

Biodiversité, sécurité alimentaire et changement climatique : quelle(s) trajectoire(s) de transformation pour l'agriculture ?

Par Pierre-Marie AUBERT

Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri)

Diego GARCIA VEGA

Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri) – Sciences Po, Écoles des Affaires internationales

et Xavier POUX

Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri), Application des sciences de l'action (AScA)

Le secteur agricole est au cœur d'enjeux majeurs, concernant la sécurité alimentaire, le climat et la biodiversité. Si tous les acteurs reconnaissent aujourd'hui la nécessité d'un changement de paradigme, peu s'accordent sur la direction à prendre. Les modalités de prise en charge de la biodiversité sont plus particulièrement au cœur de ce débat.

Introduction

Le secteur agricole est au croisement d'enjeux sociaux et environnementaux majeurs. D'un côté, la demande en biomasse est amenée à augmenter dans les prochaines décennies pour satisfaire les besoins alimentaires d'une population croissante et pour fournir une biomasse venant en substitution aux ressources fossiles dans la perspective d'une économie totalement décarbonée.

De l'autre, cette production devra se faire à surface agricole constante, voire même décroissante : la conversion des écosystèmes en terres agricoles est en effet le premier déterminant de la perte de biodiversité mondiale qu'il est plus qu'urgent d'enrayer (IPBES, 2019), tandis qu'elle génère des émissions de CO₂ incompatibles avec l'objectif de neutralité carbone (IPCC, 2019).

Dans ce contexte, nous discutons dans cet article des trajectoires de transformation agricoles proposées pour faire face à ces enjeux. Dans une première partie, nous présentons les fondements du paradigme aujourd'hui dominant, celui dit de « *land sparing* » (Phalan, 2018). Dans une deuxième partie, nous nuancions la portée potentielle d'une stratégie de *land sparing* en donnant à voir trois limites importantes peu ou mal prises en compte par les auteurs s'en revendiquant, en particulier quant au rôle et à l'importance de la biodiversité dans les agroécosystèmes. Dans la dernière partie, conclusive, nous esquissons des pistes

pour faire progresser le débat et identifions des actions « sans regret » à mettre en œuvre à court terme.

Les fondements d'une logique d'intensification « durable »

Les interactions entre production agricole et biodiversité font l'objet d'une attention soutenue depuis plusieurs décennies. On doit à Green et à son équipe (2005) une formalisation de ces interactions autour d'une question simple : la nature de la fonction reliant rendement et niveau de biodiversité d'un paysage agricole est-elle concave ou convexe ? Le modèle raisonne à partir d'un objectif de production fixé de manière exogène et dit la chose suivante : si la fonction est concave, la meilleure stratégie pour atteindre l'objectif de production **et** maximiser la biodiversité dans un paysage agricole donné consiste alors à cultiver la totalité de sa surface, suivant des pratiques favorables à la biodiversité, mais au rendement peu élevé. On parle alors d'une stratégie de « *land sharing* » pour désigner une approche cherchant à réconcilier, à l'échelle de la parcelle, production et biodiversité. À l'inverse, si la fonction reliant rendement et biodiversité est de forme convexe, la stratégie optimale sera d'intensifier la production sur une petite fraction du paysage pour rendre à une nature « sauvage » le reste : on parle là d'une stratégie de « *land sparing* », c'est-à-dire permettant de « sauvegarder » (*to spare*) une parcelle de terre favorable à la biodiversité grâce à l'intensification (voir la Figure 1 de la page suivante).

Comment choisir entre sharing et sparing?

