

Les scénarios *European GreenDeal* 2050 déclinés pour le bassin de la Seine

Gilles Billen^{1*}, Eduardo Aguilera², Rasmus Einarsson^{2,3}, Josette Garnier¹,
Simone Gingrich⁴, Luis Lassaletta², Julia Le Noë⁵, Alberto Sanz-Cobena

¹ SU CNRS EPHE, UMR Metis 7619, Paris, France

² CEIGRAM, Universidad Politécnica de Madrid, Spain

³ Department of Space, Earth and Environment, Chalmers University, Gothenburg, SE

⁴ Institute of Social Ecology (SEC), BOKU, Vienna, Austria

⁵ Laboratoire de Géologie, Ecole Normale Supérieure, PSL University, Paris, France.

* gilles.billen@upmc.fr

Résumé

La méthode GRAFS offre un cadre conceptuel pour l'analyse quantitative du fonctionnement des systèmes agro-alimentaires territoriaux en termes de flux de matière entre les terres agricoles, l'élevage, la consommation humaine et les pertes environnementales induites. Elle permet de calibrer sur une situation actuelle ou historique bien documentée un certain nombre de relations fonctionnelles reliant ces flux. A leur tour ces relations permettent de prédire l'évolution du système soumis à d'autres contraintes. Des scénarios prospectifs peuvent ainsi être élaborés. Cette démarche a été appliquée à l'échelle de l'Europe divisée en 123 Unités Spatiales (US) correspondant au niveau NUTS2. Outre diverses variantes d'un scénario Business-as-Usual et d'un scénario Agro-écologique, un scénario correspondant aux préconisations de la stratégie Farm-to-Fork de la Communauté Européenne (CE) a été analysé. Tous les scénarios permettent de nourrir la population Européenne à l'horizon 2050, mais seul le scénario Agro-écologique qui suppose un changement de régime alimentaire avec moitié moins de protéines animales permet de se passer d'importations extraeuropéennes d'aliments pour le bétail, tout en diminuant de plus de la moitié les pertes d'azote vers l'atmosphère (NH₃, N₂O) et l'hydrosphère (NO₃⁻).

Points clefs

- ✓ *L'approche GRAFS a été appliquée au système agro-alimentaire de l'Europe à la résolution spatiale de 123 territoires (niveau NUTS2).*
- ✓ *L'analyse d'un scénario Agro-écologique montre qu'il est possible de nourrir la France, le bassin de la Seine et l'Europe, en se passant d'engrais azotés de synthèse et d'importation extra-européenne d'aliments pour animaux, et avec moins de pollution.*
- ✓ *Le scénario basé sur les préconisations de la stratégie Farm-to-Fork de la CE est insuffisant par rapport aux objectifs qu'elle affiche.*

Abstract

The GRAFS method offers a conceptual framework for the quantitative analysis of the functioning of territorial agro-food systems in terms of material flows between agricultural land, livestock, human consumption and induced environmental losses. It enables to calibrate on a well-documented current or historical situation a certain number of functional relations linking these flows. In turn, these relationships can be used as the basis for predicting the evolution of the system subject to other constraints. Prospective scenarios can thus be developed. This approach has been applied across Europe divided into 123 Spatial Units (US) corresponding to the NUTS2 level. In addition to various variants of a Business-as-Usual scenario and an Agro-Ecological scenario, a scenario corresponding to the recommendations of the EC Farm-to-Fork strategy was analyzed. All the scenarios make it possible to feed the European population by 2050, but only the Agro-Ecological scenario which considers a change in diet with half the animal protein intake allows to do it without extra-European imports of feed, while reducing by more than half the nitrogen losses to the atmosphere (NH_3 , N_2O) and the hydrosphere (NO_3^-).

Key points

- ✓ The GRAFS approach has been applied to the European agro-food system at the spatial resolution of 123 territories (NUTS2 level).
- ✓ The analysis of an Agro-Ecological scenario shows that it is possible to feed France, the Seine basin and Europe, without using synthetic nitrogen fertilizers and extra-European imports of animal feed, and with less pollution.
- ✓ The scenario based on the recommendations of the Farm-to-Fork strategy of the EC is insufficient in relation to the objectives it displays.

Introduction

Au cours des 5 dernières années, un groupe informel de scientifiques européens a développé une approche visant à établir des scénarios prospectifs de systèmes agroalimentaires territoriaux, basée sur une description détaillée des flux de nutriments et de carbone impliqués dans le fonctionnement des systèmes actuels. Ils ont développé une méthodologie, dite GRAFS (Représentation Généralisée des Systèmes Agroalimentaires, GRAFS, Billen et al., 2013 ; Le Noë et al., 2017), qui a été appliquée à différentes échelles géographiques, de celle des exploitations et des petits bassins versants (Anglade et al., 2015a ; Garnier et al., 2016) jusqu'à celle du monde (Billen et al., 2014 ; Lassaletta et al., 2016), et a permis de décrire les trajectoires historiques et des scénarios prospectifs (France : Le Noë et al., 2017 ; 2018 ; France, Espagne et Portugal, Billen et al., 2018, 2019).

