative : présentation des variables étudiées dans le corpus

Dans un premier temps, nous détaillons les objets étudiés dans les études de cas, et dans quelle proportion, pour chacun des trois éléments constituant notre question de recherche (cf. [Tableau A1](#)) :

- La population (2.1), comprise comme les composantes de biodiversité affectées par les pratiques agricoles : il peut s'agir ici de l'échelle des écosystèmes ou de celle des espèces ;
- L'intervention (2.2) désigne tout ce qui participe de l'intervention humaine pour l'agriculture : il peut s'agir de l'échelle du paysage, comprise comme le changement d'usage d'une terre ou conversion d'une terre au sens large, de systèmes agricoles au sens de l'objectif ou du contexte des cultures, ou d'interventions précises ;
- Les externalités (2.3), comprises comme les impacts, effets ressentis, conséquences négatives sur l'environnement (par ex. perte d'autres services écosystémiques) et sur les populations humaines (par ex. externalités économiques, sanitaires, sociales).

Enfin, en 2.4, nous détaillons les couples puis les chaînes de causalité les plus étudiées, c'est-à-dire les combinaisons entre les différentes échelles de population et d'intervention et les types d'externalités les plus présentes dans les études de cas de notre corpus.

### 2.1. Population : biodiversité, écosystèmes et services écosystémiques étudiés

#### 2.1.1. Biodiversité et écosystèmes

81 études de cas étudient l'impact des pratiques agricoles sur une ou plusieurs espèces (27 %) ; 219 étudient l'impact des pratiques agricoles à l'échelle de l'écosystème (73 %) (voir [Figure 6.A](#)).

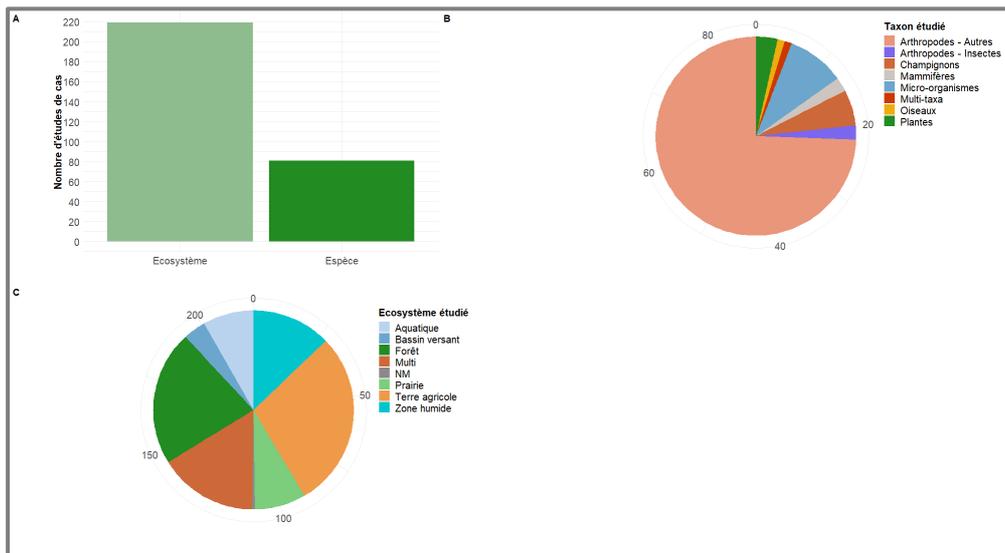


Figure 6. Répartition des catégories de populations étudiées (taxons et écosystèmes)

Parmi les 81 études de cas à l'échelle de l'espèce, près de trois quarts s'intéressent à l'impact des pratiques agricoles sur les insectes (voir Figure 6.B), soit 59, dont 32 s'intéressant particulièrement aux pollinisateurs, soit 10,67 %. C'est le groupe fonctionnel le plus étudié du corpus. Les autres catégories de biodiversité étudiées sont les mammifères (8 études), les oiseaux (5 études), les plantes (3 études), les champignons (2 études), les autres arthropodes (2 études) et les micro-organismes (1 étude). Enfin, 1 étude analyse l'impact de l'agriculture sur plusieurs espèces conjointement.

Les écosystèmes majoritairement étudiés au sein des 219 études de cas réalisées à l'échelle de l'écosystème (voir Figure 6.C) sont les terres agricoles (63 études), les forêts (48 études), les zones humides (28 études), les écosystèmes aquatiques (18 études), les prairies (18 études) et les bassins versants (8 études). 35 études de cas analysent plusieurs écosystèmes. 1 étude ne précise pas l'écosystème dans lequel elle s'inscrit.

En rapprochant les écosystèmes étudiés de la classification en biomes (Ricklefs *et al.*, 2008), il apparaît que le corpus est assez déséquilibré, c'est-à-dire que les externalités des pratiques agricoles sur la biodiversité et ses services écosystémiques ne sont pas évaluées dans tous les biomes (voir Figure 7).

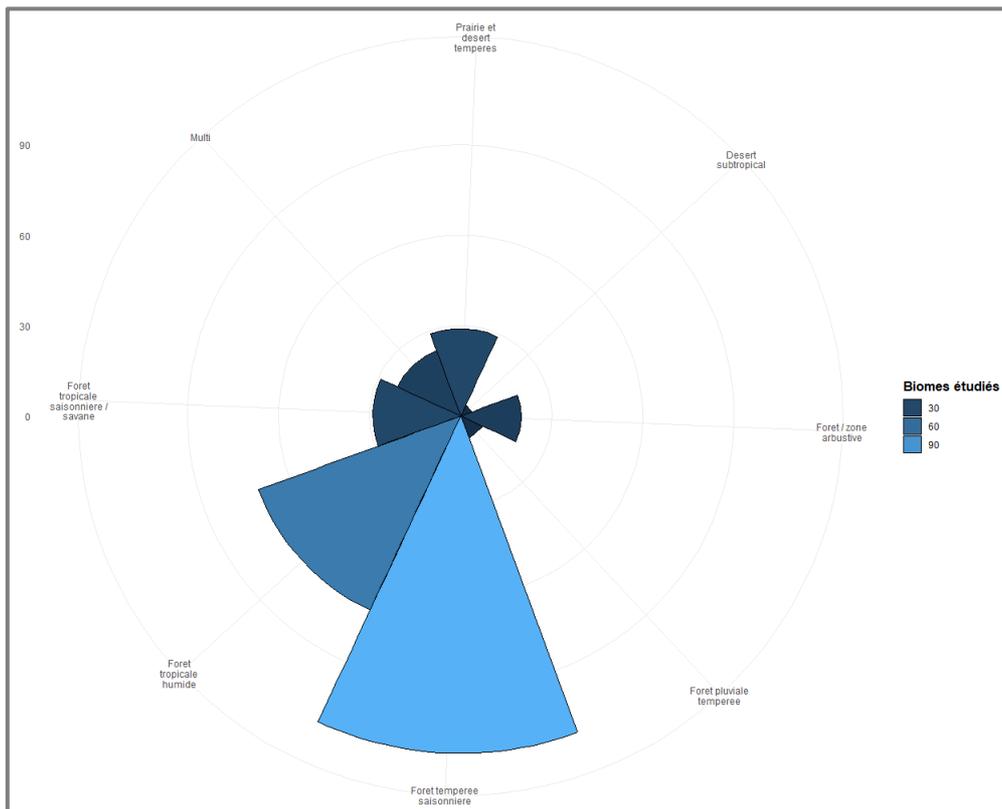


Figure 7. Répartition des études de cas par biome

Le biome le plus étudié est la forêt tempérée saisonnière, représentant plus d'un tiers des études de cas (112 études de cas). Viennent ensuite les forêts tropicales humides (67 études de cas), les forêts tropicales saisonnières et savanes (29 études de cas), les prairies et déserts tempérés (29 études de cas), et les forêts et zones arbustives (20 études de cas). 23 études de cas se concentrent sur l'impact des pratiques agricoles dans plusieurs biomes ; 8 dans les forêts pluviales tempérées ; 4 dans le désert subtropical ; 8 ne précisent pas le biome concerné (type de publication : "simulations ou de modèles"). Enfin, au sein de notre corpus, quatre biomes ne sont pas étudiés : la toundra, la forêt boréale, la calotte glaciaire et le biome alpin.

### 2.1.2. Services écosystémiques

Près de trois quarts des études de cas du corpus (voir Figure 8) étudient l'impact des pratiques agricoles sur les services de régulation des processus environnementaux, soit 216 études (72 %). 23 études de cas (soit 7,67 %) étudient les services matériels et d'assistance, 8 études de cas (soit 2,67 %) étudient les services immatériels, 53 études de cas (soit 17,67 %) étudient l'impact de pratiques sur une combinaison de services simultanément.

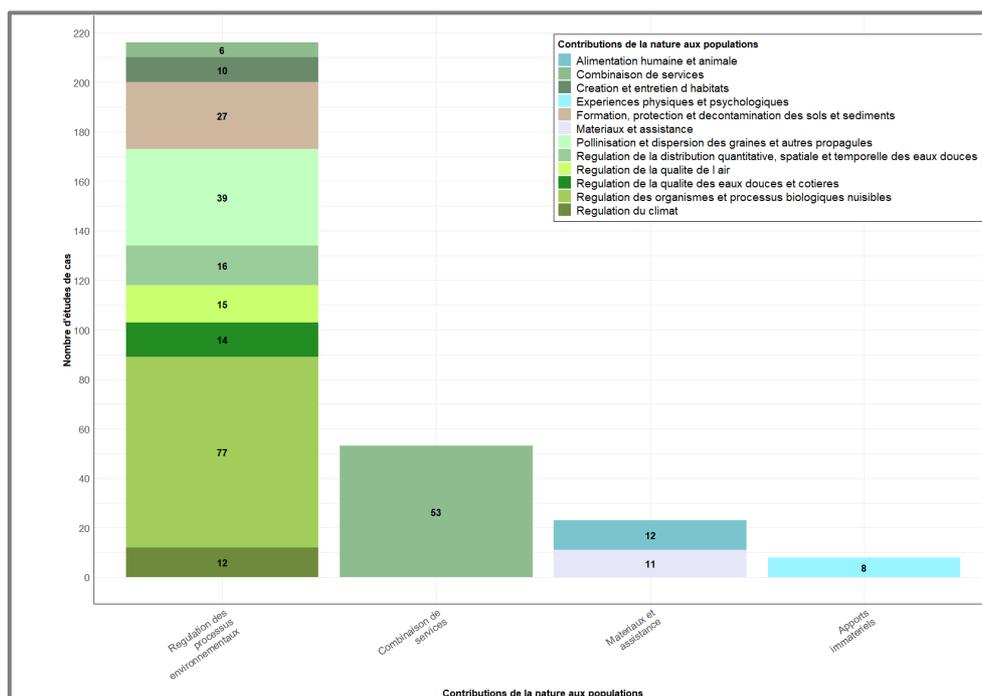


Figure 8. Répartition des études de cas par service écosystémique et contribution de la nature aux populations

Plus précisément, certains services sont plus représentés que d'autres au sein du corpus. Ce sont les cas de la régulation des organismes et processus biologiques nuisibles (77 études de cas soit 25,67 %), la pollinisation et dispersion des graines et autres propagules (39 études de cas soit 13 %), la formation, protection et décontamination des sols et des sédiments (27 études de cas soit 9 %), et la régulation de la distribution quantitative, spatiale et temporelle des eaux douces (16 études de cas soit 5,33 %). Les autres services sont peu représentés dans le corpus, notamment : la perte de service d'alimentation humaine et animale (12 études de cas), l'impact sur le service d'expériences physiques et psychologiques (8 études de cas), la perte du service de matériaux et d'assistance (11 études de cas), la perte des services de régulation de la qualité de l'air (15 études de cas), de régulation de la qualité des eaux douces et côtières (14 études de cas) et de régulation du climat (12 études de cas), et enfin la perte de service de création et d'entretien des habitats (10 études de cas). Enfin, 6 études de cas s'intéressent à l'impact de pratiques agricoles sur la perte d'une combinaison de services de régulation des processus environnementaux.

Certains services identifiés par l'Ipbes ne sont pas représentés au sein de notre corpus : la régulation de l'acidification des océans, la régulation des aléas et des événements extrêmes, l'énergie, les ressources médicinales, biochimiques et génétiques, l'apprentissage et inspiration, le soutien identitaire et le maintien des options.

## 2.2. Intervention : pratiques agricoles étudiées

180 études de cas (voir Figure 9) se situent à l'échelle du paysage (60,33 %), 77 à l'échelle des pratiques individuelles (25,67 %), et 43 à l'échelle du système agricole (14,33 %).

Plus de la moitié des études de cas sélectionnées (151 études de cas, soit 50,33 %) analysent l'impact du changement d'usage des sols, imputé à l'agriculture, sur la biodiversité et les services écosystémiques associés. Les autres pratiques les plus étudiées sont la lutte contre les ravageurs et les maladies (60 études de cas), l'impact de la diversification du paysage (29 études) et l'élevage (8 études). Enfin, 21 études analysent l'impact de systèmes agricoles mixtes sur la biodiversité.

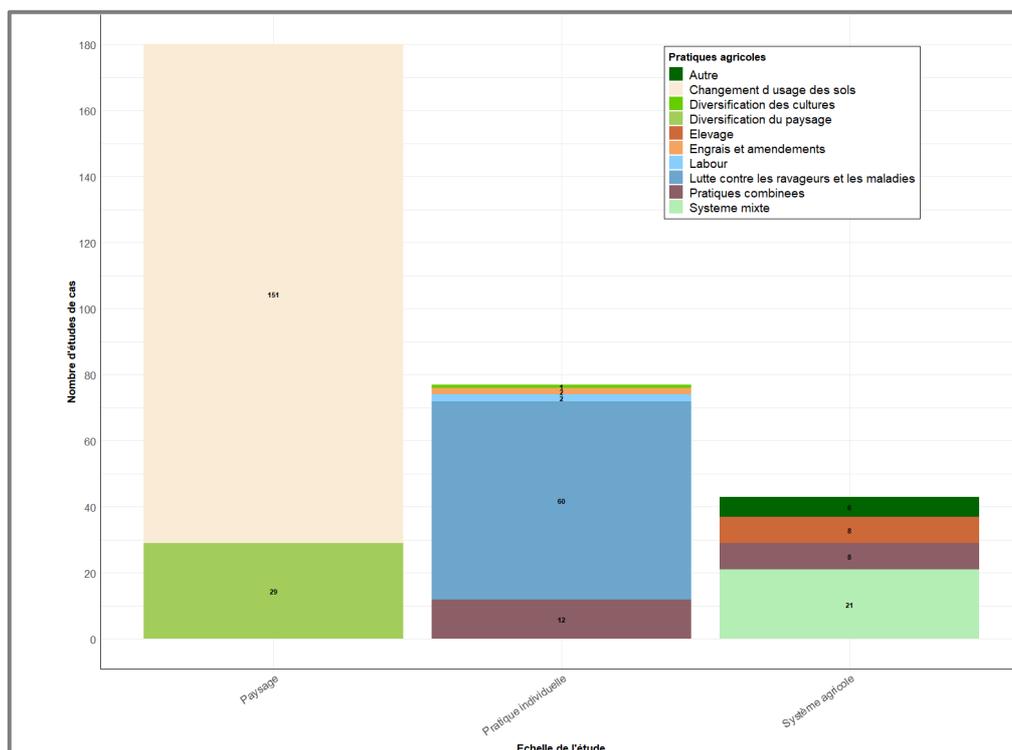


Figure 9. Répartition des études selon l'échelle de gestion agricole

### 2.3. Résultats : externalités négatives démontrées

Les externalités les plus étudiées (voir Figure 10) sont les externalités économiques (139 études de cas) et environnementales (110 études de cas), représentant à elles deux 83 % du corpus total. Concernant les externalités environnementales, 110 études de cas analysent la perte cumulée d'un autre service écosystémique. Les externalités économiques, quant à elles, concernent en majorité la baisse de production et de rendements (91 études de cas), ainsi que les dépenses et coûts associés à la perte du service étudié (41 études de cas). L'impact sur le PIB est peu étudié, avec seulement 7 études de cas.

Les externalités sociales et sanitaires semblent, en comparaison, beaucoup moins étudiées, avec respectivement 20 et 31 études de cas sur 300. Au sein de ces deux catégories, les sous-catégories les plus étudiées sont la perte de bien-être (15 études de cas), les maladies (14 études de cas) ainsi que les risques en termes de sécurité alimentaire (7 études de cas) et d'inégalités (7 études de cas). Les autres sous-catégories sont peu étudiées : 6 études de cas évaluent l'impact sur la pauvreté et 2 études de cas évaluent les risques en termes de mortalité.

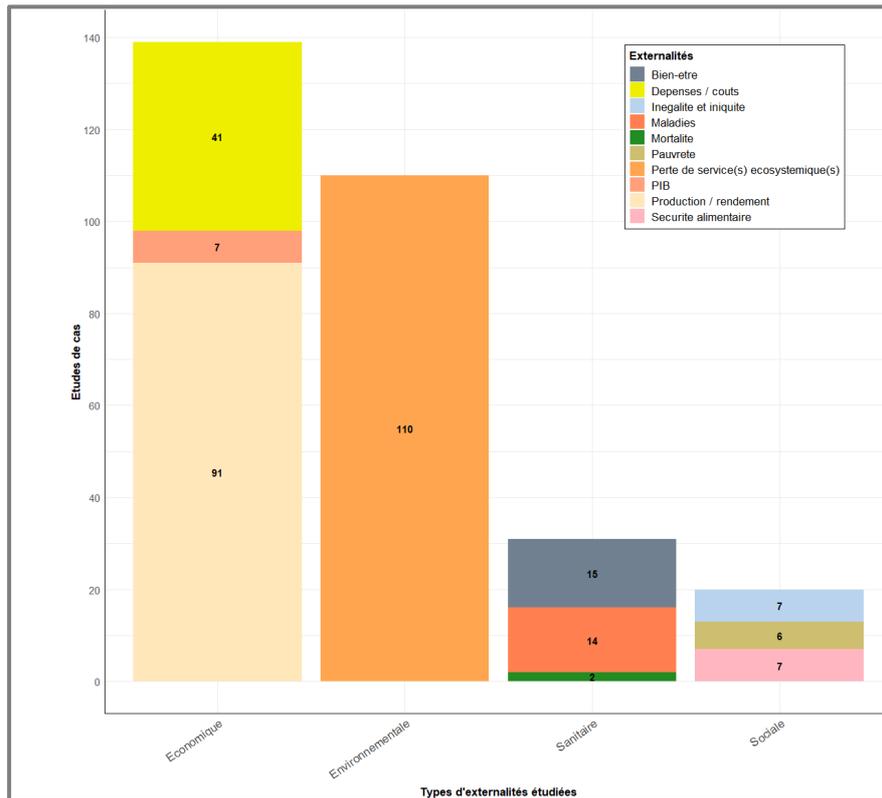


Figure 10. Répartition des études selon les externalités étudiées

## 2.4. Les chaînes de causalité étudiées

### 2.4.1. Quels sont les couples échelles d'intervention et services écosystémiques étudiés ?

La Figure 11 s'intéresse au nombre d'études de cas en fonction des échelles d'intervention et des services écosystémiques étudiés. Elle met en exergue les disparités selon l'échelle considérée. Ainsi, lorsqu'il s'agit du paysage, l'ensemble des services écosystémiques du corpus est concerné. C'est un peu moins le cas à l'échelle du système agricole, où les impacts ne sont étudiés que pour 8 services sur 11 (hors combinaison de services). A l'échelle de la pratique individuelle, seuls 4 services sur les 11 potentiels sont mentionnés (hors combinaison de services). Certains services restent peu étudiés quelle que soit l'échelle d'intervention, notamment les services matériels et d'assistance, les services immatériels d'expériences physiques et psychologiques, les services de production alimentaire humaine et animale, les services de création et d'entretien d'habitats ou de régulation du climat.

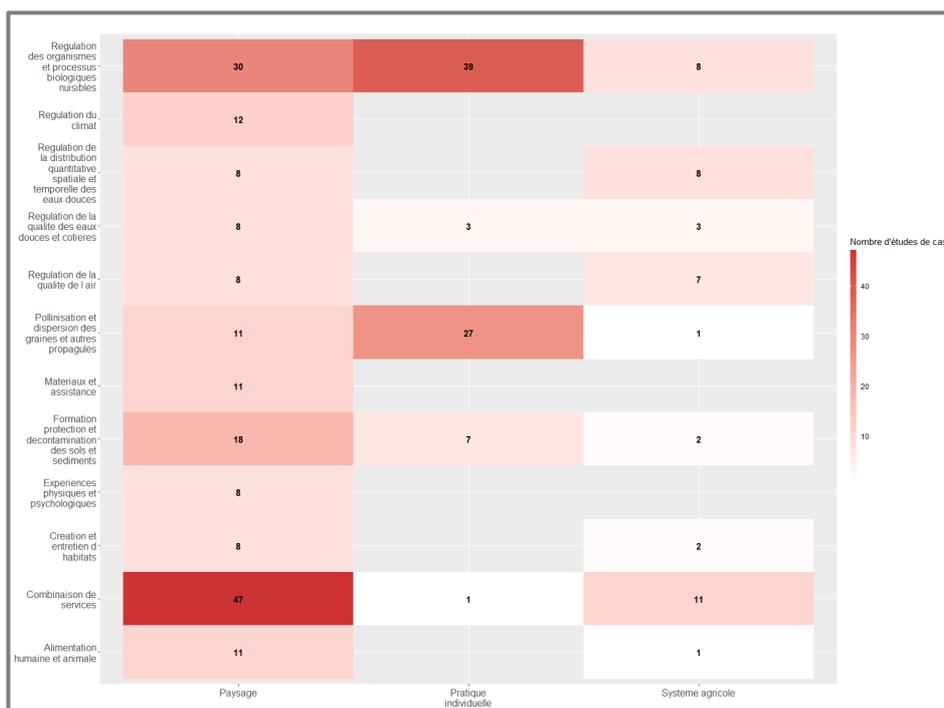


Figure 11. Répartition des études de cas en fonction des services écosystémiques (lignes) et de l'échelle d'intervention (colonnes)

Il existe une concentration d'études à l'échelle du paysage, avec une majorité d'entre elles qui s'intéressent aux services de régulation des organismes et des processus biologiques nuisibles (30 études de cas) ou à des bouquets de services (47 études de cas). Le même service de régulation des organismes et des processus biologiques nuisibles est très étudié à l'échelle de la pratique individuelle (39 études de cas). La perte de services de pollinisation et de dispersion des graines et autres propagules est majoritairement étudiée à l'échelle de la pratique individuelle (27 études de cas). La perte de service de formation, protection et décontamination des sols et des sédiments est quant à elle principalement étudiée à l'échelle du paysage (18 études de cas) ou des pratiques individuelles (7 études de cas).