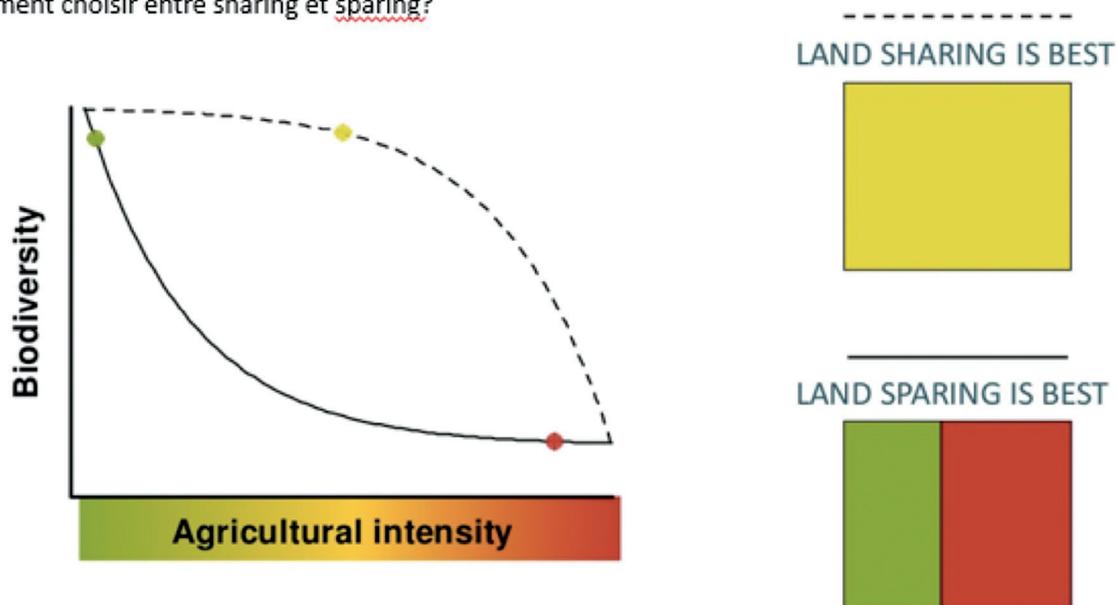


Figure 1 : Schéma issu de la présentation d'Henning Steinfeld sur le LSH/LSP (FAO), conférence d'Addis-Abeba (Éthiopie), 6-7 novembre 2014.

À la suite de cet article fondateur (aujourd'hui cité près de 2 000 fois), différents travaux empiriques sont venus alimenter la thèse d'une fonction plutôt convexe, et donc la supériorité d'une stratégie de *land sparing* sur celle de *land sharing* – et ce bien que ces travaux aient été conduits sur une aire géographique restreinte et sur un petit nombre de taxons (Phalan, 2018). Des personnalités importantes comme Norman Borlaug, considéré comme le « père » de la révolution verte, ont aussi pesé dans ce débat : selon lui, les gains de rendement de la révolution verte auraient permis d'éviter la conversion en terres agricoles de près de 1,2 milliard d'hectares de forêts et autres écosystèmes remarquables (Ramankutty *et al.*, 2018).

Au cours des années 2010, la supériorité de la stratégie de « *land sparing* » a encore été confortée par les travaux du GIEC sur la neutralité carbone. Ceux-ci montrent que même dans les projections les plus favorables d'un point de vue socio-politique, 20 à 30 % des terres agricoles devraient être soustraites à leur usage alimentaire soit pour être reforestées, soit pour y produire des bioénergies (Masson-Delmotte *et al.*, 2018 ; Shukla *et al.*, 2019). Or, seule une intensification massive dans une logique de *land sparing* pourrait permettre de libérer les terres nécessaires. La possibilité même que les rendements puissent augmenter fortement et partout dans le monde est par ailleurs régulièrement remise en avant dans des travaux de modélisation à l'échelle mondiale, démontrant les gains pour la biodiversité et le climat qu'aurait une telle stratégie d'intensification (voir les travaux récents de Folberth *et al.*, 2020).

Dans ce contexte, une grande majorité des prospectives s'intéressant aux transformations du système alimentaire s'appuient plus ou moins explicitement sur une logique de *land sparing*, et ce quelle que soit l'échelle considérée (ECF, 2018 ; Landbrug et Fødevarer, 2019 ; NFU, 2019 ; Willett *et al.*, 2019). Si l'idée de *land sparing* a indénia-

blement des atouts, sa mise en œuvre n'est pas sans se heurter à plusieurs défis qu'il convient à présent d'examiner plus en détail.