GRAFS consiste en un ensemble de relations fonctionnelles permettant d'établir un schéma global des flux de matières (N, P, C) entre les systèmes de culture, les systèmes d'élevage et la consommation humaine sur un territoire donné. Une fois établie la description de la situation de référence, la méthodologie GRAFS permet alors de construire divers scénarios du fonctionnement futur du système agro-alimentaire selon différentes hypothèses concernant les modes de culture et d'élevage, la population et son régime alimentaire. Le diagnostic de ces scénarios permet d'en évaluer les conséquences sur la sécurité alimentaire et sur les atteintes environnementales.

Une application de l'approche GRAFS au cas de l'Europe, à l'échelle des pays, incluant une reconstitution historique de 1961 à 2013, ainsi qu'un scénario agro-écologique à l'horizon 2050 a récemment été publiée (Billen et al., 2021a). Ce travail a fait l'objet d'une traduction en français dans le cadre d'un rapport PIREN-Seine (Billen et al., 2021b).

L'étude rapportée ici, réalisée à la demande du Joint Research Center (JRC) de la CE, s'appuie sur les travaux antérieurs à l'échelle des pays, mais lui apporte plusieurs améliorations :

(i) *Une résolution spatiale plus fine* : Par rapport à l'étude précédente, basée sur les données nationales de la FAO, cette étude est réalisée pour régions subnationales, aux niveaux NUTS0 à NUTS2), ce qui est nécessaire car les données nationales peuvent masquer d'importantes spécialisations régionales cruciales pour le fonctionnement général des systèmes agro-alimentaires et leurs impacts environnementaux, comme la volatilisation de NH_3 , les émissions de N_2O et la concentration de NO_3 dans les eaux de drainage. L'augmentation de la résolution spatiale a nécessité l'utilisation de bases de données supplémentaires (Eurostat plutôt que FAO) et des données nationales spécifiques, en utilisant plusieurs procédures établies par Einarsson et al. (2021).

(ii) *La mise à jour des données de référence* : L'étude précédente couvrait la période 1961-2013. La base de données d'Einarsson et al. (2021) a été mise à jour sur la période 1961 à 2019. La période de référence pour la présente étude est basée sur des données moyennes de 2014-2019. Travailler avec une moyenne sur 5 ans diminue l'effet des fluctuations climatiques d'une année à l'autre, ce qui, associé à la prise en compte d'une période plus récente, permet d'identifier de manière plus robuste les caractéristiques structurelles des systèmes agroalimentaires actuels en Europe.

(iii) *Amélioration de la robustesse* : Certaines estimations de flux ont été améliorées pour surmonter les incohérences dans les données FAOSTAT et certaines simplifications dans l'analyse du projet précédent. En particulier, les cultures permanentes sont traitées ici séparément des cultures arables, car elles se comportent assez différemment de ces dernières vis-à-vis de la pollution de l'eau. De plus, les prairies permanentes sont plus explicitement incluses dans la présente étude, ce qui conduit à déterminer leur production et les bilans d'azote de manière plus précise que précédemment.

(iv) *De nouveaux scénarios prospectifs* : En s'appuyant sur les améliorations décrites ci-dessus, un scénario supplémentaire d'effets possibles des politiques européennes en cours (stratégie *Farm-to-Fork*, ou de la ferme à la fourchette, F2F) a été évalué, par rapport aux tendances d'un scénario Business-As-Usual (BAU) et à une version mise à jour du scénario agro-écologique précédent.

Tout en rapportant les grands traits des conclusions de ce travail à l'échelle européenne, nous insisterons ici particulièrement sur les résultats à l'échelle du bassin de la Seine, que la nouvelle résolution spatiale de l'étude permet de discerner.

1. Méthodes et hypothèses

La démarche mise en œuvre pour l'établissement du bilan d'azote (N) régionalisé et pour la construction du scénario est représentée dans la figure 1.