#### 2.4.2. Quels sont les couples échelles d'intervention et externalités induites étudiés ?

La Figure 12 permet de visualiser facilement les nombres d'études de cas en fonction des échelles d'intervention et des externalités négatives induites. Au sein du corpus il y a une surreprésentation des évaluations de pertes de services écosystémiques dues à une intervention au niveau du paysage (90 études de cas) et des pertes de rendement et de production dues aux pratiques agricoles individuelles (50 études de cas) et aux interventions au niveau du paysage (35 études de cas).

À l'inverse, plusieurs couples ne sont pas étudiés, ou très peu : les conséquences sur le bien-être sont uniquement étudiées dans le cadre d'une intervention à l'échelle du paysage ; les conséquences en termes de mortalité ne le sont qu'à l'échelle du système agricole ; les impacts en termes d'inégalité et de pauvreté sont très peu étudiés, avec respectivement seulement 7 et 6 études de cas à l'échelle du paysage.

Parmi l'ensemble des externalités identifiées, pour chacune des échelles d'intervention, ce sont les externalités économiques et environnementales qui sont les plus analysées.

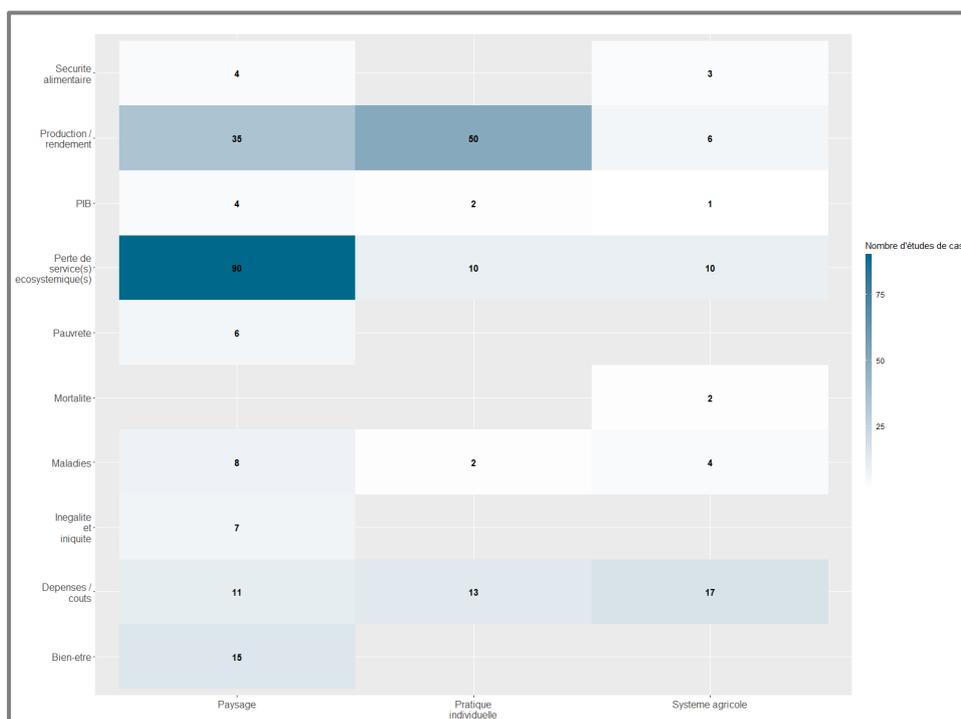


Figure 12. Répartition des études de cas en fonction des externalités (lignes) et de l'échelle d'intervention (colonnes)

L'échelle d'intervention étudiée semble être un bon indicateur du type d'externalité associée identifiée : plus l'échelle est locale (pratique individuelle), plus l'étude se concentre sur des externalités économiques (rendement, production, dépenses). Une première explication est qu'il est plus simple d'étudier l'externalité économique en termes de rendement associé à l'utilisation de pesticide dans une culture (externalité "locale") que d'étudier, pour cette même pratique, l'externalité associée en termes d'impact sur la pauvreté (externalité "globale"). Par ailleurs, cette orientation des études peut également s'expliquer par une forte demande sociétale en matière de production agricole, qui doit à la fois être rentable économiquement et diminuer ses impacts. A l'inverse, lorsque l'échelle d'intervention est le paysage (changement d'usage des sols, simplification du paysage), les externalités associées étudiées sont elles aussi en majorité plus globales : perte de bien-être, maladies, insécurité alimentaire, perte de service écosystémique.

### 2.4.3. Quels sont les couples services écosystémiques et externalités induites étudiés ?

La Figure 13 met en évidence le nombre d'études de cas s'intéressant aux externalités en fonction des services écosystémiques affectés. Il ressort de cette analyse que de nombreux couples services/externalités sont peu voire pas étudiés. L'analyse de la mortalité comme conséquence d'une perte de service n'est étudiée que pour le service de régulation de la qualité de l'air, avec seulement 2 études de cas. Il en est de même pour la pauvreté, analysée uniquement comme conséquence de la perte d'un bouquet de services écosystémiques, dans 6 études de cas.

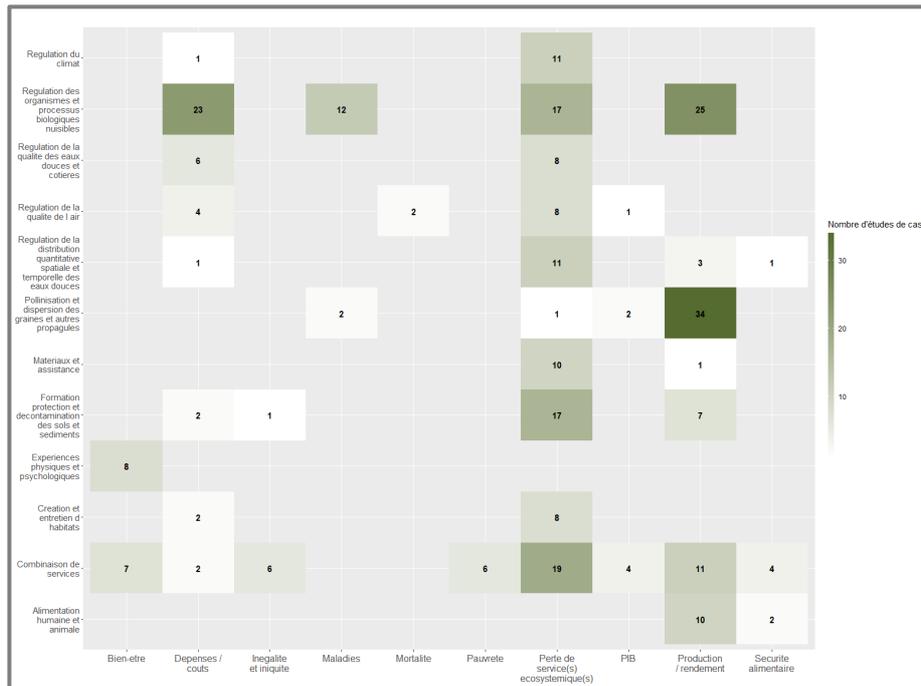


Figure 13. Répartition des études de cas en fonction des services écosystémiques impactés (lignes) et des externalités induites par cet impact (colonnes)

A l'inverse, certaines externalités sont plus étudiées : la perte de production et de rendement induites par la perte de pollinisation fait l'objet de 34 études de cas. 25 études de cas s'intéressent à cette perte de productivité agricole due à l'absence de régulation des organismes et processus biologiques nuisibles. 23 études de cas évaluent les dépenses et coûts engendrés par la perte du service de régulation et processus biologiques nuisibles. Une grande partie des études ont analysé l'impact de la perte de services écosystémiques sur d'autres services écosystémiques (par exemple 17 études de cas ont étudié l'impact de la perte du service de formation et protection des sols et sédiments, 11 ont étudié l'impact de la perte du service de régulation du climat).

Là encore, nous pouvons nous interroger sur la prévalence de certains couples et l'absence d'autres. La littérature scientifique semble se concentrer sur les conséquences économiques et écologiques de la perte de services écosystémiques, mais très peu des conséquences sociales et sanitaires. Cela peut s'expliquer par la nature des articles scientifiques retenus, à savoir venant du monde agronome ou écologue. De même, ces articles ciblent majoritairement des catégories de services écosystémiques pouvant être interprétés comme étant "utiles" pour l'activité agricole – la pollinisation, la régulation des organismes nuisibles, la qualité des sols – ou du moins étant les plus directement touchés. A l'inverse, les services plus indirectement concernés sont moins étudiés – la régulation de la qualité de l'air, du climat, les expériences physiques et psychologiques, alors que ce sont eux qui peuvent avoir des conséquences négatives sur la santé humaine ou sur divers aspects sociaux.

#### 2.4.4. Les chaînes de causalité étudiées

Les Figures 14 et 15 permettent de visualiser graphiquement les chaînes de causalité négatives identifiées au sein des études de cas. La Figure 15 présente les chaînes de causalité entre les échelles d'intervention, les catégories de services écosystémiques impactés et les grands types d'externalités associées, en fonction du nombre d'études. Cette représentation graphique permet de mettre en lumière plusieurs points importants. Premièrement, les études réalisées à l'échelle du paysage semblent considérer l'ensemble des catégories de services écosystémiques, ainsi que l'ensemble des catégories d'externalités associées. Deuxièmement, les études réalisées à l'échelle du système agricole

ne s'intéressent pas aux services immatériels, mais évaluent tous les types d'externalités. Troisièmement, les études réalisées à l'échelle de la pratique individuelle n'évaluent que les services de régulation des processus environnementaux, et n'évaluent pas les externalités sociales.

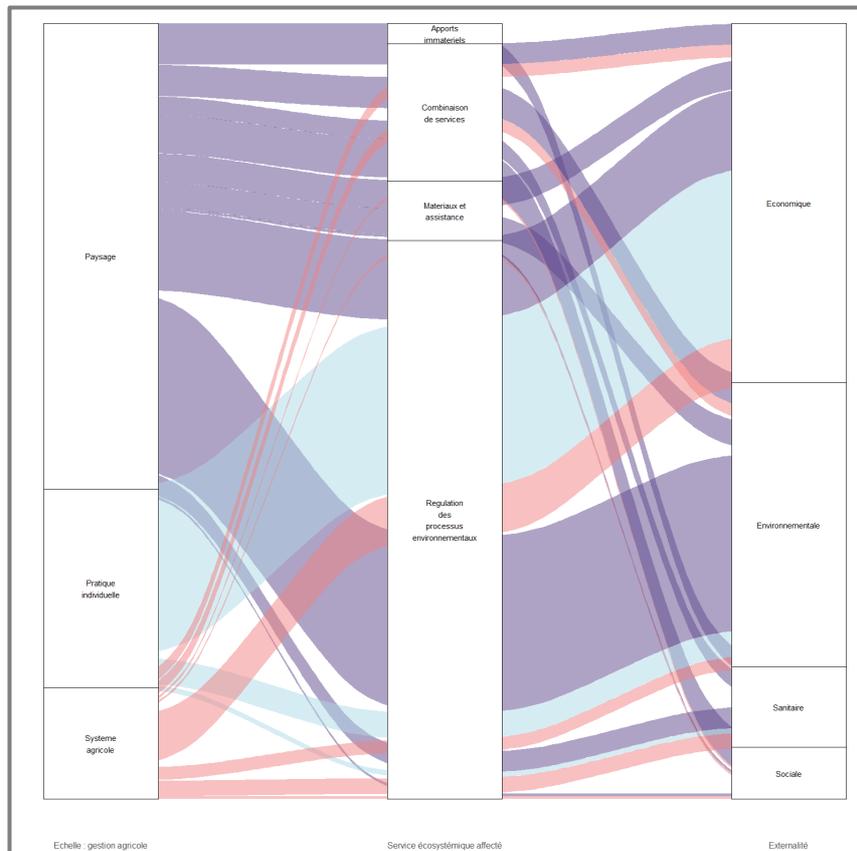


Figure 14. Chaînes de causalité entre échelle d'intervention, service écosystémique affecté et externalités induites

La Figure 15 permet d'obtenir un niveau de détail supplémentaire, puisqu'elle présente les interventions agricoles étudiées, les services écosystémiques impactés et les externalités associées. Plusieurs constats émergent de cette figure.

La lutte contre les ravageurs et les maladies (par exemple l'usage de pesticides) est très étudiée pour son impact sur les services de pollinisation et dispersion des graines et autres propagules, son impact sur les services de régulation des organismes et processus biologiques nuisibles, et ses externalités induites sur la production et/ou le rendement agricole. Les questions de santé (bien-être, maladies, mortalité) ne sont pas étudiées dans ce cadre, ce qui peut paraître surprenant compte tenu de la toxicité bien connue de cette lutte chimique. Il est possible que ces questions de toxicité pour les humains soient principalement prises en charge par des études dédiées, qui ne considèrent pas la perte de biodiversité. Néanmoins le corpus contient des études qui s'intéressent à la santé humaine comme externalité, mais uniquement sous le prisme de l'élevage et du changement d'usage des sols.

Les modes de gestion agricole à l'échelle de la pratique (par exemple, lutte contre les ravageurs, labour, engrais et amendements) sont exclusivement étudiés pour leur impact sur les services de régulation et l'analyse des externalités négatives en découlant se concentre sur des externalités de nature économique, notamment liées à la diminution de la production et du rendement, ainsi qu'aux dépenses et coûts associés.

De manière générale, nous pouvons voir que les interactions entre pratiques agricoles, services écosystémiques impactés et externalités négatives associées sont hétérogènes et complexes.

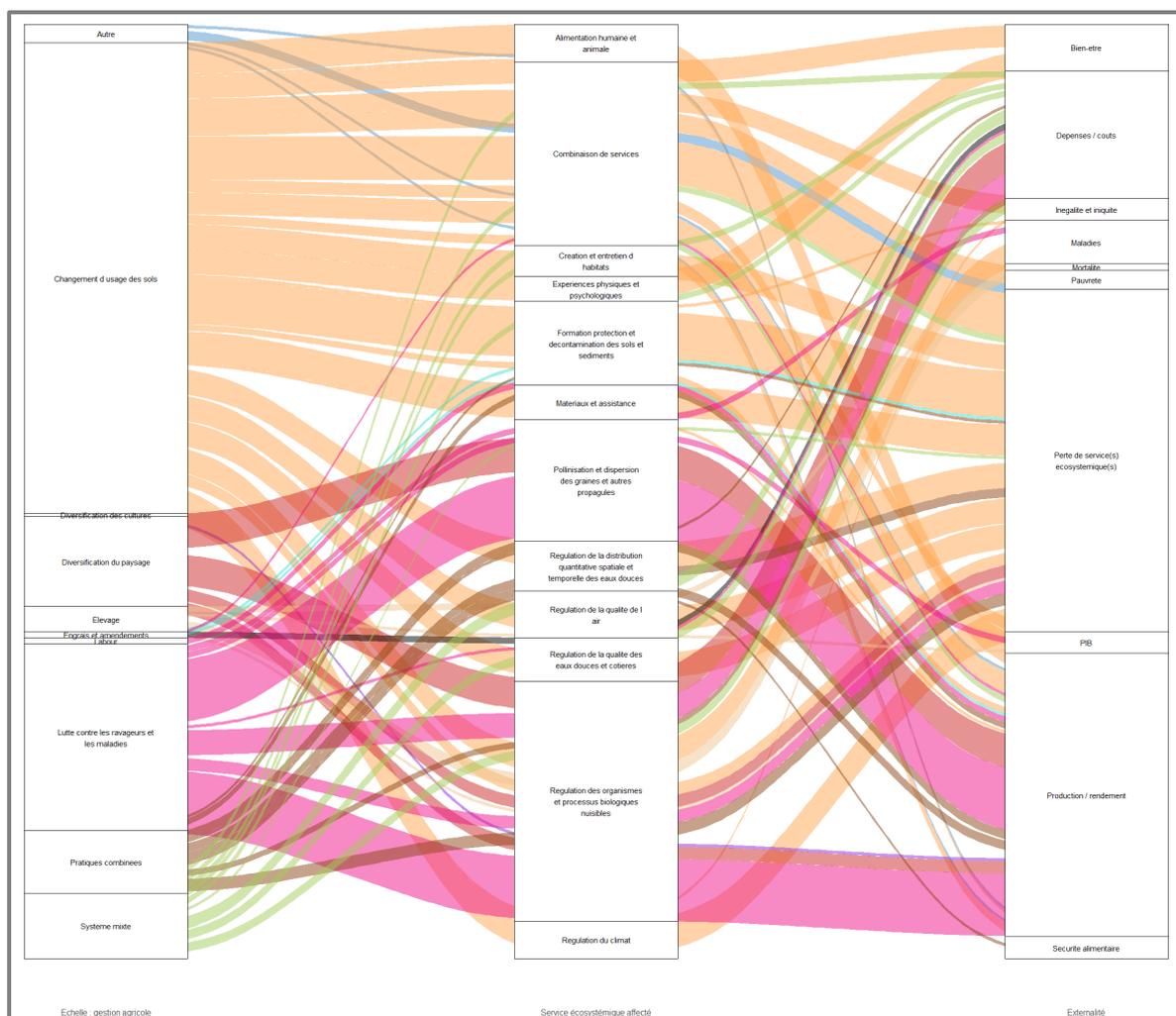


Figure 15. Chaînes de causalité entre pratiques agricoles, contributions de la nature aux populations affectées (ou services écosystémiques affectés) et externalités induites

### 3. Synthèse narrative : l'impact des interventions agricoles sur la perte de services écosystémiques et les externalités en découlant

Nous présentons ici un résumé des résultats des articles retenus, après analyse critique, soit 43 (cf. Figure 2). Pour conserver une transparence sur le niveau de validité accordé aux différents articles présentés, le niveau de biais est indiqué dans les tableaux 1 à 8 ci-après pour chacun d'entre eux.

#### 3.1. Les externalités liées aux pratiques individuelles

##### 3.1.1. Les externalités liées aux pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies

Les pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies sont les plus étudiées dans notre corpus. Ces pratiques comprennent les pratiques de lutte chimique, à savoir l'utilisation de pesticides, d'herbicides et autres produits. Parmi les 10 articles étudiant ces effets, 7 ont simulé l'exclusion des auxiliaires par l'utilisation de méthodes physiques (cages ou filets directement placés sur les plants de culture), permettant une expérimentation plus éthique de l'utilisation de produits chimiques.

### 3.1.1.1. Diminution du service de pollinisation et externalités associées

L'impact des pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies sur le service de pollinisation et dispersion des graines et autres propagules est étudié dans 10 articles, ce qui en fait la chaîne de causalité "activité agricole <> perte de biodiversité et de service écosystémique associé <> externalité négative induite par la perte de service écosystémique" la plus étudiée dans notre corpus (voir [Tableau 1](#)).

**Tableau 1.** Synthèse des études de cas traitant de la lutte contre les ravageurs et maladies et de l'impact sur le service de pollinisation et dispersion des graines et autres propagules.

Service de pollinisation et dispersion des graines et autres propagules			Type de pollinisation et conséquences			
Pratique entraînant la perte du service	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Pollinisation libre (insectes pollinisateurs et vent)	Autres méthodes de pollinisation	Absence/ diminution de la pollinisation
	Auteur	Risque de biais				
Pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies : utilisation de pesticides	Novais <i>et al.</i> , 2016	Moyen	Impact sur le PIB			Baisse de 6,5 % à 19,4 % de la contribution de l'agriculture au PIB brésilien
	Pretty <i>et al.</i> , 2000	Elevé				Coût de la perte du service de pollinisation estimé à 1,6 millions de dollars
	Chaplin-Kramer <i>et al.</i> , 2014	Elevé	Impact sur les maladies humaines			Probabilité de carence en vitamine A trois fois plus importante dans les régions de cultures dépendantes de la pollinisation
	Suhail <i>et al.</i> , 2001	Très élevé	Impact sur le rendement agricole	Rendement +	Par les abeilles exclusivement : rendement ++	Par le vent exclusivement : rendement -
	Sandhu <i>et al.</i> , 2016	Moyen				Absence de pollinisation : rendements réduits de 22 % (cultures à pollinisation libre) à 24 % (cultures hybrides)
	Martinez-Salinas <i>et al.</i> , 2022	Faible				Exclusion des abeilles : rendements réduits de 24,5 %, soit une perte de 1 059 \$/ha
	Obregon <i>et al.</i> , 2021	Moyen		Rendement +		Rendement -
	Novais <i>et al.</i> , 2016	Moyen				Baisse de la production alimentaire allant de 16,5 à 51 millions de tonnes, soit une diminution de la production totale de l'ordre de 2,6 % à 8 %
	Elisante <i>et al.</i> , 2020	Très faible		Rendement + (1 478 kg/ha)	Pollinisation manuelle : Rendement - (1 131 kg/ha)	Autopollinisation : Rendement - (681 kg/ha)
	Gaspar <i>et al.</i> , 2022	Faible		Productivité +		Productivité -
Stein <i>et al.</i> , 2017	Elevé				Autopollinisation : rendement -	

						(perte monétaire allant de 43,47 \$/ha à 156,69 \$/ha selon les cultures)
--	--	--	--	--	--	---------------------------------------------------------------------------

#### Impact sur le PIB

Novais et ses collaborateurs ont scénarisé l'impact de la perte de pollinisation sur le PIB du Brésil en analysant les données relatives à ses principales cultures commerciales, dépendantes ou non des pollinisateurs animaux (Novais *et al.*, 2016). Les auteurs présentent deux scénarios de crises de la pollinisation : un scénario optimiste avec une perte de 90 % de pollinisation dans les cultures dépendantes et un scénario pessimiste avec une perte de 100 % de la pollinisation dans des cultures dépendantes. Le PIB du Brésil connaîtrait respectivement une réduction de 4,8 (scénario optimiste) à 14,5 (scénario pessimiste) milliards de dollars par an, représentant une baisse de 6,5 % à 19,4 % de contribution de l'agriculture au PIB brésilien. Bien que l'effet sur la sécurité alimentaire ne soit pas étudié en détail, les auteurs alertent sur la dépendance de la consommation des Brésiliens aux biens issus de cultures dépendantes à la pollinisation, représentant 60 % de la consommation totale.