Les angles morts du modèle de « *Land Sparing* »

Si la simplicité du modèle de Green *et al.* en fait sa force, il n'est pas pour autant sans défauts. Ainsi, le fait de considérer un objectif de production de manière exogène pour comparer les deux stratégies (*land sparing vs land sharing*) empêche de prendre en compte les dynamiques de marché (Desquilbet *et al.*, 2017). Or, les gains de productivité des soixante dernières années ont été en grande partie utilisés pour développer la production animale (Ramankutty *et al.*, 2018). Les surfaces « économisées » par l'intensification ont donc été compensées par celles « dépensées en plus » pour nourrir un cheptel de plus en plus nombreux et des consommateurs dont la prise protéique (au moins en contexte OCDE) est aujourd'hui près du double de celle nécessaire à la couverture de leurs besoins nutritionnels (Westhoek *et al.*, 2011). À contexte politique et de marché constant, la poursuite de l'intensification peut donc conduire à un développement encore accru de l'élevage – la demande des pays émergents étant sans cesse croissante.

Or, l'intensification telle qu'elle s'est déroulée jusqu'à présent a considérablement impacté la biodiversité à l'intérieur des paysages agricoles, notamment du fait du recours massif aux intrants de synthèse et à la simplification des paysages qu'elle a entraînée (IPBES, 2019)⁽¹⁾. Or, non

(1) L'impact négatif de l'intensification sur la biodiversité a aussi été clairement établi en dehors et à proximité des zones de production, notamment du fait du temps de rémanence ou du transport aérien ou aquatique des molécules en cause (voir, par exemple, Lode *et al.*, 1995 ; Beketov *et al.*, 2013 ; Lassaletta *et al.*, 2016 ; Hallmann *et al.*, 2017).

seulement cette biodiversité possède une valeur d'existence intrinsèque – près de 25 % de la biodiversité que l'Union européenne s'est engagée à conserver au titre de la Convention sur la diversité biologique est par exemple dépendante des pratiques agricoles (Halada *et al.*, 2011) – mais elle est aussi un *facteur de production* nécessaire au bon fonctionnement des agroécosystèmes (voir, par exemple, Dainese *et al.*, 2019). Les relations entre biodiversité et provision de services écosystémiques sont cependant loin d'être univoques : certains taxons peuvent contribuer à tel service, mais se révéler contre-productif pour un autre, et inversement (Slade *et al.*, 2019). Cependant, les données empiriques réunies jusqu'à présent permettent d'identifier quatre services essentiels au bon fonctionnement des agroécosystèmes, qu'un haut niveau de biodiversité est plus à même d'assurer : une meilleure pollinisation, une contribution à la gestion des parasites (Dainese *et al.*, 2019), une vie des sols plus dynamique qui contribue également à une plus grande fertilité (Geisen *et al.*, 2019) et une meilleure capacité d'adaptation au changement climatique (Lin, 2011).

Indépendamment de ses impacts environnementaux, les dimensions sociales du *land sparing* ont été jusqu'à présent peu explorées. Or, une stratégie de *land sparing* à grande échelle repose fondamentalement sur un double mouvement : l'adoption des technologies/modes de production les plus efficaces sur les terres les plus productives, d'une part, et le « ré-ensauvagement » (*rewilding*, en anglais) des zones les moins productives (souvent dites « marginales »), de l'autre, dans le but de créer une mosaïque d'espaces protégés et connectés à travers les territoires. La structure et l'organisation actuelles de l'agriculture, quel que soit le continent considéré, rendent la mise en œuvre d'une telle vision plus que complexe, ne serait-ce que d'un point de vue foncier ou organisationnel, alors que 90 % des agriculteurs exploitent aujourd'hui moins de 2 ha (Tschamtkke *et al.*, 2012). L'idée de ré-ensauvagement soulève également des questions redoutables des points de vue éthique et politique (Lorimer *et al.*, 2015). Enfin, certains auteurs questionnent les conséquences d'une concentration toujours accrue de la production. Celle-ci aurait en effet toutes les chances de se traduire par une consolidation de l'agro-industrie, à l'amont comme à l'aval, soumettant ainsi l'ensemble des acteurs à l'instabilité des marchés et des stratégies de ces multinationales (Kremen et Merenlender, 2018).

