



HAL
open science

Vers une meilleure inclusion de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial

Anne Dufour

► **To cite this version:**

Anne Dufour. Vers une meilleure inclusion de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial. Sciences du Vivant [q-bio]. 2024. dumas-04844090

HAL Id: dumas-04844090

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04844090v1>

Submitted on 17 Dec 2024

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

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

L'Institut Agro Rennes-Angers

Site d'Angers Site de Rennes

Année universitaire : 2023-2024

Spécialité :

Master 2 Biologie Agrosociétés mention
Amélioration, Production et Valorisation du
Végétal (APVV)

Spécialisation (et option éventuelle) :

Fonctionnement et Gestion des
Agrosystèmes (FGA)

Mémoire de fin d'études

- d'ingénieur de l'Institut Agro Rennes-Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)
- de master de l'Institut Agro Rennes-Angers (Institut national d'enseignement supérieur pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement)
- de l'Institut Agro Montpellier (étudiant arrivé en M2)
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Vers une meilleure inclusion de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial

Par : Anne DUFOUR

Soutenu à Rennes le 19/09/2024

Devant le jury composé de :

Président : Matthieu CAROF

Maître de stage : Lucile MUNERET

Enseignant référent : Edith LE CADRE-BARTHELEMY

Autres membres du jury (Nom, Qualité)

Michael CORSON, rapporteur

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle de l'Institut Agro Rennes-Angers

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation «Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France» disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Merci !

A mes maîtres de stage, Nicolas et Lucile pour votre exemple, votre confiance, et l'enthousiasme que vous portez dans votre domaine de recherche. Je garde précieusement vos encouragements.

A mes co-stagiaires, qui furent des soleils dans des ciels mouillés, du beurre dans mes épinards palaisiens.

A l'unité Agronomie Palaiseau, cette joyeuse ruche intelligente, accueillante et passionnée dans laquelle il fait bon apprendre et partager.

A l'équipe pédagogique du master APVV enfin, pour m'avoir faite naître à l'agronomie et équipée pour découvrir ses vastes horizons.

Table des matières

I. Introduction	1
A. État de la biodiversité à l'échelle mondiale	1
1. Définitions	1
2. La biodiversité en déclin et ses causes	1
B. Les relations agriculture biodiversité	2
1. L'impact de l'agriculture sur la biodiversité	2
2. L'impact de la biodiversité sur l'agriculture	3
3. Les interconnexions entre biodiversité et production agricole : synergies, limites et rétroactions	3
C. La recherche de solutions permettant de concilier production agricole et conservation de la biodiversité	4
1. Le débat land sparing - land sharing	4
2. Modéliser le système alimentaire mondial et ses relations avec la biodiversité	4
D. Problématique et objectifs	5
1. Problématisation	5
2. Contexte du stage	6
II. Matériels et méthodes	6
A. Organisation de la démarche	6
B. Synthèse des connaissances sur les relations agriculture-biodiversité	6
C. Analyse d'un jeu de modèles du système alimentaire mondial	7
III. Résultats	7
A. Synthèse des connaissances sur les relations agriculture-biodiversité	7
1. Le paysage : une échelle clé pour les relations agriculture-biodiversité	7
2. Décrire le paysage d'une façon pertinente pour rendre compte des interactions entre agriculture et biodiversité	8
B. Analyse des modèles du système alimentaire sélectionnés	11
1. La description de la biodiversité renvoie à des indicateurs plus taxonomiques que fonctionnels	11
2. La biodiversité modélisée est impactée à travers le changement d'usage des terres	13
3. L'incidence de la biodiversité sur la production agricole n'est pas modélisée	14
4. L'effet des caractéristiques du paysage sur la biodiversité n'est pas inclus	14
5. L'effet sur la biodiversité de l'intensité d'usage des intrants n'est pas intégré	15
6. La description des systèmes agricoles est peu développée	15
IV. Discussion	15
A. Les limites du modèle conceptuel proposé	15
B. Les lacunes des modèles du système alimentaire mondial analysés	15
C. Des perspectives pour améliorer l'intégration de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial	16
V. Conclusion	17

I. Introduction

A. État de la biodiversité à l'échelle mondiale

1. Définitions

La biodiversité ou diversité biologique représente la « diversité de la vie sous toutes ses formes, la diversité des espèces, des variations génétiques au sein d'une espèce, et des écosystèmes » (Hesselink et al. 2007). On désigne généralement sous le terme de diversité sauvage (wildlife) celle des espèces n'ayant été a priori ni introduites ni domestiquées (Usher 1986). Pour ce qui est de la biodiversité considérée au sein des espaces agricoles, l'agrobiodiversité, celle-ci peut se décomposer de deux manières : la biodiversité planifiée et la biodiversité associée. La biodiversité planifiée désigne la part présente qui est choisie par le producteur (Brustel, Seyvet, Sarthou 2018) (espèces et variétés végétales cultivées, espèces et races animales élevées), alors que la biodiversité associée elle, non choisie, désigne la part qui colonise naturellement une parcelle via l'environnement proche (Duprat, Thiechart, Sarthou 2024). La biodiversité peut également être considérée sous l'angle de la fonctionnalité. On entend alors par biodiversité fonctionnelle « l'ensemble des espèces qui contribuent à des [dis-]services écosystémiques dans un agroécosystème » (Martin et al. 2023). En particulier dans le contexte de la production agricole, cela permet de distinguer des catégories telles que les pollinisateurs, les bioagresseurs ou les auxiliaires de cultures. Les bioagresseurs désignent tous les organismes vivants nuisibles aux cultures, soit les ravageurs, adventices et agents pathogènes (Meyer 2024). Les auxiliaires de cultures sont les organismes vivants fournissant des services écosystémiques facilitant la production agricole, notamment les ennemis naturels « qui, de par leur mode de vie, développement et/ou alimentation, régulent les populations [de bioagresseurs] » (Joseph, Delattre, Sarthou 2018).

2. La biodiversité en déclin et ses causes

A l'échelle mondiale, la biodiversité subit actuellement un déclin massif, rapide et sans précédent. Ainsi, règnes animal et végétal confondus, plus d'une espèce sur huit serait en voie d'extinction et, du fait du décalage temporel entre modification de l'habitat et réaction biotique, la moitié (soit un demi-million) de ces espèces menacées seraient en fait déjà condamnées (IPBES 2019). De plus, 1 à 2,5 % des oiseaux, mammifères, amphibiens, reptiles et poissons connus, auraient déjà disparu (WWF 2022). Ce qui est dénommé la 6^{ème} extinction de masse est accompagné d'un autre phénomène dit d'« anéantissement biologique » (*biological annihilation*), qui désigne la décroissance sévère du nombre d'individus au sein de nombreuses espèces (Ceballos, Ehrlich, Dirzo 2017). Ainsi, pour chaque extinction d'espèce constatée, une étude mondiale estimait qu'une dizaine d'espèces expérimentait un déclin drastique de sa population (Brodie, Williams, Garner 2021).

L'agrobiodiversité n'est pas en reste dans ces constats, comme le révélaient les observations de Rachel Carson dès 1962, notamment sur les oiseaux des champs (Carson 1962). Ainsi en Europe, les populations d'oiseaux des champs ont diminué de 55% entre 1980 et 2016 suivant l'Indice des Oiseaux des Champs (*FBI – Farmland Birds Index*) européen, et cette tendance à la baisse s'observe mondialement (FAO 2019). Pour ce qui est de la biodiversité planifiée, plus de 9% des 6190 races de mammifères utilisées pour l'agriculture dans le monde avaient disparu en 2016 (IPBES 2019). La diversité des plantes cultivées va aussi en s'amenuisant, avec 30 espèces fournissant 95% des calories nécessaires à l'alimentation humaine, et la montée de l'« érosion génétique » due à la disparition de variétés locales (FAO 2010).

Les causes de l'amenuisement de la biodiversité sont multiples. Cinq facteurs sont globalement retenus dans la littérature : la destruction des habitats naturels, la surexploitation directe des ressources, les invasions biologiques, le changement climatique, et la pollution (Bellard, Marino, Courchamp 2022; IPBES 2019). La part prise par l'agriculture dans chacune de ces causes la font souvent désigner comme principal moteur de l'érosion massive de la biodiversité à l'échelle mondiale (García-Vega et al. 2024). En premier lieu, l'expansion des terres agricoles, lesquelles représentent plus d'un tiers des terres émergées, est la forme de changement d'usage des terres la plus répandue (IPBES 2019), et aurait été la cause de près de 80% de la déforestation mondialement

observée entre 2000 et 2010 (Campbell et al. 2017). Pour ce qui est de l'exploitation des ressources, la production végétale est l'activité anthropique responsable de la plus grande part de consommation d'eau douce, avec 70% de celle-ci dédiée à l'agriculture (ibid). Les perturbations écosystémiques, au premier plan desquelles figurent celles engendrées par l'expansion de l'agriculture, sont reconnues pour favoriser l'implantation d'espèces envahissantes (Early et al. 2016). L'emploi de fertilisants fait de l'agriculture le principal acteur du cycle biogéochimique de l'azote (Bodirsky et al. 2012). De par les émissions de protoxyde d'azote (N₂O) ainsi générées, sa contribution aux émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique s'élève à 11% du total, impactant de fait l'équilibre du climat. Pour ce qui est des pollutions, si l'impact des combinaisons de pesticides utilisés sur la biodiversité semble complexe à évaluer précisément, de nombreuses études soulignent l'ampleur de l'implication des intrants agricoles dans la réduction de la qualité des eaux douces et salées qui les reçoivent (IPBES 2019). La réactivité biologique de certains pesticides de synthèse, ainsi que les effets d'eutrophication et d'acidification d'une fertilisation excessive, y entraînent des perturbations majeures pour les organismes vivants.

B. Les relations agriculture biodiversité

1. L'impact de l'agriculture sur la biodiversité

Les impacts de l'agriculture sur la biodiversité s'observent à différentes échelles. A l'échelle du paysage, ceux-ci se traduisent par des changements d'usage des terres. Ces changements d'usage peuvent correspondre à une mise en culture ou une expansion de pâturages pour ce qui est des terres agricoles, ou à l'implantation d'infrastructures agroécologiques. Une infrastructure agroécologique, ou élément semi-naturel, peut prendre différentes formes. Il peut s'agir d'éléments linéaires (alignement d'arbres, bande herbeuse en bordure ou au sein des parcelles, lisière, haie, talus...), surfaciques (friches, bosquets, zones humides...) ou ponctuels (mares, sources, rochers, arbres isolés...), introduits ou conservés intentionnellement pour participer à la conservation de la biodiversité (Sarhou 2016). Au sein de la sole agricole, les changements d'usage des terres peuvent également résulter en une spécialisation des territoires, le découplage des cultures et zones d'élevage en grandes régions homogènes étant fréquemment observé, avec un cortège de conséquences néfastes pour l'environnement (Garrett et al. 2020).

D'autres interactions entre agriculture et biodiversité s'opèrent à l'échelle de la parcelle. Celles-ci découlent des pratiques appliquées par les acteurs de la production agricole et peuvent être modulées en fonction des choix de pratiques et de l'intensité avec laquelle ils les appliquent (Beckmann et al. 2019; Sánchez-Bayo, Wyckhuys 2019). Il peut ainsi s'agir des décisions en matière de protection des cultures, de gestion de la fertilisation, de travail du sol, ou de gestion de la santé du bétail. Le cahier des charges de modes de production tels que l'agriculture biologique encadre certaines de ces pratiques de manière à limiter l'usage d'intrants de synthèse exogène au profit de pratiques de gestion localement adaptées, favorisant la santé de l'agrosystème et la biodiversité (Sanner, Bouville, Sarhou 2018). Comparé à l'agriculture conventionnelle, ce mode de production et les caractéristiques qui l'accompagnent ont souvent démontré une diversité biologique plus élevée alentour ainsi que des populations plus abondantes, pour de nombreux taxons (Hole et al. 2005; Tuck et al. 2014). Les impacts de l'agriculture sur la biodiversité peuvent enfin survenir à distance du lieu d'application des pratiques agricoles. C'est le cas en particulier pour la dérive des pesticides ou de fertilisants qui entraînent les effets de l'agriculture le long des cours d'eau, des nappes phréatiques et des océans notamment (IPBES 2019; Mitchell et al. 2017). Les émissions de gaz à effet de serre issues des pratiques de fertilisation et de l'élevage sont également responsables d'impact à distance sur la biodiversité, à travers le changement climatique.

A travers ces différentes dimensions, on peut résumer l'impact de l'agriculture sur la biodiversité en deux volets : ceux qui sont liés au changement d'usage des terres d'une part, ceux liés aux pratiques agricoles d'une autre part. Les premiers constituent une menace pour la biodiversité dépendante des espaces non agricoles, les seconds, pour l'agrobiodiversité. Ces champs d'interaction constituent autant de leviers pour mitiger l'érosion de la biodiversité, observée dans les deux compartiments (Burel et al. 2019; Fahrig et al. 2011).

2. L'impact de la biodiversité sur l'agriculture

Les impacts de la biodiversité sur l'agriculture sont duels. Une partie de la biodiversité, les bioagresseurs, peut ainsi être responsable d'effets négatifs sur la production agricole, en termes de rendement, de qualité et d'innocuité des produits. Ainsi, une étude mondiale portant sur les rendements 2010-2014 (en kg.ha⁻¹) de cinq cultures majeures, révélait des dommages imputables aux pathogènes et ravageurs allant de 20 à 30% selon la culture (Savary et al. 2019). Une étude antérieure estimait à plus de 30% les pertes de rendement qui seraient attribuables aux plantes adventices dans cinq cultures dans le monde en absence de traitement (Oerke 2006). En aval des récoltes, le développement de mycotoxines, telles que l'aflatoxine dans le blé, peut constituer une menace pour les consommateurs humains ou animaux (Chakraborty, Newton 2011). Le bétail est également concerné par des infections virales, fongiques ou bactériennes, lesquelles peuvent être transmises par le biais d'autres animaux vecteurs (Perry, Grace, Sones 2013). On parle dans ces cas de disservices écosystémiques, soit les « fonctions, processus et attributs générés par l'écosystème et résultant en impacts négatifs, perçus ou réels, sur le bien-être humain » d'après la définition de travail proposée par Shackleton et al. (2016). En plus des équilibres naturels survenant éventuellement avec l'activité d'ennemis naturels, différentes mesures de contrôle, curatives ou prophylactiques, sont mises en place par les acteurs du système de production, avec des niveaux de succès variables pour minimiser ces impacts négatifs. Elles peuvent prendre la forme de leviers physiques (rotation des cultures, travail du sol, taille...), chimiques (application de pesticides, d'antibiotiques...), (micro)biologiques (emploi de phéromones, introduction de parasitoïdes, pratiques favorisant les ennemis naturels...) et/ou génétiques (choix de races ou variétés résistantes, emploi de mélanges variétaux...), mis en œuvre à différentes échelles spatiales.

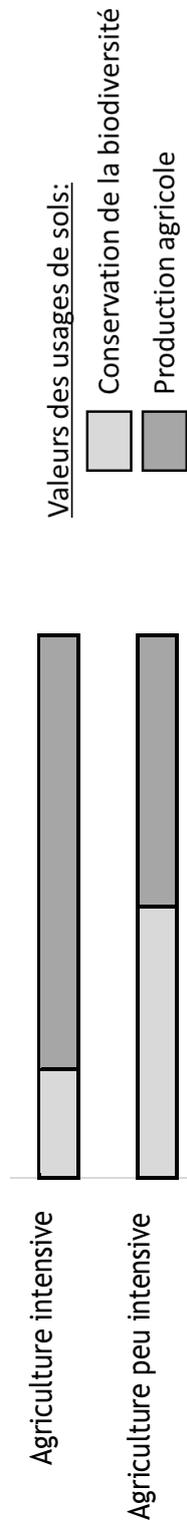
La biodiversité peut au contraire revêtir la forme d'alliés cruciaux de la production végétale, lorsqu'il s'agit de pollinisation par exemple. Ainsi, plus de 75% des cultures produisant l'alimentation mondiale s'appuient au moins partiellement sur des pollinisateurs (IPBES 2016a). En l'absence de ceux-ci, 28% de ces cultures verraient leur production diminuer de 40 à 90% (ibid.). On parlera donc dans le cas de l'action des pollinisateurs de « service écosystémique », illustrant d'après une définition fondatrice « les bénéfiques que les humains retirent des écosystèmes » (MESA 2005).

Les deux types d'interactions décrites précédemment évoquent des impacts relativement directs de la biodiversité sur la production agricole. Un lien moins évident pourrait être la contribution de la diversité du vivant à la résilience de la capacité de production face à des perturbations, celles causées par des extrêmes climatiques par exemple (Duru et al. 2015; García-Vega et al. 2024; IPBES 2019). Bien que moins immédiate dans ses effets apparents, cette contribution nécessite d'être prise en compte à plus long terme.

3. Les interconnexions entre biodiversité et production agricole : synergies, limites et rétroactions

Les liens entre biodiversité et production agricole forment donc un maillage intriqué d'interconnexions. Un exemple de boucle de rétroaction qui les lie au sein des espaces agricoles peut être illustré par l'emploi d'insecticides à large spectre à des fins de contrôle des ravageurs, lequel, ayant un impact négatif sur les populations d'insectes jouant le rôle d'ennemis naturels, peut entraîner la pullulation de leurs proies phytophages et par là augmenter la probabilité de dommages sur les cultures (Dainese et al. 2019). Deux conclusions peuvent être tirées de ces interactions. D'une part, l'agriculture jouant un rôle important dans le déclin de la biodiversité, des changements profonds des systèmes agricoles apparaissent nécessaires pour conserver celle-ci. D'autre part, la biodiversité intervenant elle-même dans la production agricole, on peut faire l'hypothèse que des scénarios gagnant-gagnant au service de ces deux aspects sont possibles. Cependant, leur mise en place semble compliquée par le fait que la biodiversité est responsable également d'impacts dommageables à l'agriculture. Intégrer le mutualisme entre production agricole et conservation de la biodiversité dans un même cadre conceptuel (Seppelt et al. 2020) permettrait d'identifier les synergies et leurs limites. Les propositions de stratégies résultantes viseraient à tirer parti de ce mutualisme, de manière à continuer d'assurer la réponse aux besoins tout en évitant les écueils liés à l'intensification de l'agriculture (Beckmann et al. 2019; Burian et al. 2024).

a) Valeurs des usages de sol pour la production agricole et la conservation de la biodiversité



b) Affectation des sols à l'échelle d'un paysage, selon la stratégie

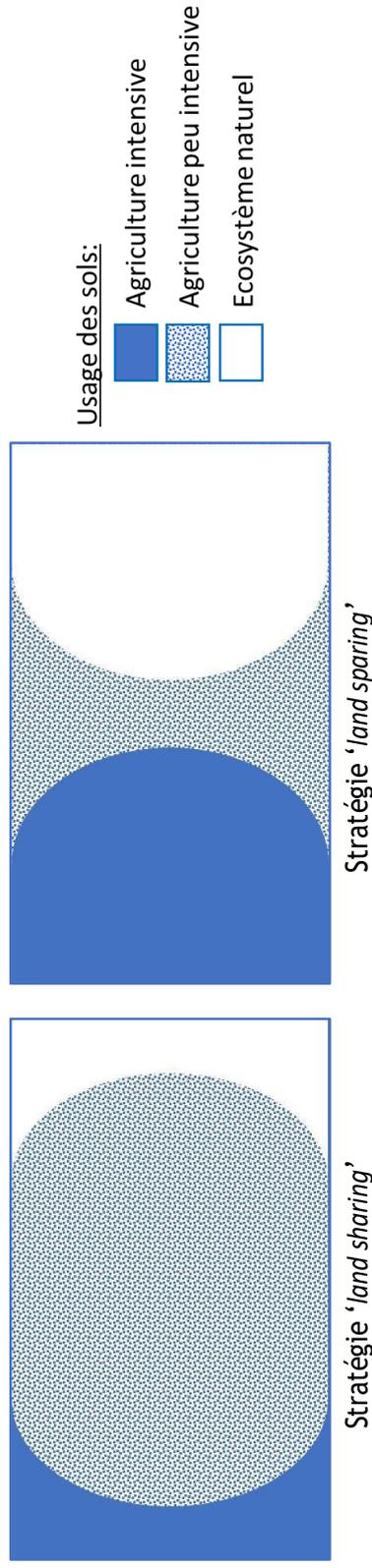


Figure 1: Les stratégies de production agricole dans le cadre d'analyse « land sparing/land sharing » A. Les trois catégories d'usage des sols distinguées dans le cadre d'analyse *land sparing/land sharing* – agriculture intensive, agriculture peu intensive, et écosystème naturel - présentent des valeurs pour la production agricole et la conservation de la biodiversité différentes et de gradients opposés.

B. Dans les deux stratégies, ces trois catégories d'usage des sols sont affectées aux paysages agricoles dans des proportions différentes. La stratégie *land sparing* repose sur l'augmentation des surfaces en agriculture intensive au détriment de l'agriculture peu intensive, de manière à conserver des espaces dédiés aux écosystèmes naturels. La stratégie *land sharing* repose sur l'augmentation des surfaces en agriculture peu intensive, au détriment de l'agriculture intensive et des espaces dédiés aux écosystèmes naturels. Les proportions visibles sur cette figure servent simplement à illustrer le concept soutenant le cadre d'analyse, et ne sauraient être utilisées comme des références chiffrées.