Pretty et ses collaborateurs (2000) ont évalué le coût de la perte de services écosystémiques imputée à l'agriculture moderne au Royaume-Uni. En se basant sur des évaluations économiques ainsi que sur la littérature scientifique existante, les auteurs estiment à près de 1,6 millions de dollars le coût de la perte de service de pollinisation imputable à l'agriculture moderne *via* l'utilisation de pesticides, responsable de la disparition des abeilles (Pretty *et al.*, 2000).

#### Impact sur la santé humaine

Chaplin-Kramer et ses collaborateurs (2014) se sont intéressés aux conséquences de la perte de service de pollinisation sur les maladies humaines. Les auteurs étudient les liens entre la pollinisation animale, les cultures agricoles dépendantes de la pollinisation, et le rôle de ces cultures dans la nutrition à travers le monde. En analysant des données au niveau mondial, les auteurs démontrent que les régions de dépendance à la pollinisation en termes d'apports en nutriments correspondent aux régions de fortes carences en certains nutriments. Ainsi, la probabilité de carence en vitamine A serait trois fois plus importante dans des régions de cultures dépendantes de la pollinisation (Chaplin-Kramer *et al.*, 2014). Cela s'applique également à l'anémie ferriprive chez les femmes enceintes, dont la fréquence est trois fois plus importante dans les régions dépendantes à la pollinisation, en termes de fer d'origine végétale. Cet article alerte sur la crise actuelle de la pollinisation, qui pourrait avoir des conséquences importantes en termes de santé et d'apports en nutriments dans certaines régions du monde fortement dépendantes à la pollinisation.

#### Impact sur les rendements agricoles

Suhail et ses collaborateurs (2001) se sont intéressés au rôle de l'utilisation de pesticides dans la perte de pollinisation par les abeilles *Apis mellifera L.* et ses conséquences sur le rendement des cultures de concombres au Pakistan, dans le district de Faisalabad. Les auteurs comparent trois systèmes : un système de pollinisation exclusivement par les abeilles (utilisation de pesticides pour tuer les insectes ravageurs), un système de pollinisation par le vent (exclusion des pollinisateurs par l'utilisation de petites cages placées sur les plants ainsi que de pesticides), et un système de pollinisation libre par le vent et l'ensemble des pollinisateurs. Les résultats indiquent que le système de pollinisation par le vent, c'est-à-dire sans les pollinisateurs naturels (incluant les abeilles mais également d'autres espèces), obtiennent des rendements inférieurs aux systèmes de pollinisation libre par l'ensemble des pollinisateurs ou de pollinisation par les abeilles (Suhail *et al.*, 2001). En effet, le système de

pollinisation par les abeilles obtient des rendements supérieurs de l'ordre de 18,43 % par rapport au système de pollinisation par le vent, et de 13 % par rapport au système de pollinisation libre.

L'étude de Sandhu et de ses collaborateurs (2016) compare les rendements de quatre champs de semences de *Brassica campestris L. ssp. Chinensis* (pak choï) dans les plaines de Canterbury en Nouvelle-Zélande, dont deux cultivent des semences à pollinisation libre (autofécondation et pollinisateurs) et deux autres des semences hybrides (dépendantes des pollinisateurs). Pour réaliser la comparaison, certains plants ont été recouverts de sacs pendant des durées différentes, afin de simuler différents taux de pollinisation (0, 0,25, 0,5, 0,75, 1, avec 0 absence de pollinisation et 1 pollinisation libre). Les résultats sont les suivants : en cas d'absence de pollinisation, ou de pollinisation très faible (0 et 0,25), les rendements sont plus élevés dans les cultures de semences à pollinisation libre que dans les cultures de semences hybrides (Sandhu *et al.*, 2016). Par rapport à un taux de pollinisation de 1, l'absence de pollinisation réduit les rendements des cultures à pollinisation libre de 22 %, et de 24 % des cultures hybrides. L'article démontre ainsi deux choses : l'absence de pollinisation réduit drastiquement les rendements, et cela est d'autant plus important lorsqu'il s'agit de cultures dépendantes de la pollinisation, c'est-à-dire ayant besoin d'être pollinisées.

Martinez-Salinas et ses collaborateurs (2022) ont réalisé une étude sur les effets de la perte de service de pollinisation seule, et combinée à la perte de service de contrôle des ravageurs (oiseaux), dans des fermes de café au Costa Rica, situées dans le corridor écologique de *Volcanica Central Talamanca*. Pour étudier la perte de pollinisation, les plants sont entourés de petits sacs ; pour étudier la perte de contrôle des ravageurs, les caféiers sont entourés de filets laissant passer les insectes – dont les abeilles. En isolant les conséquences de l'absence de pollinisation, les résultats de cette expérimentation démontrent que le rendement moyen des cultures de café est réduit de 24,5 % en cas d'exclusion des abeilles, soit une perte de 1 059 dollars par hectare (Martinez-Salinas *et al.*, 2022). Un autre résultat intéressant est l'effet combiné de l'exclusion des oiseaux (contrôle des ravageurs) et des abeilles (pollinisation), qui entraîne la réduction de rendement la plus importante à hauteur de 24,7 %, soit une perte de 1 066 dollars par hectare.

L'article d'Obregon et ses collaborateurs (2021) étudie les conséquences de l'utilisation de pesticides sur les rendements de cultures de narangilles (*Solanum quitoense Lam.*) en Colombie, dans la municipalité de Chameza. Les résultats indiquent que le système de pollinisation libre permet des rendements plus élevés, ce *via* plusieurs variables : les fruits sont plus lourds qu'en cas d'absence de pollinisation (*via* l'utilisation de sacs autour des fleurs), le diamètre des fruits est également plus grand (Obregon *et al.*, 2021). Enfin, la nouaison moyenne est de 61 % (+/- 14,7) en cas de pollinisation ouverte, contre seulement 4 % (+/- 3,8) en cas de pollinisation avec présence de sacs.

L'article de Novais *et al.* (2016) cité dans un cas d'étude précédent a estimé, en plus du poids de la perte de service de pollinisation sur le PIB, les conséquences sur la production agricole brésilienne. Dans le scénario d'une crise des pollinisateurs, la production alimentaire serait réduite à hauteur de 16,5 millions de tonnes dans le scénario optimiste, et jusqu'à 51 millions de tonnes dans le scénario pessimiste (Novais *et al.*, 2016). Cela se traduirait par une diminution de la production de l'ordre de 13,5 % à 41,6 % pour les cultures dépendantes à la pollinisation, et de l'ordre de 2,6 % à 8 % de la production totale du pays.

Elisante et ses collaborateurs (2020) ont évalué la perte de rendements imputable à la perte de service de pollinisation (filets placés autour des plants), dans les cultures de haricots en Tanzanie, dans le district de Moshi Rural. Les auteurs comparent trois systèmes : la pollinisation libre, la pollinisation manuelle et l'autopollinisation. Les résultats de cette étude démontrent que les rendements les plus importants sont dans le cas d'une pollinisation libre, et qu'ils diminuent en cas de pollinisation manuelle ou d'autopollinisation (Elisante *et al.*, 2020). En extrapolant les rendements de haricots par

plante à l'échelle du champ, les auteurs ont pu calculer le rendement moyen par hectare pour chacun de ces trois systèmes : 681 kg par hectare pour l'autopollinisation, 1 131 kg par hectare pour la pollinisation manuelle, contre 1 478 kg par hectare pour la pollinisation libre. Ces différences de rendements jouent également sur les revenus des agriculteurs, plus élevés dans le cas de la libre pollinisation des cultures de haricots.

Une étude réalisée par Gaspar et ses collaborateurs (2022) s'intéresse aux effets combinés de la structure du paysage et des pratiques – physiques et chimiques - défavorables à la pollinisation sur les rendements de vergers au Portugal. Concernant la pollinisation, chaque verger – couvrant l'ensemble des vergers portugais - est classifié selon le niveau favorable (installation de ruches d'abeilles, application de régulateurs de développement) ou défavorable (herbicides, pesticides, lutte physique bloquant l'accès des insectes) de ses pratiques. Les résultats suggèrent que les vergers utilisant des pratiques de soutien à la pollinisation ont une productivité plus élevée, contrairement aux vergers aux pratiques défavorables à la pollinisation, qui ont une productivité plus faible (Gaspar *et al.*, 2022).

Pour finir, Stein *et al.* (2017) s'intéressent à l'impact économique en termes de rendements des cultures de coton et de sésame du Burkina Faso en cas de perte de service de pollinisation, dans trois sites situés au sud-ouest du pays. Pour ce faire, les auteurs comparent trois systèmes : la pollinisation libre (pollinisateurs ou vent), la pollinisation croisée et l'autopollinisation (utilisation de petits sacs autour des plants pour simuler l'absence de pollinisation naturelle). Les résultats de cette étude révèlent qu'en cas de perte de pollinisateurs (système d'autopollinisation ou pollinisation directe), les rendements des cultures de coton diminuent de 33 % à 43 %, soit une perte monétaire allant de 120,35 à 156,69 dollars par hectare (Stein *et al.*, 2017). Pour les cultures de sésame, cette perte de rendement s'élève à 50-87 %, soit une perte monétaire allant de 43,47 à 75,64 dollars par hectare. Un scénario de crise des pollinisateurs aurait donc des conséquences importantes sur les rendements – et les revenus en découlant - de ces cultures au Burkina Faso.

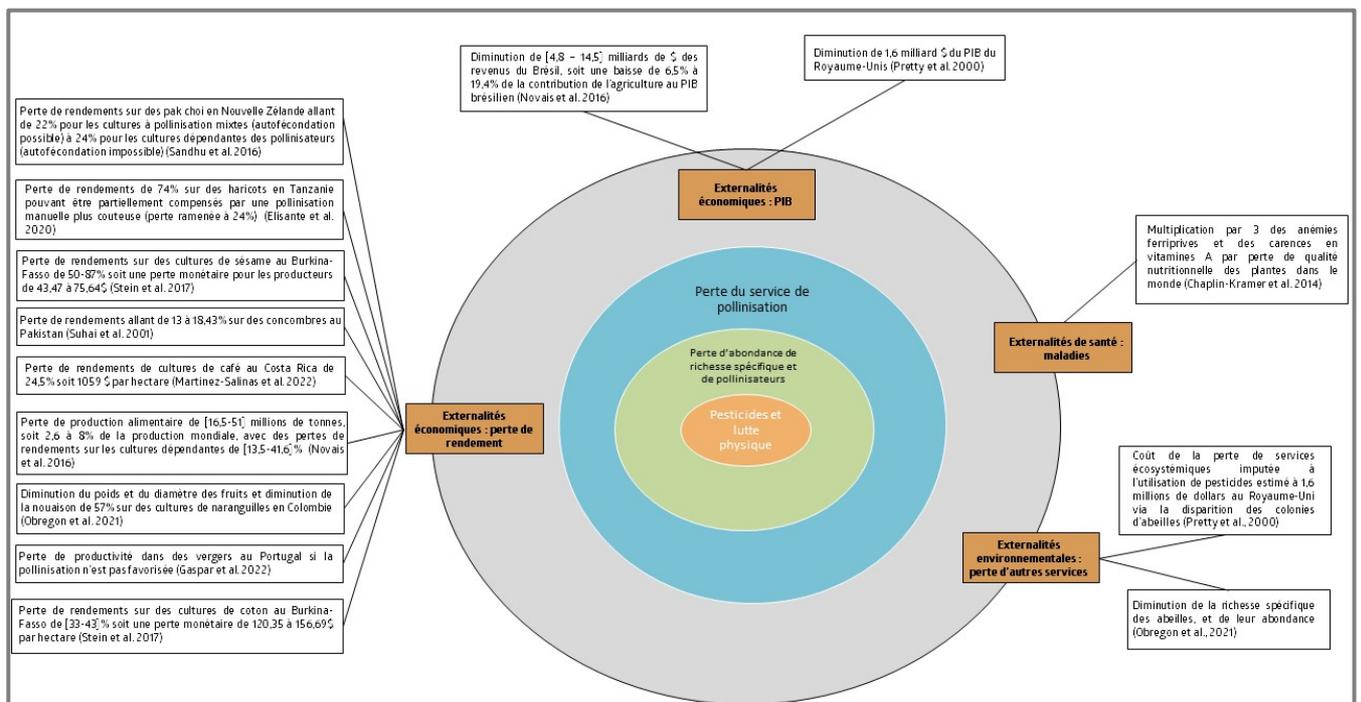


Figure 16. Synthèse visuelle des études de cas traitant de la lutte contre les ravageurs et maladies et de l'impact sur le service de pollinisation et dispersion des graines et autres propagules

### 3.1.1.2. Diminution du service de régulation des processus biologiques et externalités associées

L'impact des pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies sur le service de régulation des organismes et processus biologiques est étudié dans 5 articles (voir [Tableau 2](#)).

**Tableau 2.** Synthèse des études de cas traitant de la lutte contre les ravageurs et maladies et de l'impact sur le service de régulation des organismes et processus biologiques

Service de régulation des organismes et processus biologiques			Type de régulation			
Pratique entraînant la perte du service	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Utilisation intensive d'insecticides	Réduction d'utilisation de produits	Exclusion des prédateurs des ravageurs
	Auteur	Risque de biais				
<b>Pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Utilisation d'herbicides et d'insecticides</li> <li>• Utilisation de cages, de grillages ou de filets</li> </ul>	Gross et Rosenheim, 2011	Moyen	Impact sur les dépenses	Risque d'épidémies de ravageurs secondaires responsables de 20 % d'applications de pesticides en fin de saison (coûts supplémentaires de traitement : 14,8 \$/ha).		
	Lundgren <i>et al.</i> , 2008	Moyen		Coût des intrants +	Cultures de couverture : coût des intrants -	
	Lundgren <i>et al.</i> , 2008	Moyen	Impact sur les rendements agricoles	Rendement + Teneur en protéine du soja récolté -	Cultures de couverture : rendement - Teneur en protéine du soja récolté +	
	Mézière <i>et al.</i> , 2015	Faible		Rendement + Relation positive avec l'augmentation de maladies céréalières supplémentaires	Pas nécessairement de perte de rendements	
	Tela <i>et al.</i> , 2021	Faible				Rendement -, entre 14 et 25 \$/ha
	Wielgoss <i>et al.</i> , 2014	Faible				Rendement - (27 %), soit une perte de 875 \$ /ha/an

#### Impact sur les rendements agricoles

Lundgren et ses collaborateurs (2008) étudient, dans l'État du Dakota du Sud aux États-Unis, les effets de trois systèmes de production de soja sur les insectes et les adventices, ainsi que sur la rentabilité de la culture de soja, en comparant pendant trois ans un système chimique intensif (herbicides de prélevée, glyphosate, insecticides), un système visant à réduire les intrants d'herbicides (réduction de l'utilisation des herbicides uniquement au moment de la plantation, et application d'insecticides uniquement en cas de dépassement du seuil économique), et un système de gestion basé sur les cultures de couverture (pas d'application d'insecticides, remplacement des herbicides supplémentaires par la plantation de céréales d'hiver comme l'avoine et le seigle). Les auteurs indiquent que les rendements issus du système de cultures de couverture (analyse à la parcelle) sont inférieurs à ceux issus des systèmes chimiques, bien que les rendements obtenus avec une couverture d'avoine soient supérieurs à ceux obtenus avec une couverture de seigle (Lundgren *et al.*, 2008). Ils indiquent également que la teneur en protéine du soja récolté dans le système de cultures de couverture est supérieure à celle du soja récolté dans les systèmes chimiques.

Une seconde étude réalisée par Mézière *et al.* (2015) développe une méthode d'identification des stratégies de culture dans un objectif de gestion des adventices. La méthode se base sur l'analyse de 26 systèmes de culture en Bourgogne et en Poitou-Charentes, en France, dont six étant des cultures biologiques, regroupés en trois catégories de systèmes de culture : la rotation des cultures, le travail du sol et le désherbage chimique. Les résultats de l'analyse démontrent une relation positive entre l'utilisation accrue d'herbicides et l'augmentation de maladies céréalières supplémentaires, bien que la perte de rendement soit légèrement diminuée (Mézière *et al.*, 2015). Les résultats démontrent également que la réduction d'utilisation d'herbicides n'entraîne pas nécessairement une réduction de la production agricole.

Une étude réalisée par Tela et ses collaborateurs (2021) compare les conséquences de la prédation naturelle des oiseaux sur les invertébrés nuisibles dans les cultures de maïs au Nigéria, dans l'Etat de Taraba, avec l'empêchement de cette prédation. Trois systèmes sont comparés : l'exclusion des oiseaux (à l'aide de cages), l'exclusion des insectes et des oiseaux (à l'aide de cages et de grillage), et le libre accès aux cultures par les insectes et les oiseaux. Les résultats de l'étude démontrent que les rendements des cultures sont plus importants dans un système d'accès libre par les oiseaux et les insectes, et sont les plus faibles en cas d'exclusion des oiseaux et des insectes (Tela *et al.*, 2021), soulignant ainsi que la perte de service de régulation des organismes biologiques entraîne une réduction des rendements agricoles. En reportant les rendements par hectare avec la valeur monétaire du maïs sur les marchés locaux en 2020, ils estiment la perte pour les agriculteurs entre 14 et 25 dollars par hectare.

Enfin, les auteurs Wielgoss *et al.* (2014) étudient les conséquences sur le rendement des cultures de cacao en Sulawesi central, en Indonésie, en cas d'exclusion des fourmis. En effet, les fourmis fournissent divers services, tels que la réduction de l'herbivorie des feuilles, les dégâts causés par les ravageurs des fruits et la pollinisation indirecte. Les auteurs démontrent que l'exclusion des fourmis des cultures de cacao réduit les rendements commercialisables d'environ 27 %, ce qui représente une perte de 875 dollars par hectare par an (Wielgoss *et al.*, 2014).

#### Impact sur les dépenses

L'article de Lundgren *et al.* (2008), précédemment cité dans une autre étude de cas, analyse, en plus des rendements, les coûts de production associés à trois pratiques de management (Lundgren *et al.*, 2008). Ainsi, le mode de gestion basé sur les cultures de couverture représente le mode de gestion ayant les coûts des intrants les plus faibles, en comparaison au système chimique intensif et à la gestion chimique réduite. Pour autant, cela ne suffit pas à assurer une plus grande productivité (en termes de revenus) à ce système agricole extensif. Les auteurs recommandent, afin d'augmenter les revenus issus de ce type de gestion, d'y associer une certification biologique ou une réduction des impacts causés par la culture de couverture sur la culture principale, cela afin de réduire encore les coûts de production associés et pour permettre de développer des solutions de long terme plus durable pour la lutte contre les ravageurs et les maladies.

Les chercheurs Gross et Rosenheim (2011) ont étudié le lien entre l'utilisation d'insecticide contre les ravageurs *Lygus* en début de saison et les épidémies de ravageurs secondaires (pucerons, acariens, chenilles légionnaires) en fin de saison, ainsi que les coûts associés à la gestion de ces épidémies secondaires, dans les champs de coton aux Etats-Unis, en Californie. En compilant des données sur la lutte parasitaire, les auteurs démontrent que les traitements insecticides à large spectre en début de saison contre le *Lygus* ont provoqué des épidémies de ravageurs secondaires, responsables de 20 % des applications de pesticides contre les pucerons, les acariens et les chenilles légionnaires en fin de saison. Ces applications secondaires représentent des coûts supplémentaires de traitement de l'ordre de 14,8 dollars par hectare (Gross et Rosenheim, 2011).