C'est pour rendre compte de trajectoires plus sensibles à l'ensemble de ces enjeux – biodiversité, paysage, société – que des scénarios basés sur une logique plus ou moins explicite de « *land sharing* » ont émergé ces dernières années, en particulier en Europe (Solagro *et al.*, 2016 ; Muller *et al.*, 2017 ; Karlsson *et al.*, 2018 ; Poux et Aubert, 2018). Ces scénarios envisagent une généralisation de l'agriculture à bas niveau d'intrants et mettent la reconnexion entre cultures et élevage ainsi que la végétation semi-naturelle au centre de leurs approches. Il en résulte des niveaux de production moins élevés qu'aujourd'hui dans le contexte européen, mais ne nécessitant pas pour autant une expansion des surfaces agricoles du

fait d'hypothèses ambitieuses sur l'évolution des régimes alimentaires. Les réductions d'émissions de gaz à effet de serre permises par ces scénarios sont, en général, du même ordre de grandeur que les scénarios basés sur le *land sparing*. C'est cependant sur la production de biomasse pour d'autres finalités que l'alimentation (énergie, biomatériau), comme sur le potentiel de séquestration, que se posent les questions les plus redoutables. En effet, la décarbonation complète de l'économie implique simultanément une substitution massive des énergies et matériaux issus de carbone fossile par des énergies et matériaux issus du carbone renouvelable ; et le développement de puits de carbone mobilisant des surfaces considérables (IPCC, 2019). Mais ce sont là deux options plus difficilement compatibles avec les niveaux de rendement plus modestes offerts par des scénarios de type *land sharing*. La question des « *trade offs* » potentiels entre climat et biodiversité doit ainsi, à la lumière de ces travaux, être instruite de manière plus fine que ce qui a été fait jusqu'à présent (on pourra sur cet aspect se référer aux travaux de Hof *et al.*, 2018).

Conclusion : trois défis à court et moyen terme

Les lignes qui précèdent illustrent bien l'importance d'élaborer et de mettre en discussion, dans un cadre ouvert et contradictoire, des trajectoires contrastées du système alimentaire à différentes échelles (Mermet, 2005), tout en donnant à voir leurs impacts sur une diversité d'enjeux via une logique de « tableau de bord » (Waisman *et al.*, 2019). C'est en effet à cette seule condition que peuvent être identifiés et débattus les *trade offs* potentiels et les options sans regret à court, moyen et long termes. Sur la base de travaux comparatifs précédents, deux de ces options « sans regret » peuvent être évoquées et mises en regard des questions qui restent à instruire (Poux et Aubert, 2019).

La première option sans regret consiste à poursuivre les efforts en vue de réduire les pertes et gaspillages tout au long des filières alimentaires – qui représentent près de 20 % de la production agricole européenne (Stenmarck *et al.*, 2016), et environ 1/3 au niveau mondial (HLPE, 2014).