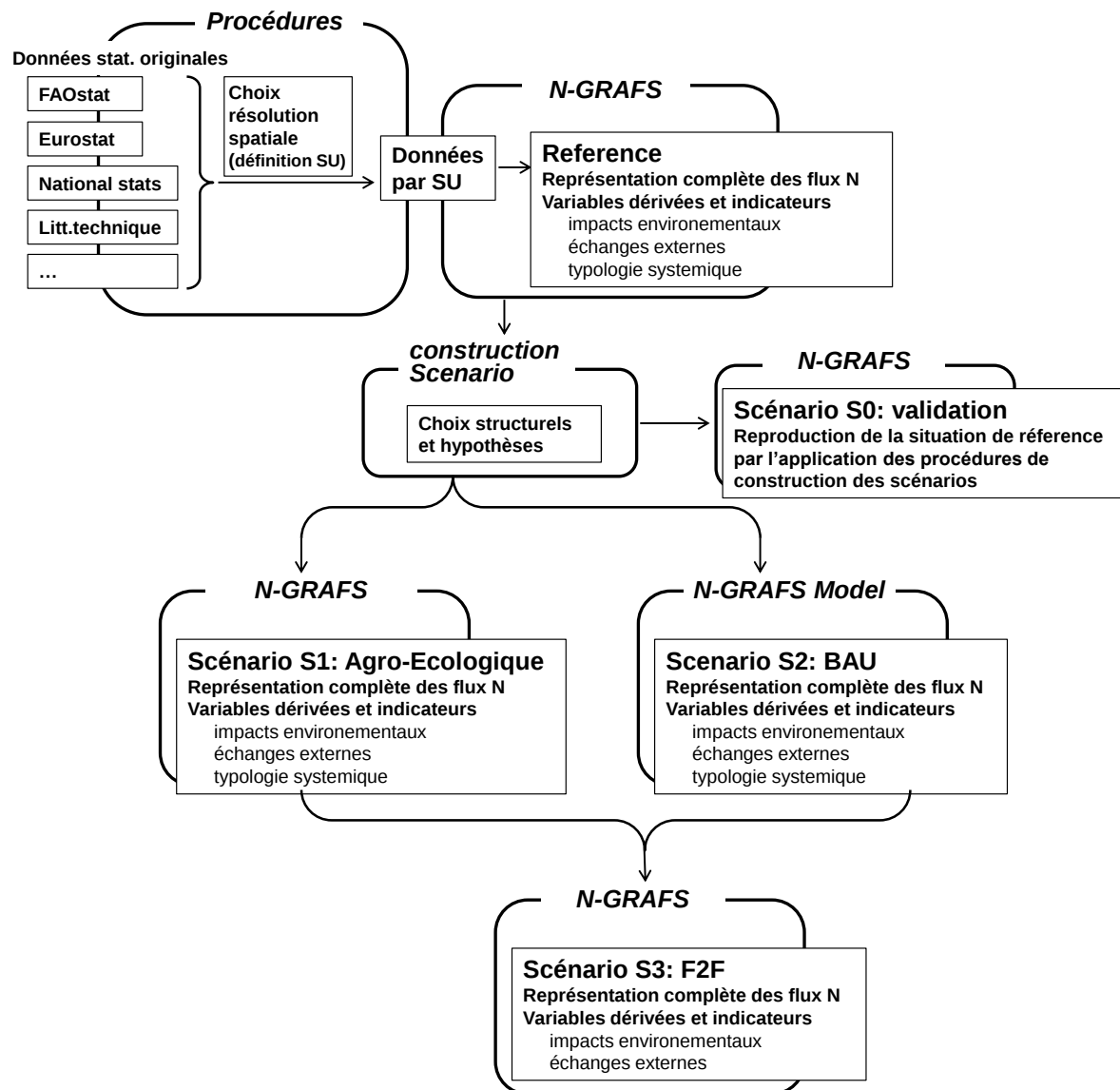


Figure 1. Organisation des tâches pour l'élaboration des scénarios à l'échelle européenne régionale.

Il s'agissait d'abord de rassembler, de compléter et de recouper les sources des données statistiques existantes pour obtenir une description complète et cohérente du système agroalimentaire européen actuel à la résolution régionale requise. Ces données constituent la base du calcul du diagramme N des régions européennes selon l'approche GRAFS, ainsi que de l'analyse de la structure des systèmes agro-alimentaires régionaux, de leurs échanges avec les régions voisines ou étrangères, et de leurs pertes vers l'environnement. C'est à partir de cette description que peuvent être calibrées les relations fonctionnelles utilisées pour l'établissement des scénarios. Une première étape de vérification consiste à appliquer la procédure de calcul des scénarios en l'appliquant à la reproduction de la situation de référence : c'est le scénario de validation S0. Sa comparaison avec la reconstitution originale des flux de GRAFS, qui n'est pas évidente en raison des différences dans les procédures de calcul, donne un aperçu des incertitudes et des biais liés à la construction des scénarios (cf. § 2.2).

Le premier scénario prospectif établi (S1) est en phase avec le scénario agro-écologique développé précédemment, impliquant des changements structurels profonds dans les systèmes de culture et d'élevage et leurs interconnexions ainsi que dans l'alimentation humaine, sans toutefois de modification de l'allocation actuelle de l'utilisation des terres entre les terres arables, les cultures permanentes et les prairies permanentes. Décrire ce scénario à une résolution régionale fine améliore considérablement l'analyse de ses conséquences environnementales.

Le second scénario (S2) repose sur un ensemble d'hypothèses de type « BAU », offrant ainsi l'opportunité de comparer le scénario agro-écologique avec un scénario tendanciel. Deux variantes de ce scénario sont également envisagées avec une réduction de 20 % de l'apport d'engrais de synthèse (S2bis) et avec un changement de régime similaire à celui de S1 (S2ter).

Le troisième scénario (S3) vise à simuler l'application d'actions politiques environnementales proactives, comme celles des stratégies *Farm-to-Fork* et biodiversité de la CE. Ce scénario implique une simple régulation des pratiques agricoles conventionnelles dans une partie des surfaces agricoles, ainsi que des changements structurels dans une autre partie du territoire convertie en agriculture biologique : il est donc construit en combinant les résultats des scénarios S1 et S2.