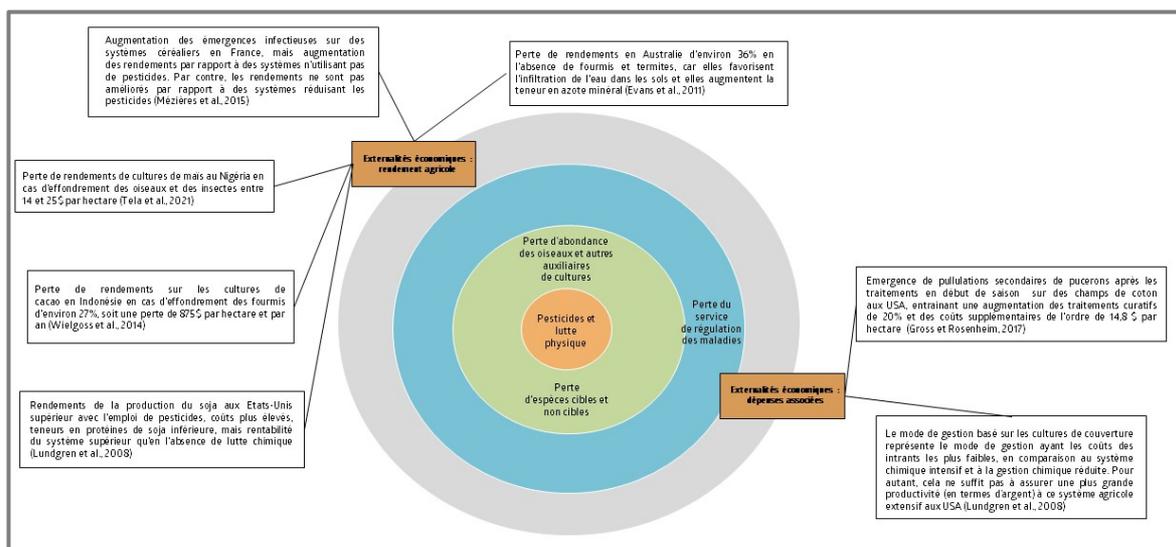


Figure 17. Synthèse visuelle des études de cas traitant de la lutte contre les ravageurs et maladies et de l'impact sur le service de régulation des organismes et processus biologiques

### 3.1.2. Les externalités liées aux pratiques d'élevage

L'impact de l'élevage sur la perte de service écosystémique, et les conséquences induites pour l'humain, sont étudiés dans seulement deux articles (voir [Tableau 3](#)).

Tableau 3. Synthèse des études de cas traitant des pratiques d'élevage.

Service écosystémique impacté			Pratique mise en cause
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Intensification de l'élevage
	Auteur	Risque de biais	
Régulation : * de la qualité de l'air * des organismes et processus biologiques	Sneeringer, 2009	Faible	Impact sur le PIB et la mortalité
	Morand, 2020	Moyen	Impact sur les maladies humaines
			Augmentation de 100 000 unités animales correspondant à 123 décès supplémentaires pour 100 000 naissances. Coût de cette mortalité infantile supplémentaire : 0,11 point de PIB
			Relation positive entre l'augmentation du nombre de têtes de bétail et le nombre de foyers de maladies humaines pour la période 1960-2019 Relation positive entre le nombre d'espèces sauvages menacées et le nombre d'épidémies de maladies infectieuses humaines

#### 3.1.2.1. Impact sur la mortalité humaine et sur le PIB

Sneeringer, en 2009, réalise une étude s'intéressant au lien entre l'élevage, la pollution de l'air et les conséquences sur la santé humaine aux Etats-Unis. Cette étude analyse les données nationales au niveau des comtés liées à la hausse du nombre d'animaux élevés et celles liées à la mortalité infantile. Les résultats des modèles tendent à indiquer que la hausse du nombre d'unités animales correspond à une augmentation du taux de mortalité infantile, et que le bétail est significativement et positivement corrélé avec le syndrome de détresse respiratoire et les affections survenant au cours de la période périnatale (Sneeringer, 2009). Une augmentation de 100 000 unités animales correspond à

123 décès supplémentaires pour 100 000 naissances. Les résultats suggèrent également la cause comme étant la pollution de l'air imputable à l'élevage. Associé au coût de cette mortalité infantile supplémentaire dont la compensation nécessiterait 0,11 % du PIB, cette étude met en lumière une vraie problématique de santé publique associée à l'élevage aux Etats-Unis.

### 3.1.2.2. Impact sur les maladies humaines

Un article de Morand, publié en 2020, s'intéresse au lien entre extension de l'élevage, perte de biodiversité et épidémies de maladies infectieuses humaines et animales, à travers une analyse de données à l'échelle globale. Cette étude se base sur l'hypothèse de l'augmentation de la transmission de maladies entre les animaux sauvages et les humains avec le développement de l'élevage d'animaux domestiques. Les résultats de cette analyse de données démontrent des relations positives entre l'augmentation du nombre de têtes de bétail et le nombre de foyers de maladies humaines pour la période 1960-2019 (Morand, 2020). De même, la perte de biodiversité semble favoriser les épidémies de maladies infectieuses humaines, les résultats démontrant une relation positive entre le nombre d'espèces sauvages menacées et le nombre d'épidémies de maladies infectieuses humaines.

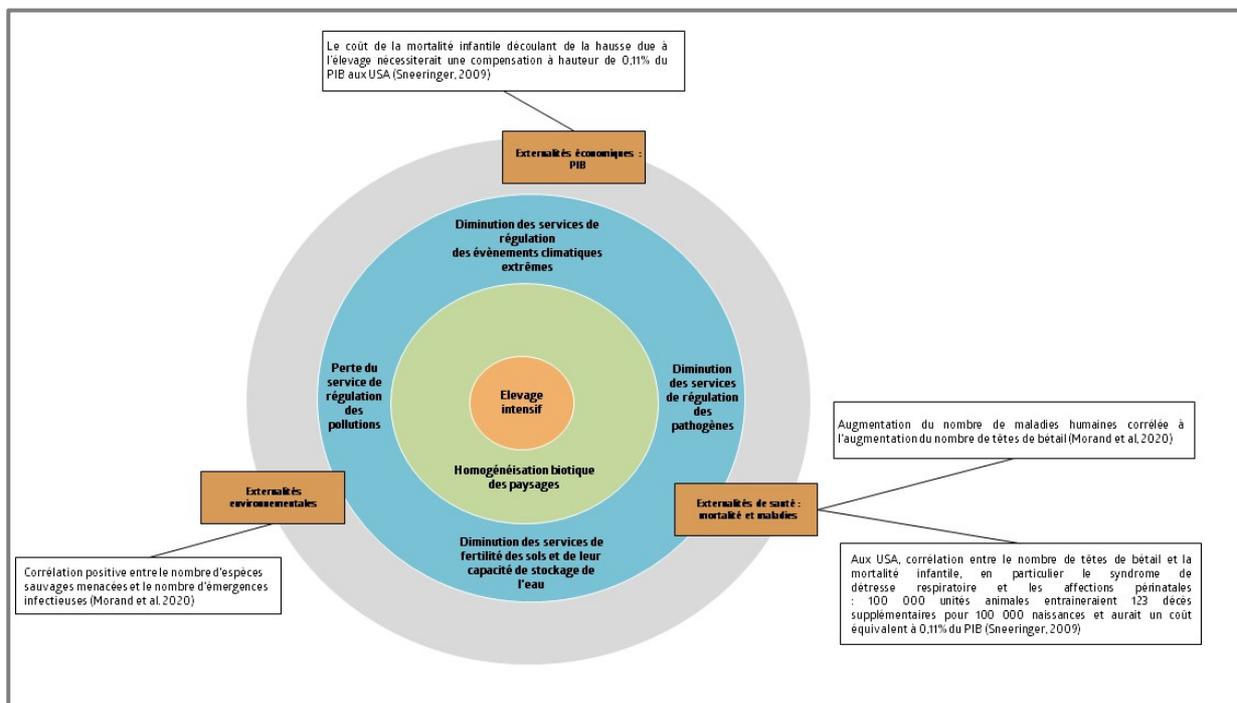


Figure 18. Synthèse des études de cas traitant des pratiques d'élevage

### 3.1.3. Les externalités liées aux pratiques individuelles combinées

Quatre articles s'intéressent à l'effet de pratiques combinées sur la perte de service écosystémique et des externalités en découlant (voir [Tableau 4](#)).

Tableau 4. Synthèse des études de cas traitant des pratiques individuelles combinées

Service écosystémique impacté			Combinaison de pratiques étudiée			
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Expansion des cultures &	Changement d'usage des sols	Labour & insecticides	

	Auteur	Risque de biais	Impacts de la perte de service	pratiques de lutte contre les ravageurs	& pratiques de gestion des sols		Engrais azoté & rotation des cultures
<b>Régulation des organismes et processus biologiques</b>	Landis <i>et al.</i> , 2008	Très élevé	<b>Impact sur les dépenses</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>	Hausse des coûts de traitement en cas de simplification du paysage Baisse de la valeur du service de biocontrôle (239 millions de dollars par an contre 1,4 milliards de dollars par an pour une lutte biologique naturelle)			
<b>Régulation de la quantité d'eau douce</b>	Moges & Bhat, 2020	Moyen	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Impact sur les dépenses</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b> <b>Impact sur la sécurité alimentaire</b>		Rendements – (culture et production animale) Augmentation des inondations et de la sédimentation Hausse des coûts de production Baisse des revenus Risque d'insécurité alimentaire		
<b>Formation, protection et décontamination des sols et des sédiments</b>	Evans <i>et al.</i> , 2011	Faible	<b>Impact sur les rendements agricoles</b>			Rendements – en cas d'absence d'insectes Rendements + en cas de labour (non-significatif)	
	Huang <i>et al.</i> , 2019	Très faible	<b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>				Détérioration de la santé des sols Intensification du cycle microbien (risque d'augmentation de la nitrification et de l'acidification des sols)

### 3.1.3.1. Impacts multiples

Un article de Landis *et al.* (2008) s'intéresse à l'effet combiné de l'expansion des cultures de maïs – à destination de la production de biofuel – et de pratiques de lutte contre les ravageurs et les maladies sur la perte de service de régulation des organismes et processus biologiques dans les cultures de soja, et des conséquences en termes de dépenses et de perte cumulée de services écosystémiques. L'étude se déroule dans des champs de soja dans quatre états des Etats-Unis (Iowa, Michigan, Minnesota, Wisconsin), en comparant différentes stratégies de lutte contre les ravageurs : utilisation d'insecticide (IPM), exclusion physique des ennemis naturels des pucerons du soja (qui sont les ravageurs de la culture) et biocontrôle naturel (libre accès des ennemis naturels). Les résultats de cette étude démontrent plusieurs choses. Premièrement, lorsque la surface de maïs environnante augmente dans

le paysage local, les services de contrôle biologique du soja diminuent (Landis *et al.*, 2008), pour la stratégie de lutte intégrée (IPM) ou de biocontrôle naturel. Deuxièmement, les résultats tendent à indiquer que l'exclusion des ennemis naturels des champs conduit à un dépassement permanent du seuil économique (pertes de rendement des cultures dépassant le coût de la lutte contre les ravageurs), tandis que la présence d'ennemis naturels (stratégie de biocontrôle naturel) limite la proportion de champs dépassant ce seuil, et limite le recours à des pesticides (coûts de traitement moins élevés). Finalement, deux effets se combinent ici : l'effet négatif de la composition du paysage (culture de maïs), qui réduit le service de biocontrôle et augmente les coûts de lutte, et la stratégie de lutte contre les ravageurs, dont la valeur du service de biocontrôle (issue d'une évaluation économique) est moindre en cas d'utilisation de pesticides (239 millions de dollars par an) par rapport à une lutte biologique naturelle (1,4 milliards de dollars par an).

Un second article publié par Moges et Bhat en 2020, présente les résultats d'une enquête réalisée auprès de deux villages d'Ethiopie, situés dans le bassin du Reb, bassin agricole très dégradé par le changement d'usage des sols et les pratiques de gestion des terres notamment. Ce bassin versant est caractérisé par des systèmes agricoles mixtes de culture et d'élevage, et dépend pratiquement entièrement des précipitations. Les répondants (210) identifient plusieurs conséquences directes à la dégradation du bassin versant, notamment la dégradation des sols, la perte de sols fertiles et de nutriments, la réduction en qualité et quantité d'eau, la perte de biodiversité et de végétation (Moges & Bhat, 2020). Indirectement, ces pertes de services sont identifiées comme étant à l'origine de la baisse du rendement des cultures et de la production animale. De même, les répondants ont identifié plusieurs phénomènes naturels découlant de cette dégradation, notamment les inondations et la sédimentation (perte cumulée de service de régulation des événements extrêmes). Tout ceci a pour autre conséquence la hausse des coûts de production pour les habitants exploitants, et donc une baisse de leurs revenus. Pour finir, ils identifient également l'insécurité alimentaire comme une conséquence de cette dégradation de l'état du bassin versant.

### 3.1.3.2. Impact sur les rendements agricoles

Une étude de Evans et ses collaborateurs (2011) a comparé l'impact de deux pratiques combinées, le labour et l'utilisation d'insecticides, dans des cultures de blé situées en Australie de l'ouest, et leurs conséquences sur les fourmis et les termites, et sur le service de formation des sols. Pour ce faire, deux traitements ont été appliqués aux parcelles de l'étude : un travail du sol (labour) et l'utilisation d'un insecticide pour exclure les insectes. Plusieurs paramètres ont été testés : le nombre de tunnels présents dans le sol, l'infiltration de l'eau dans les sols et les rendements agricoles. Les résultats de l'étude démontrent qu'il y a moins de tunnels dans le sol en cas d'exclusion des fourmis et des termites ; qu'il y a plus d'azote minéral dans le sol en cas de présence des fourmis et des termites qu'en cas d'exclusion de ces insectes (Evans *et al.*, 2011). De même, le rendement du blé est en moyenne 36 % plus élevé dans les parcelles avec présence d'insectes que dans celle excluant les insectes, et 15 % plus élevé dans les parcelles labourées que dans celles sans labour (résultat statistiquement non significatif). Ainsi, ces insectes permettent d'augmenter le rendement des cultures en rendant divers services écosystémiques, tels que l'infiltration de l'eau dans les sols par les tunnels ou l'augmentation de l'apport d'azote minérale dans les sols. En excluant ces insectes (par l'utilisation d'insecticides ou autre méthode), ce sont ces services qui ne sont plus rendus, et qui impactent négativement les rendements agricoles du blé.

### 3.1.3.3. Perte cumulée de services écosystémiques

Huang *et al.* (2019) se sont penchés sur l'impact combiné de l'utilisation à long terme d'engrais azoté associé au mode de rotation des cultures de maïs et de soja aux Etats-Unis, dans l'Illinois, et ses conséquences sur la perte de service de formation des sols. Les résultats de cette étude démontrent que l'utilisation de fertilisants azotés dans les systèmes de gestion continue du maïs détériore la santé

des sols (Huang *et al.*, 2019). Ces effets sont également présents dans le cadre de rotation des cultures maïs-soja, mais à un niveau un peu plus faible. L'utilisation d'engrais azotés intensifie le cycle microbien de l'azote, ce qui entraîne des risques d'augmentation de la nitrification et de l'acidification des sols, ainsi que des émissions de protoxyde d'azote. Finalement, les auteurs alertent sur le cercle vicieux en place, les conséquences de l'utilisation d'engrais azotés dans des cultures sans rotation rendant le système agricole encore plus dépendant des apports externes d'azote.

### 3.1.4. Les externalités liées à d'autres pratiques individuelles

Trois articles étudient l'impact d'autres pratiques agricoles individuelles sur la perte de services écosystémiques (voir [Tableau 5](#)).

**Tableau 5.** Synthèse des études de cas traitant de pratiques individuelles autres que la lutte contre les ravageurs, l'élevage et une combinaison des pratiques

Service écosystémique impacté			Pratique étudiée			
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Labour	Innovation biotechnologique (semences)	Rotation des cultures
	Auteur	Risque de biais				
* régulation des organismes et processus biologiques * formation des sols * alimentation humaine et animale	Thaler <i>et al.</i> , 2021	Faible	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>	Rendement - (6 %)  Pertes annuelles de l'ordre de 2,8 milliards \$		
	Cumming <i>et al.</i> , 2020	Faible	<b>Impact sur la sécurité alimentaire</b>		Relation positive entre l'utilisation de semences biotechnologiques et l'insécurité alimentaire	
	Mézière <i>et al.</i> , 2015	Faible	<b>Impact sur les rendements agricoles</b>			Rotations dites "monotones" de cultures céréalières associées à une utilisation plus importante d'herbicides - favorisant l'émergence de maladies céréalières supplémentaires

#### 3.1.4.1. Impacts multiples

Thaler et ses collaborateurs (2021) ont regardé l'impact du travail du sol, tel que le labour, sur le service de formation des sols – *via* l'érosion des sols, et ses conséquences en termes de productivité agricole. L'étude est réalisée aux Etats-Unis dans la *Corn Belt*, où les cultures agricoles sont principalement du maïs et du soja ; elle compare les rendements des cultures sur des sols dégradés et sur des sols non-dégradés à cause des pratiques de travail du sol (Thaler *et al.*, 2021). Les résultats de l'analyse estiment que la perte de la couche de terre arable (horizon A du sol, couche composée d'un mélange d'humus et de minéraux) diminue les rendements des cultures de maïs et de soja, à l'échelle de la région, de l'ordre de 6 %, ce qui représente des pertes annuelles d'environ 2,8 milliards de dollars dans la *Corn Belt*. Les auteurs précisent que ces estimations sont des valeurs minimales.

#### 3.1.4.2. Impact sur la sécurité alimentaire

Cumming *et al.* (2020) s'intéressent à l'innovation biotechnologique en termes de semences, son rôle dans la perte de service d'alimentation humaine et animale, avec des conséquences sur la sécurité alimentaire, dans quinze Etats des Etats-Unis. L'hypothèse des auteurs est que plus l'adoption de ces semences est importante dans un Etat, plus la proportion de ménages en situation d'insécurité alimentaire est élevée dans ce même Etat (Cumming *et al.*, 2020). A l'aide d'une analyse de données, les auteurs démontrent une relation positive entre l'utilisation de semences biotechnologiques et l'insécurité alimentaire. A l'inverse, ils indiquent que les pratiques agricoles certifiées biologiques sont négativement et significativement corrélées à l'insécurité alimentaire. Les auteurs alertent sur le fait que bien que l'utilisation de ce type de semences ait des avantages pour les producteurs, cela se fait au détriment de la société en soulevant des coûts sociaux importants, ici l'impact sur la sécurité alimentaire des ménages.

### 3.1.4.3. Impact sur les rendements agricoles

L'étude de Mézière et collègues précédemment citée pour un autre cas d'étude s'intéresse à l'impact des rotations des cultures sur la gestion des adventices et les rendements agricoles associés en France. Les résultats indiquent que les rotations dites "monotones" de cultures céréalières dominantes sont associées à une utilisation plus importante d'herbicides, favorisant donc l'émergence de maladies céréalières supplémentaires, contrairement aux rotations de cultures "mixtes" qui réduisent ces risques (Mézière *et al.*, 2015).

## 3.2. Les externalités liées aux impacts à l'échelle du paysage

### 3.2.1. Les externalités liées au changement d'usage des terres à destination des cultures agricoles

L'impact du changement d'usage des terres à destination des cultures agricoles est étudié dans 15 des 43 articles du corpus (voir [Tableau 6](#)).