La seconde concerne les régimes alimentaires. Accélérer encore la *transition protéique* déjà en cours, c'est-à-dire simultanément réduire la quantité totale de protéines ingérées, et inverser le ratio entre protéines animales et protéines végétales ⁽²⁾, permettrait de diminuer de manière substantielle le niveau de la pression exercée sur les terres émergées, avec des bénéfices pour le climat et la biodiversité, et ce quelle que soit la stratégie adoptée. Si l'on s'intéresse de plus près à la *nature* des protéines animales à favoriser ou, au contraire, à délaissier, des points de divergence apparaissent cependant rapidement entre stratégies LSP ou LSH. Le discours dominant tend à

(2) Ce ratio est actuellement de 2/3-1/3 entre protéines animales et protéines végétales et pourrait, sans aucune incidence au plan nutritionnel, être inversé.

mettre à l'index la viande de ruminant et le lait en raison de leurs impacts climatiques supérieurs, notamment du fait du fort pouvoir de réchauffement global du méthane émis par ces animaux. Cette approche se révèle cependant réductrice à deux égards :

- en premier lieu, elle ne tient pas compte des services écosystémiques rendus par le maintien de prairies permanentes dans les paysages agricoles, un maintien rendu possible par la présence des ruminants (Pärtel *et al.*, 2005), ni de la capacité de ces mêmes services à valoriser des espaces et des ressources non utilisables par l'homme (Van Zanten *et al.*, 2016).
- en second lieu, elle fait l'impasse sur le fait que la production de viande blanche (porc, poulet) entre non seulement en concurrence directe avec l'alimentation humaine, mais également dépend fondamentalement de l'usage d'engrais azotés pour la production des céréales dont ils dépendent. Des engrais azotés qui, eux-mêmes, se révèlent être émetteurs de N₂O, un gaz au pouvoir réchauffant bien plus important que le méthane et qui, pour le coup, s'accumule dans l'atmosphère pendant plus de 100 ans – à la différence du méthane dont la durée de rémanence est de « seulement » 12 ans. De ce point de vue, une analyse plus fine des impacts comparés de trajectoires de transition reposant sur les monogastriques vs les ruminants restent à établir sur la base des travaux récents de Myles Allen et de son équipe autour du PRG (Allen *et al.*, 2018a ; Allen *et al.*, 2018b).

Enfin, le grand mérite d'une prise en compte plus fine des enjeux de biodiversité dans les paysages agricoles est de nous obliger à contextualiser nos réflexions quant aux stratégies de transformation des modèles agricoles à mettre en œuvre. Dans de nombreuses régions du monde, il est et il sera encore possible d'augmenter les rendements des agroécosystèmes sans affecter leurs capacités productives, ni la biodiversité (Tscharntke *et al.*, 2012). Dans les pays de l'OCDE, où l'intensification s'est déployée à plein pendant les décennies 1960 et 70 et où les rendements actuels sont proches de ce qui est aujourd'hui considéré comme les potentiels agronomiques maximaux (Mueller *et al.*, 2012), la question fait *a minima* débat. En Europe notamment, nombre de cultures ont vu leurs rendements stagner au cours des vingt dernières années (Wiesmeier *et al.*, 2015), au même moment où des pans entiers de la biodiversité des agroécosystèmes se sont effondrés de manière parfois vertigineuse. Tout se passe comme si la destruction de la biodiversité à laquelle avait participé cette intensification, rendait aujourd'hui impossible sa poursuite, en désorganisant de manière structurelle les agroécosystèmes. Dans un tel contexte, l'enjeu n'est plus de poursuivre cette trajectoire, mais plutôt de trouver un nouvel équilibre entre fonctionnement des agroécosystèmes et production agricole.

Pour avancer sur ces questions, il sera essentiel de progresser dans notre compréhension du rôle que joue la biodiversité dans les paysages agricoles et des modalités de son maintien. C'est une question agronomique fondamentale qui est de mieux en mieux cadrée par la recherche (Thérond *et al.*, 2017), même si les recherches empiriques

manquent encore. Mais il sera aussi essentiel qu'en parallèle de ces travaux, la communauté des modélisateurs améliore ses capacités à représenter des systèmes agricoles plus biodivers. Ce n'est qu'à cette condition que les enjeux de biodiversité cesseront d'être abordés uniquement du point de vue de la (non-)expansion des terres agricoles, comme c'est aujourd'hui presque systématiquement le cas (FABLE, 2019 ; Willett *et al.*, 2019). Mais ils nous obligeront aussi à questionner la trajectoire de transformation des modèles agricoles eux-mêmes.