1.1. Population et régime alimentaire

La distribution de la population entre les différentes unités spatiales (SU) en 2019 et en 2050 est fournie par les données démographiques d'Eurostat (Figure 2). L'estimation de la population totale par Eurostat pour l'Europe en 2050 est de 538 millions d'habitants, très proche de la population actuelle (534 millions d'habitants), et 10 % inférieure à la prospective de la FAO pour la population en 2050 (hypothèse MOYENNE) utilisée pour l'étude *OneEarth* (605M hab.) (Billen et al., 2021). La différence n'est pas surprenante en raison de la difficulté d'estimer l'immigration nette.

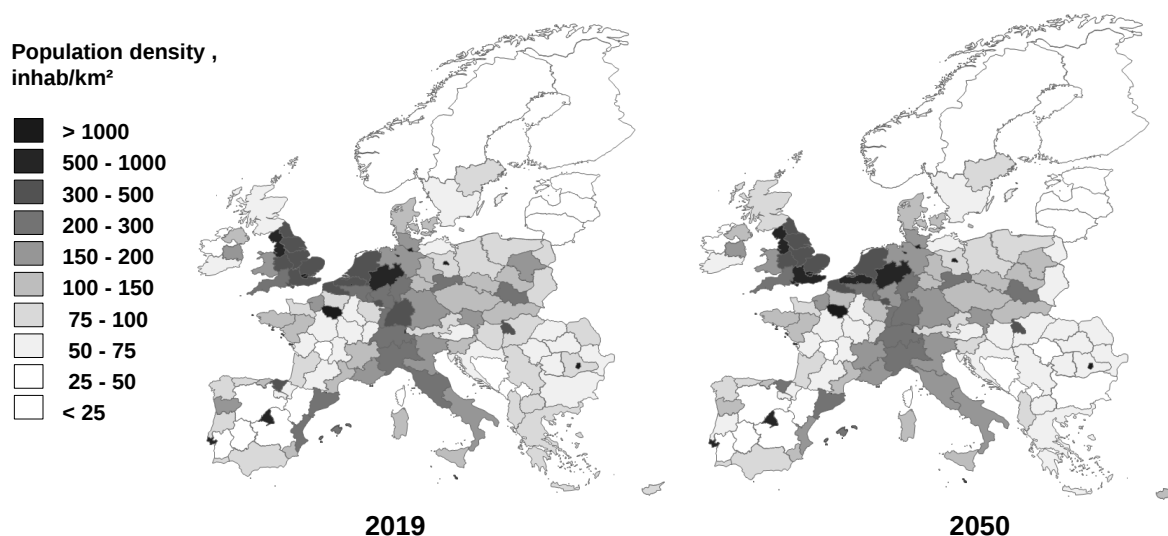


Figure 2. Distribution de la densité de population en 2019 et en 2050 selon le scénario central d'Eurostat.

Ces perspectives officielles ne font qu'extrapoler les tendances actuelles de concentration de la population dans les grands centres urbains en contraste avec le déclin démographique de certaines régions rurales, comme le montre la comparaison avec la situation actuelle (figure 3). Bien que la répartition future de la population soit certainement le résultat de choix politiques, nous avons décidé de ne pas inclure cet aspect de la construction des scénarios pour le moment, par souci de comparabilité, et de considérer la même répartition de la population dans tous les scénarios prospectifs.

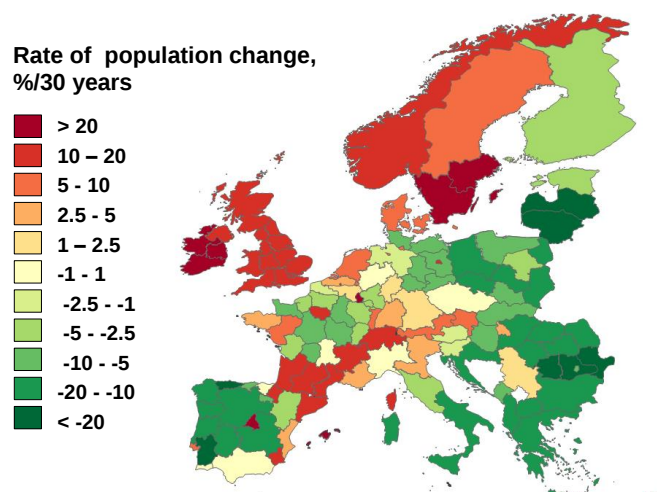


Figure 3. Taux de variation de la densité de population régionale sur la période 2020-2050 selon les prévisions d'Eurostat.

Concernant le régime alimentaire humain, les chiffres nationaux de consommation apparente ont été pris en compte, selon Westhoek et al. (2015) et Billen et al. (2021). Le régime alimentaire européen moyen actuel est résumé dans le tableau 1, qui décrit aussi le régime alimentaire sain et équitable considéré dans le scénario Agro-écologique (S1). Celui-ci diffère du régime actuel par une moindre proportion de protéines animales (30 % contre 59 % actuellement), donc une plus grande part de céréales, légumineuses à graines, fruits et légumes.

Tableau 1. Régime alimentaire humain actuel et prospectif (moyenne européenne) en termes de consommation apparente.