C. La recherche de solutions permettant de concilier production agricole et conservation de la biodiversité

1. Le débat *land sparing* - *land sharing*

Identifier les conditions de co-bénéfice entre production agricole et conservation de la biodiversité est au cœur du débat « *land sparing/land sharing* » (économie des terres/partage des terres, ou séparation/conciliation (Baduel, Hubert, Lejeune 2023)). Formulé en 2005, ce cadre d'analyse s'appuie sur les réactions de la densité de population de différentes espèces des terres agricoles à l'augmentation du rendement des cultures, pour projeter les effets de deux stratégies de conservation sur la biodiversité et la production agricole (Green et al. 2005). Le débat « *land sparing/land sharing* » repose sur un cadre d'analyse comprenant trois grands types d'usage du sol dont la valeur pour la biodiversité varie (de la plus élevée à la plus faible) : les écosystèmes naturels, l'agriculture peu intensive (« *wildlife-friendly farming* »), et l'agriculture intensive (« *high-yield farming* ») (Green et al. 2005). A partir de ce constat, deux stratégies sont proposées pour satisfaire une demande alimentaire mondiale en augmentation, tout en conservant la biodiversité (Figure 1). La première stratégie, dite *land sparing*, consiste à « augmenter les rendements des terres agricoles tout en protégeant [les écosystèmes naturels] ou en libérant des terres pour la restauration de l'habitat ailleurs ». Cette stratégie repose donc sur l'augmentation des surfaces en agriculture intensive (plus productive à l'hectare) au détriment de l'agriculture peu intensive (peu productive à l'hectare), de manière à conserver des écosystèmes naturels hébergeant une forte biodiversité (Folberth et al. 2020). La seconde stratégie, dite *land sharing*, consiste à « produire à la fois nourriture et espèces sauvages dans les mêmes parties du paysage, en maintenant ou en restaurant la valeur de conservation des terres agricoles elles-mêmes » (Phalan 2018). Cette stratégie repose donc sur l'augmentation des surfaces en agriculture peu intensive, au détriment de celles dédiées à l'agriculture intensive et aux écosystèmes naturels. Comme tout cadre analytique, celui-ci comporte des limites, notamment la réduction des possibles à un aspect dichotomique (Grass, Batáry, Tscharrntke 2021; Kremen 2015), des défauts d'intégration du contexte local et de certains mécanismes biologiques (Grass et al. 2019) et socio-économiques (Hamant 2020), ou encore les choix de pondération des externalités négatives des deux stratégies (Baduel, Hubert, Lejeune 2023). Malgré ces limites, il permet aux questions de la valeur pour la biodiversité des différents usages de sol et des résultantes globales de chaque stratégie d'être clairement formalisées. Les nombreuses discussions résultantes sont venues enrichir la réflexion sur le potentiel des terres agricoles pour la conservation de la biodiversité sauvage, la contribution de la biodiversité associée à la production agricole, et sur les éventuelles tensions entre les stratégies envisagées. Le consensus regardant la meilleure des stratégies ne semble pas avoir été atteint, et si récemment l'idée émerge qu'il serait nécessaire de combiner les deux approches pour augmenter la durabilité de l'agriculture, le débat reste ouvert (Grass et al. 2019).

2. Modéliser le système alimentaire mondial et ses relations avec la biodiversité

A l'origine du débat *land sharing/land sparing* se trouve donc un modèle, soit la « description qualitative ou quantitative d'éléments-clés d'un système et des relations [qui les lient] » (IPBES 2016b). Dans ce cas, les éléments-clés sont le rendement des cultures et la densité des espèces sauvages, et les variations de leur relation mathématique ont été renseignées empiriquement d'après des observations collectées sur le terrain (Green et al. 2005). Au-delà des relevés sur le terrain, des modèles plus complexes sont proposés pour identifier les conditions nécessaires au déploiement d'une agriculture durable. Il en est ainsi des modèles du système alimentaire permettant de prédire le nombre de personnes qu'il serait possible de nourrir sur la base de scénarios démographiques, d'usages des sols, de pratiques agricoles et de régimes alimentaires. Les systèmes alimentaires rassemblent « les acteurs et activités impliquées [...] de manière interdépendante dans la production, l'agrégation, la transformation, la distribution, la consommation et l'élimination des produits alimentaires provenant de l'agriculture, la foresterie ou la pêche, et des parties de l'environnement économique, social et naturel plus large dans lequel elles sont intégrées » (FAO et al. 2022). Les interactions entre les composantes s'entrecroisent donc à plusieurs échelles spatiales différentes, allant de la parcelle pour les choix de pratiques agricoles, au paysage parcouru par la biodiversité, jusqu'aux échelles régionales, nationales ou mondiales auxquelles

circulent intrants et produits des systèmes alimentaires. Les exemples de modèles complexes du système alimentaire mondial incluent celui de Muller et al. (2017), qui questionne le potentiel de l'agriculture biologique pour améliorer la durabilité de l'alimentation. Les relations étudiées ici sont celles des caractéristiques agronomiques de ce mode de production avec divers indicateurs d'impacts environnementaux, en plus de déterminants sociaux. D'autre part, des modèles centrés sur la biodiversité tels que PREDICTS, permettent de projeter les changements potentiels d'état de la biodiversité à l'échelle mondiale en fonction de perturbations liées notamment à l'usage des terres (Purvis et al. 2018). Face à la complexité des systèmes alimentaires, la modélisation systémique s'avère être une approche particulièrement indiquée pour les représenter, et analyser les interactions entre leurs multiples composantes naturelles et humaines, souvent traitées de manière indépendante (Allen, Prosperi 2016; Billi et al. 2024).

C'est souvent à partir des réponses de modèles du système alimentaire à différents scénarios que les exercices de prospectives alimentaires mondiales sont bâtis. Apparue autour de la seconde guerre mondiale, la prospective est définie comme « la production et l'usage d'approches raisonnées du futur pour éclairer l'action présente » (Theys 2017) et envisage les futurs possibles, probables ou souhaitables pour en tirer les lignes d'actions présentes (Cabanès, Roger, Doganova 2023). En l'occurrence, les scénarios des prospectives alimentaires mondiales peuvent combiner des contraintes externes supposées (croissance démographique, prévisions climatiques) et des orientations stratégiques (régimes alimentaires, modes de production agricoles). Les sorties des modèles, soit des externalités vues comme positives (production agricole, conservation de la biodiversité) ou négatives (pollutions, contribution au réchauffement climatique), peuvent alors alimenter la réflexion prospective.

D. Problématique et objectifs

1. Problématisation

Le manque de prise en compte des interactions, et notamment des boucles de rétroaction, entre biodiversité et agriculture dans les modèles d'impacts du système alimentaire mondial a déjà été pointé du doigt dans la littérature (Ortiz et al. 2021; Rosa et al. 2020; Weiskopf et al. 2022). Cependant, il apparaît qu'aucune revue systématique de la littérature n'a encore été entreprise à ce sujet. Les enjeux sont pourtant de taille. Si les interactions entre agriculture et biodiversité sont mal représentées dans les modèles, les modèles risquent de conduire à des conclusions erronées. Par exemple, si l'impact de l'agriculture est pris en compte uniquement via les changements d'usage des terres, en omettant de considérer la biodiversité dans les paysages agricoles ou les effets distants des pratiques agricoles, cela pourrait conduire à identifier la stratégie *land sparing* comme étant de fait la plus indiquée. Les modèles du système alimentaire mondial ayant vocation à éclairer les prises de décision en la matière, il est crucial que leur fonctionnement leur permette d'explorer l'ensemble des possibilités. Il est également important que les éventuels manques de connaissances sous-jacents soient identifiés et comblés. De ce fait, on se demandera ici comment la prise en compte des interactions entre biodiversité et production agricole dans les modèles du système alimentaire mondial peut-elle être améliorée ? Cette question générale amène deux sous-questions :

- (i) Quelles relations biodiversité-production agricole représenter pour informer leur interaction d'une manière parcimonieuse ? Une étude approfondie de la littérature permettra de répondre à cette question à travers l'élaboration d'un modèle conceptuel représentant les relations agriculture - biodiversité nécessaires et suffisantes.
- (ii) De quelles manières ces interactions biodiversité-production agricole sont-elles représentées dans les modèles du système alimentaire mondial actuels ? Le modèle conceptuel issu de la phase précédente servira de cadre d'analyse pour comparer la prise en compte de ces relations au sein d'un jeu de six études prospectives modélisant le système alimentaire mondial.

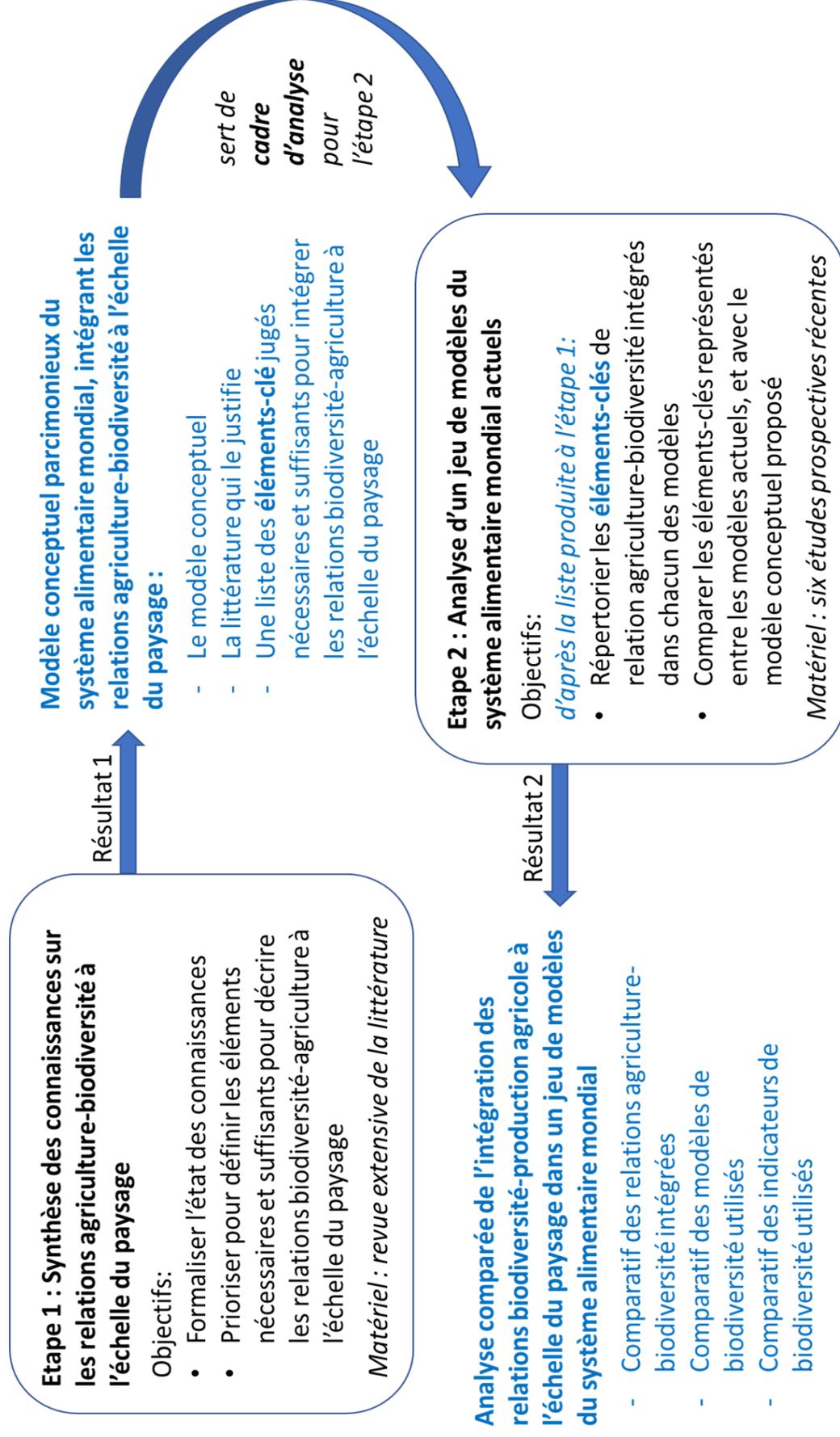


Figure 2 : Déroulement des deux temps de la démarche de recherche : les résultats produits lors de la synthèse de connaissance (étape 1) servent de cadre pour l'analyse comparée de l'intégration des relations agriculture-biodiversité dans un jeu de modèles du système alimentaire mondial (étape 2).

Enfin, la discussion qui suivra présentera les limites des résultats, ainsi que les perspectives d'amélioration de l'intégration des relations biodiversité-production agricole qu'ils mettent en lumière.

2. Contexte du stage

Les travaux présentés dans ce document ont été réalisés au cours d'un stage de Master 2 en Agronomie (Master 'Biologie Agrosociétés : Amélioration, Production et Valorisation du Végétal » de l'université de Rennes, co-accrédité par l'Institut Agro Rennes) d'une durée de 6 mois (Février-Juillet 2024). Celui-ci a pris place au sein de l'unité de recherche « Agronomie » d'INRAE Palaiseau (91). Le stage fut co-encadré par Lucile MUNERET, chargée de recherche au sein de l'unité « Agronomie » d'INRAE, et Nicolas GUILPART, enseignant-chercheur à AgroParisTech.

II. Matériels et méthodes

A. Organisation de la démarche

La démarche se déroule en deux temps (Figure 2). Une étape de synthèse des connaissances permet de proposer un modèle conceptuel parcimonieux du système alimentaire mondial, intégrant les relations entre agriculture et biodiversité à l'échelle du paysage (ci-après « le modèle » ou « le modèle conceptuel » ; voir la partie résultats pour la justification du choix de l'échelle du paysage). Dans un deuxième temps, l'intégration des relations entre agriculture et biodiversité à l'échelle du paysage est analysée au sein d'un jeu de modèles du système alimentaire mondial, à la lumière des résultats de l'étape précédente.

La réalisation d'un modèle conceptuel du système alimentaire mondial a ici trois objectifs. D'une part, formaliser l'état actuel des connaissances sur les mécanismes reliant l'agriculture à la biodiversité relevés au cours d'une revue extensive de la bibliographie. Cette étape permet de justifier les hypothèses soutenant la construction du modèle conceptuel. D'autre part, prioriser les mécanismes impliqués pour ne conserver que les relations identifiées comme étant indispensables pour renseigner les objectifs poursuivis, et produire ainsi un modèle parcimonieux. Enfin, le modèle conceptuel produit a pour objet de servir de cadre d'analyse pour la comparaison de l'intégration des relations entre agriculture et biodiversité au sein d'un jeu de six études prospectives de modélisation des systèmes alimentaires.

En pratique, cela signifie que l'on tirera du modèle conceptuel élaboré une liste d'éléments-clé à répertorier et comparer dans les modèles inclus dans les publications. L'observation de ces éléments-clés permettra d'apprécier l'adéquation entre l'intégration des relations entre biodiversité et production agricole dans les modèles ayant cours actuellement, et celles nécessaires pour renseigner le modèle conceptuel proposé.

En termes de système alimentaire, on restreindra le champ de ce travail à la « Production agricole » sous-jacente, *sans explorer les aspects de « Demande alimentaire » ou de « Transformation » qui y sont liés.*

B. Synthèse des connaissances sur les relations agriculture-biodiversité

La justification des choix et la priorisation des relations dans un objectif de parcimonie sont des principes essentiels du protocole de conceptualisation d'un agroécosystème de Lamanda et al. (2012), utilisé dans cette étude. En particulier, on s'intéressera aux deux premières étapes de ce protocole, permettant respectivement la formalisation de la structure et du fonctionnement du modèle conceptuel du système alimentaire proposé. La première étape est la **formalisation de la structure**, et consiste en la définition de l'agroécosystème (ses limites et composantes) et de son environnement (Figure 3). Les composantes peuvent être de nature différente, désignant des processus (e.g. lixiviation) ou des entités biophysiques (e.g. cheptel bovin). L'environnement est lui-même décomposé en deux composantes : un environnement actif qui influence le système, et un environnement passif qui est influencé par le système et comprend ce qui en sort (impacts, services, rendement). Ceci nécessite de définir les entrées et les sorties, alimentant et provenant du système respectivement, qui interagissent avec l'environnement. La deuxième étape est la **formalisation du**

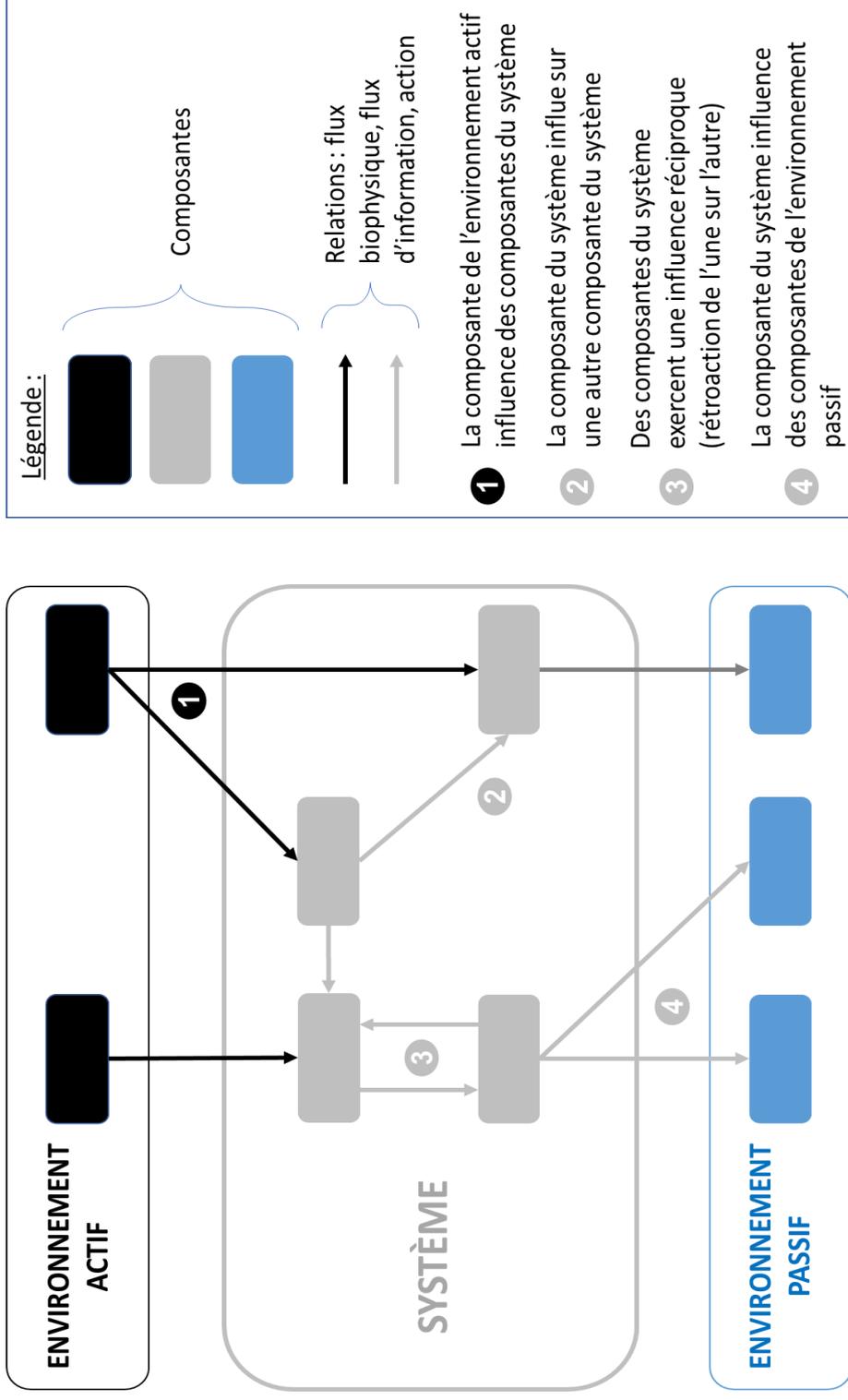


Figure 3 : Dans le protocole de conceptualisation de Lamanda et al. (2012), le système est intégré dans un environnement séparé en deux composantes. L'environnement actif contient les éléments qui influencent le système. L'environnement passif est influencé par les sorties du système. Le système est lui-même constitué de composantes en interaction.

fonctionnement, et vise à renseigner au sein du système les relations entre les composantes, donc les processus biophysiques (déplacement de flux, actions des entités), qui doivent nécessairement être inclus pour répondre à la question posée. Ces deux étapes sont réalisées en s'appuyant sur une revue de la littérature scientifique.

C. Analyse d'un jeu de modèles du système alimentaire mondial

Pour comparer les éléments-clés tirés de notre modèle conceptuel à leur intégration dans les modèles publiés dans la littérature, on a sélectionné six études prospectives modélisant des systèmes alimentaires (Tableaux A et B). En plus de leur caractère récent et leur notoriété, la sélection des études du corpus, sur la base d'avis d'experts, reposait sur l'inclusion d'une analyse de système alimentaire à large échelle (nationale à mondiale), et la représentation de caractéristiques de la biodiversité comme résultante du système.