Références

- ALLEN M. R., CAIN M., LYNCH J. *et al.* (2018a), *Climate metrics for ruminants*, Oxford, Oxford Martin Programme on Climate Pollutants, 4 pages.
- ALLEN M. R., SHINE K. P., FUGLESTVEDT J. S. *et al.* (2018b), "A solution to the misrepresentations of CO₂-equivalent emissions of short-lived climate pollutants under ambitious mitigation", *npj Climate and Atmospheric Science* 1 (1), 16.
- BEKETOV M. A., KEFFORD B. J., SCHÄFER R. B. *et al.* (2013), "Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates", *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (27), pp. 11039-11043.
- DAINESE M., MARTIN E. A., AIZEN M. A. *et al.* (2019), "A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production", *Science Advances* 5 (10), 13.
- DESQUILBET M., DORIN B. & COUVET D. (2017), "Land Sharing vs Land Sparing to Conserve Biodiversity: How Agricultural Markets Make the Difference", *Environmental Modeling & Assessment* 22 (3), pp. 185-200.
- ECF (2018), *Net Zero By 2050: From Whether to How*, Brussels, European Climate Foundation – Climact, 66 pages.
- FABLE (2019), *Pathways to Sustainable Land-Use and Food Systems. 2019 Report of the FABLE Consortium*, Laxenburg & Paris, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) and Sustainable Development Solutions Network (SDSN).
- FOLBERTH C., KHABAROV N., BALKOVIČ J. *et al.* (2020), "The global cropland-sparing potential of high-yield farming", *Nature Sustainability* 3 (4), pp. 281-289.
- GEISEN S., WALL D. H. & VAN DER PUTTEN W. H. (2019), "Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene", *Current Biology* 29 (19), R1036-R1044.
- GREEN R. E., CORNELL S. J., SCHARLEMANN J. P. W. *et al.* (2005), *Farming and the Fate of Wild Nature*, 307 (5709), pp. 550-555.
- HALADA L., EVANS D., ROMÃO C. *et al.* (2011), "Which habitats of European importance depend on agricultural practices?", *Biodiversity and Conservation* 20 (11), pp. 2365-2378.
- HALLMANN C. A., SORG M., JONGEJANS E. *et al.* (2017), "More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas", *PLOS ONE* 12 (10), e0185809.
- HLPE (2014), *Food losses and waste in the context of sustainable food systems*, Rome, High Level Panel of Experts of the Committee on World Food Security.
- HOF C., VOSKAMP A., BIBER M. F. *et al.* (2018), *Bioenergy cropland expansion may offset positive effects of climate change mitigation for global vertebrate diversity*, 201807745.
- IPBES (2019), *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