			CE 27 référence					Scénario Agro-écologique						
			consommation apparente					consommation apparente						
	kcal/g	%N	g/j	kcal/j	gN	prot/j	kgN/cap/an	%	g/j	kcal/j	gN	prot/j	kgN/cap/an	%
Produits végétaux								2.35 41				9.6		3.5 70
Céréales	3.5	2	240	840		4.8	1.75		285	998		5.70		2.08
Légumineuses graines	1	3.5	15	15		0.5	0.19		59	59		2.07		0.75
Racines et tubercules	0.8	0.25	100	80		0.3	0.09		80	64		0.20		0.07
Légumes frais	0.3	0.3	150	45		0.5	0.16		300	90		0.90		0.33
Fruits	0.3	0.15	140	42		0.2	0.08		200	60		0.30		0.11
Noix	6.5	1	20	130		0.2	0.07		50	325		0.50		0.18
Produits animaux								3.15 54						1.25 25
Produits laitiers	0.8	0.7	565	452		4.0	1.44		224	179		1.57		0.57
Viande	1.5	3.25	125	188		4.1	1.48		50	74		1.61		0.59
Oeufs	1.4	2	30	42		0.6	0.22		12	17		0.24		0.09
Produits de la mer	1	2.9	27	27		0.8	0.29	5	23.5	24		0.68		0.25 5
Produits sans azote							[kgNeq/cap/an]*				[kgNeq/cap/an]*			
Sucres ajoutés	3	0	50	150		0.65*	0.24*		20	60		0.26*	0.09*	
Huile végétale	7	0	40	280		3.00*	1.10*		40	280		3.00*	1.10*	
Total			1502	2291		19.5	5.78	100	1343	2229		17.0	5.0	100

* équivalent N dans le produit récolté correspondant avant l'extraction de l'huile ou du sucre (0.075 equN/kg huile et 0.013 kgN/kg sucre)

Les chiffres utilisés pour décrire l'alimentation humaine dans l'approche GRAFS sont des chiffres de consommation apparente basés sur la disponibilité calculée de chaque produit. Quelques études ont comparé la consommation apparente à l'ingestion estimée à partir d'une analyse détaillée de plusieurs sources de données et ont déduit le taux de gaspillage alimentaire par habitant par différence entre les deux estimations.

L'étude suédoise (Einarsson et al., non publiée) suggère que la plupart des déchets d'azote alimentaire consistent en des pertes inévitables telles que des os, des épluchures, etc. Sur cette base, nous avons supposé que 30 % de la consommation apparente de N n'est pas ingérée par l'homme (donc non excrétée). Dans la situation actuelle, la plupart de ces déchets sont incinérés avec les autres déchets solides ménagers (Esculier et al., 2018). La collecte de ces déchets pour la production d'énergie, le compostage ou l'alimentation animale est une option dans certains scénarios. Dans les scénarios agro-écologiques, on considère que 50 % de l'azote des déchets alimentaires est recyclé pour l'alimentation des porcs et des volailles.

L'excrétion humaine est égale à la consommation apparente totale moins les déchets solides. Le scénario agro-écologique (S1) suppose qu'une fraction de 25 % des excréments humains est collectée et recyclée en agriculture, en utilisant l'une des techniques examinées par Pattel et al. (2020) et Martin et al. (2020).

1.2. Surfaces agricoles et rendements

Les surfaces cultivées (Figure 4) et leur rendement actuel ont été obtenus à la résolution requise à partir d'Eurostat. Certaines incohérences, notamment concernant les cultures fourragères, les prairies temporaires et les prairies permanentes ont été corrigées comme décrit en détail dans Einarsson et al. (2021). Certaines lacunes dans les données d'Eurostat (cultures permanentes et cultures fourragères en Autriche, en Allemagne, en Pologne et en Roumanie) ont été comblées en compilant des bases de données nationales. Dans tous les scénarios 2050 (sauf le scénario F2F, S3), ces surfaces sont maintenues constantes.