Quatre de ces travaux de prospective (FABLE, Leclère et al, Pereira et al, et EAT-LANCET) situent leurs projections à l'échelle mondiale, l'échelle formant le cœur de notre analyse. Les deux autres, d'échelles plus modestes (européenne pour TYFA, française pour AFTERRES), ont été inclus pour leur approche agroécologique originale, sensée être au plus près des relations entre agriculture et biodiversité. Les scénarios évalués, au nombre de 2 à 30 suivant l'étude, modélisent des hypothèses tendanciennes ou alternatives, à l'horizon 2050.

Deux travaux de prospective suivent une approche d'ensemble multi-modèles (Leclère et al, Pereira et al), c'est-à-dire utilisant les sorties de plusieurs modèles différents pour réaliser les projections d'affectation des terres et de modélisation de la biodiversité. Les quatre autres études reposent sur un seul modèle pour l'affectation des terres et un seul - voire aucun - modèle de biodiversité.

Pour réaliser l'analyse fonctionnelle des modèles publiés et conclure quant à leur adéquation à notre modèle conceptuel, nous avons établi une liste de critères à observer et à répertorier.

III. Résultats

A. Synthèse des connaissances sur les relations agriculture-biodiversité

La réalisation d'une synthèse des connaissances, d'après une lecture extensive de la littérature, permet de proposer un modèle conceptuel parcimonieux du système alimentaire mondial intégrant les relations agriculture-biodiversité à l'échelle du paysage (Figure 4). Les justifications pour sa construction, ainsi que la présentation de celles-ci, sont développées ci-après.

1. Le paysage : une échelle clé pour les relations agriculture-biodiversité

a) Délimiter le système

La première étape du protocole de Lamanda et al. (2012) consiste à définir les limites du système considéré. Ici, on choisit de définir le système étudié comme un paysage, soit une étendue spatiale relativement homogène, telle qu'elle est perçue par les populations humaines, évoluant au cours du temps sous l'action de facteurs naturels et humains (ordre de grandeur de la dizaine de km; Rizzo, Marraccini, Lardon (2022)). En effet, le paysage étant l'échelle à laquelle les populations constituant la biodiversité hébergée et fournissant des services écosystémiques se déplacent (Seppelt et al. 2020), ce choix semble pertinent pour éclairer les relations entre agriculture et biodiversité. Le déplacement comprend aussi bien les modes de dissémination d'espèces végétales ou fongiques, que le déplacement d'espèces mobiles vers une source d'alimentation ou un habitat. Par exemple, la chouette effraie *Tyto alba* peut se déplacer sur plus de 100 km pour trouver un habitat riche en plaines ouvertes et bocages, où chasser les campagnols qui représentent plus de 50% de son régime (MNHN, OFB 2006). De fait, le rayon à prendre en compte dépend de la capacité de dispersion des espèces et de la répartition des ressources. La diversité du paysage liée aux besoins écologiques des différentes espèces va donc influencer sur leur répartition (Burel et al. 2019; Delaune et al. 2021). Ainsi, un défaut de ressources dans un espace peut entraîner le débordement (ou *spillover*) d'espèces vers un autre, mieux pourvu. De plus, de nombreuses espèces profitent de la complémentarité des éléments du paysage pour accomplir leur cycle de vie. Par exemple, les guêpes sphécides (*Sphécidae* spp.) chassent des pucerons pour leurs larves, nichent dans des

Tableau A : Références bibliographiques des six études sélectionnées.

Abréviation désignant l'étude	Étude intégrée dans le corpus (voir sources détaillées dans la bibliographie)	Sources complémentaires majeures et/ou liens actualisés
AFTERRES	Couturier et al., 2016 : Afterres2050 - Le scénario Afterres2050, version 2016.	(Couturier, Gibert, Richard 2022), afterres2050.solagro.org
FABLE	FABLE, 2020 : Pathways to Sustainable Land-Use and Food Systems.	(Mosnier et al. 2020), fableconsortium.org
Leclère et al.	Leclère et al., 2020 : Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy.	(Leclère et al. 2019)
Pereira et al.	Pereira et al., 2024 : Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050.	(Kim et al. 2018), ipbes.net/scenarios-models
TYFA	Poux et Aubert, 2018 : Une Europe agroécologique en 2050 : une agriculture multifonctionnelle pour une alimentation saine.	iddri.org
EAT-LANCET	Willett et al., 2016 : Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems.	(Robinson et al. 2015), eatforum.org

zones boisées, et consomment nectar et pollen au stade d'adultes (Chambres d'Agriculture du Centre Val de Loire 2023). Tous ces éléments sont présents dans les paysages agricoles diversifiés et ne le sont pas à l'échelle parcellaire stricte. De ce fait, on décide donc de définir le système modélisé à l'échelle du paysage, et de considérer le Monde comme une somme d'unités paysagères agroécologiques, constituées des parcelles agricoles, infrastructures agroécologiques, et espaces naturels voisins (Papy, Lemaire, Malézieux 2024).

b) Caractériser le paysage

Pour chacun des compartiments, le protocole décrit par Lamanda et al. (2012) appelle ensuite à formaliser les attributs importants à considérer dans le modèle conceptuel. Le système, soit l'unité paysagère agroécologique, est ici caractérisée par l'hétérogénéité de sa composition et de sa configuration. L'hétérogénéité compositionnelle augmente avec le nombre de couverts du sol différents, et l'uniformité de leur distribution, tandis que l'hétérogénéité configurationnelle du paysage augmente avec la complexité du motif spatial formé par les couverts du sol (Fahrig et al. 2011). L'hétérogénéité configurationnelle peut reposer aussi bien sur la taille et la forme des patchs de couverts que la longueur et la perméabilité des lisières qui les séparent, ou encore la distance et l'intercalation des différents patchs entre eux (Cushman, McGarigal, Neel 2008). Nombreuses études évoquent l'importance de la diversité du paysage pour répondre aux besoins écologiques de la biodiversité associée – on parle alors d'hétérogénéité fonctionnelle (Fahrig et al. 2011). Ainsi, une étude multi-régionale révélait la corrélation entre la faible taille des parcelles au sein d'un paysage agricole et la diversité biologique observée parmi de multiples groupes trophiques (Sirami et al. 2019). Une synthèse mondiale estimait encore que les effets néfastes de la simplification du paysage (approchée par la proportion de sole cultivée dans un rayon de 1 km) sur la réalisation de services écosystémiques, reposait au moins à 50% sur la diminution du nombre d'espèces capable de les fournir (Dainese et al. 2019).

2. Décrire le paysage d'une façon pertinente pour rendre compte des interactions entre agriculture et biodiversité

a) Cinq types d'usages du sol pertinents pour la biodiversité dans les paysages agricoles

A la suite de la définition du système, le protocole de Lamanda et al. (2012) conduit à formaliser les composantes du système, et les relations qui les lient. Dans notre modèle conceptuel, les usages du sol sont représentés par cinq compartiments ayant une emprise spatiale : les parcelles agricoles intégrées dans la rotation (cultures annuelles et prairies temporaires), les cultures pérennes, les prairies permanentes, les forêts et autres espaces naturels, et les infrastructures agroécologiques. La distinction entre aires cultivées, pâturées et pourvues de végétation naturelle, pour leur intérêt pour la biodiversité, est supportée par le travail de modélisation mondiale de Newbold et al. (2015) notamment. Dans le modèle conceptuel proposé ici, chacun des compartiments est décrit par différentes variables. En plus de leur espèce, les cultures annuelles et pérennes sont catégorisées comme légumineuses ou non, et par niveau de dépendance à la pollinisation. Ces compartiments spatiaux informent également sur la mise en œuvre de mesures augmentant la diversité cultivée (par la rotation des cultures annuelles, les associations de cultures, l'agroforesterie ou encore les mélanges variétaux par exemple). Ces pratiques, qui peuvent être combinées, ont un impact sur la biodiversité, le rendement et la résilience des systèmes agricoles aux extrêmes climatiques (Beillouin, Ben-Ari, Makowski 2019; Rosa-Schleich et al. 2019; Tamburini et al. 2020). Par exemple, une méta-analyse à l'échelle mondiale révélait une augmentation de plus de 25% de la biodiversité entre les parcelles agroforestières et les parcelles adjacentes moins diversifiées (Beillouin, Ben-Ari, Makowski 2019). La distinction en deux compartiments des cultures annuelles et pérennes repose sur les différences de ressources pour la biodiversité fournies par ces types de production, notamment en termes de stabilité de leur approvisionnement au cours du temps, de diversité et d'abondance des sites de nidification, ou encore de fréquence des perturbations (Asbjornsen et al. 2014). Les pâturages sont caractérisés par une densité de chargement, une intensité de gestion (semis ou pousse spontanée, fertilisation éventuelle) et une durée depuis retournement. Ces perturbations ont un impact sur le peuplement végétal et la faune des pâturages, donc sur la fourniture des services dont ils sont responsables (Metera et al. 2010; Socher et al. 2012; Tälle et

Tableau B : Description générale des six études sélectionnées.

Étude	Pereira et al.	Leclère et al.	EAT-LANCET	FABLE	TYFA	AFTERRES
Échelle de l'étude	mondiale	mondiale	mondiale	mondiale	Europe	France
Nombre de scénarios évalués	3	7	30	2	2	4
Horizon temporel des scénarios évalués	2050	2050	2050	2050	2050	2050
Type de modèle du système alimentaire	Modèles économiques d'équilibre général (REMIND/M AgPIE, AIM/CGE, IMAGE)	Modèles économiques d'équilibre général (AIM/CGE, IMAGE) ou modèles d'équilibre partiel de l'usage des terres (GLOBIOM, MAgPIE)	Modèle économique d'équilibre partiel (IMPACT)	Modèle de flux de biomasse (calculateur FABLE)	Modèle de flux de biomasse (TYFam)	Modèle de flux de biomasse (MoSUT)
Type d'approche	Ensemble multi-modèle	Ensemble multi-modèle	Modèle unique	Modèle unique	Modèle unique	Modèle unique

al. 2016). La présence de différents types d'habitats naturels, comme les forêts, savanes ou marais, dans le paysage agricole fournit des réservoirs pour la biodiversité associée, dès lors que la connectivité n'est pas rompue (Jacobson et al. 2019). Cet avantage pour la colonisation permet d'améliorer les capacités de rétablissement de la biodiversité associée à la suite de perturbations, sa conservation de manière générale, et la fourniture des services qui y sont liés. Une revue de la littérature scientifique suggérait comme un minimum la présence de 20% d'habitats naturels dans tous les paysages anthropisés, dont les espaces agricoles, pour assurer un niveau de service écosystémique suffisant, regardant entre autres la productivité des cultures adjacentes (Garibaldi et al. 2021). L'établissement d'infrastructures agroécologiques telles que les haies, arbres isolés, mares, bandes fleuries ou enherbées, peut contribuer de manière directe à la production agricole, positivement comme c'est le cas pour les haies fruitières ou fourragères, ou au contraire en empiétant sur la surface agricole. Leur impact peut également être indirect, en améliorant la santé et la productivité du bétail pâturant (Azevedo et al. 2024) ou le rendement des parcelles cultivées par contribution à la pollinisation ou à la lutte intégrée contre les bioagresseurs (Albrecht et al. 2020; van Vooren et al. 2017). Ainsi par exemple dans un paysage agricole français, le recours aux insecticides observé sur culture de blé était diminué de moitié lorsque la présence de haies passait de 1% à 3% du paysage (Courson et al. 2024).

De manière générale, les cinq compartiments spatiaux peuvent exercer une influence sur la biodiversité à travers la fourniture de gîtes et de ressources trophiques, ces dernières étant constituées par la biodiversité planifiée et/ou la biodiversité associée (Requier et al. 2017; Timberlake et al. 2021).

Dans le système, en plus des deux compartiments d'usage des sols concernant le pâturage, un compartiment spécial est dédié à l'élevage. Cependant, dans le modèle conceptuel proposé, aucun lien direct n'est décrit entre ce compartiment d'animaux d'élevage et la biodiversité. La présence de ce compartiment « animaux d'élevage » est cependant essentielle pour plusieurs raisons. Les effluents issus des animaux d'élevage jouent un rôle crucial dans la fourniture en azote des cultures, notamment dans une visée de durabilité (Barbieri et al. 2021; Muller et al. 2017). Les produits animaux, inclus dans la sortie « production agricole » du système vers l'environnement passif, jouent actuellement un rôle important dans les régimes alimentaires mondiaux. De fait, la répercussion des rations alimentaires nécessitées pour le bétail, sur les compartiments spatiaux de production végétale, passe par l'existence d'un compartiment « animaux d'élevage » caractérisé par la nature (soit l'espèce, catégorisée en tant que monogastrique ou ruminante), la taille, et la composition des rations du cheptel. Ainsi, les orientations modélisées pour ce compartiment « animaux d'élevage » peuvent *in fine* avoir des répercussions au niveau des compartiments décrits plus haut, eux impactant la biodiversité d'une manière plus directe.

b) La biodiversité associée vue sous un angle fonctionnel

D'après la littérature scientifique, il apparaît pertinent de considérer la biodiversité associée sous un angle fonctionnel pour décrire les relations entre agriculture et biodiversité. Ceci amène ici à distinguer trois catégories de biodiversité associée, liées à la régulation biologique : les bioagresseurs, leurs ennemis naturels, et les pollinisateurs (Sagorin, Perrin, Sarthou 2024). La résultante des relations antagonistes ou mutualistes entre les cortèges de bioagresseurs et d'ennemis naturels est appréciée sous la forme de dommages causés aux compartiments cultivés. La présence des ennemis naturels des bioagresseurs dans le paysage n'est pas à considérer comme un proxy direct de l'effectivité de la lutte biologique (Tschardt et al. 2016). La réalisation des interactions entre les pollinisateurs et les cultures qui dépendent – strictement ou non - de la pollinisation impacte le rendement, qu'il soit comptabilisé à la surface ou à la plante (Dainese et al. 2019).

c) Les pratiques agricoles

Ce sont non seulement les usages et couverts des sols agricoles qui impactent la biodiversité, mais aussi l'intensité avec laquelle ils sont gérés (Beckmann et al. 2019; Newbold et al. 2015). De nombreuses pratiques agricoles sont identifiées comme ayant un impact sur la biodiversité : l'usage de pesticides, la gestion de la fertilisation, ou le travail du sol notamment. Dans notre modèle

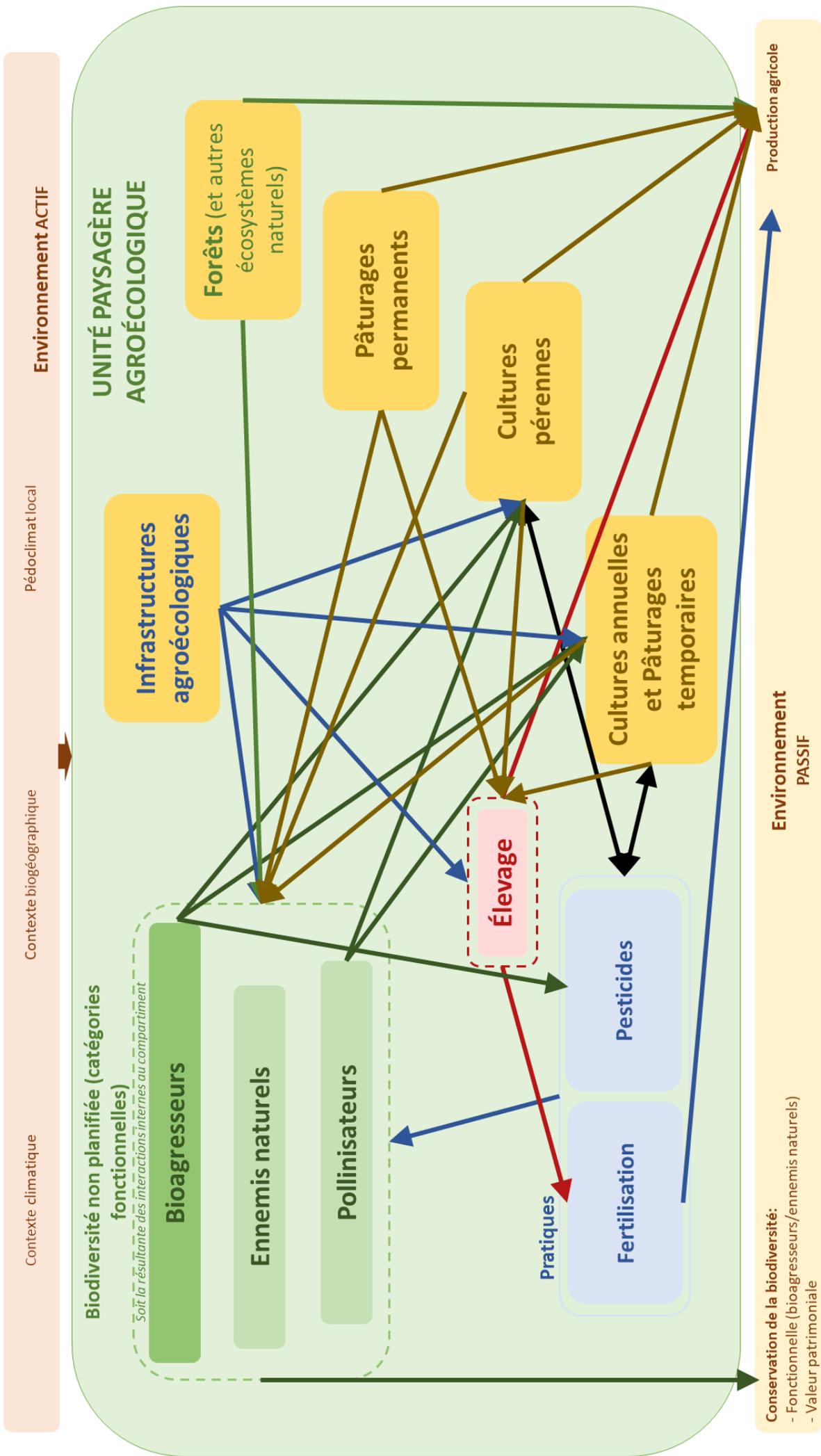


Figure 4 : Schéma du modèle conceptuel. La réalisation d'une synthèse des connaissances, d'après une lecture extensive de la littérature, permet de proposer un modèle conceptuel patrimonial du système alimentaire mondial, intégrant les relations agriculture-biodiversité à l'échelle du paysage. Les tailles des flèches, qui représentent des relations de différentes natures, ne reflètent en rien de l'importance de celles-ci.

conceptuel, on choisit de se concentrer sur ces deux premières pratiques, et de laisser de côté le travail du sol. En effet, dans la littérature, l'influence de ces pratiques sur la biodiversité du sol, ou de cette dernière sur le rendement, pour ne citer que cela, font encore l'objet de débat (Baveye, Baveye, Gowdy 2016; FAO, ITPS 2015).

Comme il est plus évident d'obtenir des données sur l'usage que sur les effets observés dans l'écosystème, on décide de caractériser les intrants considérés par des indicateurs de cause (tels que les quantités de substances appliquées ou le bilan azote) plutôt que des indicateurs d'effet mesuré (impact sur l'environnement, le système).

Dans le modèle, les fertilisants peuvent être obtenus à partir des effluents d'élevage, par synthèse chimique, ou par fixation par les légumineuses en culture. Leur nature, minérale ou organique, entraîne un impact différencié en termes de vitesse d'assimilation et joue donc sur la capacité du sol à répondre aux besoins des cultures. Une relation est fréquemment observée entre le rendement et la fertilisation apportée aux cultures, croissante jusqu'à une phase de plateau puis décroissante à saturation (Martínez-Dalmau, Berbel, Ordóñez-Fernández 2021). Cette relation est dépendante du contexte pédoclimatique, des cultures, ainsi que de l'historique et de la nature de la fertilisation.

Par ailleurs, l'excès de fertilisation azotée entraîne une pollution aquatique et aérienne, en plus de favoriser le développement de certains bioagresseurs des cultures (ibid.). Les relations entre les pratiques de fertilisation et le rendement ou la pollution sont impactées entre autres par le contexte pédoclimatique local, notamment la température et la réserve utile des sols.

L'usage de pesticides peut entraîner un impact positif à court terme sur le rendement par effet de protection des semences ou des cultures. La recherche de protection dépend notamment de la pression locale en bioagresseurs et de la réalisation du contrôle biologique par le cortège local d'ennemis naturels. En plus de l'effet recherché sur les bioagresseurs, l'usage de pesticides peut également entraîner une altération de l'équilibre du reste de la biodiversité - et notamment affecter négativement les pollinisateurs et les ennemis naturels - et de l'environnement qui l'abrite. Cet impact dépend des fréquences et quantités utilisées, du spectre d'action des molécules en question, ainsi que de la vulnérabilité de l'écosystème (Abrol, Shankar 2014; Mahmood et al. 2016).