Tableau 6. Synthèse des études de cas traitant du changement d'usage des terres

Service écosystémique impacté			Changement d'usage des terres		
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Utilisation intensive des sols	Conversion d'espaces naturels
	Auteur	Risque de biais			
Régulation des organismes et processus biologiques	Joseph <i>et al.</i> , 2018	Moyen	Perte cumulée de services écosystémiques	Impact négatif sur la diversité fonctionnelle des araignées, risque pour les réseaux trophiques des systèmes agricoles	
Alimentation humaine et animale	Blundo-Canto <i>et al.</i> , 2019	Faible	Impact sur la sécurité alimentaire		Déforestation : baisse de l'accès à l'alimentation, diminution du score de diversité alimentaire des ménages
Régulation du climat	Estes <i>et al.</i> , 2016	Faible	Impact sur les dépenses Perte cumulée de services écosystémiques		Coûts liés à l'expansion des cultures et au transport de marchandises : 22 % Augmentation des pertes de carbone de 19 %
Formation, protection et décontamination des sols et des sédiments	Arafat <i>et al.</i> , 2019	Très faible	Impact sur les rendements agricoles	Rendements - : <ul style="list-style-type: none"> <li>• Feuilles sèches : - 15,34 % après 30 ans de culture continue</li> <li>• Feuilles fraîches : - 4,5 % après 30 ans de culture continue</li> </ul>	

	Buller <i>et al.</i> , 2016	Moyen	<b>Impact sur les inégalités</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Impact sur la disponibilité en nutriments des sols, sur l'évapotranspiration, sur l'humidité des sols, sur les émissions de GES, sur la recharge des aquifères, sur la biodiversité Exode humain
<b>Matériaux et assistance</b>	Von Essen <i>et al.</i> , 2019	Elevé	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>	Intensification de l'élevage bovin : diminution de la production de biomasse de liège de 1Gg (= 2 millions de dollars) Réduction de la séquestration du carbone de l'ordre de 82,6 Gg	
<b>Combinaison de services</b>	Mann <i>et al.</i> , 2012	Moyen	<b>Impact sur le bien-être</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Conversion des terres : baisse du bien-être social de 5,9 % (régime de <i>statu quo</i> ) à 10,7 % (régime de développement) 13 % des terres converties représentant une perte nette pour la société (baisse de services écosystémiques)
	Morand <i>et al.</i> , 2019	Moyen	<b>Impact sur les maladies humaines</b>	L'altération des sols et hétérogénéité croissante des paysages augmentent le risque de transmission de pathogènes à l'être humain	
	Oliveira <i>et al.</i> , 2013	Faible	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Déforestation : rendements - Diminution de 4% de la productivité des pâturages Diminution de 14,8% de la productivité des cultures de soja
	Santika <i>et al.</i> , 2019	Faible	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Impact sur le bien-être</b> <b>Impact sur la pauvreté</b> <b>Impact sur les inégalités</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Expansion des plantations de palme : déclin du bien-être social (équité sociale, sécurité) et environnemental (prévention des risques naturels) Moyens de subsistance non durables, augmentation des disparités socio-économiques, enjeux environnementaux
	Fu <i>et al.</i> , 2018	Moyen	<b>Impact sur les rendements de la pêche</b> <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Conversion de la zone humide : augmentation de l'utilisation d'engrais entraînant une baisse des rendements des pêcheries initiales (perte de 4,3 millions de dollars par an) Coûts des externalités liées aux nutriments : 2 100 dollars par an par hectare Coût de compensation du service des fonctions tampon des zones humides : 8,1 millions de dollars par an
	Chen <i>et al.</i> , 2020	Elevé	<b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		Expansion de la riziculture : coût de la baisse des services écosystémiques de 66,4 milliards de dollars (1995-2015)  Expansion des cultures "sèches" : coût de la baisse des services écosystémiques de 46,6 milliards de dollars (1965-1995)
	Carrasco <i>et al.</i> , 2017	Faible	<b>Impact sur le PIB</b>		Déforestation : expansion des cultures conduirait à une hausse des bénéfices agricoles de 32 milliards de dollars, mais perte

			<b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>		de services écosystémiques de l'ordre de 107 milliards de dollars
	Egli <i>et al.</i> , 2018	Moyen	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Impact sur la sécurité alimentaire</b> <b>Perte cumulée de services écosystémique</b>	Scénario d'intensification des cultures : - gains de production plus faibles pour les pays économiquement dépendants à l'agriculture - risque en termes de sécurité alimentaire	
	Tiwari <i>et al.</i> , 2012	Très élevé	<b>Impact sur les rendements agricoles</b> <b>Impact sur la sécurité alimentaire</b>	Intensification des pratiques agricoles : - réduction de l'approvisionnement en fumier de biomasse - baisse de productivité de 25% (125kg/ha) - diminution de la productivité alimentaire par habitant de 70 kg/an - déficit alimentaire global de 1 883 tonnes/ha/an	

### 3.2.1.1. Diminution du service de formation des sols

Arafat *et al.* (2019) étudient l'impact de la culture continue de thé en Chine, dans la province de Fujian (utilisation intensive des sols), sur le service de formation des sols, et les externalités induites en termes de rendement. Pour cela, les auteurs comparent les caractéristiques physico-chimiques des sols de champs de thé cultivés depuis 2, 15 et 30 ans, et regardent les effets sur le rendement des cultures (Arafat *et al.*, 2019). Les résultats indiquent une diminution significative du pH des sols à mesure que la culture est ancienne, une diminution significative de la disponibilité en azote dans le sol, une diminution significative de la matière organique présente dans le sol et une diminution significative de la disponibilité en phosphore dans le sol. Le seul paramètre ne semblant pas être impacté est la disponibilité en potassium. Les conséquences sur les rendements suivent la même tendance : au bout de 15 ans de culture continue changeant les propriétés du sol, les rendements de feuilles fraîches diminuent de 2,88 %. Cette diminution atteint 4,5 % au bout de 30 ans de culture continue. Pour les feuilles sèches, ces rendements sont diminués respectivement de 6,28 % (15 ans) jusqu'à 15,34 % (30 ans). Les auteurs démontrent ainsi que le changement d'utilisation des sols, en intensifiant la culture et en modifiant les propriétés du sol, ont des impacts négatifs sur les rendements des cultures associées.

Buller et ses collaborateurs (2016) s'intéressent quant à eux aux conséquences de la perte de service de formation des sols due au changement d'usage des terres lié à la conversion d'espaces naturels en cultures de soja, de maïs et à l'élevage au Brésil, dans la municipalité de São Gabriel de Oeste. Les résultats de cet article démontrent que la conversion des espaces naturels en terres à usage agricoles entraîne des externalités négatives sur la disponibilité en nutriments des sols, sur l'évapotranspiration, sur l'humidité des sols, sur les émissions de gaz à effet de serre, sur la perte de biodiversité et sur la recharge des aquifères (Buller *et al.*, 2016). Ils démontrent également que ce phénomène entraîne un exode humain affectant les aspects sociaux des communautés locales.

### 3.2.1.2. Diminution du service de régulation du climat

Un article de Estes *et al.* (2016) s'intéresse à la perte de service de régulation du climat due au changement d'usage des sols, et les conséquences en termes de dépenses relatives aux coûts de transport. Les auteurs ont développé un modèle visant à comparer différentes stratégies d'utilisation des terres, pour les cultures de maïs et de soja, en Zambie (Estes *et al.*, 2016). Ils identifient ainsi les

coûts liés à l'expansion des cultures, en fonction des rendements futurs projetés pour répondre à la demande. Dans le scénario où seulement 50 % des rendements futurs seraient comblés sur les terres existantes, les auteurs indiquent que la surface de terres (espaces naturels) à convertir pour l'agriculture nécessaire serait de 18%, conduisant à une augmentation des pertes de carbone de 19 %. L'expansion des terres agricoles représenterait, dans ce scénario, une hausse des coûts de transport relatifs au transport des marchandises agricoles de l'ordre de 22 %. Cette étude met en lumière les autres aspects à prendre en considération, au-delà de la demande projetée future de production agricole.

#### 3.2.1.3. Diminution du service de régulation des organismes et processus biologiques

Un article de Joseph *et al.* (2018) étudie l'impact du changement d'usage des sols sur le service de régulation des organismes et processus biologiques. Dans cette étude réalisée en Afrique du Sud, dans la réserve de biosphère de Vhembe, les auteurs s'intéressent aux conséquences du changement d'utilisation des sols sur les araignées, qui rendent des services de régulation des processus biologiques (Joseph *et al.*, 2018). Pour cela, ils comparent trois utilisations des sols différentes : le pâturage, les cultures et les villages. Les résultats de cette étude montrent que la régularité de la diversité fonctionnelle des espèces d'araignées est significativement plus élevée dans les pâturages que dans les terres cultivées, semblant indiquer qu'une utilisation plus intensive des sols impacts négativement la diversité fonctionnelle. Dans un contexte d'expansion des cultures dans cette zone, les auteurs alertent sur les risques encourus, les araignées, en tant que prédateur, jouant un rôle majeur dans l'intégrité des réseaux alimentaires d'invertébrés. La réduction de leur diversité pourrait avoir un impact non négligeable sur les réseaux trophiques des systèmes agricoles.

#### 3.2.1.4. Diminution du service de production alimentaire et animale

Blundo-Canto et ses collaborateurs (2020) regardent quant à eux l'impact de la déforestation à destination des cultures agricoles sur le service de production alimentaire et humaine, et ses conséquences sur la sécurité alimentaire. Les auteurs ont d'une part réalisé une enquête dans plusieurs villages situés au Pérou, dans les communautés d'Ucayali, et, d'autre part, utilisé des données satellites d'utilisation des sols à deux dates clés, 2000 et 2015 (Blundo-Canto *et al.*, 2020). La principale cause de déforestation identifiée par les habitants est la conversion en culture, principalement pour l'huile de palme. La conséquence principale identifiée par les auteurs en termes d'accès à l'alimentation est une diminution du score de diversité alimentaire des ménages entre 2000 et 2015, signifiant un moindre accès des habitants à une alimentation variée. Un score élevé de diversité alimentaire allant de pair avec un meilleur statut socioéconomique et un meilleur niveau de sécurité alimentaire, les tendances soulignées dans l'article interpellent : dans ces villages, l'accroissement des revenus agricoles ne va pas de pair avec un meilleur accès à une alimentation diversifiée.

#### 3.2.1.5. Diminution du service de contribution matérielle et d'assistance

Les auteurs Von Essen *et al.* (2019) analysent l'impact de l'intensification de l'élevage bovin au Portugal, dans la région d'Alentejo, sur le service de matériaux et assistance, et plus précisément sur la production de biomasse de liège. Les auteurs mettent en place différents scénarios d'intensification, dont un scénario d'intensification de l'élevage bovin sur une période de 50 ans, nécessitant une augmentation de la superficie des cultures fourragères et davantage de pâturages, ce qui aurait des conséquences sur les espaces de végétation alentours. Les résultats de ce scénario indiquent qu'en cas d'intensification de l'élevage bovin, la production de biomasse de liège diminuerait de 1 Gg par rapport à la situation actuelle, soit une baisse de revenus de l'ordre de 2 millions de dollars (Von Essen *et al.*, 2019). Cela aurait également pour conséquence la réduction de séquestration du carbone de l'ordre de 82,6 Gg.

### 3.2.1.6. Diminution de bouquets de services

Mann *et al.* (2012) s'intéressent à la conversion d'espaces naturels en cultures de soja au Brésil, dans la région amazonienne, à la valeur des services écosystémiques perdus par cette conversion et au bien-être social. Les auteurs utilisent pour cela un modèle présentant différents scénarios d'utilisation des sols, avec d'un côté les terres allouées à l'agriculture du soja, et de l'autre les écosystèmes naturels des forêts tropicales - et deux statuts différents, un de "*statu quo*" et un de "régime de développement" traduisant la conversion d'espaces naturels protégés à la culture (Mann *et al.*, 2012). Un régime de développement dans la région étudiée entraine la conversion de 53,9 % des forêts existantes – dont une partie située dans des zones protégées. Pourtant, les auteurs indiquent que la valeur des services écosystémiques des écosystèmes naturels étudiés est supérieure à la rente du soja pour plus de 60 % de la superficie (régime de développement) et pour plus de 30 % de la superficie totale (régime de *statu quo*), ce qui signifie que 13 % des terres seraient converties en une perte nette pour la société. Les auteurs indiquent également que la conversion de toutes les terres disponibles (ayant une valeur des services écosystémiques supérieure aux rentes de soja) réduirait le bien-être social national total de 5,9 % (régime de *statu quo*) à 10,7 % (régime de développement). De manière générale, cet article met en lumière les bénéfices économiques reçus pour le Brésil par les services écosystémiques rendus par les écosystèmes naturels.

Morand et ses co-auteurs (2019) analysent l'impact de diverses utilisations des sols sur la transmission des maladies en Asie du Sud-Est (Thaïlande, Cambodge et Laos). Trois habitats sont comparés : les forêts et plantations matures, les terres ou champs non inondés et les plaines inondables cultivées (Morand *et al.*, 2019). L'une des hypothèses des auteurs est que l'altération croissante des habitats favoriserait certains types de rongeurs, et donc les microparasites qui leurs sont associés, ce qui augmenterait le risque de transmission zoonotique à l'être humain. Parmi les résultats de l'étude, les auteurs indiquent que l'altération croissante des paysages, notamment par la couverture agricole, favorise l'infection par des espèces de rongeurs synanthropes et généralistes, et par conséquent des espèces de microparasites associées importantes pour la santé humaine, ce qui pourrait avoir des implications importantes sur la transmission de pathogènes majeurs pour l'être humain.

Oliveira et ses collaborateurs (2013) étudient l'impact de la déforestation des écosystèmes naturels de forêts tropicales au Brésil, dans la région amazonienne, destinée à la culture de soja et au pâturage, sur la perte de trois services écosystémiques : la régulation du climat, le stockage du carbone et la production agricole. Pour cela, les auteurs ont modélisé trois scénarios de déforestation – incluant la situation de référence (2002) – à horizon 2050 (Oliveira *et al.*, 2013). L'ensemble des résultats de l'étude tend vers la même direction : le stockage de carbone "vivant" par la forêt n'est pas résistant aux changements d'utilisation des terres et au changement climatique. En isolant l'effet du changement d'usage des sols des rétroactions climatiques, le remplacement des terres déboisées par des pâturages fait diminuer la biomasse aérienne vivante de 59 %. Lorsque les terres déboisées sont converties en soja, la biomasse aérienne vivante diminue de 67 % (avec et sans rétroactions climatiques). Cela a des conséquences sur les rendements agricoles, puisque les résultats suggèrent une diminution de 4% de la productivité des pâturages, et une diminution de 14,8 % de la productivité des cultures de soja. Dans l'ensemble, ces résultats sont plus importants en ajoutant l'effet du changement climatique. Les auteurs alertent donc sur le rôle de l'expansion de l'agriculture sur les rétroactions climatiques, les résultats de l'étude suggérant que plus l'agriculture s'étend, moins elle est productive.

En se basant sur une analyse de données ainsi qu'une enquête menée dans plusieurs villages avec et sans plantation entre 2000 et 2014, les auteurs Santika *et al.* (2019) étudient l'expansion de l'industrie de l'huile de palme en Indonésie, dans le Kalimantan, son impact sur l'érosion des sols, l'accès à l'eau, la détérioration de la qualité de l'air et de l'eau, et les conséquences socio-économiques pour les communautés vivant autour de ces plantations. Les nouvelles plantations ont à 60 % été situées dans

des villages où la majorité des communautés vivent de moyens de subsistance (pêche intérieure, cultures intercalaires). Les résultats démontrent que l'amélioration du bien-être a été plus lente dans les villages avec plantations que sans. Les auteurs constatent un déclin du bien-être social (équité sociale, sécurité) et environnemental (prévention des risques naturels) dans ces villages. Dans les villages vivant de moyens de subsistance, la plantation de palmiers à huile semble avoir eu pour effet la baisse des indicateurs de bien-être de base (accès à l'électricité, installations sanitaires adéquates), la baisse des indicateurs de bien-être physique (accès aux écoles), la baisse des indicateurs de bien-être financier (accès aux systèmes coopératifs). Les conflits ont augmenté dans ces villages, pouvant témoigner de la perte de terres indigènes (régime foncier faible) et de l'absence de compensation financière. Globalement, cet article démontre que la plantation massive de palmiers à huile entraîne des défis majeurs pour les communautés : moyens de subsistance non durables, augmentation des disparités socio-économiques, enjeux environnementaux.

Fu *et al.* (2018) évaluent les conséquences en termes de rendement de pêche de la conversion de zones humides en cultures ou terres d'élevage en Chine, autour du lac Huangqi. Les auteurs identifient plusieurs services impactés par la conversion de zones humides, notamment la régulation des inondations, la fourniture d'habitats biologiques, la régulation de la qualité de l'eau, et le service de tampon (Fu *et al.*, 2018). Les résultats de cet article indiquent deux choses. Premièrement, la perte de 70 % du cœur de la zone humide conduirait à une réduction du rendement des pêcheries, qui passerait de 2 400t/an à 0, représentant une perte monétaire de l'ordre de 4,3 millions de dollars par an. Deuxièmement, les externalités liées aux nutriments sont évaluées à 2 100 dollars par hectare par an pour les sols dégradés, contre une valeur quasiment nulle pour les parcelles moins voire pas dégradées. Pour finir, en estimant la valeur du service des fonctions de tampon de la charge en nutriments des zones humides, les auteurs indiquent que le coût de compensation de ce service perdu par la conversion serait de 8,1 millions de dollars par an, coût qui ne couvrirait que 15 % du revenu issu des cultures des zones converties.

Chen et ses collaborateurs (2020) examinent les conséquences en termes de coûts de la perte multiple de services écosystémiques en raison de la conversion d'espaces naturels en rizières ou cultures sèches en Chine, dans la plaine de Sanjiang. Les auteurs analysent pour cela des données de 1965 à 2015, et estiment la valeur de la perte des services due à l'expansion agricole (Chen *et al.*, 2020). Les résultats indiquent que les terres agricoles, qui représentaient seulement 3,97 % de la surface totale en 1965, représentaient 66,40 % de la superficie totale de la région en 2015, les rizières étant majoritaires en 2015. Les auteurs évaluent la baisse des services écosystémiques due à l'expansion de la riziculture à plus de 66,4 milliards de dollars pour la période 1995-2015 (période de la plus forte expansion des rizières), les services les plus affectés étant l'approvisionnement en eau douce et la régulation hydrologique. L'expansion des cultures dites sèches, quant à elle, est responsable d'une perte de services écosystémiques de l'ordre de 46,6 milliards de dollars pour la période 1965-1995 (période de la plus forte expansion des cultures sèches), les services les plus affectés étant la régulation hydrologique et l'approvisionnement en eau douce. Cet article démontre que l'augmentation du service de production alimentaire ou de matériaux, lorsque faite au détriment d'espaces naturels, participe au déclin de l'ensemble des autres services de régulation.

Au niveau mondial, les auteurs Carrasco *et al.* (2017) analyse les effets de la déforestation des forêts tropicales à destination des cultures agricoles, en présentant divers scénarios d'expansion des cultures, de deux manières différentes : une expansion suivant les trajectoires actuelles, c'est-à-dire pas centrée sur les cultures les plus productives, et une expansion qui se ferait pour les cultures les plus productives afin de répondre à la demande mondiale (Carrasco *et al.*, 2017). Les résultats indiquent que l'expansion des cultures (trajectoire actuelle) conduirait à une hausse des bénéfices agricoles nets globaux de l'ordre de 32 milliards de dollars, mais conduirait à une perte totale de services écosystémiques de l'ordre de 107 milliards de dollars, dont 24 milliards relatifs à l'émission de carbone.

Une scénarisation de l'impact de l'intensification agricole de cultures déjà existantes - à l'échelle globale - sur la biodiversité, et donc l'ensemble des services écosystémiques associés, et ses conséquences sur la sécurité alimentaire et les rendements agricoles, est réalisée par Egli *et al.* (2018). Les scénarios proposés par les auteurs indiquent que les projections actuelles d'intensification des cultures agricoles conduisent à une hausse de la production globale de 20,3 %, mais au détriment de la valeur *biodiversité* des terres agricoles qui diminuerait de 11,1% (Egli *et al.*, 2018). En cas d'intensification de l'ensemble des cultures existantes, ce déclin de la valeur de la biodiversité des terres agricoles atteindrait les 37,3 % à l'échelle globale. En regardant plus précisément les résultats, les auteurs indiquent que les pays les plus économiquement dépendants de l'agriculture enregistreraient des gains de production plus faibles que les pays moins dépendants. Sur les 160 pays analysés, seuls 7 augmentaient à la fois leur production agricole et leur valeur de biodiversité ; 8 voyaient les deux diminuer ; et pour les 145 autres, le gain de l'un se faisait au détriment de l'autre. Enfin, les résultats indiquent que les gains de production obtenus par l'intensification des cultures sont positivement associés au taux d'autosuffisance alimentaire, signifiant que les pays les plus à risque en termes de sécurité alimentaire sont ceux bénéficiant de gains de production plus faibles que prévus.

Tiwari et ses collaborateurs (2012) s'intéressent à l'impact de l'intensification des pratiques agricoles sur la perte multiple de services écosystémiques, et ses conséquences sur la productivité agricole et la sécurité alimentaire. Cet article utilise les données satellites d'une région en Himalaya, en Inde, pour identifier les changements d'usage des sols et les pratiques agricoles en vigueur. En parallèle, une enquête est réalisée auprès de 62 villages, entre 1980 et 2010. Les résultats conjoints des données satellites et de l'enquête démontrent que l'intensification de l'utilisation des terres a engendré un épuisement des ressources forestières et a eu pour conséquence des impacts négatifs sur le système agricole locale *via* la réduction de l'approvisionnement en fumier de biomasse. Cela a conduit à une baisse de productivité de près de 25 % (125 kg/ha), diminuant par la même occasion la productivité alimentaire par habitant de 190 kg/an à 120 kg/an (Tiwari *et al.*, 2012). Les habitants ont donc été confrontés à un déficit alimentaire global de 1 883 tonnes/ha/an.

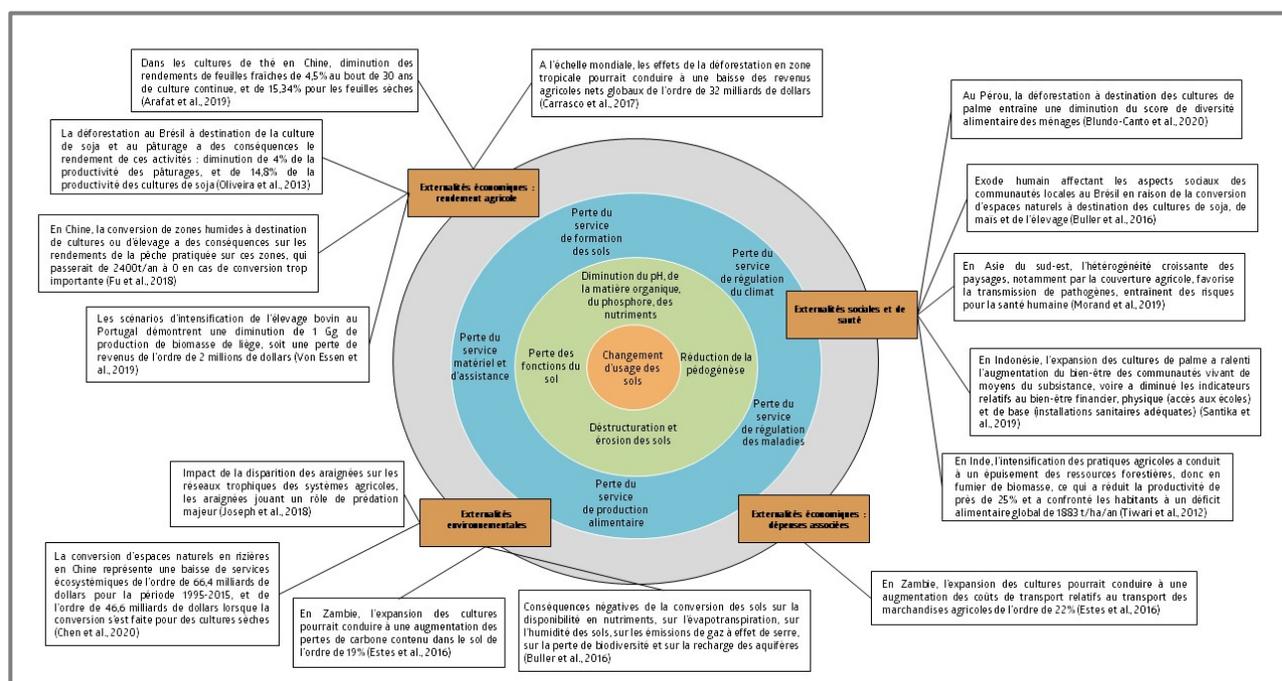


Figure 19. Synthèse visuelle des études de cas traitant du changement d'usage des sols

### 3.2.2. Les externalités liées à la simplification du paysage

L'impact de la simplification *versus* la diversification du paysage sur différents services écosystémiques, et les externalités qui y sont associées, sont étudiés dans 5 articles du corpus (voir [Tableau 7](#)).