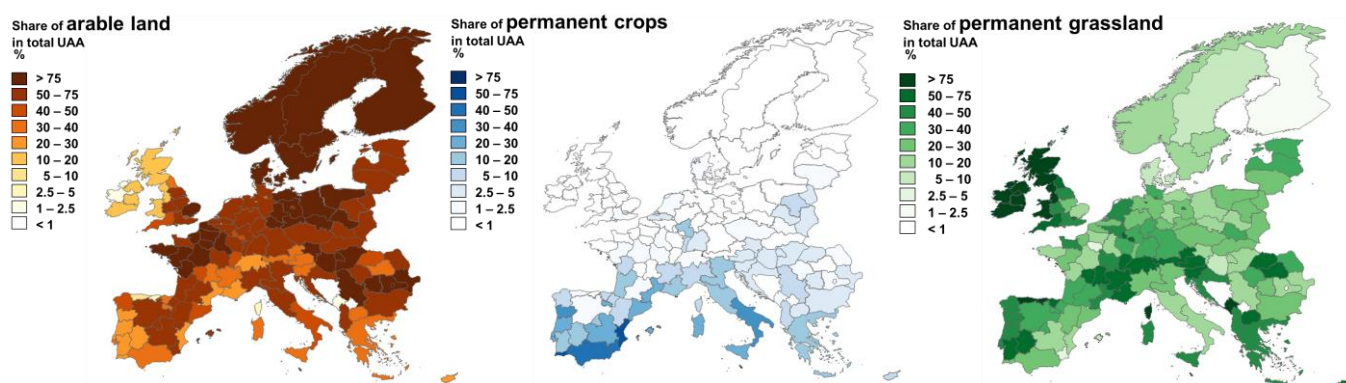


Figure 4. Répartition des terres arables, des cultures permanentes et des prairies permanentes dans la surface agricole utile (SAU ou UAA en anglais) des différentes régions considérées.

Pour le calcul de la production agricole actuelle, les rendements fournis par Eurostat en poids récolté sont convertis en GgN grâce aux tableaux détaillés des teneurs en N par denrées fournis par Lassaletta et al. (2014) et Einarsson et al. (2021) (Figure 5).

En ce qui concerne les prairies permanentes, un effort particulier a été nécessaire, en raison du manque de données cohérentes au niveau NUTS2 dans les statistiques européennes. Premièrement, des statistiques nationales au niveau provincial ont été compilées lorsqu'elles étaient disponibles, à savoir pour la France, l'Allemagne, l'Autriche, la Pologne, la Roumanie et le Royaume-Uni. Deuxièmement, les données de Smit et al. (2008) pour les rendements des prairies permanentes ont été extrapolées aux unités spatiales (US), suivant la même méthode qu'Einarsson et al. (2020) en utilisant les 12 zones environnementales de Metzger et al. (2005) et en calculant une moyenne pondérée par surface pour chaque US en fonction des zones environnementales qu'elle chevauche. Troisièmement, pour le Royaume-Uni, en particulier en Écosse, la présence en grand nombre de zones de "rough grazing" (code Eurostat J2000) qui ont probablement un potentiel de rendement plutôt faible par rapport aux prairies permanentes "normales" (Eurostat J1000), rendent difficile l'évaluation du rendement exact à l'échelle régionale. Les données de Qi et al. (2017) suggèrent une différence moyenne d'un facteur 3 entre les deux types de prairies permanentes au Royaume-Uni. Sur cette base, une moyenne pondérée pour les US de Grande-Bretagne a été établie. La figure 5 montre

la répartition géographique des productivités des prairies permanentes (en kgN/ha/an) résultant de cette synthèse critique de la littérature.

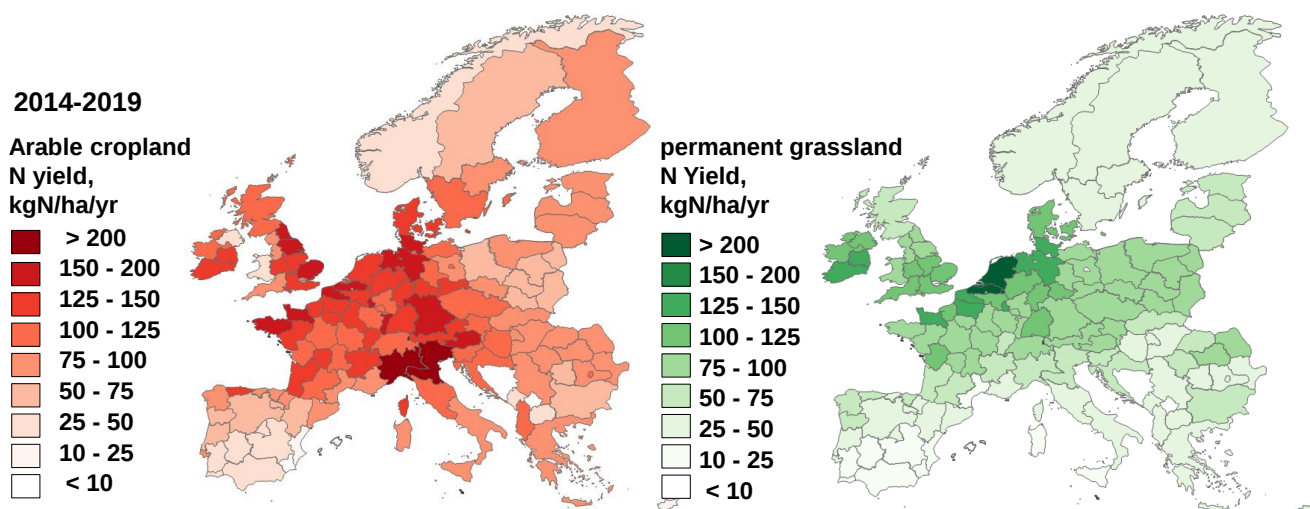


Figure 5. Productivité azotée des terres arables et prairies permanentes des régions européennes.