Comme pour la fertilisation, l'usage de pesticides est influencé notamment par la nature des cultures, soit leurs besoins et leur sensibilité aux stress et bioagresseurs. En particulier concernant les compartiments d'usage des terres retenus dans le modèle conceptuel, on s'attend à ce que le recours aux pesticides soit plus élevé dans les cultures pérennes que dans les cultures annuelles (Urruty et al. 2016), et à ce que les prairies permanentes et temporaires soient peu ou pas traitées (Butault et al. 2010). De fait, la conception du système agricole, et notamment le choix des cultures peut être établi en vue de réduire le recours à ces deux types d'intrants, comme c'est le cas par exemple pour les pesticides dans les systèmes de production soumis au cahier des charges de l'agriculture biologique.

d) Un système en interaction avec son environnement

Chaque unité paysagère agroécologique, qui définit le système de notre modèle conceptuel, se situe dans un environnement avec lequel elle interagit. Son environnement actif comprend les contextes géographique, bioclimatique et pédoclimatique du paysage. L'inclusion du contexte géographique permet que les projections du système alimentaire soient spatialement explicites. Considérer le bioclimat permet d'associer l'unité paysagère agroécologique avec le biome régional qui lui est propre, son cortège d'affinités pour différentes couvertures des sols, de traits susceptibles de délivrer des services écosystémiques, d'organismes pouvant constituer une pression pour les cultures, et les conditions climatiques dans lesquelles services et pressions s'exercent (Burian et al. 2024; Duru et al. 2015). Le pédoclimat intègre des caractéristiques permanentes du sol (réserve utile en eau, texture) qui, liées au climat (ensoleillement, pluviométrie, aléas climatique), influencent directement les types de cultures pouvant être implantées ainsi que leur rendement (Ma et al. 2023; Suliman et al. 2024).

L'environnement passif reçoit les sorties du système. Ici il s'agit de la production agricole et de la

Tableau C : Modèles de la biodiversité inclus dans les études

Étude	Pereira et al. 2024	Leclère et al. 2020	EAT-LANCET 2019	FABLE, 2020	TYFA, 2018	AFTERRES, 2016
Modèles de la biodiversité utilisés	8 (AIM-B, InSiGHTS, LPI-M, cSAR-FGRS, cSAR-FFRS, BILBI, PREDICTS, GLOBIO) + 5 modèles des fonctions et services écosystémiques (LPJ-GUESS, LPJ, CABLE-POP, GLOBIO-ES, InVEST)	8 (AIM-B, InSiGHTS, MOL, cSAR-iDiv, cSAR-IIASA-ETH, BILBI, PREDICTS, GLOBIO)	1 (modèle de type SAR)	Pas de modèle. Recours à des proxies.	Pas de modèle. Recours à des proxies.	Pas de modèle. Recours à des proxies.
Unité(s) de simulation de la biodiversité	Grille d'unité 1°, échelle des 17 sous-régions de l'IPBES, échelle mondiale.	Grille d'unité 30-arcmin, échelle des 17 sous-régions de l'IPBES, échelle mondiale.	Echelle des 804 écorégions de Olson et al. (2001), par pays, échelle mondiale.	Grille d'unité ~1km ² , échelle des 846 écorégions de Dinerstein et al. (2017), par pays.	Unité : Europe des 28.	Unité : France.

conservation de la biodiversité. La production agricole est caractérisée par sa qualité et la quantité produite, pour chaque catégorie de produit. Pour ce qui est de la conservation de la biodiversité, on considère à la fois la biodiversité fonctionnelle et la biodiversité dans sa valeur patrimoniale. La valeur patrimoniale de la biodiversité renvoie à sa valeur intrinsèque de « non-usage », à sa conservation et son existence comme une fin en soi (Office International de l'Eau 2018).

e) Synthèse : principales caractéristiques du modèle conceptuel

Le modèle conceptuel parcimonieux du système alimentaire mondial intégrant les relations agriculture-biodiversité à l'échelle du paysage, proposé ci-avant (Figure 4), fournit un cadre à l'analyse d'un jeu de modèles du système alimentaire mondial. Pour cela, plusieurs caractéristiques majeures du modèle conceptuel sont dérivées sous forme de points qui serviront de grille de lecture aux modèles des études sélectionnées :

. L'échelle du paysage ayant été retenue comme pertinente pour décrire les relations agriculture-biodiversité, on observera si les modèles étudiés intègrent des caractéristiques du paysage.

. Les rétroactions de la biodiversité sur la production agricole, notamment à travers l'activité des bioagresseurs, auxiliaires de culture et pollinisateurs, étant au cœur de la réflexion autour de la conception de systèmes alimentaires durables, on évaluera leur intégration dans les modèles.

. Le type d'usage des sols (cultures annuelles, pérennes, pâturages...) présentant une influence forte sur la biodiversité, on observera de quelle manière celle-ci est intégrée dans les modèles observés.

. L'apport d'intrants, notamment de pesticides et de fertilisants, pouvant entraîner un impact majeur sur la biodiversité, on observera si celui-ci est modélisé dans les études sélectionnées.

. De manière plus large, les pratiques agricoles (rotation, diversification...) étant des leviers potentiels pour la conservation de la biodiversité locale, on observera si ceux-ci sont modélisés dans les études.

Enfin, ceci demeurant un des points-clés, on comparera les différentes méthodes suivies pour représenter la biodiversité dans les études, à la fois en termes d'indicateurs de la biodiversité et de modèles utilisés.

B. Analyse des modèles du système alimentaire sélectionnés

1. La description de la biodiversité renvoie à des indicateurs plus taxonomiques que fonctionnels

. La biodiversité n'est modélisée par le biais de modèles spécifiques que dans la moitié des travaux analysés. Dans les autres travaux, l'incidence de l'agriculture sur la biodiversité est estimée via des proxies (Tableau C). Pour les études qui modélisent la biodiversité, ce sont souvent plusieurs métriques qui sont utilisées : trois dans FABLE et Pereira et al., neuf dans Leclère et al, mais une seule dans EAT-LANCET.

On peut grossièrement regrouper les métriques d'évaluation de la biodiversité utilisées en deux catégories : celles qui approchent la biodiversité par la qualité de l'habitat, et celles qui l'approchent par la composition d'un assemblage d'espèces.

a) Approche par la qualité de l'habitat

. Indépendamment des affinités sous-jacentes des espèces, l'étude FABLE repose sur des indicateurs qualifiant des états de zones géographiques supposés globalement propices à la biodiversité. Ces états sont au nombre de trois, dont les projections forment des cartes plus ou moins superposables : les aires « susceptibles de soutenir la conservation de la biodiversité », celles « où les processus naturels prédominent », et les aires protégées (Mosnier et al. 2020). Les aires « susceptibles de soutenir la conservation de la biodiversité » renvoient à la proportion du total des terres qui portent des forêts ou d'autres terres dont l'usage n'est ni agricole ni urbain. Les aires « où les processus naturels prédominent », renvoient à une définition souple de zones à « faible impact humain », décrites par Jacobson et al. (2019).

Tableau D : Aperçu des caractéristiques se rapportant à la modélisation de la biodiversité dans les six modèles analysés.

Études	Pereira et al. 2024	Leclère et al. 2020	EAT-LANCET 2019	FABLE, 2020	TYFA, 2018	AFTERRES, 2016
Changement d'usage des terres	1	1	1	1	1	1
Agriculture vs autres usages	1	1	1	1	0	1
Cropland/pasture	1	1	1	1	1	1
Type de culture (annuelle/pérenne)	0	1	0	0	1	0
Formes d'agriculture (AB)	0	0	0	0	1	1
Caractéristiques du paysage	0	0	0	0	0	0
Diversité cultivée	0	0	0	0	1	1
Taille des parcelles Et/ou Fragmentation	0	0	0	0	0	0
Éléments semi-naturels/IAE	0	0	0	0	1	1
Fertilisation	1	1	1	1	1	1
Impact sur le rendement	1	0	1	0	0	0
Impact sur la biodiversité	0	0	0	0	1	0
Pesticides	0	0	0	0	1	1
Impact sur le rendement	0	0	0	0	1	0
Impact sur la biodiversité	0	0	0	0	1	0
Impacts distants de l'agriculture	1	0	1	0	0	1
Fertilisation (eutrophisation, déposition)	1	0	1	0	0	1
Pesticides (écosystèmes marin/terrestre)	0	0	0	0	0	0
Effet de la biodiversité sur l'agriculture	0	0	0	0	0	0
Négatifs (bioagresseurs)	0	0	0	0	0	0
Positifs (auxiliaires)	0	0	0	0	0	0
Positifs (pollinisation)	0	0	0	0	0	0

. Plusieurs modèles (AIM-B, InSiGHTS, MOL) reposent ensuite sur l'étendue d'habitat favorable. Cet indicateur est basé sur les préférences de types d'habitat de chaque espèce, renseignées par avis d'expert et/ou corrélation statistique à partir d'observations. L'étendue d'habitat favorable permet de lier les changements d'usage des terres aux probabilités de survie des espèces étudiées, via l'aire résultante d'habitat favorable pour chacune d'elles. En groupant les étendues d'habitat favorable des différentes espèces d'un territoire, la richesse spécifique résultante peut être obtenue (voir ci-après).

b) Approche compositionnelle

. L'indicateur de biodiversité le plus usité dans la littérature est la richesse spécifique (ou richesse α), désignant le nombre d'espèces présentes sur une zone géographique. Le nombre d'espèces est accompagné de leur identification, déterminée avec une profondeur taxonomique et un degré d'incertitude variables. La richesse spécifique est ici une sortie de neuf des modèles, que ce soit directement (EAT- LANCET, cSAR-IIASA-ETH, cSAR-iDiv, cSAR_CB17, BILBI, PREDICTS) ou dérivée secondairement à partir des étendues d'habitat favorable à une communauté d'espèces (AIM- B, InSiGHTS, MOL).

A partir de projections de la richesse spécifique d'une zone, le taux d'extinction à l'équilibre peut être estimé. Cela correspond à la part de la richesse spécifique qui devrait à terme s'éteindre dans cette zone en l'absence de mesure de conservation apportée par rapport l'instant modélisé. Une information sur l'endémisme des espèces considérées dans l'espace délimité permet de distinguer s'il s'agit d'une extirpation (extinction régionale d'une espèce non endémique) ou d'une extinction à l'échelle mondiale (extinction régionale d'une espèce strictement endémique). Le taux d'extinction, en extinction par million d'espèces et par an, est défini dans le cadre des limites planétaires, auquel les projections estimées peuvent donc être comparées.

. L'abondance spécifique, soit le nombre d'individus présent par espèce, est également un indicateur de biodiversité couramment utilisé. Cette métrique est ici employée pour composer trois indicateurs de l'intégrité de la composition spécifique : le BII (Indicateur de l'Intégrité de la Biodiversité, *Biodiversity Intactness Indicator*) du modèle PREDICTS, le MSA (Abondance Spécifique Moyenne, *Mean Species Abundance*) de GLOBIO, et le LPI (indice Planète vivante, *Living Planet Index*) du LPI-M. Parmi les différences entre ces trois indicateurs se trouve la référence utilisée pour évaluer l'intégrité. En effet, si c'est l'abondance moyenne des espèces natives par rapport à leur abondance en milieu non perturbé qui est utilisée dans le MSA et le BII, pour le LPI ce sont les changements survenus par rapport à l'année 1970 qui sont observés. Le MSA et le BII, eux, se distinguent principalement par la pondération apportée aux zones évaluées : homogène dans toutes les zones pour le MSA, le poids du BII augmente lui avec la richesse spécifique de la zone considérée (Alkemade et al. 2009).

A l'écart de ces deux approches, l'étude TYFA, si elle n'intègre pas en soit de modélisation de la biodiversité, s'appuie toutefois sur huit proxies désignés sous le terme de « déterminants de la biodiversité ». Parmi eux se trouvent six des indicateurs de la liste IRENA (*Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy*) de l'agence européenne de l'environnement (European Environment Agency 2005), concernant les modes de production (proportion d'agriculture biologique ou à « haute valeur naturelle »), les pratiques intra-parcellaires (consommation de pesticides, de fertilisants de synthèse, la balance azotée) et supra-parcellaires (diversité des couverts et usages des terres). Les deux indicateurs supplémentaires concernent le pourcentage d'espace dédié à des infrastructures agroécologiques, et la proportion de pâturages en gestion extensive.

. Lorsqu'elle est incluse, la biodiversité est désignée sous la forme de taxons tels que les mammifères, plantes vasculaires, invertébrés... Certains modèles intègrent cependant également le statut (protégé, menacé, ou « géographique » : endémique, invasif) des espèces.

. La couverture taxonomique des modèles est le plus souvent multiple : seuls trois des modèles reposent sur un seul groupe taxonomique (les oiseaux (cSAR-iDiv), les mammifères (InSiGHTS) ou les plantes vasculaires (BILBI)). Par ailleurs, seul un modèle (PREDICTS) intègre des Invertébrés,

alors que six intègrent des Plantes et tous sauf un intègrent des Vertébrés (tous sauf BILBI).

. La biodiversité en question est issue de relevés dépassant le cadre des terres agricoles, mais seul un des 11 modèles comprend un module aquatique (GLOBIO Aquatic).

2. La biodiversité modélisée est impactée à travers le changement d'usage des terres

Les modèles de biodiversité utilisés peuvent être séparés en deux catégories d'échelle : ceux qui modélisent la biodiversité à l'échelle de l'espèce, et ceux qui la modélisent à l'échelle de la communauté (Weiskopf et al. 2022) – soit de l'assemblage d'espèces vivant ensemble et en interaction au sein d'un habitat.

a) Les modèles fondés sur les espèces

Pour éviter les écueils sémantiques et conceptuels (Elith, Leathwick 2009), on regroupera ici sous le terme neutre de « modèles de distribution des espèces » également ceux qui ont pu être désignés sous les termes de modèles « de niche écologique », « d'adéquation de l'habitat » ou « d'enveloppe bioclimatique ».

Les modèles de distribution des espèces représentés peuvent être définis comme des modèles liant des observations sur la distribution réalisée des espèces, avec les caractéristiques environnementales (ex : biome) et/ou spatiales (ex : distance à une infrastructure) du site de l'observation (ibid.). Ces modèles permettent de projeter la distribution individuelle d'espèces en fonction de projections de changement d'usage des terres. Ici les modèles concernés sont : AIM-Biodiversity, InSIGHTS et MOL. Pour ces trois modèles, en fonction des données d'usage des terres (et de climat, pour InSIGHTS et MOL) futures, l'étendue d'habitat adéquat (*habitat extent*) pour chaque espèce analysée va être projetée, ce qui permet dans un second temps d'en dériver la richesse spécifique pour chaque zone étudiée (Maguire et al. 2016).

b) Les modèles fondés sur les communautés

Il s'agit de modèles qui mettent directement en relation une matrice de co-occurrence de différentes espèces en un point, avec les variables environnementales locales correspondantes (Maguire et al. 2016). De fait, les modèles fondés sur les communautés permettent de projeter, et la structure de la communauté (en passant par sa composition en termes de présence et d'abondance des différentes espèces), et la distribution des espèces individuelles qui la composent.

On peut distinguer deux sous-classes (Kim et al. 2018) parmi les modèles fondés sur les communautés analysés :

- Ceux qui reposent sur des modèles des relations aire-espèce (SAR : *species- area relationships*)

Les relations aire-espèce reposent sur une théorie écologique consensuelle selon laquelle la richesse spécifique augmente avec l'aire échantillonnée. Le taux de renouvellement des espèces correspond à la pente de cette loi de puissance (Drakare, Lennon, Hillebrand 2006). Dans les modèles SAR classiques, la proportion d'espèces persistant dans des habitats anthropisés est estimée par rapport à la richesse spécifique dans un habitat vierge. Les modèles utilisés ici dérivent d'un sous-type différent de modèle SAR, le SAR rural (cSAR : *countryside SAR*). Dans le cas des cSAR, les habitats anthropisés sont supposés utilisables par certaines espèces selon des affinités d'habitats qui, variant d'un groupe d'espèce et d'un habitat à l'autre, servent à pondérer l'impact des différents changements d'habitats dans le paysage (Pereira, Daily 2006).

Les modèles concernés sont les cSAR-IIASA-ETH (appelé cSAR_US16 dans Leclère et al), cSAR-iDiv, et cSAR_CB17, reposant respectivement sur les affinités d'habitats observées des travaux de Chaudhary et al. (2015), PREDICTS (Hudson et al. 2016; 2017) et (IUCN 2015).

Le modèle BILBI s'inclut également dans cette sous-classe de modèles fondés sur les communautés. En effet, il couple la modélisation SAR avec une approche de modélisation dite de dissemblance généralisée (GDM : *generalised dissimilarity modelling*) corrélant la distance statistique entre la composition spécifique (diversité β) de deux aires, et les prédicteurs

géographiques et environnementaux qui les caractérisent (Hoskins et al. 2020). Un couplage supplémentaire avec le modèle PREDICTS (Hudson et al. 2016; 2017), présenté ci-après, permet de projeter l'impact de différents usages des terres sur le renouvellement de la biodiversité.

- Ceux qui reposent sur des modèles de type dose-réponse

Ces modèles projettent la réponse d'indicateurs de biodiversité aux variations de dose de différentes variables de pression, incluant le changement d'usage des terres. Les modèles concernés sont ici : GLOBIO Terrestrial (Alkemade et al. 2009; Schipper et al. 2016) et GLOBIO Aquatic (Janse et al. 2015), PREDICTS (Hudson et al. 2016; 2017), ainsi que LPI-M. Il s'agit de modèles linéaires à effets mixtes.

3. L'incidence de la biodiversité sur la production agricole n'est pas modélisée

Si l'incidence de la biodiversité sur la production agricole est souvent exposée dans les études incluses, celle-ci n'est jamais prise en compte dans la modélisation. Ainsi, lorsque les interactions entre biodiversité et production agricole sont modélisées, elles ne le sont que de manière unilatérale, comme une empreinte de la production agricole sur la biodiversité.

L'intégration de modèles des fonctionnements et services écosystémiques (EFSMs : *Ecosystem Function and Services Models*) dans l'étude de Pereira et al. marque cependant un pas dans cette direction. Les EFSMs y sont de deux types : les modèles mondiaux des dynamiques végétales (DGVMs : *Dynamic Global Vegetation Models*) et les modèles de services écosystémiques basés sur les systèmes d'information géographique (*GIS-based*).

. Les trois DGVMs inclus (LPJ-GUESS, LPJ et CABLE-POP) projettent différents aspects des dynamiques des végétaux (composition et structure, distribution spatiale, taille, surface du couvert...) et des cycles biogéochimiques associés (flux de biomasse, d'eau...), en réponse aux modifications du climat notamment.

. Les deux modèles *GIS-based* (GLOBIO-ES et InVEST) sont composés de suites complexes de modules projetant les services écosystémiques attendus selon les scénarios analysés. Pour GLOBIO, l'approche est corrélative, s'appuyant sur les relations quantifiées relevées dans la littérature entre caractéristiques environnementales et services. Dans InVEST, les pondérations de ces relations sont laissées au choix de l'utilisateur.

A titre d'illustration, dans Pereira et al. (2024), le service de pollinisation est estimé en fonction de la proportion d'espaces naturels par cellule pour GLOBIO-ES, et d'un indice d'adéquation de l'habitat dérivé de l'usage des terres pour InVEST.

Les différences entre ces deux modèles sont nombreuses. Toutefois, aucun ne projette les estimations des effets sur le rendement des cultures de la réalisation de services ou disservices rendus par la biodiversité fonctionnelle. Ceci aurait permis de représenter la réciprocité des impacts entre biodiversité et production agricole. Il est par ailleurs à noter que EFSMs et BDMs ne sont pas liés entre eux dans l'étude de Pereira et al. (2024), bien que l'intrication de leurs variables d'entrées et sorties soient évidente.

4. L'effet des caractéristiques du paysage sur la biodiversité n'est pas inclus

Aucun des modèles analysés n'aborde les grilles d'usage des terres ou de couverts sous une approche de paysage. De fait, des notions telles que l'homogénéité (spatiale ou au cours de la rotation), la connectivité ou la longueur des interfaces des différentes catégories d'usage ou couverts au sein du paysage, ne sont pas intégrées. Des métriques telles que la distance des parcelles cultivées à la forêt, ou simplement la taille des parcelles, n'apparaissent pas non plus dans les modèles, de même que la présence d'infrastructures agroécologiques. Ces caractéristiques paysagères sont cependant retrouvées dans les études à échelle régionale ou sub-régionale du jeu de modèle, avec des présentations assez précises pour leurs états dans les scénarios (par exemple, plus de 10% de la sole agricole européenne porteuse d'IAE en 2050 dans le scénario TYFA).

5. L'effet sur la biodiversité de l'intensité d'usage des intrants n'est pas intégré

Différents éléments de fertilisation (minérale, organique, de synthèse, azotée voire phosphorée), sous forme de taux d'application, de balance ou de pertes, sont bien inclus dans chacune des études. Cependant, l'effet de ces éléments sur la biodiversité n'est pas modélisé.

Pour ce qui est du recours aux pesticides, celui-ci est au contraire peu mentionné. Lorsqu'il est intégré, c'est regroupé avec d'autres paramètres dans une variable « intensité de gestion », comme dans GLOBIO et PREDICTS. Dans PREDICTS, cela donne lieu à trois classes d'intensité d'usage (minimal, modéré ou intense), attribuées selon l'usage des terres d'après des descriptions qualitatives (par exemple, si plusieurs caractéristiques sont représentées parmi champs larges, labour annuel, application de fertilisant non organique, application de pesticide, irrigation, mécanisation, absence de rotation, alors la grille de culture est placée dans la catégorie d'usage « intense »). Dans GLOBIO, les notions d'usage sont intégrées dans l'attribution de trois des catégories d'usage des terres « forêts naturelles d'utilisation légère », « agriculture à bas intrants » et « agriculture intensive ».