Tableau 7. Synthèse des études de cas traitant de la simplification du paysage.

Service écosystémique impacté			Conséquences de la simplification du paysage			
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Homogénéité du paysage	Hausse de la proportion d'habitats semi-naturels	Diversification du paysage
	Auteur	Risque de biais				
Pollinisation et dispersion des graines et autres propagules	Grab <i>et al.</i> , 2018	Faible	Impact sur les rendements agricoles	Rendements – Hausse de l'abondance des nymphes du ravageur de fraises	Rendements + Baisse de l'abondance des nymphes du ravageur de fraises	
	Paredes <i>et al.</i> , 2021	Très faible	Impact sur les dépenses	Application plus importante de pesticides Moins d'épidémies de ravageurs mais de plus grosse importance	Application moindre de pesticides Plus forte récurrence d'épidémies de ravageurs mais d'une importance moindre	
Régulation des organismes et des processus biologiques	Montoya <i>et al.</i> , 2019	Très faible	Impact sur les rendements agricoles	Rendements -	Rendements +	
	Kirchweger <i>et al.</i> , 2020	Faible	Impact sur les rendements agricoles	Rendements – (baisse de l'ordre de 120 kg/ha de colza)		
	Gaspar <i>et al.</i> , 2022	Faible	Impact sur les rendements agricoles			Pas d'effet significatif sur la productivité

#### 3.2.2.1. Diminution du service de régulation des organismes et processus biologiques

Paredes *et al.* (2021) décryptent les effets de la composition du paysage sur les infestations et la gestion de l'Eudémis de la vigne (*Lobesia botrana*), insecte considéré comme un ravageur des vignes, en analysant les données de 400 vignobles suivis pendant 13 ans au sud de l'Espagne, en Andalousie. Les auteurs étudient principalement trois choses : le niveau d'infestation par les ravageurs, la probabilité de dépassement du seuil économique (c'est-à-dire le maintien des populations de ravageurs au-dessous du niveau de dommages faits aux cultures) et le niveau d'application de pesticides. Leurs résultats suggèrent une moindre application de pesticides nécessaire lorsque les exploitations sont entourées d'un plus grand nombre d'arbustes, et un plus grand besoin d'application de pesticides lorsque l'exploitation est entourée d'autres vignobles, donc des dépenses associées à la gestion des ravageurs plus élevées (Paredes *et al.*, 2021). Leurs résultats indiquent également une plus forte probabilité que les vignobles entourés par une plus grande couverture herbacée connaissent une épidémie de ravageurs dépassant le seuil économique lors de la période de floraison, mais une moindre probabilité d'épidémie dépassant ce seuil lors de la pousse des fruits. A l'inverse, les vignobles entourés d'autres vignobles sont plus susceptibles de connaître une moindre probabilité d'épidémie pendant la floraison, mais une plus grosse probabilité pendant la pousse des fruits, entraînant donc des dégâts importants.

Un second article de Grab *et al.* (2018) s'intéresse aux effets de la présence – ou non – d'habitats semi-naturels permanents à proximité de fermes biologiques cultivant des fraises (*Fragaria x ananassa*) aux Etats-Unis sur les épisodes de ravage des cultures par la *Lygus lineolaris*, et les conséquences en termes de parasitisme et de rendements agricoles (Grab *et al.*, 2018). Les auteurs démontrent que l'augmentation de la quantité d'habitats semi-naturels permanents autour des fermes est associée à un taux plus élevé de parasitisme. De même, ils démontrent que l'abondance des nymphes du ravageur *L. lineolaris* est négativement associée à l'augmentation de la proportion d'habitats semi-naturels autour d'une culture. Cette présence accrue de nymphes se traduit par une tendance à des rendements agricoles plus faibles : les rendements sont négativement associés à la simplification du paysage, avec des rendements significativement plus élevés pour les exploitations avec une proportion plus grande d'habitats semi-naturels aux alentours que pour des exploitations situées à proximité de paysages moins complexes.

### 3.2.2.2. Diminution du service de pollinisation

Le premier article de Montoya *et al.* (2019) s'intéresse à l'impact de la simplification du paysage sur le service de pollinisation et les rendements agricoles en découlant. Pour cela, les auteurs ont construit un modèle composé d'un paysage agricole hétérogène, incluant deux types de parcelles : des terres cultivées et des habitats semi-naturels. Les résultats indiquent qu'à l'échelle du paysage ou mesurés par unité de surface agricole, les rendements agricoles des cultures dépendantes de la pollinisation sont moins importants dans une structure de paysage moins complexe (moins d'habitats semi-naturels aux alentours) et plus importants lorsque la proportion d'habitats semi-naturels augmente - ce que les auteurs expliquent par un service de pollinisation plus important dans les habitats semi-naturels (Montoya *et al.*, 2019). Ainsi, la simplification du paysage, à l'échelle du paysage, tend à réduire les rendements via la réduction du service de pollinisation.

Les auteurs Kirchweger *et al.* (2020) analysent l'impact de l'augmentation de la taille des parcelles agricoles, de la perte des lisières permanentes (par exemple des haies) en bord de champs et de la simplification du paysage sur la perte de service de pollinisation *via* un modèle de simulation, dans les cultures de Colza en Allemagne. En comparant différents scénarios de structure du paysage, les auteurs démontrent des conséquences négatives de la simplification du paysage sur les rendements agricoles en raison de la perte de service de pollinisation (Kirchweger *et al.*, 2020). Ils indiquent que la suppression des lisières vertes permanentes en bordure réduit les rendements de colza de l'ordre de 120 kg par hectare ; ce phénomène se produit indifféremment de la taille de la parcelle concernée.

Le troisième article de Gaspar *et al.* (2022), déjà cité précédemment pour une autre étude de cas, étudie l'impact de la structure du paysage sur la pollinisation et les rendements associés dans des vergers au Portugal. Les résultats ne démontrent pas d'effet significatif de la diversification du paysage entourant les vergers sur la productivité de ces vergers (Gaspar *et al.*, 2022).

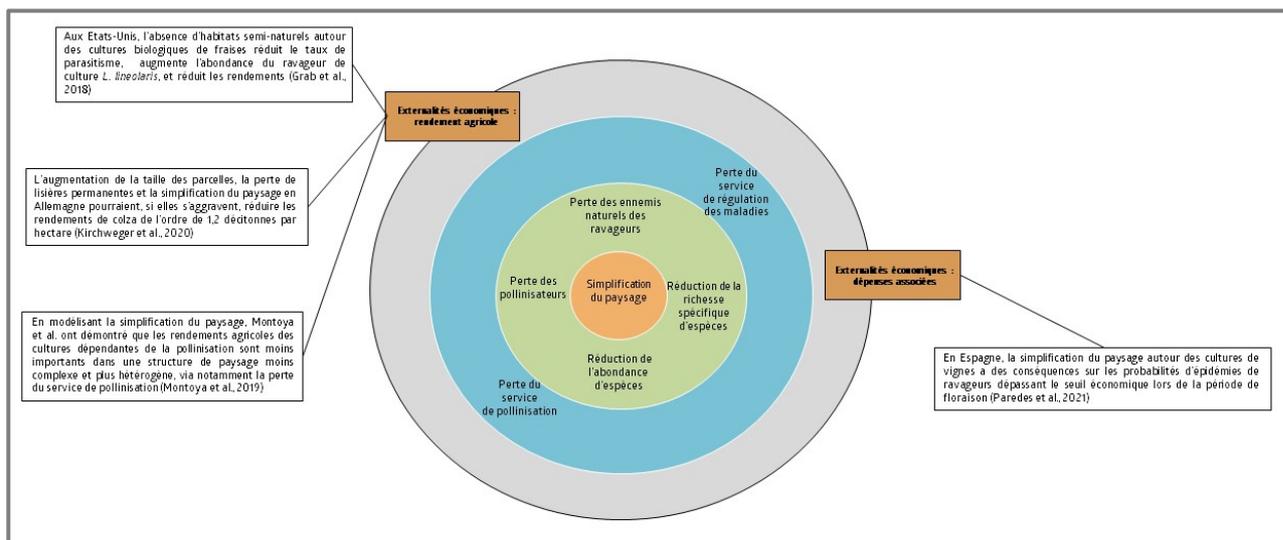


Figure 19. Synthèse visuelle des études de cas traitant de la simplification du paysage.

### 3.3. Les externalités liées aux systèmes agricoles

Deux articles s'intéressent à l'impact de systèmes agricoles mixtes sur la perte de services écosystémiques (voir [Tableau 8](#)).

Tableau 8. Synthèse des études de cas menées à l'échelle des systèmes agricoles.

Service écosystémique impacté			Système agricole étudié				
Service impacté	Cas d'étude de la perte du service		Impacts de la perte de service	Système agricole standard	Système agricole mixte	Système à haut niveau d'intrant	Système à niveau d'intrant réduit
	Auteur	Risque de biais					
Combinaison de services	Greer <i>et al.</i> , 2020	Faible	<b>Impact sur les dépenses</b>  <b>Impact sur les rendements agricoles</b>  <b>Perte cumulée de services écosystémiques</b>	Rendements moindres Consommation d'énergie ++ Impact moindre sur l'écotoxicité de l'eau douce		Rendements + Consommation d'énergie ++++ Impact négatif sur l'écotoxicité de l'eau douce	Rendements moindres Consommation d'énergie + Impact moindre sur l'écotoxicité de l'eau douce
	Pretty <i>et al.</i> , 2000	Elevé	<b>Impact sur les dépenses</b>		Coûts totaux liés à la perte de services : 2,8 milliards d'euros		

#### 3.3.1. Impacts multiples

Greer *et al.* (2020) comparent différents systèmes agricoles – standard (pratiques classiques, à savoir traitement des semences et application d'un fongicide en cours de saison), à haut niveau d'intrants (ajout d'engrais, phosphore et potassium, traitement avancé des semences, application d'insecticides et de fongicides en cours de saison), et à niveau d'intrants réduit (pratiques sans labour, sans utilisation d'insecticide, de fongicide ou de traitement des semences) - dans des cultures de soja de l'Illinois, aux Etats-Unis. Plusieurs points sont analysés, notamment l'impact des systèmes sur les rendements agricoles, sur le rendement énergétique net, ainsi que sur plusieurs indicateurs de performance environnementale (écotoxicité de l'eau douce, potentiel de réchauffement climatique). Si les résultats

indiquent de meilleurs rendements dans le système agricole à haut niveau d'intrants, les auteurs invitent à mettre en regard ces résultats avec les autres variables étudiées (Greer *et al.*, 2020). En effet, la gestion du soja à haut niveau d'intrant consomme beaucoup plus d'énergie que les autres systèmes étudiés (quatre fois plus que le niveau réduit d'intrant, plus de deux fois plus que le système standard), ce qui induit une plus forte émission de gaz à effet de serre, notamment du protoxyde d'azote (potentiel de réchauffement climatique quatre fois plus important que pour le système à niveau réduit d'intrant). Enfin, le système à haut niveau d'intrant a le plus gros impact sur l'écotoxicité de l'eau douce, les deux autres systèmes étudiés ayant un impact moindre de 44 %. Cet article met en lumière les différents aspects à prendre en considération en dehors du rendement agricole, afin que les pratiques agricoles soient durables.

### 3.3.2. Impact sur les dépenses

L'article de Pretty *et al.*, déjà cité précédemment pour une autre étude de cas, évalue également l'impact de systèmes agricoles mixtes sur une multitude de services écosystémiques. Cet article évalue les coûts externes totaux de l'agriculture au Royaume-Uni, en termes de perte de services écosystémiques due aux systèmes et pratiques en place. Au total, les auteurs évaluent à environ 2,8 milliards d'euros les coûts liés à la perte de services multiple (Pretty *et al.*, 2000) : 273 millions d'euros pour les dommages causés en termes de qualité de l'eau (dont 142 millions d'euros dus à la pollution de l'eau potable par les pesticides) ; 1,3 milliards d'euros pour les dommages causés en termes de qualité de l'air (dont 873 dus aux émissions de protoxyde d'azote) ; 113 millions d'euros pour les dommages causés en termes de qualité des sols (dont 96 dus à la perte de matière organique et de dioxyde de carbone dans les sols) ; 1 million d'euros pour les dommages en termes de santé humaine dus aux pesticides ; 918 millions d'euros pour les dommages en termes de santé humaine à cause de microorganismes et autres agents pathogènes (dont 200 millions dus aux foyers bactériens et viraux présents dans les denrées alimentaires).

## 4. Discussion

Pour effectuer cette revue rapide de littérature, nous avons pris le parti de cadrer la question de recherche en fonction d'une chaîne de causalité précise. L'objectif de la recherche était en effet d'identifier dans quelle mesure des activités, contextes ou systèmes agricoles impactent négativement la biodiversité et les écosystèmes, et quelles en sont les conséquences sur les conditions de vie des sociétés humaines. Ce cadrage a permis de garder le volume de littérature à un nombre raisonnable pour les bornes du projet. Cependant, en contraignant les articles composant le corpus final à l'étude de chacun des maillons de la chaîne de causalité, de nombreux articles faisant uniquement l'étude de deux des maillons, par exemple l'impact des pesticides sur la santé humaine, ont de fait été soit exclus lors du tri soit n'ont pas été récupérés par les équations de recherche. De nombreux articles n'étudiant que partiellement cette chaîne de causalité ont été publiés, et n'apparaissent pas dans notre corpus. A titre d'exemple, la recherche *TS=(pesticide\$ AND health AND human)* dans le moteur de recherche *Web of Science* atteint 9 831 résultats. Il pourrait être intéressant de réaliser manuellement ce travail de construction de la chaîne de causalité *pratique agricole - déclin des services écosystémiques - externalités négatives induites* en rapprochant d'une part les articles étudiant l'impact d'interventions agricoles sur les services écosystémiques, d'autre part les articles étudiant les externalités négatives induites par la perte de ces services écosystémiques.

Ce cadrage a en outre entraîné que soient écartés, dès la phase de tri sur titre et résumé, les articles faisant état d'évolutions positives de la biodiversité et des écosystèmes. La manière dont est construite l'équation de recherche, de même que les critères de sélection utilisés, semblent avoir masqué, dans nos résultats, les potentiels effets bénéfiques retirés de la perte de certains services écosystémiques, notamment économiques (productivité agricole, revenus agricoles, PIB). De plus, cet accent sur les externalités négatives n'a pas permis de réaliser des analyses statistiques équilibrées i.e., d'estimer l'effet global de l'externalité étudiée parmi l'ensemble des articles concernés.

Ce travail pourrait également être réalisé à l'inverse pour les interventions agricoles ayant un impact moindre voire favorable à la biodiversité, entraînant donc des conséquences positives pour l'humain, afin de favoriser les bonnes pratiques à mettre en place. La mise en relation de ces deux visions permettrait d'avoir une vue d'ensemble, et de mieux informer la prise de décision et les arbitrages socio-économiques.

## 5. Conclusion et opportunités

La revue a permis d'identifier 43 articles permettant de répondre à notre question initiale, à savoir les externalités négatives induites de la perte d'un ou plusieurs services écosystémiques due aux pratiques agricoles, représentant au total 300 études de cas. Les pratiques mises en cause, de même que les services écosystémiques impactés et les externalités négatives induites sont inégalement étudiés. La majorité des études s'intéresse à l'impact des pratiques mises en œuvre à l'échelle du paysage (changement d'usage des sols, intensification des cultures ou de l'élevage) sur la perte de services de régulation des processus environnementaux (notamment sur le service de régulation des organismes et de pollinisation), et ses conséquences sur des variables économiques (notamment la productivité et les rendements) et environnementales (la perte cumulée d'autre(s) service(s) écosystémique(s)). L'impact de certaines pratiques est très peu étudié, notamment l'effet du labour, de même que l'impact des systèmes agricoles. De même, les services de matériaux et assistance et d'apports immatériels sont les moins étudiés. Pour finir, les externalités sociales et de santé sont peu présentes dans notre corpus, la littérature scientifique semblant se concentrer à ce jour sur les externalités environnementales et économiques.

Plus précisément, certains résultats nous alertent sur les risques encourus par le déclin de la biodiversité. En particulier, la disparition des pollinisateurs à une vitesse rapide à l'échelle globale est un signal d'alerte majeur, puisque cela pourrait avoir des conséquences dramatiques sur les

rendements agricoles, notamment des cultures dépendantes à la pollinisation, et donc représenter un risque global pour la sécurité alimentaire dans des régions déjà à risque.

De même, les rares articles traitant de l'augmentation des maladies ou des risques encourus sur la mortalité humaine, particulièrement liés à l'expansion de l'élevage, interpellent. De nouvelles études devraient être encouragées sur ce sujet, tant les implications en termes de santé publique sont majeures, et en lien avec l'approche *One Health* développée depuis des années.

## 5.1. Implications pour la recherche

Cette revue permet d'améliorer l'état des connaissances sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité, et les externalités négatives pour les sociétés humaines en découlant. Elle permet également d'identifier les lacunes de connaissances – ou *knowledge gaps* – dans la littérature scientifique, permettant de présenter des pistes de recherche futures à creuser. Une attention particulière doit cependant se faire ici, car l'absence de résultats pour certaines des chaînes de causalité peut vouloir signifier plusieurs choses :

- Premièrement, qu'il n'y a pas d'impact direct de la pratique sur un ou plusieurs services écosystémiques spécifiques.
- Deuxièmement, que la perte d'un ou plusieurs services n'a pas de conséquences directes sur l'une ou plusieurs des externalités étudiées.
- Troisièmement, que les études traitant de ces chaînes n'ont été faites que partiellement (*pratique agricole x service écosystémique, service écosystémique x externalité ou pratique agricole x externalité*), et qu'elles ne se retrouvent donc pas dans notre corpus et nos résultats. Par exemple, de nombreuses études alertent sur le lien entre qualité de l'air et conséquences sur la santé, mais ne rattachent pas forcément la baisse de la qualité de l'air à des pratiques agricoles, les causes étant diverses.

De futurs travaux de recherche pourront ainsi s'atteler à :

- 1) Consolider les narratifs mis en avant de manière lacunaire ou insuffisante dans cette revue, par exemple en étayant chaque partie de la chaîne de causalité ;
- 2) Vérifier l'applicabilité à d'autres types d'écosystèmes, ou écosystèmes similaires dans d'autres zones du globe, des chaînes de causalité avérées ;
- 3) Explorer les pratiques vertueuses mises en avant dans les articles, et la présence de liens causaux positifs entre certaines pratiques agricoles et la biodiversité.

## 5.2. Implications pour les politiques publiques

Cette revue permet d'identifier certaines pratiques impactant à la fois la biodiversité, et les services écosystémiques associés, et les sociétés humaines. Elle peut donc être utilisée pour informer les politiques publiques, notamment sur les pratiques à remplacer ou progressivement abandonner. En croisant ces résultats avec les subventions agricoles existantes, cela peut également informer sur la réorientation de subventions publiques dommageables qui ne sont pas forcément identifiées comme telles à ce jour.

Enfin, la revue permet d'identifier ce que l'on pourrait nommer comme des "fausses bonnes idées", c'est-à-dire des pratiques mises en place comme des solutions à des problèmes, mais qui en réalité déplacent le problème vers un autre. Citons l'utilisation de pesticides ou herbicides, destinés à lutter contre les ravageurs et les maladies, et ainsi augmenter les rendements agricoles. En impactant le service de pollinisation, ils tendent à réduire les rendements à long terme *via* la perte de ce service.

Ces informations peuvent ainsi permettre d'argumenter en faveur de l'abandon de certaines pratiques, et de promouvoir d'autres pratiques agricoles, moins impactantes pour la biodiversité et pour l'être humain.