1.3. Fertilisation synthétique et dépôt atmosphérique

Les données sur les apports totaux d'engrais azotés synthétiques par US ont été recueillies auprès d'Eurostat, de FAOSTAT et d'un certain nombre de bases de données statistiques nationales. Les quantités totales d'engrais azotés ont ensuite été réparties entre terres arables, cultures permanentes et prairies permanentes en utilisant la proportion d'application entre prairies permanentes et terres cultivées définie au niveau national par Einarsson et al. (2021) et la proportion entre terres arables et cultures permanentes définie par l'European Fertilizer Manufacturer Association (EFMA) pour 2005-2006 (Figure 6).

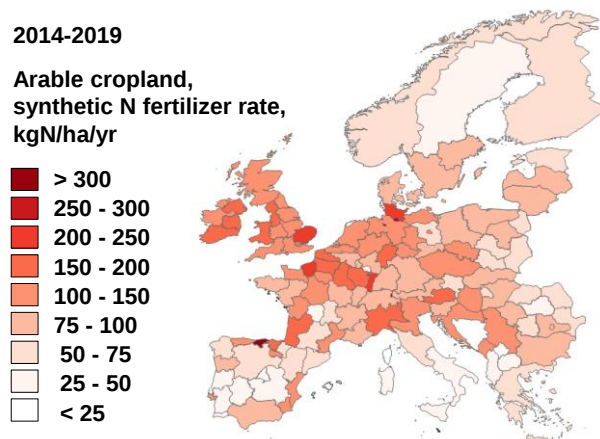


Figure 6. Application d'engrais azotés de synthèse aux terres arables en 2014-2019.

L'émission d'ammoniac lors de l'application d'engrais de synthèse a été calculée à l'aide du modèle empirique MANNER (Misselbrook et al., 2004 ; Sanz-Cobena et al., 2014), qui considère le type d'engrais (urée, nitrate d'ammonium...), le mode d'application, ainsi que le pH du sol et les variables météorologiques telles que les précipitations, la température et les conditions de vent. Les parts de chaque type d'engrais synthétique au niveau national ont été obtenues auprès de l'IFA (comm. pers.). Pour chaque pays, nous avons supposé les mêmes parts de types d'engrais synthétiques dans toutes les régions et types d'utilisation des terres. Les données mensuelles de température et de précipitations ont été obtenues du CRU 4, qui rapporte ces variables dans une grille de 0,5° par 0,5° (Harris et al., 2020). Les données sur le vent ont été obtenues à partir du Global Wind Atlas.

Le dépôt atmosphérique (total, humide et sec, réduit et oxydé) est calculé à partir des données EMEP pour la période 2014-2019 (Figure 7). Notons que, comme nous incluons un calcul complet de la volatilisation de l'ammoniac à l'application (dont une partie est rapidement redéposée), il n'y a pas de double compte en prenant en compte à la fois les formes oxydées et réduites du dépôt atmosphérique dans le bilan de N du sol.

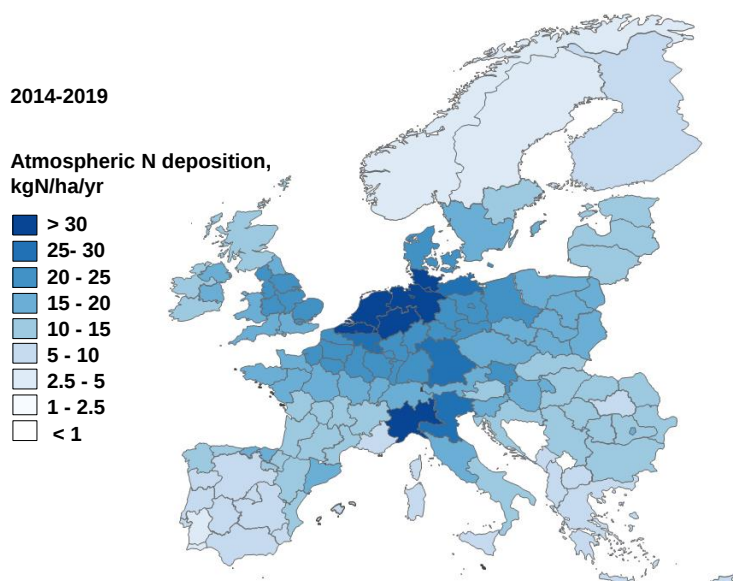


Figure 7. Dépôt atmosphérique sur les terres arables en 2014-2019.

1.4. La fixation symbiotique des légumineuses

Le rendement des légumineuses (graines ou fourragères) est indépendant des apports fertilisants azotés. Il est connu dans chaque région à partir d'une revue de la littérature sur les systèmes de cultures biologiques en Europe (Billen et al., 2021) ainsi que par les données Eurostat à l'échelle nationale. Ces dernières données sont disponibles à la fois pour les systèmes conventionnels et bio : elles ne montrent pas de différence systématique entre les deux systèmes de cultures, mais la gamme de valeurs est assez large (Fig. 8).