6. La description des systèmes agricoles est peu développée

Au-delà de l'usage des intrants, la description des systèmes agricoles est peu développée de manière générale. Comme indiqué ci-dessus, deux des modèles de biodiversité (GLOBIO et PREDICTS) intègrent dans une enveloppe vague divers éléments d'intensité de gestion agricole, qui permettent à l'observateur de situer la culture étudiée dans une catégorie d'intensité d'usage des terres (parmi deux ou trois catégories possibles). Le choix de cette catégorie d'intensité repose sur l'appréciation qualitative de l'observateur relative à des éléments variés : la mécanisation, l'irrigation, l'utilisation d'intrants, le travail du sol, la mono/polyculture, la durée/complexité de la rotation, ou même la labellisation agriculture biologique.

Dans les autres modèles, le lien entre systèmes agricoles et biodiversité est absent. Néanmoins, dans les études TYFA et AFTERRRES, le mode de production a un impact sur les rendements. En effet, pour les scénarios proposant un mode d'agriculture plus durable, les rendements intégrés sont ceux rapportés pour l'agriculture biologique, alors que ce sont les rendements liés à une agriculture conventionnelle qui sont intégrés dans les scénarios tendanciels.

Les choix d'intensité de gestion de l'élevage, en termes de taille du cheptel, de densité au pâturage et/ou de composition des rations, se répercutent cependant dans tous les modèles sur la biodiversité, de manière indirecte, au même titre que les scénarios de modifications de régime alimentaire des consommateurs humains.

IV. Discussion

A. Les limites du modèle conceptuel proposé

Le modèle conceptuel ici proposé présente de nombreuses limites. En particulier, l'absence de compartiment pour le sol, justifiée par les nombreuses incertitudes relevées dans la littérature, pourrait être rediscutée à mesure que les conclusions des recherches sur le sujet convergent. Par ailleurs, les caractéristiques permanentes du sol sont toutefois intégrées à travers le contexte pédoclimatique inclus dans l'environnement actif du modèle conceptuel. Le lien de certaines pratiques incluses (intensité d'usage de pesticides notamment) avec la vie du sol pourrait indiquer la voie pour un proxy temporaire mais cela reste à démontrer.

Une autre limite qui pourrait être citée réside dans l'intégration de la temporalité dans le modèle. Afin de modéliser finement les relations réciproques entre agriculture et biodiversité, le modèle conceptuel devrait prendre en compte la phénologie des cultures (disponibilité des ressources pour la biodiversité), les décalages temporels entre perturbation et effet observable biotique, les effets d'accumulation des pratiques ou l'impact de l'historique local d'usage des terres.

B. Les lacunes des modèles du système alimentaire mondial analysés

Plusieurs perspectives d'amélioration ressortent de l'analyse du jeu de modèles du système

alimentaire mondiale effectuée.

Pour ce qui est de la biodiversité considérée, on remarque que, bien que jouant un rôle majeur dans la plupart des fonctions biologiques intéressant la production agricole (fertilité des sols, pertes au champ, pollinisation, contrôle des bioagresseurs...), la représentation des invertébrés (mollusques, nématelminthes, annélides, arthropodes...) est minoritaire dans les modèles de la biodiversité analysés.

Concernant les indicateurs plus particulièrement, on relève l'absence de distinction par *traits*, qu'il s'agisse des traits morphologiques (taille de l'animal) ou des modes d'interaction (mode de reproduction, place dans le réseau trophique). Cette distinction aurait été particulièrement intéressante pour produire une classification fonctionnelle de la biodiversité des terres agricoles (distinction bioagresseurs/ennemis naturels/pollinisateurs), et ainsi fournir une plateforme pour rendre compte de la rétroaction de la biodiversité sur l'agriculture. On relève par ailleurs l'absence d'indicateurs caractérisant l'homogénéité (*evenness*) des assemblages, malgré l'impact observé de celle-ci sur la réalisation des services écosystémiques (Dainese et al. 2019). Pour conclure au sujet des indicateurs, on note toutefois que plusieurs des études analysées reposent sur plusieurs indicateurs et/ou modèles de la biodiversité. Ceci illustre la difficulté à embrasser la biodiversité dans sa multidimensionnalité par une seule métrique (Scholes, Biggs 2005). Le recours à ce type d'approches multi-modèles ou reposant sur plusieurs indicateurs s'avère également être une recommandation de la plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), visant à minimiser l'incertitude liée aux approches reposant sur un modèle ou indicateur unique (IPBES 2016b).

Pour ce qui est des modèles considérés, d'autres remarques émergent. Premièrement, il apparaît que les rétroactions de la biodiversité sur l'agriculture ne sont pas modélisées. La prise en compte de la pollinisation ou des dommages causés par les bioagresseurs n'est pourtant pas négligeable dans la modélisation du rendement des cultures. De plus, la mise en place d'équilibres biologiques entre bioagresseurs et leurs ennemis naturels étant souvent un point-clé des modes de production agricoles plus durables, le déploiement de leur modélisation dans les modèles du système alimentaire permettrait de projeter plus finement l'efficacité de ces stratégies de production en regard d'une agriculture plus conventionnelle. On observe dans la même idée que les systèmes agricoles sont peu décrits, ce qui ne permet pas de modéliser l'effet de changements de pratiques sur la biodiversité et la production agricole. Il en va de même pour l'effet de l'intensité d'usage des pesticides sur la biodiversité, qui n'est pas modélisé. En fait, on peut voir que dans les études qui la modélisent, la biodiversité n'est impactée que par les changements d'usage des terres. De ce fait, par fonctionnement, les conclusions issues de ce type de modèles indiquent comme bénéfiques les stratégies de type *land sparing*, laissant plus de surface disponible pour les écosystèmes naturels sensés héberger la biodiversité. Cette zone d'ombre de la modélisation, parfois clairement décrite par les modélisateurs (Leclère et al. 2020), entraîne un risque de biais dans les conclusions des études et les décisions qui peuvent s'ensuivre. Pour finir, il s'avère que l'effet des caractéristiques du paysage (taille des parcelles, présence d'infrastructures agroécologiques...) sur la biodiversité n'est pas inclus dans les modèles. Celles-ci présentent pourtant des effets significatifs sur la biodiversité, voire la production (Delaune et al. 2021; Priyadarshana et al. 2024).

C. Des perspectives pour améliorer l'intégration de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial

L'adjonction de modèles de fonctionnement et services écosystémiques aux modèles du système alimentaire semble prometteur pour permettre d'intégrer les rétroactions entre biodiversité et production agricole (Weiskopf et al. 2022). En effet, leur structure intègre déjà les processus majeurs intéressant ces interactions, tels que le contrôle des bioagresseurs par les ennemis naturels, la pollinisation ou encore la provision de produits agricoles. Dans les études intégrant des modèles de fonctionnement et services écosystémiques observées ici, les processus en question étaient traités séparément (e.g. pollinisation d'une part, production agricole d'autre part), la tâche restante consisterait ainsi à associer ces modules dans la modélisation. Cependant, les

équations sur lesquels ces modules reposent semblent manquer parfois d'une certaine finesse concernant les mécanismes écologiques sous-jacents (e.g. le pourcentage d'écosystèmes naturels dans le paysage comme proxy qui renseigne sur la réalisation de la pollinisation dans l'exercice de GLOBIO-ES rapporté par Pereira et al. (2024)).

Ceci invite à envisager la création d'un modèle *ad hoc* centré sur les relations entre biodiversité et agriculture particulièrement. Celui-ci pourrait intégrer la quantité croissante de données d'observations, notamment d'origine satellitaire. Le modèle pourrait se baser d'une part sur les relations quantitatives entre agriculture et biodiversité qui apparaissent dans les récentes méta-analyses (Albrecht et al. 2020; Beillouin, Ben-Ari, Makowski 2019; Tuck et al. 2014). D'autre part, il pourrait s'appuyer sur une approche par archétypes pour modéliser les réponses des groupes fonctionnels de l'agrobiodiversité à divers changements de leur environnement, et aux conséquences des réponses de ces groupes sur la production agricole (Alexandridis et al. 2022).

Enfin, il est à noter que l'analyse présentée dans ce document n'a porté, pour des raisons de temps, que sur six études de modélisation du système alimentaire. Une prochaine étape permettant d'étayer les résultats obtenus consisterait à développer l'analyse sur un échantillon plus important de modèles du système alimentaire mondial, issu d'une revue systématique de la littérature.

V. Conclusion

Notre étude a permis de mettre en lumière quelques pistes visant à améliorer la prise en compte des interactions entre biodiversité et production agricole dans les modèles du système alimentaire mondial.

En premier lieu, un modèle conceptuel réalisé à partir d'une étude approfondie de la littérature a été proposé pour formaliser les relations agriculture - biodiversité nécessaires à une modélisation parcimonieuse.

Dans un second temps, les interactions retenues pour le modèle conceptuel ont servi de cadre d'analyse à un jeu de six modèles du système alimentaire mondial. Cette analyse a permis de mettre en évidence le fonctionnement ainsi que les lacunes de modèles actuels complexes.

En dépit des limites de ce travail, discutées plus haut, celui-ci contribue à éclairer l'état de la prise en compte des interactions entre biodiversité et production agricole dans les modèles du système alimentaire mondial, et de proposer des pistes à explorer pour son amélioration.

Bibliographie

ABROL, Dharam P. et SHANKAR, Uma, 2014. Pesticides, Food Safety and Integrated Pest Management. In : PIMENTEL, David et PESHIN, Rajinder (éd.), *Integrated Pest Management: Pesticide Problems, Vol.3* [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. pp. 167-199. [Consulté le 24 août 2024]. ISBN 978-94-007-7796-5. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-94-007-7796-5_7

ALBRECHT, Matthias, KLEIJN, David, WILLIAMS, Neal M., TSCHUMI, Matthias, BLAAUW, Brett R., BOMMARCO, Riccardo, CAMPBELL, Alistair J., DAINESE, Matteo, DRUMMOND, Francis A., ENTLING, Martin H., GANSER, Dominik, ARJEN DE GROOT, G., GOULSON, Dave, GRAB, Heather, HAMILTON, Hannah, HERZOG, Felix, ISAACS, Rufus, JACOT, Katja, JEANNERET, Philippe, JONSSON, Mattias, KNOP, Eva, KREMEN, Claire, LANDIS, Douglas A., LOEB, Gregory M., MARINI, Lorenzo, MCKERCHAR, Megan, MORANDIN, Lora, PFISTER, Sonja C., POTTS, Simon G., RUNDLÖF, Maj, SARDIÑAS, Hillary, SCILIGO, Amber, THIES, Carsten, TSCHARNTKE, Teja, VENTURINI, Eric, VEROMANN, Eve, VOLLHARDT, Ines M.G., WÄCKERS, Felix, WARD, Kimiora, WESTBURY, Duncan B., WILBY, Andrew, WOLTZ, Megan, WRATTEN, Steve et SUTTER, Louis, 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*. 2020. Vol. 23, n° 10, pp. 1488-1498. DOI 10.1111/ele.13576.

ALEXANDRIDIS, Nikolaos, MARION, Glenn, CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, DAINESE, Matteo, EKROOS, Johan, GRAB, Heather, JONSSON, Mattias, KARP, Daniel S., MEYER, Carsten, O'ROURKE, Megan E., PONTARP, Mikael, POVEDA, Katja, SEPPELT, Ralf, SMITH, Henrik G., WALTERS, Richard J., CLOUGH, Yann et MARTIN, Emily A., 2022. Archetype models upscale understanding of natural pest control response to land-use change. *Ecological Applications*. 2022. Vol. 32, n° 8, pp. e2696. DOI 10.1002/eap.2696.

ALKEMADE, Rob, VAN OORSCHOT, Mark, MILES, Lera, NELLEMAN, Christian, BAKKENES, Michel et TEN BRINK, Ben, 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*. 1 avril 2009. Vol. 12, n° 3, pp. 374-390. DOI 10.1007/s10021-009-9229-5.

ALLEN, Thomas et PROSPERI, Paolo, 2016. Modeling Sustainable Food Systems. *Environmental Management*. 1 mai 2016. Vol. 57, n° 5, pp. 956-975. DOI 10.1007/s00267-016-0664-8.

ASBJORNSEN, H., HERNANDEZ-SANTANA, V., LIEBMAN, M., BAYALA, J., CHEN, J., HELMERS, M., ONG, C. K. et SCHULTE, L. A., 2014. Targeting perennial vegetation in agricultural landscapes for enhancing ecosystem services. *Renewable Agriculture and Food Systems*. juin 2014. Vol. 29, n° 2, pp. 101-125. DOI 10.1017/S1742170512000385.

AZEVEDO, Luciano Araujo, CANOZZI, Maria Eugênia Andrighetto, RODHERMEL, Julio Cesar Bailer, SCHWEGLER, Elizabeth, LA MANNA, Alejandro, CLARIGET, Juan, BIANCHI, Ivan, MOREIRA, Fabiana, OLSSON, Débora Cristina et PERIPOLLI, Vanessa, 2024. Strategies to alleviate heat stress on performance and physiological parameters in feedlot-finished cattle under heat stress conditions. A systematic review-meta-analysis. *Journal of Thermal Biology*. 1 janvier 2024. Vol. 119, pp. 103798. DOI 10.1016/j.jtherbio.2024.103798.

BADUEL, Valérie, HUBERT, Claire et LEJEUNE, Hubert, 2023. Rapport CGAER n°22107 : *Stratégies d'usage des terres en France pour assurer la souveraineté alimentaire et préserver la biodiversité*. Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux.

BARBIERI, Pietro, PELLERIN, Sylvain, SEUFERT, Verena, SMITH, Laurence, RAMANKUTTY, Navin et NESME, Thomas, 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nature Food*. mai 2021. Vol. 2, n° 5, pp. 363-372. DOI 10.1038/s43016-021-00276-y.

BAVEYE, Philippe C., BAVEYE, Jacques et GOWDY, John, 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Frontiers in Environmental Science* [en ligne]. 7 juin 2016. Vol. 4. [Consulté le 25 mars 2024]. DOI 10.3389/fenvs.2016.00041. Disponible à l'adresse : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2016.00041>

BECKMANN, Michael, GERSTNER, Katharina, AKIN-FAJIYE, Morodoluwa, CEAUȘU, Silvia, KAMBACH, Stephan, KINLOCK, Nicole L., PHILLIPS, Helen R. P., VERHAGEN, Willem, GUREVITCH, Jessica, KLOTZ, Stefan, NEWBOLD, Tim, VERBURG, Peter H., WINTER, Marten et SEPPELT, Ralf, 2019. Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology*. 2019. Vol. 25, n° 6, pp. 1941-1956. DOI 10.1111/gcb.14606.

BEILLOUIN, Damien, BEN-ARI, Tamara et MAKOWSKI, David, 2019. Evidence map of crop diversification strategies at the global scale. *Environmental Research Letters*. novembre 2019. Vol. 14, n° 12, pp. 123001. DOI 10.1088/1748-9326/ab4449.

BELLARD, Céline, MARINO, Clara et COURCHAMP, Franck, 2022. Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications*. 16 mai 2022. Vol. 13, n° 1, pp. 2616. DOI 10.1038/s41467-022-30339-y.

BILLI, Marco, ALLENDES, Angel, JILIBERTO, Rodrigo, RAMOS-JILIBERTO, Rodrigo, SALINAS, Bárbara et URQUIZA, Anahí, 2024. Systemic modeling strategies in public policy: an appraisal from literature. *Environmental Science & Policy*. 1 mars 2024. Vol. 153, pp. 103668. DOI 10.1016/j.envsci.2024.103668.

BODIRSKY, B. L., POPP, A., WEINDL, I., DIETRICH, J. P., ROLINSKI, S., SCHEIFFELE, L., SCHMITZ, C. et LOTZE-CAMPEN, H., 2012. N₂O emissions from the global agricultural nitrogen cycle – current state and future scenarios. *Biogeosciences*. 31 octobre 2012. Vol. 9, n° 10, pp. 4169-4197. DOI 10.5194/bg-9-4169-2012.

BRODIE, Jedediah F., WILLIAMS, Sara et GARNER, Brittany, 2021. The decline of mammal functional and evolutionary diversity worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2021. Vol. 118, n° 3, pp. 1-6.

BRUSTEL, Lucie, SEYVET, Magali et SARTHOU, Jean-Pierre, 2018. Biodiversité planifiée : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. INRAE. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/6w0s-gm95>

BUREL, Françoise, ALIGNIER, Audrey, DELATTRE, Thomas, ERNOULT, Aude, LECOMTE, Jane et VIALATTE, Aude, 2019. La biodiversité dans des paysages spatialement et temporellement hétérogènes. In : *Paysage, biodiversité fonctionnelle et santé des plantes*. 1. Editions Quae. pp. 27-46. ISBN 978-2-7592-3014-3.

BURIAN, Alfred, KREMEN, Claire, WU, James Shyan-Tau, BECKMANN, Michael, BULLING, Mark, GARIBALDI, Lucas Alejandro, KRISZTIN, Tamás, MEHRABI, Zia, RAMANKUTTY, Navin et SEPPELT, Ralf, 2024. Biodiversity–production feedback effects lead to intensification traps in agricultural landscapes. *Nature Ecology & Evolution*. 6 mars 2024. pp. 1-9. DOI 10.1038/s41559-024-02349-0.

BUTAULT, Jean-Pierre, DEDRYVER, Charles-Antoine, GARY, Christian, GUICHARD, Laurence, JACQUET, Florence, MEYNARD, Jean-Marc, NICOT, Philippe C., PITRAT, Michel, REAU, Raymond, SAUPHANOR, Benoit, SAVINI, Isabelle et VOLAY, Therese, 2010. *Écophyto R&D : quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport de l'étude* [en ligne]. Technical Report. INRA Editions. [Consulté le 24 août 2024]. Disponible à l'adresse : <https://hal.science/hal-01172967>

CABANES, Benjamin, ROGER, Orso et DOGANOVA, Liliana, 2023. Comment les démarches de prospective permettent-elles de penser le futur ? *Polytechnique Insights* [en ligne]. 26 septembre 2023. [Consulté le 9 avril 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.polytechnique-insights.com/tribunes/societe/la-prospective-a-t-elle-vraiment-des-fondements-scientifiques/>

CAMPBELL, Bruce M., BEARE, Douglas J., BENNETT, Elena M., HALL-SPENCER, Jason M., INGRAM, John S. I., JARAMILLO, Fernando, ORTIZ, Rodomiro, RAMANKUTTY, Navin, SAYER, Jeffrey A. et SHINDELL, Drew, 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society* [en ligne]. 2017. Vol. 22, n° 4. [Consulté le 3 septembre 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.jstor.org/stable/26798991>

- CARSON, Rachel, 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin Harcourt. ISBN 978-0-618-24906-0.
- CEBALLOS, Gerardo, EHRLICH, Paul R. et DIRZO, Rodolfo, 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 25 juillet 2017. Vol. 114, n° 30, pp. E6089-E6096. DOI 10.1073/pnas.1704949114.
- CHAKRABORTY, S. et NEWTON, A. C., 2011. Climate change, plant diseases and food security: an overview. *Plant Pathology*. 2011. Vol. 60, n° 1, pp. 2-14. DOI 10.1111/j.1365-3059.2010.02411.x.
- CHAMBRES D'AGRICULTURE DU CENTRE VAL DE LOIRE, 2023. *Les guêpes sphécides, de mystérieux auxiliaires* [en ligne]. 14 mars 2023. Disponible à l'adresse : <https://agrimonnaissances.fr/auxiliaires-et-pollinisateurs/observer-les-auxiliaires/reconnaitre-les-especes/les-auxiliaires-predateurs-et-parasitoides/les-guepes-sphécides/>
- CHAUDHARY, Abhishek, VERONES, Francesca, DE BAAN, Laura et HELLWEG, Stefanie, 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*. 18 août 2015. Vol. 49, n° 16, pp. 9987-9995. DOI 10.1021/acs.est.5b02507.
- COURSON, Emeric, RICCI, Benoit, MUNERET, Lucile et PETIT, Sandrine, 2024. Reducing pest pressure and insecticide use by increasing hedgerows in the landscape. *Science of The Total Environment*. 15 mars 2024. Vol. 916, pp. 170182. DOI 10.1016/j.scitotenv.2024.170182.
- COUTURIER, Christian, CHARRU, Madeleine, DOUBLET, Sylvain et POINTEREAU, Philippe, 2016. *Afterres2050 - Le scénario Afterres2050, version 2016* [en ligne]. Toulouse, France : Solagro. Disponible à l'adresse : <https://afterres2050.solagro.org/decouvrir/scenario/>
- COUTURIER, Christian, GIBERT, Caroline et RICHARD, Annabelle, 2022. *Afterres2050 Biodiversité - un scénario fondé sur la nature et pour la nature* [en ligne]. Toulouse, France : Solagro. [Consulté le 17 mai 2024]. Afterres2050. Disponible à l'adresse : <https://afterres2050.solagro.org/2022/11/afterres2050biodiversite/>
- CUSHMAN, Samuel A., MCGARIGAL, Kevin et NEEL, Maile C., 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*. 1 septembre 2008. Vol. 8, n° 5, pp. 691-703. DOI 10.1016/j.ecolind.2007.12.002.
- DAINESE, Matteo, MARTIN, Emily A., AIZEN, Marcelo A., ALBRECHT, Matthias, BARTOMEUS, Ignasi, BOMMARCO, Riccardo, CARVALHEIRO, Luisa G., CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, GAGIC, Vesna, GARIBALDI, Lucas A., GHAZOUL, Jaboury, GRAB, Heather, JONSSON, Mattias, KARP, Daniel S., KENNEDY, Christina M., KLEIJN, David, KREMEN, Claire, LANDIS, Douglas A., LETOURNEAU, Deborah K., MARINI, Lorenzo, POVEDA, Katja, RADER, Romina, SMITH, Henrik G., TSCHARNTKE, Teja, ANDERSSON, Georg K. S., BADENHAUSSER, Isabelle, BAENSCH, Svenja, BEZERRA, Antonio Diego M., BIANCHI, Felix J. J. A., BOREUX, Virginie, BRETAGNOLLE, Vincent, CABALLERO-LOPEZ, Berta, CAVIGLIASSO, Pablo, ČETKOVIĆ, Aleksandar, CHACOFF, Natacha P., CLASSEN, Alice, CUSSER, Sarah, DA SILVA E SILVA, Felipe D., DE GROOT, G. Arjen, DUDENHÖFFER, Jan H., EKROOS, Johan, FIJEN, Thijs, FRANCK, Pierre, FREITAS, Breno M., GARRATT, Michael P. D., GRATTON, Claudio, HIPÓLITO, Juliana, HOLZSCHUH, Andrea, HUNT, Lauren, IVERSON, Aaron L., JHA, Shalene, KEASAR, Tamar, KIM, Tania N., KISHINEVSKY, Miriam, KLATT, Björn K., KLEIN, Alexandra-Maria, KREWENKA, Kristin M., KRISHNAN, Smitha, LARSEN, Ashley E., LAVIGNE, Claire, LIERE, Heidi, MAAS, Bea, MALLINGER, Rachel E., MARTINEZ PACHON, Eliana, MARTÍNEZ-SALINAS, Alejandra, MEEHAN, Timothy D., MITCHELL, Matthew G. E., MOLINA, Gonzalo A. R., NESPER, Maike, NILSSON, Lovisa, O'ROURKE, Megan E., PETERS, Marcell K., PLEČAŠ, Milan, POTTS, Simon G., RAMOS, Davi de L., ROSENHEIM, Jay A., RUNDLÖF, Maj, RUSCH, Adrien, SÁEZ, Agustín, SCHEPER, Jeroen, SCHLEUNING, Matthias, SCHMACK, Julia M., SCILIGO, Amber R., SEYMOUR, Colleen, STANLEY, Dara A., STEWART, Rebecca, STOUT, Jane C., SUTTER, Louis, TAKADA, Mayura B., TAKI, Hisatomo, TAMBURINI, Giovanni, TSCHUMI, Matthias, VIANA, Blandina F., WESTPHAL, Catrin, WILLCOX, Bryony K., WRATTEN, Stephen D., YOSHIOKA, Akira,

ZARAGOZA-TRELLO, Carlos, ZHANG, Wei, ZOU, Yi et STEFFAN-DEWENTER, Ingolf, 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*. 16 octobre 2019. Vol. 5, n° 10, pp. eaax0121. DOI 10.1126/sciadv.aax0121.