## 6. Références

### 6.1. Articles issus du corpus bibliographique (synthèse narrative)

- Arafat, Y. *et al.* (2019) 'Long-Term Monoculture Negatively Regulates Fungal Community Composition and Abundance of Tea Orchards', *Agronomy*, 9(8), p. 466. Available at: <https://doi.org/10.3390/agronomy9080466>.
- Blundo-Canto, G. *et al.* (2020) 'Changes in food access by mestizo communities associated with deforestation and agrobiodiversity loss in Ucayali, Peruvian Amazon', *Food Security*, 12(3), pp. 637–658. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12571-020-01022-1>.
- Buller, L.S. *et al.* (2016) 'Soil Loss as a Negative Externality in the Emergy Accounting: Case Study of an Agricultural Commodities Municipality in the Brazilian Savannah', *Journal of Environmental Accounting and Management*, 4(2), pp. 129–147. Available at: <https://doi.org/10.5890/JEAM.2016.06.004>.
- Carrasco, L.R. *et al.* (2017) 'Global economic trade-offs between wild nature and tropical agriculture', *PLOS Biology*. Edited by A. Dobson, 15(7), p. e2001657. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2001657>.
- Chaplin-Kramer, R. *et al.* (2014) 'Global malnutrition overlaps with pollinator-dependent micronutrient production', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1794), p. 20141799. Available at: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1799>.
- Chen, J. *et al.* (2020) 'Ecosystem Service Loss in Response to Agricultural Expansion in the Small Sanjiang Plain, Northeast China: Process, Driver and Management', *Sustainability*, 12(6), p. 2430. Available at: <https://doi.org/10.3390/su12062430>.
- Cumming, D. *et al.* (2020) 'The unintended consequences of biotechnology innovation adoption', *Industry and Innovation*, 27(10), pp. 1089–1109. Available at: <https://doi.org/10.1080/13662716.2020.1731431>.
- Egli, L. *et al.* (2018) 'Winners and losers of national and global efforts to reconcile agricultural intensification and biodiversity conservation', *Global Change Biology*, 24(5), pp. 2212–2228. Available at: <https://doi.org/10.1111/gcb.14076>.
- Elisante, F. *et al.* (2020) 'Insect pollination is important in a smallholder bean farming system', *PeerJ*, 8, p. e10102. Available at: <https://doi.org/10.7717/peerj.10102>.
- von Essen, M. *et al.* (2019) 'Valuing and mapping cork and carbon across land use scenarios in a Portuguese montado landscape', *PLOS ONE*. Edited by M.E. Saunders, 14(3), p. e0212174. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212174>.
- Estes, L.D. *et al.* (2016) 'Reconciling agriculture, carbon and biodiversity in a savannah transformation frontier', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703), p. 20150316. Available at: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0316>.
- Evans, T.A. *et al.* (2011) 'Ants and termites increase crop yield in a dry climate', *Nature Communications*, 2(1), p. 262. Available at: <https://doi.org/10.1038/ncomms1257>.
- Fu, Y. *et al.* (2018) 'Spatial modelling of the regulating function of the Huangqihai Lake wetland ecosystem', *Journal of Hydrology*, 564, pp. 283–293. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.017>.

Gaspar, H. *et al.* (2022) 'Impact of local practices and landscape on the diversity and abundance of pollinators in an insect-dependent crop', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326, p. 107804. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107804>.

Grab, H. *et al.* (2018) 'Landscape simplification reduces classical biological control and crop yield', *Ecological Applications*, 28(2), pp. 348–355. Available at: <https://doi.org/10.1002/eap.1651>.

Greer, K. *et al.* (2020) 'Assessment of high-input soybean management in the US Midwest: Balancing crop production with environmental performance', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 292, p. 106811. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106811>.

Gross, K. and Rosenheim, J.A. (2011) 'Quantifying secondary pest outbreaks in cotton and their monetary cost with causal-inference statistics', *Ecological Applications*, 21(7), pp. 2770–2780. Available at: <https://doi.org/10.1890/11-0118.1>.

Huang, L. *et al.* (2019) 'Long-term N fertilization imbalances potential N acquisition and transformations by soil microbes', *Science of The Total Environment*, 691, pp. 562–571. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.154>.

IPBES (2018): The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Asia and the Pacific. Karki, M., Senaratna Sellamuttu, S., Okayasu, S., and Suzuki, W. (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 612 pages.

Joseph, G.S. *et al.* (2018) 'Landuse Change in Savannas Disproportionately Reduces Functional Diversity of Invertebrate Predators at the Highest Trophic Levels: Spiders as an Example', *Ecosystems*, 21(5), pp. 930–942. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0194-0>.

Kirchweger, S. *et al.* (2020) 'Do improved pollination services outweigh farm-economic disadvantages of working in small-structured agricultural landscapes? – Development and application of a bio-economic model', *Ecological Economics*, 169, p. 106535. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106535>.

Landis, D.A. *et al.* (2008) 'Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(51), pp. 20552–20557. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.0804951106>.

Lundgren, J.G. *et al.* (2013) 'Insect communities in soybeans of eastern South Dakota: The effects of vegetation management and pesticides on soybean aphids, bean leaf beetles, and their natural enemies', *Crop Protection*, 43, pp. 104–118. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.08.005>.

Mann, M.L. *et al.* (2012) 'Ecosystem Service Value and Agricultural Conversion in the Amazon: Implications for Policy Intervention', *Environmental and Resource Economics*, 53(2), pp. 279–295. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10640-012-9562-6>.

Martínez-Salinas, A. *et al.* (2022) 'Interacting pest control and pollination services in coffee systems', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(15), p. e2119959119. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.2119959119>.

Mézière, D. *et al.* (2015) 'Which cropping systems to reconcile weed-related biodiversity and crop production in arable crops? An approach with simulation-based indicators', *European Journal of Agronomy*, 68, pp. 22–37. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.04.004>.

- Moges, D.M. and Bhat, H.G. (2020) 'Watershed degradation and management practices in north-western highland Ethiopia', *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(10), p. 664. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08628-0>.
- Montoya, D. *et al.* (2019) 'Trade-offs in the provisioning and stability of ecosystem services in agroecosystems', *Ecological Applications*, 29(2), p. e01853. Available at: <https://doi.org/10.1002/eap.1853>.
- Morand, S. *et al.* (2019) 'Changing landscapes of Southeast Asia and rodent-borne diseases: decreased diversity but increased transmission risks', *Ecological Applications*, 29(4), p. e01886. Available at: <https://doi.org/10.1002/eap.1886>.
- Morand, S. (2020) 'Emerging diseases, livestock expansion and biodiversity loss are positively related at global scale', *Biological Conservation*, 248, p. 108707. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108707>.
- Novais, S.M.A. *et al.* (2016) 'Effects of a Possible Pollinator Crisis on Food Crop Production in Brazil', *PLOS ONE*. Edited by S.R. Paiva, 11(11), p. e0167292. Available at: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167292>.
- Obregon, D. *et al.* (2021) 'Natural habitat partially mitigates negative pesticide effects on tropical pollinator communities', *Global Ecology and Conservation*, 28, p. e01668. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01668>.
- Oliveira, L.J.C. *et al.* (2013) 'Large-scale expansion of agriculture in Amazonia may be a no-win scenario', *Environmental Research Letters*, 8(2), p. 024021. Available at: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/2/024021>.
- Paredes, D. *et al.* (2021) 'Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use', *Ecology Letters*. Edited by A. Mori, 24(1), pp. 73–83. Available at: <https://doi.org/10.1111/ele.13622>.
- Pretty, J.N. *et al.* (2000) 'An assessment of the total external costs of UK agriculture', *Agricultural Systems*, 65(2), pp. 113–136. Available at: [https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(00\)00031-7](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(00)00031-7).
- Sandhu, H. *et al.* (2016) 'Scarcity of ecosystem services: an experimental manipulation of declining pollination rates and its economic consequences for agriculture', *PeerJ*, 4, p. e2099. Available at: <https://doi.org/10.7717/peerj.2099>.
- Santika, T. *et al.* (2019) 'Does oil palm agriculture help alleviate poverty? A multidimensional counterfactual assessment of oil palm development in Indonesia', *World Development*, 120, pp. 105–117. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.04.012>.
- Sneeringer, S. (2009) 'Does Animal Feeding Operation Pollution Hurt Public Health? A National Longitudinal Study of Health Externalities Identified by Geographic Shifts in Livestock Production', *American Journal of Agricultural Economics*, 91(1), pp. 124–137. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2008.01161.x>.
- Stein, K. *et al.* (2017) 'Bee pollination increases yield quantity and quality of cash crops in Burkina Faso, West Africa', *Scientific Reports*, 7(1), p. 17691. Available at: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17970-2>.
- Tela, M., Cresswell, W. and Chapman, H. (2021) 'Assessment of Pest Control Services by Vertebrates in Nigerian Subsistence Maize Farms', *Conservation and Society*, 19(4), p. 218. Available at: [https://doi.org/10.4103/cs.cs\\_213\\_20](https://doi.org/10.4103/cs.cs_213_20).

Thaler, E.A., Larsen, I.J. and Yu, Q. (2021) 'The extent of soil loss across the US Corn Belt', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(8), p. e1922375118. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.1922375118>.

Tiwari, P.C. and Joshi, B. (2012) 'Natural and socio-economic factors affecting food security in the Himalayas', *Food Security*, 4(2), pp. 195–207. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12571-012-0178-z>.

Wielgoss, A. *et al.* (2014) 'Interaction complexity matters: disentangling services and disservices of ant communities driving yield in tropical agroecosystems', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1775), p. 20132144. Available at: <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2144>.

## 6.2. Autres références

Beillouin, D., Ben-Ari, T., Malézieux, E., Seufert, V., Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology* 27, 4697–4710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15747>

Bonfanti, J., Langridge, J., Beillouin, D., 2023. A global database to catalogue the impacts of agricultural management practices on terrestrial biodiversity. *Data in Brief* 50, 109555. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109555>

Collaboration for environmental evidence (2022). Guidelines and standards for evidence synthesis in environmental management. Version 5.1 (AS pullin, GK frampton, B livoreil & G petrokofsky, eds) [www.Environmentalevidence.Org/information-for-authors](http://www.Environmentalevidence.Org/information-for-authors).

Dupuis, L. *et al.* (2024) *What are the economic, social, and ecological impacts of the loss of ecosystem services caused by forest management practices? A review protocol: a Other aggregative reviews (e.g. Meta-analyses, Critical reviews) Protocol*. Collaboration for Environmental Evidence (CEE). Available at: <https://doi.org/10.57808/PROCEED.2024.11>.

Frampton, G.K., Livoreil, B. & Petrokofsky, G. (2017) Eligibility screening in evidence synthesis of environmental management topics. *Environ evid* 6, 27. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0102-2>

IPBES (2019) *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. Available at: <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673>.

James, K.L., Randall, N.P. & Haddaway, N.R. A methodology for systematic mapping in environmental sciences. *Environ Evid* 5, 7 (2016). <https://doi.org/10.1186/s13750-016-0059-6>

Ricklefs, R.E. (2008) *The economy of nature*. 6th ed. New York: W.H. Freeman.

# ANNEXES

## Annexe 1 - Présentation de la méthodologie de recherche

La méthodologie utilisée pour réaliser cette revue s'appuie sur la méthodologie développée par la Collaboration for Environmental Evidence (CEE), en accord avec les lignes directrices sur la conduite et les standards de la "rapid review" (Collaboration for Environmental Evidence, 2022).

### Présentation de la question de recherche

L'objectif de cette revue est d'établir, à l'aide de la littérature scientifique existante, un état des connaissances sur les liens entre l'agriculture, la perte de biodiversité et des services écosystémiques associés, et les externalités négatives pour les humains en découlant. Afin de définir la question de recherche, le protocole PECO a été utilisé, permettant de structurer les éléments de la problématique : population, exposition, comparateur et résultats (en anglais : *population, exposition, comparator et outcomes*). Les éléments utilisés sont présentés dans le [Tableau A1](#).

Tableau A1. Éléments de la question de revue. Le PECO (*Population, Exposition, Comparator, Outcomes*) a servi de cadre.

PECO	Élément de la question	Définition(s)
<b>Population</b>	La perte de biodiversité ; la perte de services écosystémiques associés	Le déclin ou la disparition de différentes espèces de plantes, d'animaux, de champignons et de micro-organismes d'un habitat particulier. Cela comprend plusieurs aspects, y compris la perte des services (cf. <a href="#">Table A4</a> )
<b>Exposition</b>	Les systèmes ou pratiques agricoles provoquant le déclin de la biodiversité et de ses services écosystémiques associés	Fait référence aux méthodes et techniques utilisées dans la culture des plantes et l'élevage des animaux pour la nourriture, les fibres, et d'autres produits utilisés pour soutenir la vie humaine. Ces pratiques incluent une large gamme d'activités (cf. <a href="#">Table A5</a> )
<b>Comparateur</b>	L'absence de pratiques agricoles, ou avant la mise en œuvre de pratiques agricoles.	Se réfère à une situation où aucune méthode ou technique agricole n'est appliquée pour la culture des plantes ou l'élevage des animaux. Cela peut se traduire par une comparaison de sites spatiales (i.e. site expérimentation vs site témoin), ou une comparaison d'un même site au cours du temps (i.e. avant mise en œuvre d'une pratique vs après)
<b>Outcomes (FR : résultats)</b>	Les externalités négatives résultant de la perte de biodiversité et de ses services écosystémiques associés : <ul style="list-style-type: none"><li>• Économique : baisse de rendement, de production, du PIB</li><li>• Santé : perte de bien-être, maladie, baisse de l'espérance de vie</li><li>• Environnementale : perte d'autres services écosystémiques</li></ul>	Une externalité est un effet (avantage, utilité) créé par une activité (ou une pratique) sur autrui, sans contrepartie financière. Une externalité négative se traduit par un dommage, une nuisance, qui n'est pas compensée (cf. <a href="#">Table A6</a> ).

- Social : inégalités, pauvreté

La principale question de recherche définie à partir de cet objectif est la suivante : **quelles sont les externalités négatives dues à l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité et les services écosystémiques ?**

## Sources de littérature

La recherche bibliographique a été effectuée sur la base de données *Web of Science Core Collection* (WoS) (03/04/2023), ainsi que sur deux moteurs de recherche, *Google Scholar* (GS) (17/11/2022) et *PubMed* (04/04/2023). Nous avons utilisé le logiciel *Publish or perish* (version 6) pour exporter les informations bibliométriques depuis *Google Scholar* (GS), qui fonctionne différemment des autres sources bibliographiques, en particulier pour ce qui concerne la construction et la longueur de l'équation de recherche. Par ailleurs, seules les 200 premières références issues de Google Scholar ont été extraites, conformément aux recommandations relatives à la pertinence des résultats sur ce moteur de recherche (Haddaway *et al.*, 2015).

## Équations de recherche

L'équation de recherche a été construite en trois parties reprenant la chaîne de causalité définie pour la question de recherche (cf. 1.1) : les pratiques agricoles néfastes, l'érosion de la biodiversité et des services écosystémiques associés, les externalités négatives pour les humains. Le protocole PECO utilisé a permis de classer les éléments qui doivent être présents dans les publications en quatre catégories : la population concernée par l'étude (ici la perte de biodiversité et de services écosystémiques), les éléments agissant sur la population (ici les pratiques ou systèmes agricoles et les pressions négatives associées), les comparateurs (qui sont des éléments permettant de comparer une situation avec exposition et sans exposition) et les résultats (*outcomes*, les externalités négatives sur les humains). Les équations de recherche utilisées sont présentées dans le [Tableau A.2](#).

Tableau A2. Équations de recherche utilisées pour les trois sources de littérature

No	Equation	Source	Type	Date
1	"biodiversity loss" OR agriculture AND livestock OR cattle OR expansion OR unsustainable OR extensive AND externalit* OR GDP OR dollar OR price OR yield\$ OR health OR "years of life" OR diseases OR "death rate" OR mortality OR "life expectancy" OR inequal*	Google Scholar	Titre- Résumé- Mots-clés	17/11/2022
2	"biodiversity loss" OR agriculture AND intensive OR commercial OR arable OR subsistence OR crop OR pastoral OR pesticide OR tillage AND "human development index" OR "healthy life years" OR "disability-adjusted life expectancy" OR poverty OR well-being		Titre- Résumé- Mots-clés	17/11/2022

1	((("biodiversity loss"[tiab] OR "species loss"[tiab] OR "population loss"[tiab] OR "biodiversity declin*"[tiab] OR "species declin*"[tiab] OR "population declin*"[tiab] OR "ecosystem service\$"[tiab]) AND ((agricultur*[tiab] OR farm*[tiab]) AND (livestock[tiab] OR cattle[tiab] OR expansion[tiab] OR unsustainable[tiab] OR extensive[tiab] OR intensive[tiab] OR commercial[tiab] OR arable[tiab] OR subsistence[tiab] OR crop*[tiab] OR pastoral[tiab] OR pesticide*[tiab] OR insecticide*[tiab] OR herbicide*[tiab] OR fertilization[tiab] OR "food production"[tiab] OR "habitat conversion"[tiab] OR tillage[tiab])) AND (externalit*[tiab] OR GDP[tiab] OR dollar[tiab] OR price[tiab] OR yield*[tiab] OR health[tiab] OR "year* of life"[tiab] OR disease*[tiab] OR "death rate"[tiab] OR mortality[tiab] OR "life expectancy"[tiab] OR inequality[tiab] OR "human development index"[tiab] OR "healthy life years"[tiab] OR "disability-ajusted life expectancy"[tiab] OR DALY[tiab] OR HALE[tiab] OR poverty[tiab] OR well-being[tiab]))	Pubmed	Titre- Résumé- Mots-clés	04/04/2023
1	TS=(((biodiversity OR species OR population OR "ecosystem service\$") NEAR/1 (loss* OR declin* OR degrad* OR decreas* OR reduc*)) AND ((agricultur* OR farm*) AND (livestock OR cattle OR expansion OR unsustainable OR extensive OR intensive OR commercial OR arable OR subsistence OR crop\$ OR pastoral OR pesticide\$ OR insecticide\$ OR herbicide\$ OR fertilization OR "food production" OR "habitat conversion" OR tillage)) AND (externalit* OR GDP OR dollar OR price OR yield\$ OR health OR "year\$ of life" OR disease\$ OR "death rate" OR mortality OR "life expectancy" OR inequality OR "human development index" OR "healthy life years" OR "disability-ajusted life expectancy" OR DALY OR HALE OR poverty OR well-being))	WOS	Titre- Résumé- Mots-clés	03/04/2023

NB. Trois opérateurs booléens, c'est à dire des conjonctions utilisées pour rendre les résultats le plus pertinent possible en combinant ou en excluant des mots-clés, ont été utilisés pour construire l'équation : ET, OU, PROCHE (en anglais : AND, OR, NEAR). L'opérateur AND de combinaison a été utilisé pour s'assurer de la présence simultanée de catégories (par exemple, biodiversité AND pesticides). L'opérateur OR a été utilisé pour créer des listes de choix (par exemple, pesticides OR insecticides, OR fertilisation OR "destruction des habitats" OR labour), ce qui s'assure qu'au moins un de ces mots-clés soit trouvé. L'opérateur NEAR a été utilisé pour s'assurer que les publications dans lesquelles on trouvait le terme "biodiversité" étaient PROCHE du terme "érosion", par exemple. Enfin, les opérateurs AND ont été utilisés entre les trois catégories, et les opérateurs OR entre chacun des termes d'une même catégorie. Les trois sources bibliographiques utilisées recherchent toutes la présence des termes de l'équation au sein des titres, des abstracts et des mots-clés des articles scientifiques.

## Sélection des articles et critères d'éligibilité des études

Après élimination des articles en double, le tri des articles a été réalisé en deux phases : i) par la lecture des titres et résumés, puis ii) sur les textes entiers des articles retenus. Afin de procéder à ces phases de tri, des critères d'inclusion et d'exclusion ont été prédéfinis (cf. Tableau 3) : ils permettent de conserver ou rejeter des articles en suivant une méthode rigoureuse et répliquable durant chacune des phases. Ils permettent également, si plusieurs experts réalisent le tri des articles, de s'assurer que chaque personne utilise les mêmes critères ainsi que la même méthode de tri. Ils permettent également d'objectiver ce qui ne rentre pas dans le champ de la revue.

Aucune restriction géographique n'a été appliquée ; le périmètre de la revue inclut l'ensemble des biomes et des écosystèmes. De même, elle inclue l'ensemble de la biodiversité (terrestre, dulçaquicole

et marine), dès lors que celle-ci est impactée négativement par une activité agricole. Enfin, aucune restriction temporelle n'a été appliquée.

Tableau A3. Critères d'inclusion et d'exclusion utilisés durant les différentes phases de tri

Protocole P-E-C-O	Critères d'inclusion	Critères d'exclusion
<i>Population</i>	Déclin de la biodiversité indigène et perte d'un ou plusieurs services écosystémiques associés. Perte de la stabilité et du fonctionnement des communautés biologiques, par exemple déclin de la pollinisation résultant d'une pratique agricole.	Déclin d'une espèce exotique envahissante.
<i>Exposition</i>	Une pratique agricole individuelle (à l'échelle du champ), ou d'un système agricole (à l'échelle du champ), ou la conversion d'habitats naturels vers des terres agricoles (à l'échelle du paysage) ayant un impact négatif sur la biodiversité et les services écosystémiques associés.	Tout autres pratiques hors agriculture : par exemple l'aquaculture. Une pratique ou un système agricole n'étant pas défavorable ou négativement impactant pour la biodiversité. Une pratique "passive", considérée pour elle-même, sans mention de son impact sur la biodiversité.
<i>Comparateur</i>	Comparateurs spatiaux et synchronisés (même moment, sites différents). Comparaison temporelle d'un site avant intervention <i>versus</i> après une intervention agricole.	Comparaison de pratiques, sans mesurer leur impact sur la biodiversité (par exemple, quel pesticide améliore le plus les rendements).
<i>Outcomes (FR : Résultats)</i>	Tout impact, conséquence, effet négatif de l'agriculture sur la biodiversité et les services écosystémiques associés, ainsi que d'externalités négatives (implicites ou explicites).	L'effet, l'impact mentionnés ne sont pas liés à une perte de biodiversité ou de service écosystémique. L'effet, l'impact ne sont pas une conséquence du système/de la pratique agricole étudiée. L'article se concentre sur des effets, impacts ou conséquences positives pour l'humain.
<i>Type de publication</i>		Papier d'opinion.

Quatre personnes ont participé aux différentes phases de tri des articles. Pour chacune des phases, un test kappa de Fleiss<sup>3</sup> a été réalisé afin de s'assurer que l'ensemble des évaluateurs appliquait correctement, et avec les mêmes interprétations le processus de tri (Frampton *et al.*, 2017). Ces tests ont également permis d'affiner les critères de tri (Frampton *et al.*, 2017). Un deuxième test a été réalisé lors de la phase de tri sur texte entier sur une base de 130 articles choisis aléatoirement (Kappa = 0,709), et a confirmé le degré d'accord entre les évaluateurs, c'est-à-dire leur capacité à sélectionner les mêmes articles sur la base des mêmes critères de tri. Les scores de Kappa Fleiss supérieurs à 0,6 sont habituellement jugés acceptables (Frampton *et al.*, 2017) c'est-à-dire que l'accord entre les évaluateurs n'est pas dû au hasard. Tous les désaccords ont été discutés et résolus avant de commencer une nouvelle étape de tri.