- IPCC (2019), *Climate Change and Land. An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, Geneva, WMO, UNEP.
- KARLSSON J. O., CARLSSON G., LINDBERG M. *et al.* (2018), "Designing a future food vision for the Nordics through a participatory modeling approach", *Agronomy for Sustainable Development* 38 (6), 59.
- KREMEN C. & MERENLENDER A. M. (2018), "Landscapes that work for biodiversity and people", *Science* 362 (6412).
- LANDBRUG & FØDEVARER (2019), *Climate-neutral 2050*, Denmark, Danish Agriculture & Food Council, 25 pages.
- LASSALETTA L., BILLEN G., GARNIER J. *et al.* (2016), "Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand", *Environmental Research Letters* 11, 14.
- LIN B. B. (2011), "Resilience in Agriculture through Crop Diversification: Adaptive Management for Environmental Change", *BioScience* 61 (3), pp. 183-193.
- LODE O., EKLO O. M., HOLEN B. *et al.* (1995), "Pesticides in precipitation in Norway", *Science of The Total Environment* 160-161, pp. 421-431.
- LORIMER J., SANDOM C., JEPSON P. *et al.* (2015), "Rewilding: Science, Practice, and Politics", *Annual Review of Environment and Resources* 40 (1), pp. 39-62.
- MASSON-DELMOTTE V., ZHAI P., PÖRTNER H. O. *et al.* (2018), *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*, Geneva, World Meteorological Organization.
- MERMETL. (Ed.) (2005), *Étudier des écologies futures. Un chantier ouvert pour les recherches prospectives environnementales*, Bruxelles, P.I.E. Peter Lang, 411 pages.
- MUELLER N. D., GERBER J. S., JOHNSTON M. *et al.* (2012), "Closing yield gaps through nutrient and water management", *Nature* 490, 254.
- MULLER A., SCHADER C., SCIALABBA N. E.-H. *et al.* (2017), "Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture", *Nature communications* 8 (1), 1290.
- NFU (2019), *Achieving NET ZERO – Farming's 2040 goal*, Warwickshire, National Farmer Union.
- PÄRTEL M., BRUUN H. H. & SAMMUL M. (2005), "Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation", *Grassland Science in Europe* 10, pp. 1-14.
- PHALAN B. (2018), "What Have We Learned from the Land Sparring-sharing Model?", *Sustainability* 10 (1760).
- POUX X. & AUBERT P.-M. (2018), *Ten Years for Agroecology in Europe: a multifunctional agriculture for healthy eating. Findings from the Ten Years For Agroecology (TYFA) modelling exercise*, Paris, Iddri, 73 pages, <https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/201809-ST0918EN-tyfa.pdf>
- POUX X. & AUBERT P.-M. (2019), « Agriculture et changement climatique : analyse et enseignements d'approches prospectives », *Futuribles international* 234, 13.
- RAMANKUTTY N., MEHRABI Z., WAHA K. *et al.* (2018), "Trends in Global Agricultural Land Use: Implications for Environmental Health and Food Security", *Annual Review of Plant Biology* 69 (1), pp. 789-815.
- SHUKLA P., SKEA J., CALVO BUENDIA E. *et al.* (Eds.) (2019), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*, Geneva, World Meteorological Organization.
- SOLAGRO – COUTURIER C., CHARRU M. *et al.* (2016), *Le scénario Afterres 2050 version 2016*, Toulouse, Solagro, 93 pages.
- SLADE E., BAGCHI R., KELLER N. & PHILIPSON C. (2019), "When Do More Species Maximize More Ecosystem Services?", *Trends in Plant Science* 24(9), pp. 790-793.
- STENMARCK A. S., JENSEN C., QUESTED T. *et al.* (2016), *FUSION report – Estimates of European food waste levels*, Stockholm, FUSIONS/IVL Swedish Environmental Research Institute, 79 pages.
- THÉRON O., DURU M., ESTRADÉ J.-R. *et al.* (2017), "A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review", *Agronomy for Sustainable Development* 37 (21), pp. 1-24.
- TSCHARNTKE T., CLOUGH Y., WANGER T. C. *et al.* (2012), "Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification", *Biological Conservation* 151 (1), pp. 53-59.
- VAN ZANTEN H., MEERBURG B., BIKKER P. *et al.* (2016), "Opinion paper: The role of livestock in a sustainable diet: a land-use perspective", *Animal* 10 (4), pp. 547-549.
- WAISMAN H., BATAILLE C., WINKLER H. *et al.* (2019), "A pathway design framework for national low greenhouse gas emission development strategies", *Nature Climate Change* 9 (4), pp. 261-268.
- WESTHOEK H., ROOD T., VAN DEN BERG M. *et al.* (2011), *The protein puzzle: the consumption and production of meat, dairy and fish in the European Union*, Netherlands Environmental Assessment Agency.
- WIESMEIER M., HÜBNER R. & KÖGEL-KNABNER I. (2015), "Stagnating crop yields: An overlooked risk for the carbon balance of agricultural soils?", *Science of The Total Environment* 536, pp. 1045-1051.
- WILLET W., ROCKSTRÖM J., LOKEN B. *et al.* (2019), "Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems", *The Lancet*.