DELAUNE, Thomas, OUATTARA, Malick S., BALLOT, Rémy, SAUSSE, Christophe, FELIX, Irène, MAUPAS, Fabienne, CHEN, Mathilde, MORISON, Muriel, MAKOWSKI, David et BARBU, Corentin, 2021. Landscape drivers of pests and pathogens abundance in arable crops. *Ecography*. 2021. Vol. 44, n° 10, pp. 1429-1442. DOI 10.1111/ecog.05433.

DINERSTEIN, Eric, OLSON, David, JOSHI, Anup, VYNNE, Carly, BURGESS, Neil D., WIKRAMANAYAKE, Eric, HAHN, Nathan, PALMINTERI, Suzanne, HEDAO, Prashant, NOSS, Reed, HANSEN, Matt, LOCKE, Harvey, ELLIS, Erle C, JONES, Benjamin, BARBER, Charles Victor, HAYES, Randy, KORMOS, Cyril, MARTIN, Vance, CRIST, Eileen, SECHREST, Wes, PRICE, Lori, BAILLIE, Jonathan E. M., WEEDEN, Don, SUCKLING, Kierán, DAVIS, Crystal, SIZER, Nigel, MOORE, Rebecca, THAU, David, BIRCH, Tanya, POTAPOV, Peter, TURUBANOVA, Svetlana, TYUKAVINA, Alexandra, DE SOUZA, Nadia, PINTEA, Lilian, BRITO, José C., LLEWELLYN, Othman A., MILLER, Anthony G., PATZELT, Annette, GHAZANFAR, Shahina A., TIMBERLAKE, Jonathan, KLÖSER, Heinz, SHENNAN-FARPÓN, Yara, KINDT, Roeland, LILLESØ, Jens-Peter Barnekow, VAN BREUGEL, Paulo, GRAUDAL, Lars, VOGÉ, Maianna, AL-SHAMMARI, Khalaf F. et SALEEM, Muhammad, 2017. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience*. 1 juin 2017. Vol. 67, n° 6, pp. 534-545. DOI 10.1093/biosci/bix014.

DRAKARE, Stina, LENNON, Jack J. et HILLEBRAND, Helmut, 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species–area relationships. *Ecology Letters*. 2006. Vol. 9, n° 2, pp. 215-227. DOI 10.1111/j.1461-0248.2005.00848.x.

DUPRAT, Paul, THIECHART, Marion et SARTHOU, Jean-Pierre, 2024. Biodiversité associée : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. INRAE. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/6wbe-t019>

DURU, Michel, THEROND, Olivier, MARTIN, Guillaume, MARTIN-CLOUAIRE, Roger, MAGNE, Marie-Angéline, JUSTES, Eric, JOURNET, Etienne-Pascal, AUBERTOT, Jean-Noël, SAVARY, Serge, BERGEZ, Jacques-Eric et SARTHOU, Jean Pierre, 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 1 octobre 2015. Vol. 35, n° 4, pp. 1259-1281. DOI 10.1007/s13593-015-0306-1.

EARLY, Regan, BRADLEY, Bethany A., DUKES, Jeffrey S., LAWLER, Joshua J., OLDEN, Julian D., BLUMENTHAL, Dana M., GONZALEZ, Patrick, GROSHOLZ, Edwin D., IBÁÑEZ, Ines, MILLER, Luke P., SORTE, Cascade J. B. et TATEM, Andrew J., 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*. 23 août 2016. Vol. 7, n° 1, pp. 12485. DOI 10.1038/ncomms12485.

ELITH, Jane et LEATHWICK, John R., 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 1 décembre 2009. Vol. 40, n° Volume 40, 2009, pp. 677-697. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2005. *Agriculture and environment in EU-15 - the IRENA indicator report* [en ligne]. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities. EEA Report, 6/2005. ISBN 92-9167-779-5. Disponible à l'adresse : https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_6

FABLE, 2020. Pathways to Sustainable Land-Use and Food Systems. *Report of the FABLE Consortium. Laxenburg and Paris: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) and Sustainable Development Solutions Network (SDSN)*. 2020. DOI <https://doi.org/10.22022/ESM/12-2020.16896>.

FAHRIG, Lenore, BAUDRY, Jacques, BROTONS, Lluís, BUREL, Françoise G., CRIST, Thomas O., FULLER, Robert J., SIRAMI, Clelia, SIRIWARDENA, Gavin M. et MARTIN, Jean-Louis, 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology*

Letters. 2011. Vol. 14, n° 2, pp. 101-112. DOI 10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x.

FAO, 2010. *Plant genetic resources - use them or lose them* [en ligne].

[Consulté le 5 septembre 2024]. Disponible à l'adresse :

<https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/al384e>

FAO, 2019. *The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture* [en ligne]. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome, Italy. ISBN 978-92-5-131270-4. Disponible à l'adresse : <http://www.fao.org/3/CA3129EN/CA3129EN.pdf>

FAO, IFAD, OMS, WFP, et UNICEF, 2022. *L'État de la sécurité alimentaire et de la nutrition dans le monde 2022: Réorienter les politiques alimentaires et agricoles pour rendre l'alimentation saine plus abordable* [en ligne]. Rome, Italy : FAO, IFAD, WHO, WFP, UNICEF. [Consulté le 15 avril 2024].

L'état de la sécurité alimentaire et de la nutrition dans le monde, 2022. ISBN 978-92-5-136512-0.

Disponible à l'adresse : <https://www.fao.org/documents/card/fr/c/cc0639fr>

FAO et ITPS, 2015. *Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report*. Rome, Italy : Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. ISBN 978-92-5-109004-6.

FOLBERTH, Christian, KHABAROV, Nikolay, BALKOVIČ, Juraj, SKALSKÝ, Rastislav, VISCONTI, Piero, CIAIS, Philippe, JANSSENS, Ivan A., PEÑUELAS, Josep et OBERSTEINER, Michael, 2020.

The global cropland-sparing potential of high-yield farming. *Nature Sustainability*. avril 2020. Vol. 3, n° 4, pp. 281-289. DOI 10.1038/s41893-020-0505-x.

GARCÍA-VEGA, Diego, DUMAS, Patrice, PRUDHOMME, Rémi, KREMEN, Claire et AUBERT, Pierre-Marie, 2024. A safe agricultural space for biodiversity. *Frontiers in Sustainable Food Systems* [en ligne]. 16 février 2024. Vol. 8. [Consulté le 18 mars 2024]. DOI 10.3389/fsufs.2024.1328800.

Disponible à l'adresse : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fsufs.2024.1328800>

GARIBALDI, Lucas A., ODDI, Facundo J., MIGUEZ, Fernando E., BARTOMEUS, Ignasi, ORR, Michael C., JOBBÁGY, Esteban G., KREMEN, Claire, SCHULTE, Lisa A., HUGHES, Alice C., BAGNATO, Camilo, ABRAMSON, Guillermo, BRIDGEWATER, Peter, CARELLA, Dulce Gomez, DÍAZ, Sandra, DICKS, Lynn V., ELLIS, Erle C., GOLDENBERG, Matías, HUAYLLA, Claudia A., KUPERMAN, Marcelo, LOCKE, Harvey, MEHRABI, Zia, SANTIBAÑEZ, Fernanda et ZHU, Chao-Dong, 2021. Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*. 2021. Vol. 14, n° 2, pp. e12773. DOI 10.1111/conl.12773.

GARRETT, Rachael, RYSCHAWY, Julie, BELL, Lindsay, CORTNER, Owen, FERREIRA, Joice, GARIK, Anna, GIL, Juliana, KLERKX, Laurens, MORAINÉ, Marc, PETERSON, Caitlin, REIS, Julio, VALENTIM, Judson, GARRETT, Rachael, RYSCHAWY, Julie, BELL, Lindsay, CORTNER, Owen, FERREIRA, Joice, ANNA, Victoria, GIL, Juliana et VALENTIM, Judson, 2020. Drivers of decoupling and recoupling of crop and livestock systems at farm and territorial scales. *ECOLOGY AND SOCIETY*. 16 mars 2020. Vol. 25, pp. 24. DOI 10.5751/ES-11412-250124.

GRASS, Ingo, BATÁRY, Péter et TSCHARNTKE, Teja, 2021. Chapter Six - Combining land-sparing and land-sharing in European landscapes. In : BOHAN, David A. et VANBERGEN, Adam J. (éd.), *Advances in Ecological Research* [en ligne]. Academic Press. pp. 251-303. The Future of Agricultural Landscapes, Part II. [Consulté le 18 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065250420300301>

GRASS, Ingo, LOOS, Jacqueline, BAENSCH, Svenja, BATÁRY, Péter, LIBRÁN-EMBED, Felipe, FICICIYAN, Anoush, KLAUS, Felix, RIECHERS, Maraja, ROSA, Julia, TIEDE, Julia, UDY, Kristy, WESTPHAL, Catrin, WURZ, Annemarie et TSCHARNTKE, Teja, 2019. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*. 2019. Vol. 1, n° 2, pp. 262-272. DOI 10.1002/pan3.21.

GREEN, Rhys E., CORNELL, Stephen J., SCHARLEMANN, Jörn P. W. et BALMFORD, Andrew, 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science*. 28 janvier 2005. Vol. 307, n° 5709, pp. 550-555. DOI 10.1126/science.1106049.

HAMANT, Olivier, 2020. Plant scientists can't ignore Jevons paradox anymore. *Nature Plants*. juillet

2020. Vol. 6, n° 7, pp. 720-722. DOI 10.1038/s41477-020-0722-3.

HESSELINK, Frits, GOLDSTEIN, Wendy, VAN KEMPEN, Peter Paul, GARNETT, Tommy et DELA, Jinie, 2007. *Communication, Education and Public Awareness, a toolkit for the Convention on Biological Convention*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity and IUCN. Montreal, Canada.

HOLE, D. G., PERKINS, A. J., WILSON, J. D., ALEXANDER, I. H., GRICE, P. V. et EVANS, A. D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*. 1 mars 2005. Vol. 122, n° 1, pp. 113-130. DOI 10.1016/j.biocon.2004.07.018.

HOSKINS, Andrew J., HARWOOD, Thomas D., WARE, Chris, WILLIAMS, Kristen J., PERRY, Justin J., OTA, Noboru, CROFT, Jim R., YEATES, David K., JETZ, Walter, GOLEBIEWSKI, Maciej, PURVIS, Andy, ROBERTSON, Tim et FERRIER, Simon, 2020. BILBI: Supporting global biodiversity assessment through high-resolution macroecological modelling. *Environmental Modelling & Software*. 1 octobre 2020. Vol. 132, pp. 104806. DOI 10.1016/j.envsoft.2020.104806.

HUDSON, Lawrence N., NEWBOLD, Tim, CONTU, Sara, HILL, Samantha L. L., LYSENKO, Igor, DE PALMA, Adriana, PHILLIPS, Helen R. P., ALHUSSEINI, Tamera I., BEDFORD, Felicity E., BENNETT, Dominic J., BOOTH, Hollie, BURTON, Victoria J., CHNG, Charlotte W. T., CHOIMES, Argyrios, CORREIA, David L. P., DAY, Julie, ECHEVERRÍA-LONDOÑO, Susy, EMERSON, Susan R., GAO, Di, GARON, Morgan, HARRISON, Michelle L. K., INGRAM, Daniel J., JUNG, Martin, KEMP, Victoria, KIRKPATRICK, Lucinda, MARTIN, Callum D., PAN, Yuan, PASK-HALE, Gwilym D., PYNEGAR, Edwin L., ROBINSON, Alexandra N., SANCHEZ-ORTIZ, Katia, SENIOR, Rebecca A., SIMMONS, Benno I., WHITE, Hannah J., ZHANG, Hanbin, ABEN, Job, ABRAHAMCZYK, Stefan, ADUM, Gilbert B., AGUILAR-BARQUERO, Virginia, AIZEN, Marcelo A., ALBERTOS, Belén, ALCALA, E. L., DEL MAR ALGUACIL, Maria, ALIGNIER, Audrey, ANCRENAZ, Marc, ANDERSEN, Alan N., ARBELÁEZ-CORTÉS, Enrique, ARMBRECHT, Inge, ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor, AUMANN, Tom, AXMACHER, Jan C., AZHAR, Badrul, AZPIROZ, Adrián B., BAETEN, Lander, BAKAYOKO, Adama, BÁLDI, András, BANKS, John E., BARAL, Sharad K., BARLOW, Jos, BARRATT, Barbara I. P., BARRICO, Lurdes, BARTOLOMMEI, Paola, BARTON, Diane M., BASSET, Yves, BATÁRY, Péter, BATES, Adam J., BAUR, Bruno, BAYNE, Erin M., BEJA, Pedro, BENEDICK, Suzan, BERG, Åke, BERNARD, Henry, BERRY, Nicholas J., BHATT, Dinesh, BICKNELL, Jake E., BIHN, Jochen H., BLAKE, Robin J., BOBO, Kadiri S., BÓÇON, Roberto, BOEKHOUT, Teun, BÖHNING-GAESE, Katrin, BONHAM, Kevin J., BORGES, Paulo A. V., BORGES, Sérgio H., BOUTIN, Céline, BOUYER, Jérémy, BRAGAGNOLO, Cibele, BRANDT, Jodi S., BREARLEY, Francis Q., BRITO, Isabel, BROS, Vicenç, BRUNET, Jörg, BUCZKOWSKI, Grzegorz, BUDDLE, Christopher M., BUGTER, Rob, BUSCARDI, Erika, BUSE, Jörn, CABRA-GARCÍA, Jimmy, CÁCERES, Nilton C., CAGLE, Nicolette L., CALVIÑO-CANCELA, María, CAMERON, Sydney A., CANCELLO, Eliana M., CAPARRÓS, Rut, CARDOSO, Pedro, CARPENTER, Dan, CARRIJO, Tiago F., CARVALHO, Anelena L., CASSANO, Camila R., CASTRO, Helena, CASTRO-LUNA, Alejandro A., ROLANDO, Cerda B., CEREZO, Alexis, CHAPMAN, Kim Alan, CHAUVAT, Matthieu, CHRISTENSEN, Morten, CLARKE, Francis M., CLEARY, Daniel F.R., COLOMBO, Giorgio, CONNOP, Stuart P., CRAIG, Michael D., CRUZ-LÓPEZ, Leopoldo, CUNNINGHAM, Saul A., D'ANIELLO, Biagio, D'CRUZE, Neil, DA SILVA, Pedro Giovâni, DALLIMER, Martin, DANQUAH, Emmanuel, DARVILL, Ben, DAUBER, Jens, DAVIS, Adrian L. V., DAWSON, Jeff, DE SASSI, Claudio, DE THOISY, Benoit, DEHEUVELS, Olivier, DEJEAN, Alain, DEVINEAU, Jean-Louis, DIEKÖTTER, Tim, DOLIA, Jignasu V., DOMÍNGUEZ, Erwin, DOMINGUEZ-HAYDAR, Yamileth, DORN, Silvia, DRAPER, Isabel, DREBER, Niels, DUMONT, Bertrand, DURES, Simon G., DYNESIUS, Mats, EDENIUS, Lars, EGGLETON, Paul, EIGENBROD, Felix, ELEK, Zoltán, ENTLING, Martin H., ESLER, Karen J., DE LIMA, Ricardo F., FARUK, Aisyah, FARWIG, Nina, FAYLE, Tom M., FELICOLI, Antonio, FELTON, Annika M., FENSHAM, Roderick J., FERNANDEZ, Ignacio C., FERREIRA, Catarina C., FICETOLA, Gentile F., FIERA, Cristina, FILGUEIRAS, Bruno K. C., FIRINCIOĞLU, Hüseyin K., FLASPOHLER, David, FLOREN, Andreas, FONTE, Steven J., FOURNIER, Anne, FOWLER, Robert E., FRANZÉN, Markus, FRASER, Lauchlan H., FREDRIKSSON, Gabriella M., FREIRE JR, Geraldo B., FRIZZO, Tiago L. M., FUKUDA, Daisuke, FURLANI, Dario, GAIGHER, René, GANZHORN, Jörg U.,