<sup>3</sup> Test permettant de mesurer la concordance entre plusieurs évaluateurs.

## Extraction des données et synthèse narrative

Les éléments permettant de répondre à la question principale ont été extraits de l'ensemble des publications du corpus, puis enregistrés de manière harmonisée dans un tableur Excel, également appelée "matrice d'extraction".

47 types de données ont été extraits, permettant de préciser les éléments pris en compte pour la population, l'exposition, les comparateurs et les résultats décrits dans le tableau 3 :

- Informations bibliographiques : journal, année de publication, type d'article, etc.
- *Population* : biodiversité étudiée, écosystème affecté, niveaux de classification de la biodiversité, services écosystémiques étudiés, etc.
- *Exposition* : pratique agricole étudiée, système agricole étudié, échelle de l'étude, contexte, niveau d'intensité, etc.
- *Résultats* : catégories d'externalité(s) étudiée(s), indicateurs, résultats, coûts, etc.
- *Analyse statistique* : taille d'échantillon, moyenne, indicateurs de dispersion, etc.

Un article peut, lors de l'extraction, être divisé en plusieurs *unités d'étude*, chaque unité d'étude faisant alors l'objet d'une ligne distincte dans la matrice d'extraction (James *et al.*, 2016). Pour cette revue rapide, une unité d'étude est associée à un seul résultat/une externalité (*outcomes*) due à une pratique donnée (exposition) ayant un impact sur une population donnée (perte d'un compartiment de biodiversité). Il y aura autant d'unités d'étude que de résultats différents, c'est à dire une unité relative au rendement d'une culture en kg/ha, une unité relative à la valeur de la perte de service du stockage de carbone, etc. Dans la suite de ce rapport, les unités d'étude seront mentionnées par le terme *étude de cas*, à différencier des articles.

Une fois l'ensemble des données extrait, une synthèse narrative a été rédigée à partir du corpus final de publications. Cette synthèse est présentée dans la partie "Résultats".

### *Biodiversité, écosystèmes et services écosystémiques*

Nous avons distingué au sein des études de cas deux catégories de population : les espèces et les écosystèmes. En effet, certains résultats présentent l'impact d'une pratique agricole sur une espèce identifiée, quand d'autres le font à l'échelle d'un écosystème.

#### Espèces

Étant donnée la grande diversité d'espèces étudiées, elles ont été regroupées après l'extraction en groupe taxonomiques de plus haut rang : insectes, autres arthropodes, micro-organismes, mammifères, oiseaux, plantes et champignons.

#### Écosystèmes

Afin d'avoir une classification homogène des écosystèmes présentés dans les études de cas, nous avons rapproché les écosystèmes tels que décrits par les chercheurs de la typologie des biomes de Ricklefs, qui identifie 11 biomes majeurs à l'échelle planétaire (Ricklefs *et al.*, 2008).

#### Services écosystémiques

La classification des services écosystémiques (ou contributions de la nature aux populations humaines) a été réalisée conformément à la typologie établie par l'Ipbes en 2019 (Ipbes, 2019), répartie en trois grandes catégories (voir [Tableau A4](#)) :

- les contributions à la régulation des processus environnementaux ;
- les contributions matérielles et d'assistance ;
- les contributions immatérielles.

Tableau A4. Contributions de la nature aux populations, Ipbes (2019)

Contribution de la nature aux populations	
Régulation de processus environnementaux	Création et entretien d'habitats
	Pollinisation et dispersion des graines et autres propagules
	Régulation de la qualité de l'air
	Régulation du climat
	Régulation de l'acidification des océans
	Régulation de la distribution quantitative, spatiale et temporelle des eaux douces
	Régulation de la qualité des eaux douces et des eaux côtières
	Formation, protection et décontamination des sols et des sédiments
	Régulation des aléas et des événements extrêmes
	Régulation des organismes et processus biologiques nuisibles
Matériel et assistance	Energie
	Alimentation humaine et animale
	Matériel et assistance
	Ressources médicinales, biochimiques et génétiques
Apports immatériels	Apprentissage et inspiration
	Expériences physiques et psychologiques
	Soutien identitaire

La perte conjointe de plusieurs services écosystémiques est également considérée dans ce travail.

### Pratiques agricoles

La catégorisation des pratiques agricoles s'est faite à trois échelles d'impact (voir [Tableau A5](#)) : l'échelle du système agricole, l'échelle du paysage et l'échelle de la pratique individuelle (Beillouin *et al.*, 2021 ; Bonfanti *et al.*, 2023).

L'échelle du système agricole représente l'étude à l'échelle de tout un système, qui permet par exemple d'identifier l'impact de l'élevage, d'effectuer la comparaison de parcelles en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle, ainsi que l'analyse de systèmes agricoles mixtes.

L'échelle du paysage couvre deux pressions identifiées comme majeures : le changement d'usage des sols dû à l'intensification et l'extension des surfaces agricoles et la simplification du paysage. A cette échelle, il est possible de comparer deux paysages, l'un complexe et l'autre simplifié, et les impacts négatifs inhérents sur la biodiversité et les services.

Enfin, l'échelle de la pratique individuelle est constituée des pratiques à l'échelle de la parcelle agricole : l'utilisation d'engrais, le labour, les luttes chimiques ou physiques contre les ravageurs et les maladies. Elle inclut également l'utilisation combinée de pratiques individuelles, par exemple l'étude conjointe de l'impact du labour et de l'utilisation de pesticides (Beillouin *et al.*, 2021).

Tableau A5. Typologies et définition des interventions utilisées dans l'étude (d'après Bonfanti *et al.*, 2023).

Échelle	Intervention	Définitions
Pratique individuelle	Agroforesterie	Une pratique agricole pour laquelle au moins une espèce pérenne ligneuse (par exemple arbre ou arbuste) est cultivée sur les mêmes terres que les cultures (Beillouin <i>et al.</i> , 2021).
	Diversification des cultures	Une pratique agricole consistant à augmenter la diversité des cultures dans un champ dans l'espace et/ou dans le temps. Il peut s'agir de rotations plus longues, d'ajout de cultures de couverture, de cultures multiples, de cultures intercalaires (Beillouin <i>et al.</i> , 2021).
	Engrais et amendements	Méthodes utilisées pour améliorer l'apport d'éléments essentiels à la croissance des plantes (principalement l'azote, le phosphore et le potassium) par des intrants externes chimiques ou organiques (FAO, 2024).
	Organismes génétiquement modifiés (OGM)	Organismes génétiquement modifiés, c'est-à-dire culture dans laquelle une ou plusieurs modifications ont été apportées au génome, généralement par génie génétique (FAO, 2024).
	Lutte contre les ravageurs et les maladies	Toute pratique physique, chimique ou autre dont l'objectif est la prévention des ravageurs et des maladies sur les cultures (FAO, 2024).
	Gestion des résidus	Toute pratique agricole liée au devenir des matériaux restant dans le champ après la récolte (FAO, 2024).
	Gestion des sols	Toute pratique de culture mécanique du sol (FAO, 2024).
	Gestion de l'eau	Toute pratique permettant le maintien de l'approvisionnement en eau des cultures.
	Pratique combinée	Combinaison d'au moins deux pratiques individuelles utilisées simultanément dans le même champ.
Système agricole	Agriculture de conservation	Système agricole basé sur le maintien simultané d'une couverture permanente du sol, d'une perturbation minimale du sol et d'une diversification des espèces végétales (FAO, 2024).
	Agriculture biologique	Système agricole défini par des normes officielles basées sur des pratiques agricoles qui, entre autres, excluent l'utilisation de biocides et d'engrais synthétiques, ainsi que l'utilisation d'organismes génétiquement modifiés (FIBL & Forschungsinstitut für biologischen Landbau, 2021).
Paysage	Changement d'usage des sols	Modification ou gestion des environnements naturels dans les environnements dominés par l'homme, tels que les établissements humains, les zones semi naturelles et agricoles (Ipbès, 2018).

Les échelles de pratiques sont à mettre en relation avec les échelles d'exposition, donc d'impacts négatifs possibles (champ, système exploitant, paysage) générés par les interventions.

### Externalités étudiées

Nous avons fait le choix d'analyser les externalités imputées à la perte de services écosystémiques au sein de quatre catégories :

- les externalités économiques telles que la perte de production ou de rendement, la baisse de PIB, les dépenses et coûts ;
- les externalités environnementales, comme la perte cumulée d'un service écosystémique (par exemple, la baisse de pollinisation peut conduire à une baisse de rendement, donc une baisse du service alimentation humaine et animale) ;

- les externalités sociales, comme la pauvreté, l’insécurité alimentaire, les inégalités et iniquités ;
- les externalités de santé (ou sanitaires), telles que la perte de bien-être, les maladies, la mortalité.

Les externalités et leur définition sont présentées dans le [Tableau A6](#).

Tableau A6. Description des externalités négatives étudiées

Catégories d’externalités	Types d’externalités	Définitions
Economique	PIB	Produit intérieur brut (PIB). “Le produit intérieur brut au prix du marché vise à mesurer la richesse créée par tous les agents privés et publics sur un territoire national pendant une période donnée” (INSEE, 2021).
	Dépenses	Coûts/dépenses induits par les risques associés (par exemple coûts de santé, protection contre les risques).
	Production/ rendement	Rendement : “production évaluée par rapport à une norme, à une unité de mesure” (Larousse).
Sanitaire	Maladies	"Altération de la santé se manifestant par un ensemble de signes et de symptômes perceptibles directement ou non, correspondant à des troubles généraux ou localisés, fonctionnels ou lésionnels, dus à des causes internes ou externes et comportant une évolution" (CNRTL).
	Espérance de vie	“Nombre moyen d’années qu’un groupe d’individus peut s’attendre à vivre. L’espérance de vie à la naissance (ou à l’âge 0) représente la durée de vie moyenne - autrement dit l’âge moyen au décès - d’une génération fictive qui serait soumise à chaque âge aux conditions de mortalité de l’année considérée” (INED).
	Bien-être	"Le bien-être est un état positif ressenti par les individus et les sociétés. Tout comme la santé, il constitue une ressource pour la vie quotidienne et est déterminé par les conditions sociales, économiques et environnementales. Le bien-être englobe la qualité de vie et la capacité des personnes et des sociétés à contribuer au monde avec un sens et un objectif. Se concentrer sur le bien-être permet de suivre la répartition équitable des ressources, la prospérité générale et la durabilité. Le bien-être d'une société peut être déterminé par la mesure dans laquelle elle est résiliente, renforce sa capacité d'action et est prête à relever les défis" (Organisation Mondiale de la Santé).
Sociale	Inégalité et iniquité	“Le fait de ne pas être égal ou juste, en particulier en ce qui concerne le statut, les droits et les opportunités” (Département des affaires économiques et sociales des Nations Unies).
	Sécurité alimentaire	Basée sur le Sommet mondial de l’alimentation de 1996, “la sécurité alimentaire existe lorsque tous les êtres humains ont, à tout moment, un accès physique et économique à une nourriture suffisante, saine et nutritive, leur permettant de satisfaire leurs besoins énergétiques et leurs préférences alimentaires pour mener une vie saine et active” (FAO).

	Pauvreté	“La pauvreté peut être définie comme une condition humaine caractérisée par une privation durable ou chronique des ressources, des capacités, des choix, de la sécurité et du pouvoir nécessaires pour jouir d'un niveau de vie adéquat et d'autres droits civils, culturels, économiques, politiques et sociaux" (Comité des droits sociaux, économiques et culturels des Nations Unies).
	IDH	Indice de Développement Humain. Indice du PNUD fondé sur la qualité de vie des habitants d'un pays. Il intègre trois dimensions : l'espérance de vie à la naissance, le niveau d'éducation et le revenu national brut par habitant.
Environnementale	Perte de service(s) écosystémique(s)	La perte d'un service écosystémique a des conséquences sur la perte d'un autre service.

## Méthodologie d'analyse critique

Avant d'analyser les données extraites, une analyse critique du corpus a été réalisée. Cette phase permet d'identifier les biais des articles retenus. Une grille d'évaluation des risques de biais a été constituée (voir Tableau A1.7), incluant différents types de biais : le design des études, les potentiels facteurs confondants (contextes géographiques et paysager, type de culture, etc.), les méthodes statistiques, les résultats et les conflits d'intérêt. Au total, 13 risques de biais ont été évalués selon trois catégories : faible risque de biais, haut risque de biais ou risque moyen de biais. Lorsqu'il était impossible de répondre, la mention "NA" (non applicable) a été utilisée et le critère n'a pas été évalué. La grille d'évaluation des risques de biais a été discutée entre les évaluateur-ices (n=3). Des tests de validations croisées ont été réalisés afin que les évaluateur-ices aient la même lecture de la grille, ainsi que la même manière de noter chaque critère.

Dans un premier temps, chaque critère s'est vu appliquer une note : 1 pour le faible risque, 0,5 pour le risque moyen et 0 pour le haut risque. Cela a permis d'obtenir une note globale de risque par article, comprise entre 0 et 1 (plus la note est faible, plus le risque de biais est élevé ; plus la note est élevée, plus le risque de biais est faible). Les articles ont ensuite été répartis en cinq catégories de risque en fonction de leur note : très haut risque de biais (note obtenue inférieure à 0,5), haut risque de biais (note obtenue entre 0,5 et 0,6), risque de biais moyen (note obtenue entre 0,6 et 0,75), faible risque de biais (note obtenue entre 0,75 et 0,9), et très faible risque de biais (note obtenue supérieure à 0,9). Pour finir, deux types d'analyse critique des risques de biais ont été obtenues : une note quantitative (la note globale sur 1) et une note qualitative (catégories de risque).

Tableau A7. Critères d'évaluation des risques de biais contenus dans les articles

Risque de biais	Question	Faible	Haut	Moyen	NA
<b>Conception expérimentale</b>	L'étude est-elle randomisée ?	Oui	Non		NA
	La méthode est-elle décrite de façon claire ?	Oui	Non	Partiellement	NA
<b>Similarité du/des biome(s) étudié(s)</b>	L'ensemble des sites étudiés sont-ils situés dans les mêmes biomes ?	Oui	Non	Non, mais différence prise en compte dans l'analyse statistique	NA

<b>Contexte des pratiques avant traitement</b>	Les pratiques agricoles avant traitement sont-elles les mêmes sur l'ensemble des parcelles étudiées et comparées ?	Oui	Non	Non, mais différence prise en compte dans l'analyse statistique	NA
<b>Contexte des cultures</b>	Les cultures sont-elles les mêmes sur l'ensemble des sites étudiés et comparés ?	Oui	Non	Non, mais différence prise en compte dans l'analyse statistique	NA
<b>Contexte paysager décrit</b>	Le contexte paysager autour des parcelles étudiées est-il décrit, et est-il le même pour l'ensemble des parcelles ?	Oui	Non	Non, mais différence prise en compte dans l'analyse statistique	NA
<b>Méthodes statistiques inférentielles</b>	Les auteur.ices ont-ils rendu accessibles leurs jeux de données ?	Oui	Non	Partiellement	
	Le modèle statistique est-il décrit et justifié ?	Oui	Non	Partiellement	
	Le test de significativité des résultats a-t-il été réalisé ?	Oui	Non		
<b>Présentation des résultats</b>	Les unités de mesure sont-elles similaires entre contrôle et traitement (pas d'utilisation de proxy) ?	Oui	Non		
	Les résultats sont-ils désagrégés ?	Oui	Non	Partiellement	
	Les moyennes, indicateurs de dispersion, direction des effets, sont-ils présentés ?	Oui	Non	Partiellement	
<b>Conflit d'intérêt</b>	Les financements et les conflits d'intérêt sont-ils présentés ?	Oui (informations disponibles, absence de conflit d'intérêt apparent)	Non (information non disponible, ou conflit d'intérêt apparent)	Partiellement (pas de conflit d'intérêt apparent, mais le financement n'est pas précisé)	

Les cases grisées indiquent que le risque de biais n'existe pas.

La phase d'analyse critique est cruciale en ce qu'elle permet de prendre en compte le niveau de biais de chacun des articles lors de l'analyse des données extraites, d'une part en pondérant l'analyse

statistique de ces données en fonction du niveau de biais, d'autre part en permettant de présenter les résultats de chacun des articles en regard du niveau de biais de ces mêmes articles.

## Annexe 2 – Analyse critique du corpus

L'analyse critique du corpus, basée sur 13 critères (voir en Annexe 1), a permis d'identifier les articles présentant des risques de biais faibles ou élevés (voir Figure A1.A). Sur les 43 articles retenus dans le corpus, 23 présentent un risque de biais globalement faible (5 très faible, 18 faible) ; 12 présentent un risque de biais moyen ; 8 présentent un risque de biais globalement élevé (5 élevé, 3 très élevé).

Un risque de biais élevé ou très élevé signifie que, selon les critères retenus, il y a des doutes sur la fiabilité des résultats. L'analyse du nombre d'articles en fonction du risque de biais permet de voir si certains critères sont sur-représentés comme induisant un risque de biais élevé (voir Figure A1.B).

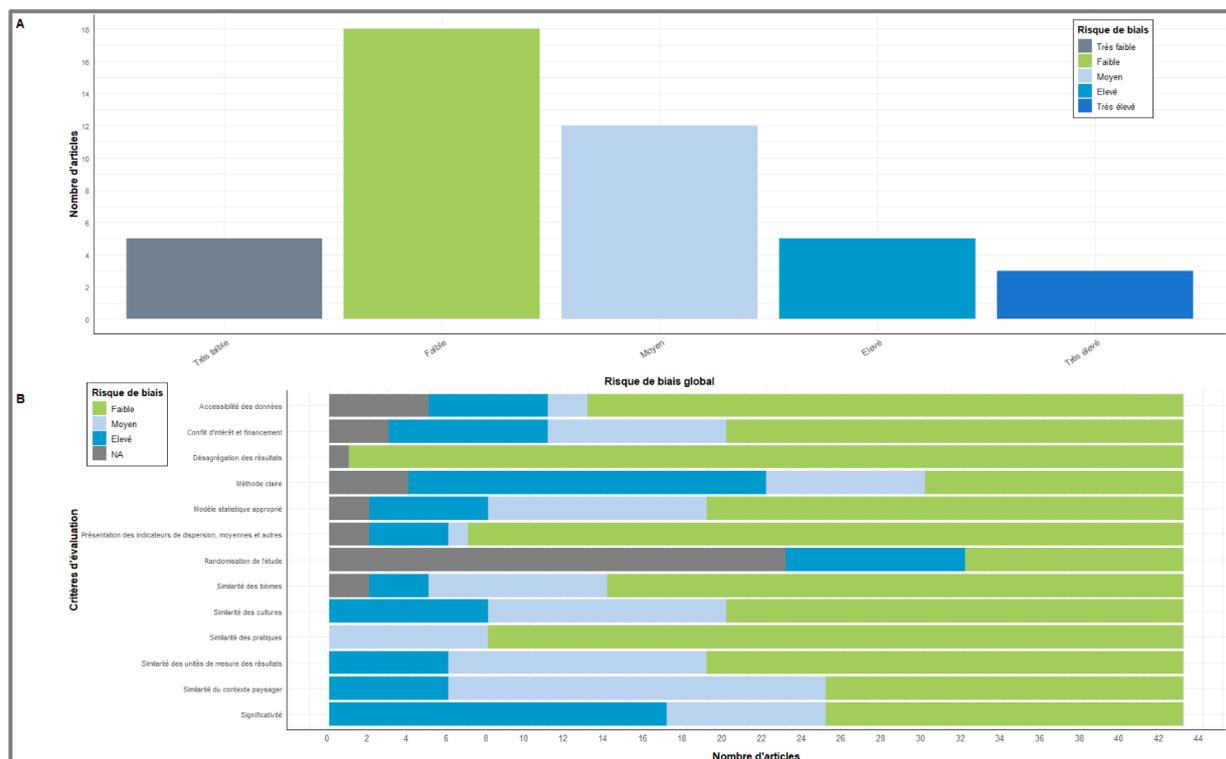


Figure A1. Répartition des articles en fonction de leur niveau de biais

Au total donc, 35 des 43 articles ont un niveau globalement faible ou moyen de biais, soit 81% du corpus retenu pour la synthèse narrative. Parmi les critères limitant le niveau de biais des articles, on peut noter que les critères concernant la prise en considération d'effets confondants lors de la réalisation des études sont bien notés : 38 articles ont un niveau faible ou moyen de biais concernant la similarité des biomes, 37 articles ont un niveau faible ou moyen de biais concernant la similarité du contexte paysager, et 35 articles ont un niveau faible ou moyen de biais concernant la similarité des cultures en place. L'ensemble des articles, soit 43, ont un niveau faible ou moyen de biais concernant la similarité des pratiques réalisées avant le début de l'étude,

Concernant les critères élevant le niveau de risque de biais, il s'agit principalement d'une méthode présentée dans les articles de manière peu claire (18 articles), de l'absence de présentation des tests de significativité des analyses statistiques, et donc des résultats (17 articles), et des études n'étant pas randomisées (9 articles).

Cette analyse présente elle-même des biais qu'il faut considérer. Ainsi, par exemple, des articles à risque élevé de biais pour les critères "randomisation de l'étude" ou "significativité" peuvent

tout simplement avoir été mal noté car l'information n'est pas disponible dans l'article, sans empêcher que des tests de significativité aient néanmoins été conduits.