GARCÍA, Karla P., GARCIA-R, Juan C., GARDEN, Jenni G., GARILLETI, Ricardo, GE, Bao-Ming, GENDREAU-BERTHIAUME, Benoit, GERARD, Philippa J., GHELIER-COSTA, Carla, GILBERT, Benjamin, GIORDANI, Paolo, GIORDANO, Simonetta, GOLODETS, Carly, GOMES, Laurens G. L., GOULD, Rachelle K., GOULSON, Dave, GOVE, Aaron D., GRANJON, Laurent, GRASS, Ingo, GRAY, Claudia L., GROGAN, James, GU, Weibin, GUARDIOLA, Moisés, GUNAWARDENE, Nihara R., GUTIERREZ, Alvaro G., GUTIÉRREZ-LAMUS, Doris L., HAARMEYER, Daniela H., HANLEY, Mick E., HANSON, Thor, HASHIM, Nor R., HASSAN, Shombe N., HATFIELD, Richard G., HAWES, Joseph E., HAYWARD, Matt W., HÉBERT, Christian, HELDEN, Alvin J., HENDEN, John-André, HENSCHER, Philipp, HERNÁNDEZ, Lionel, HERRERA, James P., HERRMANN, Farina, HERZOG, Felix, HIGUERA-DIAZ, Diego, HILJE, Branko, HÖFER, Hubert, HOFFMANN, Anke, HORGAN, Finbarr G., HORNUNG, Elisabeth, HORVÁTH, Roland, HYLANDER, Kristoffer, ISAACS-CUBIDES, Paola, ISHIDA, Hiroaki, ISHITANI, Masahiro, JACOBS, Carmen T., JARAMILLO, Víctor J., JAUKER, Birgit, HERNÁNDEZ, F. Jiménez, JOHNSON, McKenzie F., JOLLI, Virat, JONSELL, Mats, JULIANI, S. Nur, JUNG, Thomas S., KAPOOR, Vena, KAPPES, Heike, KATI, Vassiliki, KATOVAI, Eric, KELLNER, Klaus, KESSLER, Michael, KIRBY, Kathryn R., KITTLE, Andrew M., KNIGHT, Mairi E., KNOP, Eva, KOHLER, Florian, KOIVULA, Matti, KOLB, Annette, KONE, Mouhamadou, KÖRÖSI, Ádám, KRAUSS, Jochen, KUMAR, Ajith, KUMAR, Raman, KURZ, David J., KUTT, Alex S., LACHAT, Thibault, LANTSCHNER, Victoria, LARA, Francisco, LASKY, Jesse R., LATTA, Steven C., LAURANCE, William F., LAVELLE, Patrick, LE FÉON, Violette, LEBUHN, Gretchen, LÉGARÉ, Jean-Philippe, LEHOUCK, Valérie, LENCINAS, María V., LENTINI, Pia E., LETCHER, Susan G., LI, Qi, LITCHWARK, Simon A., LITTLEWOOD, Nick A., LIU, Yunhui, LOMAN-HUNG, Nancy, LÓPEZ-QUINTERO, Carlos A., LOUHAICHI, Mounir, LÖVEI, Gabor L., LUCAS-BORJA, Manuel Esteban, LUJA, Victor H., LUSKIN, Matthew S., MACSWINEY G, M Cristina, MAETO, Kaoru, MAGURA, Tibor, MALLARI, Neil Aldrin, MALONE, Louise A., MALONZA, Patrick K., MALUMBRES-OLARTE, Jagoba, MANDUJANO, Salvador, MÅREN, Inger E., MARIN-SPIOTTA, Erika, MARSH, Charles J., MARSHALL, E. J. P., MARTÍNEZ, Eliana, MARTÍNEZ PASTUR, Guillermo, MORENO MATEOS, David, MAYFIELD, Margaret M., MAZIMPAKA, Vicente, MCCARTHY, Jennifer L., MCCARTHY, Kyle P., MCFREDERICK, Quinn S., MCNAMARA, Sean, MEDINA, Nagore G., MEDINA, Rafael, MENA, Jose L., MICO, Estefania, MIKUSINSKI, Grzegorz, MILDER, Jeffrey C., MILLER, James R., MIRANDA-ESQUIVEL, Daniel R., MOIR, Melinda L., MORALES, Carolina L., MUCHANE, Mary N., MUCHANE, Muchai, MUDRI-STOJNIC, Sonja, MUNIRA, A. Nur, MUOÑZ-ALONSO, Antonio, MUNYEKENYE, B. F., NAIDOO, Robin, NAITHANI, A., NAKAGAWA, Michiko, NAKAMURA, Akihiro, NAKASHIMA, Yoshihiro, NAOE, Shoji, NATES-PARRA, Guimar, NAVARRETE GUTIERREZ, Dario A., NAVARRO-IRIARTE, Luis, NDANG'ANG'A, Paul K., NEUSCHULZ, Eike L., NGAI, Jacqueline T., NICOLAS, Violaine, NILSSON, Sven G., NOREIKA, Norbertas, NORFOLK, Olivia, NORIEGA, Jorge Ari, NORTON, David A., NÖSKE, Nicole M., NOWAKOWSKI, A. Justin, NUMA, Catherine, O'DEA, Niall, O'FARRELL, Patrick J., ODURO, William, OERTLI, Sabine, OFORI-BOATENG, Caleb, OKE, Christopher Omamoke, OOSTRA, Vicencio, OSGATHORPE, Lynne M., OTAVO, Samuel Eduardo, PAGE, Navendu V., PARITSIS, Juan, PARRA-H, Alejandro, PARRY, Luke, PE'ER, Guy, PEARMAN, Peter B., PELEGRIN, Nicolás, PÉLISSIER, Raphaël, PERES, Carlos A., PERI, Pablo L., PERSSON, Anna S., PETANIDOU, Theodora, PETERS, Marcell K., PETHIYAGODA, Rohan S., PHALAN, Ben, PHILIPS, T. Keith, PILLSBURY, Finn C., PINCHEIRA-ULBRICH, Jimmy, PINEDA, Eduardo, PINO, Joan, PIZARRO-ARAYA, Jaime, PLUMPTRE, A. J., POGGIO, Santiago L., POLITI, Natalia, PONS, Pere, POVEDA, Katja, POWER, Eileen F., PRESLEY, Steven J., PROENÇA, Vânia, QUARANTA, Marino, QUINTERO, Carolina, RADER, Romina, RAMESH, B. R., RAMIREZ-PINILLA, Martha P., RANGANATHAN, Jai, RASMUSSEN, Claus, REDPATH-DOWNING, Nicola A., REID, J. Leighton, REIS, Yana T., REY BENAYAS, José M., REY-VELASCO, Juan Carlos, REYNOLDS, Chevonne, RIBEIRO, Danilo Bandini, RICHARDS, Miriam H., RICHARDSON, Barbara A., RICHARDSON, Michael J., RÍOS, Rodrigo Macip, ROBINSON, Richard, ROBLES, Carolina A., RÖMBKE, Jörg, ROMERO-DUQUE, Luz Piedad, RÖS, Matthias, ROSSELLI, Loreta, ROSSITER, Stephen J., RÖTH, Dana S., ROULSTON, T'ai H., ROUSSEAU, Laurent, RUBIO, André V., RUEL, Jean-Claude, SADLER, Jonathan P., SÁFIÁN, Szabolcs, SALDAÑA-VÁZQUEZ, Romeo A., SAM, Katerina, SAMNEGÅRD, Ulrika, SANTANA, Joana, SANTOS, Xavier, SAVAGE, Jade, SCHELLHORN, Nancy A., SCHILTHUIZEN, Menno, SCHMIEDEL, Ute, SCHMITT, Christine B.,

SCHON, Nicole L., SCHÜEPP, Christof, SCHUMANN, Katharina, SCHWEIGER, Oliver, SCOTT, Dawn M., SCOTT, Kenneth A., SEDLOCK, Jodi L., SEEFELDT, Steven S., SHAHABUDDIN, Ghazala, SHANNON, Graeme, SHEIL, Douglas, SHELDON, Frederick H., SHOCHAT, Eyal, SIEBERT, Stefan J., SILVA, Fernando A. B., SIMONETTI, Javier A., SLADE, Eleanor M., SMITH, Jo, SMITH-PARDO, Allan H., SODHI, Navjot S., SOMARRIBA, Eduardo J., SOSA, Ramón A., SOTO QUIROGA, Grimaldo, ST-LAURENT, Martin-Hugues, STARZOMSKI, Brian M., STEFANESCU, Constanti, STEFFAN-DEWENTER, Ingolf, STOUFFER, Philip C., STOUT, Jane C., STRAUCH, Ayron M., STRUEBIG, Matthew J., SU, Zhimin, SUAREZ-RUBIO, Marcela, SUGIURA, Shinji, SUMMERVILLE, Keith S., SUNG, Yik-Hei, SUTRISNO, Hari, SVENNING, Jens-Christian, TEDER, Tiit, THRELFALL, Caragh G., TIITSAAR, Anu, TODD, Jacqui H., TONIETTO, Rebecca K., TORRE, Ignasi, TÓTHMÉRÉSZ, Béla, TSCHARNTKE, Teja, TURNER, Edgar C., TYLIANAKIS, Jason M., UEHARA-PRADO, Marcio, URBINA-CARDONA, Nicolas, VALLAN, Denis, VANBERGEN, Adam J., VASCONCELOS, Heraldo L., VASSILEV, Kiril, VERBOVEN, Hans A. F., VERDASCA, Maria João, VERDÚ, José R., VERGARA, Carlos H., VERGARA, Pablo M., VERHULST, Jort, VIRGILIO, Massimiliano, VU, Lien Van, WAITE, Edward M., WALKER, Tony R., WANG, Hua-Feng, WANG, Yanping, WATLING, James I., WELLER, Britta, WELLS, Konstans, WESTPHAL, Catrin, WIAFE, Edward D., WILLIAMS, Christopher D., WILLIG, Michael R., WOINARSKI, John C. Z., WOLF, Jan H. D., WOLTERS, Volkmar, WOODCOCK, Ben A., WU, Jihua, WUNDERLE JR, Joseph M., YAMAURA, Yuichi, YOSHIKURA, Satoko, YU, Douglas W., ZAITSEV, Andrey S., ZEIDLER, Juliane, ZOU, Fasheng, COLLEN, Ben, EWERS, Rob M., MACE, Georgina M., PURVES, Drew W., SCHARLEMANN, Jörn P. W. et PURVIS, Andy, 2017. The database of the PREDICTS (Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems) project. *Ecology and Evolution*. 2017. Vol. 7, n° 1, pp. 145-188. DOI 10.1002/ece3.2579.

HUDSON, Lawrence N., NEWBOLD, Tim, CONTU, Sara, HILL, Samantha L. L., LYSENKO, Igor, PALMA, De, PHILLIPS, Helen R. P., ALHUSSEINI, Tamera I., BEDFORD, Felicity E., BENNETT, Dominic J. et BUGTER, R. J. F., 2016. The 2016 release of the PREDICTS database. [en ligne]. 2016. [Consulté le 9 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : <https://agris.fao.org/search/en/providers/122575/records/64746af0425ec3c088f059f2>

IPBES, 2016a. *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production* [en ligne]. Zenodo. [Consulté le 10 avril 2024]. Disponible à l'adresse : <https://zenodo.org/records/3402857>

IPBES, 2016b. *The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services* [en ligne]. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini and B. A. Wintle (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.5281/zenodo.3235428>

IPBES, 2019. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* [en ligne]. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. IPBES secretariat, Bonn, Germany. [Consulté le 10 avril 2024]. ISBN 978-3-947851-20-1. Disponible à l'adresse : <https://zenodo.org/records/6417333>

IUCN, 2015. *International Union for Conservation of Nature 2015 Habitat Classification Scheme, version 3.1* [en ligne]. 2015. Disponible à l'adresse : <http://www.iucnredlist.org/technical-documents/classification-schemes/habitats-classification-scheme-ver3>

JACOBSON, Andrew P., RIGGIO, Jason, M. TAIT, Alexander et E. M. BAILLIE, Jonathan, 2019. Global areas of low human impact ('Low Impact Areas') and fragmentation of the natural world. *Scientific Reports*. 2 octobre 2019. Vol. 9, n° 1, pp. 14179. DOI 10.1038/s41598-019-50558-6.

JANSE, J.H., KUIPER, J.J., WEIJTERS, M.J., WESTERBEEK, E.P., JEUKEN, M.H.J.L., BAKKENES, M., ALKEMADE, R., MOOIJ, W.M. et VERHOEVEN, J.T.A., 2015. GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environmental Science & Policy*. 2015. Vol. 48, n° 0, pp. 99-114. DOI 10.1016/j.envsci.2014.12.007.

JOSEPH, Camille, DELATTRE, Daniel et SARTHOU, Jean-Pierre, 2018. Auxiliaires des cultures : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. [Consulté le 3 septembre 2024]. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/9z65-4m22>

KIM, HyeJin, ROSA, Isabel M. D., ALKEMADE, Rob, LEADLEY, Paul, HURTT, George, POPP, Alexander, VAN VUUREN, Detlef P., ANTHONI, Peter, ARNETH, Almut, BAISERO, Daniele, CATON, Emma, CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, CHINI, Louise, DE PALMA, Adriana, DI FULVIO, Fulvio, DI MARCO, Moreno, ESPINOZA, Felipe, FERRIER, Simon, FUJIMORI, Shinichiro, GONZALEZ, Ricardo E., GUEGUEN, Maya, GUERRA, Carlos, HARFOOT, Mike, HARWOOD, Thomas D., HASEGAWA, Tomoko, HAVERD, Vanessa, HAVLÍK, Petr, HELLWEG, Stefanie, HILL, Samantha L. L., HIRATA, Akiko, HOSKINS, Andrew J., JANSE, Jan H., JETZ, Walter, JOHNSON, Justin A., KRAUSE, Andreas, LECLÈRE, David, MARTINS, Ines S., MATSUI, Tetsuya, MEROW, Cory, OBERSTEINER, Michael, OHASHI, Haruka, POULTER, Benjamin, PURVIS, Andy, QUESADA, Benjamin, RONDININI, Carlo, SCHIPPER, Aafke M., SHARP, Richard, TAKAHASHI, Kiyoshi, THUILLER, Wilfried, TITEUX, Nicolas, VISCONTI, Piero, WARE, Christopher, WOLF, Florian et PEREIRA, Henrique M., 2018. A protocol for an intercomparison of biodiversity and ecosystem services models using harmonized land-use and climate scenarios. *Geoscientific Model Development*. 13 novembre 2018. Vol. 11, n° 11, pp. 4537-4562. DOI 10.5194/gmd-11-4537-2018.

KREMEN, Claire, 2015. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2015. Vol. 1355, n° 1, pp. 52-76. DOI 10.1111/nyas.12845.

LAMANDA, Nathalie, ROUX, Sébastien, DELMOTTE, Sylvestre, MEROT, Anne, RAPIDEL, Bruno, ADAM, Myriam et WERY, Jacques, 2012. A protocol for the conceptualisation of an agro-ecosystem to guide data acquisition and analysis and expert knowledge integration. *European Journal of Agronomy*. 1 avril 2012. Vol. 38, pp. 104-116. DOI 10.1016/j.eja.2011.07.004.

LECLÈRE, D., OBERSTEINER, M., BUTCHART, S. H. M., CHAUDHARY, A., DE PALMA, A., DECLERK, F. A., DI MARCO, M., DÜRAUER, M., DOELMAN, J. C., FREEMAN, R., HARFOOT, M., HASEGAWA, T., HELLWEG, S., HILBERS, J., HILL, S., HUMPENÖDER, F., JENNINGS, N., KRISZTIN, T., MACE, G., OHASHI, H., POPP, A., PURVIS, A., SCHIPPER, A., TABEAU, A., VALIN, H., VAN MEIJL, H., VAN ZEIST, W. J., VISCONTI, P., ALKEMADE, R., ALMOND, R., BUNTING, G., BURGESS, N. D., CORNELL, S. E., DI FULVIO, F., FERRIER, S., FRITZ, S., FUJIMORI, S., GROOTEN, M., HARWOOD, T., HAVLIK, P., HERRERO, M., HOSKINS, A., JUNG, M., KRAM, T., LOTZE-CAMPEN, H., MATSUI, T., MEYER, C., NEL, D., NEWBOLD, T., SCHMIDT-TRAUB, G., STEHFEST, E., STRASSBURG, B., VAN DUUREN, D., WARE, C., WATSON, J., WU, W. et YOUNG, L., 2019. *Supporting material for the article entitled "Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy"* [en ligne]. décembre 2019. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). [Consulté le 22 avril 2024]. Disponible à l'adresse : <https://iiasa.dev.local/>

LECLÈRE, David, OBERSTEINER, Michael, BARRETT, Mike, BUTCHART, Stuart H. M., CHAUDHARY, Abhishek, DE PALMA, Adriana, DECLERCK, Fabrice A. J., DI MARCO, Moreno, DOELMAN, Jonathan C., DÜRAUER, Martina, FREEMAN, Robin, HARFOOT, Michael, HASEGAWA, Tomoko, HELLWEG, Stefanie, HILBERS, Jelle P., HILL, Samantha L. L., HUMPENÖDER, Florian, JENNINGS, Nancy, KRISZTIN, Tamás, MACE, Georgina M., OHASHI, Haruka, POPP, Alexander, PURVIS, Andy, SCHIPPER, Aafke M., TABEAU, Andrzej, VALIN, Hugo, VAN MEIJL, Hans, VAN ZEIST, Willem-Jan, VISCONTI, Piero, ALKEMADE, Rob, ALMOND, Rosamunde, BUNTING, Gill, BURGESS, Neil D., CORNELL, Sarah E., DI FULVIO, Fulvio, FERRIER, Simon, FRITZ, Steffen, FUJIMORI, Shinichiro, GROOTEN, Monique, HARWOOD, Thomas, HAVLÍK, Petr, HERRERO, Mario, HOSKINS, Andrew J., JUNG, Martin, KRAM, Tom, LOTZE-CAMPEN, Hermann, MATSUI, Tetsuya, MEYER, Carsten, NEL, Deon, NEWBOLD, Tim, SCHMIDT-TRAUB, Guido, STEHFEST, Elke, STRASSBURG, Bernardo B. N., VAN VUUREN, Detlef P., WARE, Chris, WATSON, James E. M., WU, Wenchao et YOUNG, Lucy, 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*. septembre 2020. Vol. 585, n° 7826, pp. 551-556. DOI 10.1038/s41586-020-2705-y.

- MA, Yuqing, WOOLF, Dominic, FAN, Mingsheng, QIAO, Lei, LI, Rong et LEHMANN, Johannes, 2023. Global crop production increase by soil organic carbon. *Nature Geoscience*. décembre 2023. Vol. 16, n° 12, pp. 1159-1165. DOI 10.1038/s41561-023-01302-3.
- MAGUIRE, Kaitlin C., NIETO-LUGILDE, Diego, BLOIS, Jessica L., FITZPATRICK, Matthew C., WILLIAMS, John W., FERRIER, Simon et LORENZ, David J., 2016. Controlled comparison of species- and community-level models across novel climates and communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 16 mars 2016. Vol. 283, n° 1826, pp. 20152817. DOI 10.1098/rspb.2015.2817.
- MAHMOOD, Isra, IMADI, Sameen Ruqia, SHAZADI, Kanwal, GUL, Alvina et HAKEEM, Khalid Rehman, 2016. Effects of Pesticides on Environment. In : HAKEEM, Khalid Rehman, AKHTAR, Mohd Sayeed et ABDULLAH, Siti Nor Akmar (éd.), *Plant, Soil and Microbes: Volume 1: Implications in Crop Science* [en ligne]. Cham : Springer International Publishing. pp. 253-269. [Consulté le 24 août 2024]. ISBN 978-3-319-27455-3. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3_13
- MARTIN, Graham, DE BELLABRE, Maika, LESPINE, Antoine et BRIN, Antoine, 2023. Biodiversité fonctionnelle : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. INRAE. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/v1qa-rc46>
- MARTÍNEZ-DALMAU, Javier, BERBEL, Julio et ORDÓÑEZ-FERNÁNDEZ, Rafaela, 2021. Nitrogen Fertilization. A Review of the Risks Associated with the Inefficiency of Its Use and Policy Responses. *Sustainability*. janvier 2021. Vol. 13, n° 10, pp. 5625. DOI 10.3390/su13105625.
- MESA, Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being* [en ligne]. Washington DC : Island Press. ISBN 978-1-55963-402-1. Disponible à l'adresse : <https://www.millenniumassessment.org/en/Framework.html>
- METERA, Ewa, SAKOWSKI, Tomasz, SLONIEWSKI, Krzysztof et ROMANOWICZ, Barbara, 2010. Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland - a review. *Animal Science Papers and Reports*. 1 janvier 2010. Vol. 28, pp. 315-334.
- MEYER, Christian (éd.), 2024. Bioagresseur : définition. , *Dictionnaire des Sciences Animales* [en ligne]. Montpellier, France : Cirad. [Consulté le 3 septembre 2024]. Disponible à l'adresse : <https://dico-sciences-animales.cirad.fr/>
- MITCHELL, E. A. D., MULHAUSER, B., MULOT, M., MUTABAZI, A., GLAUSER, G. et AEBI, A., 2017. A worldwide survey of neonicotinoids in honey. *Science*. 6 octobre 2017. Vol. 358, n° 6359, pp. 109-111. DOI 10.1126/science.aan3684.
- MNHN et OFB, 2006. Tyto alba - Effraie des clochers, Chouette effraie (INPN 2003-2024). *Inventaire National du Patrimoine Naturel* [en ligne]. 2006. [Consulté le 11 août 2024]. Disponible à l'adresse : https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/3482
- MOSNIER, Aline, PENESCU, Liviu, PEREZ-GUZMAN, Katya, STEINHAUSER, Jan, THOMSON, Marcus, DOUZAL, Clara et PONCET, Jordan, 2020. FABLE Calculator - 2020 update. *International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) and Sustainable Development Solutions Network (SDSN), Laxenburg, Austria*. décembre 2020. pp. 51. DOI <https://doi.org/10.22022/ESM%2F12-2020.16934>.
- MULLER, Adrian, SCHADER, Christian, EL-HAGE SCIALABBA, Nadia, BRÜGGEMANN, Judith, ISENSEE, Anne, ERB, Karl-Heinz, SMITH, Pete, KLOCKE, Peter, LEIBER, Florian, STOLZE, Matthias et NIGGLI, Urs, 2017. Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications*. 14 novembre 2017. Vol. 8, n° 1, pp. 1290. DOI 10.1038/s41467-017-01410-w.
- NEWBOLD, Tim, HUDSON, Lawrence N., HILL, Samantha L. L., CONTU, Sara, LYSENKO, Igor, SENIOR, Rebecca A., BÖRGER, Luca, BENNETT, Dominic J., CHOIMES, Argyrios, COLLEN, Ben, DAY, Julie, DE PALMA, Adriana, DÍAZ, Sandra, ECHEVERRIA-LONDOÑO, Susy, EDGAR, Melanie J., FELDMAN, Anat, GARON, Morgan, HARRISON, Michelle L. K., ALHUSSEINI, Tamera, INGRAM, Daniel J., ITESCU, Yuval, KATTGE, Jens, KEMP, Victoria, KIRKPATRICK, Lucinda,

KLEYER, Michael, CORREIA, David Laginha Pinto, MARTIN, Callum D., MEIRI, Shai, NOVOSOLOV, Maria, PAN, Yuan, PHILLIPS, Helen R. P., PURVES, Drew W., ROBINSON, Alexandra, SIMPSON, Jake, TUCK, Sean L., WEIHER, Evan, WHITE, Hannah J., EWERS, Robert M., MACE, Georgina M., SCHARLEMANN, Jörn P. W. et PURVIS, Andy, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*. avril 2015. Vol. 520, n° 7545, pp. 45-50. DOI 10.1038/nature14324.

OERKE, E.-C., 2006. Crop losses to pests. *The Journal of Agricultural Science*. février 2006. Vol. 144, n° 1, pp. 31-43. DOI 10.1017/S0021859605005708.

OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU, 2018. Valeur patrimoniale : Définition. *Le Glossaire sur l'Eau, le milieu marin et la biodiversité* [en ligne]. [Consulté le 24 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : <https://glossaire.eauetbiodiversite.fr/concept/valeur-patrimoniale>

OLSON, David M., DINERSTEIN, Eric, WIKRAMANAYAKE, Eric D., BURGESS, Neil D., POWELL, George V. N., UNDERWOOD, Emma C., D'AMICO, Jennifer A., ITOUA, Illanga, STRAND, Holly E., MORRISON, John C., LOUCKS, Colby J., ALLNUTT, Thomas F., RICKETTS, Taylor H., KURA, Yumiko, LAMOREUX, John F., WETTENGEL, Wesley W., HEDAO, Prashant et KASSEM, Kenneth R., 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*. 1 novembre 2001. Vol. 51, n° 11, pp. 933-938. DOI 10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2.

ORTIZ, Andrea Monica D., OUTHWAITE, Charlotte L., DALIN, Carole et NEWBOLD, Tim, 2021. A review of the interactions between biodiversity, agriculture, climate change, and international trade: research and policy priorities. *One Earth*. janvier 2021. Vol. 4, n° 1, pp. 88-101. DOI 10.1016/j.oneear.2020.12.008.

PAPY, François, LEMAIRE, Gilles et MALÉZIEUX, Eric, 2024. Agrosystème, agroécosystème. *Les Mots de l'agronomie* [en ligne]. [Consulté le 23 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : https://mots-agronomie.inrae.fr/index.php?title=Agrosyst%C3%A8me,_agro%C3%A9cosyst%C3%A8me&oldid=4220

PEREIRA, Henrique M. et DAILY, Gretchen C., 2006. Modeling Biodiversity Dynamics in Countryside Landscapes. *Ecology*. 2006. Vol. 87, n° 8, pp. 1877-1885. DOI 10.1890/0012-9658(2006)87[1877:MBDICL]2.0.CO;2.

PEREIRA, Henrique M., MARTINS, Inês S., ROSA, Isabel M. D., KIM, HyeJin, LEADLEY, Paul, POPP, Alexander, VAN VUUREN, Detlef P., HURTT, George, QUOSS, Luise, ARNETH, Almut, BAISERO, Daniele, BAKKENES, Michel, CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, CHINI, Louise, DI MARCO, Moreno, FERRIER, Simon, FUJIMORI, Shinichiro, GUERRA, Carlos A., HARFOOT, Michael, HARWOOD, Thomas D., HASEGAWA, Tomoko, HAVERD, Vanessa, HAVLÍK, Petr, HELLWEG, Stefanie, HILBERS, Jelle P., HILL, Samantha L. L., HIRATA, Akiko, HOSKINS, Andrew J., HUMPENÖDER, Florian, JANSE, Jan H., JETZ, Walter, JOHNSON, Justin A., KRAUSE, Andreas, LECLÈRE, David, MATSUI, Tetsuya, MEIJER, Johan R., MEROW, Cory, OBERSTEINER, Michael, OHASHI, Haruka, DE PALMA, Adriana, POULTER, Benjamin, PURVIS, Andy, QUESADA, Benjamin, RONDININI, Carlo, SCHIPPER, Aafke M., SETTELE, Josef, SHARP, Richard, STEHFEST, Elke, STRASSBURG, Bernardo B. N., TAKAHASHI, Kiyoshi, TALLUTO, Matthew V., THUILLER, Wilfried, TITEUX, Nicolas, VISCONTI, Piero, WARE, Christopher, WOLF, Florian et ALKEMADE, Rob, 2024. Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050. *Science*. 26 avril 2024. Vol. 384, n° 6694, pp. 458-465. DOI 10.1126/science.adn3441.

PERRY, Brian D., GRACE, Delia et SONES, Keith, 2013. Current drivers and future directions of global livestock disease dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 24 décembre 2013. Vol. 110, n° 52, pp. 20871-20877. DOI 10.1073/pnas.1012953108.

PHALAN, Benjamin T., 2018. What Have We Learned from the Land Sparing-sharing Model? *Sustainability*. juin 2018. Vol. 10, n° 6, pp. 1760. DOI 10.3390/su10061760.

POUX, Xavier et AUBERT, Pierre-Marie, 2018. An agroecological Europe in 2050: multifunctional agriculture for healthy eating. . septembre 2018.

PRIYADARSHANA, Tharaka S., MARTIN, Emily A., SIRAMI, Clélia, WOODCOCK, Ben A., GOODALE, Eben, MARTÍNEZ-NÚÑEZ, Carlos, LEE, Myung-Bok, PAGANI-NÚÑEZ, Emilio, RADERSCHALL, Chloé A., BROTONS, Lluís, REGE, Anushka, OUIN, Annie, TSCHARNTKE, Teja et SLADE, Eleanor M., 2024. Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. *Ecology Letters*. 2024. Vol. 27, n° 3, pp. e14412. DOI 10.1111/ele.14412.

PURVIS, Andy, NEWBOLD, Tim, DE PALMA, Adriana, CONTU, Sara, HILL, Samantha L. L., SANCHEZ-ORTIZ, Katia, PHILLIPS, Helen R. P., HUDSON, Lawrence N., LYSENKO, Igor, BÖRGER, Luca et SCHARLEMANN, Jörn P. W., 2018. Chapter Five - Modelling and Projecting the Response of Local Terrestrial Biodiversity Worldwide to Land Use and Related Pressures: The PREDICTS Project. In : BOHAN, David A., DUMBRELL, Alex J., WOODWARD, Guy et JACKSON, Michelle (éd.), *Advances in Ecological Research* [en ligne]. Academic Press. pp. 201-241. Next Generation Biomonitoring: Part 1. [Consulté le 9 septembre 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065250417300284>

REQUIER, Fabrice, ODOUX, Jean-François, HENRY, Mickaël et BRETAGNOLLE, Vincent, 2017. The carry-over effects of pollen shortage decrease the survival of honeybee colonies in farmlands. *Journal of Applied Ecology*. 2017. Vol. 54, n° 4, pp. 1161-1170. DOI 10.1111/1365-2664.12836.

RIZZO, Davide, MARRACCINI, Elisa et LARDON, Sylvie, 2022. *Landscape Agronomy: Advances and Challenges of a Territorial Approach to Agricultural Issues*. Springer Nature. ISBN 978-3-031-05263-7.

ROBINSON, Stewart, ARBEZ, Gilbert, BIRTA, Louis, TOLK, Andreas et WAGNER, Gerd, 2015. Conceptual Modeling: Definition, Purpose, and Benefits. In : . 1 décembre 2015.

ROSA, Isabel M. D., PURVIS, Andy, ALKEMADE, Rob, CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, FERRIER, Simon, GUERRA, Carlos A., HURTT, George, KIM, HyeJin, LEADLEY, Paul, MARTINS, Inês S., POPP, Alexander, SCHIPPER, Aafke M., VAN VUUREN, Detlef et PEREIRA, Henrique M., 2020. Challenges in producing policy-relevant global scenarios of biodiversity and ecosystem services. *Global Ecology and Conservation*. 1 juin 2020. Vol. 22, pp. e00886. DOI 10.1016/j.gecco.2019.e00886.

ROSA-SCHLEICH, Julia, LOOS, Jacqueline, MUSSHOF, Oliver et TSCHARNTKE, Teja, 2019. Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems – A review. *Ecological Economics*. 1 juin 2019. Vol. 160, pp. 251-263. DOI 10.1016/j.ecolecon.2019.03.002.

SAGORIN, Anaïs, PERRIN, Augustine et SARTHOU, Jean-Pierre, 2024. Régulation biologique : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. INRAE. [Consulté le 25 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/zahx-0883>

SÁNCHEZ-BAYO, Francisco et WYCKHUYS, Kris A. G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*. 1 avril 2019. Vol. 232, pp. 8-27. DOI 10.1016/j.biocon.2019.01.020.

SANNER, Eve-Anna, BOUVILLE, Romain et SARTHOU, Véronique, 2018. Agriculture biologique : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/2vd1-kx96>

SARTHOU, Jean-Pierre, 2016. Infrastructure agroécologique : Définition. *Dictionnaire d'agroécologie* [en ligne]. Disponible à l'adresse : <https://doi.org/10.17180/q9h6-f326>

SAVARY, Serge, WILLOCQUET, Laetitia, PETHYBRIDGE, Sarah Jane, ESKER, Paul, MCROBERTS, Neil et NELSON, Andy, 2019. The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nature Ecology & Evolution*. mars 2019. Vol. 3, n° 3, pp. 430-439. DOI 10.1038/s41559-018-0793-y.

SCHIPPER, Aafke M., BAKKENES, Michel, MEIJER, Johan R., ALKEMADE, Rob et HUIJBREGTS,

Mark, 2016. GLOBIO 3.5 technical model description. *PBL Netherlands Environmental Assessment Agency | The Hague* [en ligne]. 1 mars 2016. [Consulté le 9 juillet 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.pbl.nl/en/publications/globio-35-technical-model-description>

SCHOLES, R. J. et BIGGS, R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature*. mars 2005. Vol. 434, n° 7029, pp. 45-49. DOI 10.1038/nature03289.

SEPPELT, Ralf, ARNDT, Channing, BECKMANN, Michael, MARTIN, Emily A. et HERTEL, Thomas W., 2020. Deciphering the Biodiversity–Production Mutualism in the Global Food Security Debate. *Trends in Ecology & Evolution*. 1 novembre 2020. Vol. 35, n° 11, pp. 1011-1020. DOI 10.1016/j.tree.2020.06.012.

SHACKLETON, C. M., RUWANZA, S., SINASSON SANNI, G. K., BENNETT, S., DE LACY, P., MODIPA, R., MTATI, N., SACHIKONYE, M. et THONDHLANA, G., 2016. Unpacking Pandora's Box: Understanding and Categorising Ecosystem Disservices for Environmental Management and Human Wellbeing. *Ecosystems*. 1 juin 2016. Vol. 19, n° 4, pp. 587-600. DOI 10.1007/s10021-015-9952-z.

SIRAMI, Clélia, GROSS, Nicolas, BAILLOD, Alette Bøsem, BERTRAND, Colette, CARRIÉ, Romain, HASS, Annika, HENCKEL, Laura, MIGUET, Paul, VUILLOT, Carole, ALIGNIER, Audrey, GIRARD, Jude, BATÁRY, Péter, CLOUGH, Yann, VIOLLE, Cyrille, GIRALT, David, BOTA, Gerard, BADENHAUSSER, Isabelle, LEFEBVRE, Gaëtan, GAUFFRE, Bertrand, VIALATTE, Aude, CALATAYUD, François, GIL-TENA, Assu, TISCHENDORF, Lutz, MITCHELL, Scott, LINDSAY, Kathryn, GEORGES, Romain, HILAIRE, Samuel, RECASENS, Jordi, SOLÉ-SENAN, Xavier Oriol, ROBLEÑO, Irene, BOSCH, Jordi, BARRIENTOS, Jose Antonio, RICARTE, Antonio, MARCOS-GARCIA, Maria Ángeles, MIÑANO, Jesús, MATHEVET, Raphaël, GIBON, Annick, BAUDRY, Jacques, BALENT, Gérard, POULIN, Brigitte, BUREL, Françoise, TSCHARNTKE, Teja, BRETAGNOLLE, Vincent, SIRIWARDENA, Gavin, OUIN, Annie, BROTONS, Lluís, MARTIN, Jean-Louis et FAHRIG, Lenore, 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 13 août 2019. Vol. 116, n° 33, pp. 16442-16447. DOI 10.1073/pnas.1906419116.

SOCHER, Stephanie A., PRATI, Daniel, BOCH, Steffen, MÜLLER, Jörg, KLAUS, Valentin H., HÖLZEL, Norbert et FISCHER, Markus, 2012. Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*. 2012. Vol. 100, n° 6, pp. 1391-1399. DOI 10.1111/j.1365-2745.2012.02020.x.

SULIMAN, Mahmoud, SCAINI, Anna, MANZONI, Stefano et VICO, Giulia, 2024. Soil properties modulate actual evapotranspiration and precipitation impacts on crop yields in the USA. *Science of The Total Environment*. 1 novembre 2024. Vol. 949, pp. 175172. DOI 10.1016/j.scitotenv.2024.175172.

TÄLLE, Malin, DEÁK, Balázs, POSCHLOD, Peter, VALKÓ, Orsolya, WESTERBERG, Lars et MILBERG, Per, 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 15 avril 2016. Vol. 222, pp. 200-212. DOI 10.1016/j.agee.2016.02.008.

TAMBURINI, Giovanni, BOMMARCO, Riccardo, WANGER, Thomas Cherico, KREMEN, Claire, VAN DER HEIJDEN, Marcel G. A., LIEBMAN, Matt et HALLIN, Sara, 2020. Agricultural diversification promotes multiple ecosystem services without compromising yield. *Science Advances*. 4 novembre 2020. Vol. 6, n° 45, pp. eaba1715. DOI 10.1126/sciadv.aba1715.

THEYS, Jacques, 2017. Société Française de Prospective - Qu'est-ce que la prospective ? [en ligne]. 2017. [Consulté le 9 avril 2024]. Disponible à l'adresse : <https://www.societefrancaisedeprospective.fr/prospective/>

TIMBERLAKE, Thomas P., VAUGHAN, Ian P., BAUDE, Mathilde et MEMMOTT, Jane, 2021. Bumblebee colony density on farmland is influenced by late-summer nectar supply and garden cover. *Journal of Applied Ecology*. 2021. Vol. 58, n° 5, pp. 1006-1016. DOI 10.1111/1365-2664.13826.

TSCHARNITKE, Teja, KARP, Daniel S., CHAPLIN-KRAMER, Rebecca, BATÁRY, Péter, DECLERCK, Fabrice, GRATTON, Claudio, HUNT, Lauren, IVES, Anthony, JONSSON, Mattias, LARSEN, Ashley, MARTIN, Emily A., MARTÍNEZ-SALINAS, Alejandra, MEEHAN, Timothy D., O'ROURKE, Megan, POVEDA, Katja, ROSENHEIM, Jay A., RUSCH, Adrien, SCHELLHORN, Nancy, WANGER, Thomas C., WRATTEN, Stephen et ZHANG, Wei, 2016. When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*. 1 décembre 2016. Vol. 204, pp. 449-458. DOI 10.1016/j.biocon.2016.10.001.

TUCK, Sean L., WINQVIST, Camilla, MOTA, Flávia, AHNSTRÖM, Johan, TURNBULL, Lindsay A. et BENGTSSON, Janne, 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 2014. Vol. 51, n° 3, pp. 746-755. DOI 10.1111/1365-2664.12219.

URRUTY, Nicolas, DEVEAUD, Tanguy, GUYOMARD, Hervé et BOIFFIN, Jean, 2016. Impacts of agricultural land use changes on pesticide use in French agriculture. *European Journal of Agronomy*. 1 octobre 2016. Vol. 80, pp. 113-123. DOI 10.1016/j.eja.2016.07.004.

USHER, Michael B., 1986. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. In : USHER, Michael B. (éd.), *Wildlife Conservation Evaluation* [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. pp. 3-44. [Consulté le 18 juillet 2024]. ISBN 978-94-009-4091-8. Disponible à l'adresse : https://doi.org/10.1007/978-94-009-4091-8_1

VAN VOOREN, Laura, REUBENS, Bert, BROEKX, Steven, DE FRENNE, Pieter, NELISSEN, Victoria, PARDON, Paul et VERHEYEN, Kris, 2017. Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 15 juin 2017. Vol. 244, pp. 32-51. DOI 10.1016/j.agee.2017.04.015.

WEISKOPF, Sarah R, MYERS, Bonnie J E, ARCE-PLATA, Maria Isabel, BLANCHARD, Julia L, FERRIER, Simon, FULTON, Elizabeth A, HARFOOT, Mike, ISBELL, Forest, JOHNSON, Justin A, MORI, Akira S, WENG, Ensheng, HARMÁČKOVÁ, Zuzana V, LONDOÑO-MURCIA, María Cecilia, MILLER, Brian W, PEREIRA, Laura M et ROSA, Isabel M D, 2022. A Conceptual Framework to Integrate Biodiversity, Ecosystem Function, and Ecosystem Service Models. *BioScience*. 1 novembre 2022. Vol. 72, n° 11, pp. 1062-1073. DOI 10.1093/biosci/biac074.

WILLETT, Walter, ROCKSTRÖM, Johan, LOKEN, Brent, SPRINGMANN, Marco, LANG, Tim, VERMEULEN, Sonja, GARNETT, Tara, TILMAN, David, DECLERCK, Fabrice, WOOD, Amanda, JONELL, Malin, CLARK, Michael, GORDON, Line J., FANZO, Jessica, HAWKES, Corinna, ZURAYK, Rami, RIVERA, Juan A., VRIES, Wim De, SIBANDA, Lindiwe Majele, AFSHIN, Ashkan, CHAUDHARY, Abhishek, HERRERO, Mario, AGUSTINA, Rina, BRANCA, Francesco, LARTEY, Anna, FAN, Shenggen, CRONA, Beatrice, FOX, Elizabeth, BIGNET, Victoria, TROELL, Max, LINDAHL, Therese, SINGH, Sudhvir, CORNELL, Sarah E., REDDY, K. Srinath, NARAIN, Sunita, NISHTAR, Sania et MURRAY, Christopher J. L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*. 2 février 2019. Vol. 393, n° 10170, pp. 447-492. DOI 10.1016/S0140-6736(18)31788-4.

WWF, 2022. *Living Planet Report 2022 – Building a nature positive society*. Almond Rosamunde, Grooten Monique, Juffe Bignoli Diego, Petersen Tanya. Gland Suisse : WWF. ISBN 978-2-88085-316-7.

	Diplôme : Master 2 Biologie Agrosociétés Spécialité : Mention APVV (Amélioration, Production, Valorisation du Végétal) Spécialisation / option : Fonctionnement et Gestion des Agrosystèmes Enseignant référent : Edith LE CADRE-BARTHELEMY
Auteur(s) : Anne DUFOUR Date de naissance : 17/06/1998	Organisme d'accueil : INRAE Centre de Versailles - Saclay Adresse : Route de St Cyr - RD 10, 78026, Versailles Cedex
Nb pages : 62 Annexe(s) : /	Maître de stage : Lucile MUNERET et Nicolas GUILPART
Année de soutenance : 2024	
Titre français : Vers une meilleure inclusion de la biodiversité dans les modèles du système alimentaire mondial	
Titre anglais: Towards a better inclusion of biodiversity in global food system models	
Résumé : La biodiversité est reconnue comme un facteur important de services (tels la pollinisation) et de disservices (tels les dommages dus aux bioagresseurs des cultures) à l'agriculture. Contribuant à la productivité de l'agriculture, la biodiversité est-elle-même impactée par cette dernière, formant une boucle de rétroaction. La littérature suggère que ces interactions sont négligées dans les modèles du système alimentaire mondial. On interroge ici comment la prise en compte des interactions entre biodiversité et production agricole dans les modèles du système alimentaire mondial peut-elle être améliorée ? Cette question est déclinée en deux volets. (i) Quelles relations biodiversité-production agricole représenter pour informer leur interaction d'une manière parcimonieuse ? Une étude approfondie de la littérature permet de répondre à cette question à travers l'élaboration d'un modèle conceptuel représentant les relations agriculture - biodiversité nécessaires et suffisantes. (ii) De quelles manières ces interactions biodiversité-production agricole sont-elles représentées dans les modèles du système alimentaire mondial actuels ? Le modèle conceptuel issu de la phase précédente sert de cadre d'analyse pour comparer la prise en compte de ces relations au sein d'un jeu de six études prospectives modélisant le système alimentaire mondial. Ce travail a permis de formaliser les relations agriculture - biodiversité suffisant à la modélisation, de mettre en évidence le fonctionnement et les lacunes de modèles actuels, contribuant ainsi à proposer des pistes d'amélioration.	
Abstract: Biodiversity is acknowledged as an important contributor of services (such as pollination) and disservices (such as damage from crop pests) to agriculture. As a contributor to agricultural productivity, biodiversity is itself impacted by agriculture, forming a feedback loop. The literature suggests that these interactions are neglected in models of the global food system. This paper questions how the interactions between biodiversity and agricultural production can be taken into account in models of the global food system. This question is broken down in two parts: (i) What biodiversity-agricultural production relationships should be represented in order to inform their interaction in a parsimonious way? An in-depth study of the literature will enable us to answer this question by developing a conceptual model representing the necessary and sufficient agriculture-biodiversity relationships. (ii) How are these biodiversity-agricultural production interactions represented in current models of the world food system? The conceptual model resulting from the previous phase is used as an analytical framework to compare how these relationships are taken into account in a set of six prospective studies modelling the world food system. This work has made it possible to formalise the agriculture-biodiversity relationships that are sufficient for modelling purposes, and to highlight the operation and shortcomings of current models, thereby helping to suggest ways of improving them.	
Mots-clés : Agriculture, Paysage, Evaluation, Bioagresseur, Pollinisation, Rendement	
Key Words: Agriculture, Landscape, Assessment, Pest, Pollination, Yield	