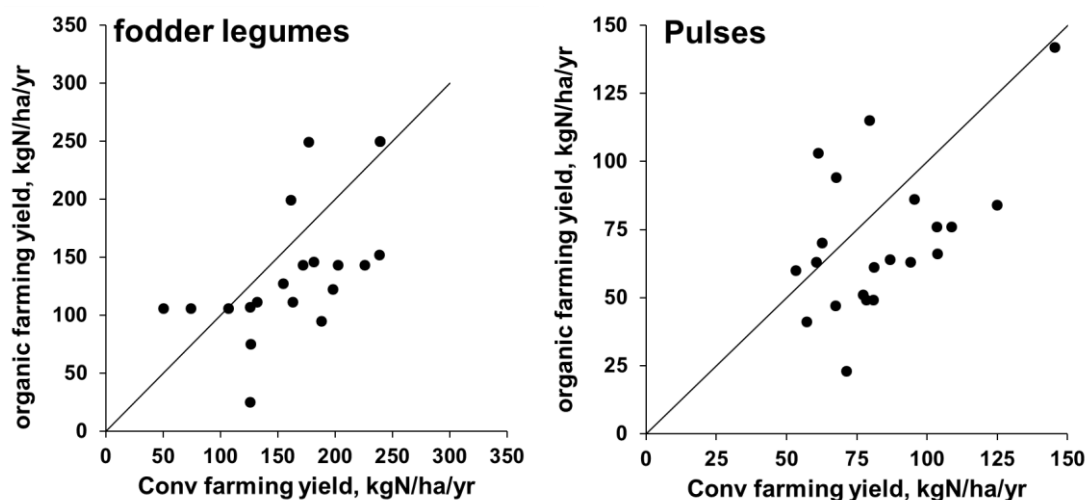


Figure 8. Rendement des légumineuses fourragères (*fodder legumes*) et à grains (*pulses*) dans les systèmes bio et conventionnels dans les pays européens en 2018 (Eurostat).

La fixation symbiotique par les cultures de légumineuses est calculée à partir du rendement en N (NYield), en utilisant la relation établie par Anglade et al. (2015b) et Lassaletta et al. (2014).

$$\text{Fixation de N} = 1/\text{NHI} * \text{NYield} * \text{Ndfa} * \text{BGN}$$

Où :

- NHI est l'indice de récolte d'azote (c'est-à-dire la fraction récoltée de la production primaire nette aérienne de légumineuses exprimée en azote), pour laquelle une valeur comprise entre 0,75 et 0,9 est considérée pour les légumineuses à grains et les légumineuses fourragères respectivement.
- Ndfa est la fraction de N de la biomasse produite issue de la fixation symbiotique atmosphérique, pour laquelle une valeur de 0,68 à 0,78 est considérée pour les légumineuses à grains et les légumineuses fourragères, respectivement ;
- BGN est un facteur lié à la partie souterraine de la biomasse produite. Le BGN peut être représenté par $(1+R/S)$, où R/S est le rapport de la production primaire azotée net des parties racinaires et des parties aériennes. D'après la méta-analyse d'Anglade et al. (2015b), une valeur de BGN de 1,3 et 1,7 a été utilisée respectivement pour les légumineuses à grains et fourragères.

Le cas des prairies permanentes et des prairies temporaires (code de culture Eurostat G1000) a nécessité une attention particulière, car la simple application des relations ci-dessus conduit à un bilan azoté négatif dans de nombreuses régions.

Un premier enjeu est de définir la fraction de la production de légumineuses par rapport à la production totale récoltée en prairie permanente. Bien qu'il y ait un manque de données représentatives, nous avons tenté de limiter la part probable de légumineuses fourragères dans les prairies permanentes en utilisant deux sources de données. Premièrement, les parts de légumineuses fourragères dans les prairies permanentes sont probablement plus faibles que dans les prairies temporaires compte tenu de la persistance limitée des légumineuses fourragères dans les mélanges de graminées, en particulier lors du pâturage (Rochon et al., 2004 ; Hejduk, 2015 ; De Wit et al., 2015). Il semble peu probable que la teneur moyenne en légumineuses dans les prairies temporaires européennes soit supérieure à 30 % (Cowling et al., 1982 ; Frankow-Lindberg, 2003 ; Van Eekeren et al., 2015). Une fraction de 25 % a été supposée pour les prairies temporaires en Europe au cours de la période 1961-2019 par Einarsson et al. (2021), la part des prairies permanentes ne doit donc pas dépasser 25 %. Deuxièmement, il est bien connu que dans les mélanges graminées-légumineuses, les légumineuses sont désavantagées par rapport aux graminées à mesure que la fertilisation augmente (Frame et Boyd, 1987 ; Carlsson et Huss-Danell, 2003 ; Oberson et al., 2013 ; Lüscher et al., 2014). Nous avons donc considéré la relation suivante :

$$\text{Fraction légumineuse} = 0,25 \exp(-n\text{BNFI}/\text{Scf})$$

où :nBNFI est le taux de fertilisation azotée externe, c'est-à-dire l'apport de N par d'autres processus que la fixation biologique, en kgN/ha/an. Scf est le facteur d'échelle, fixé arbitrairement à 140 kgN/ha/an.

Ndfa, la fraction d'absorption de N par les légumineuses provenant de l'azote atmosphérique, est également connue pour être une fonction décroissante de la fertilisation externe (Carlsson et Huss-Danell, 2003 ; Burchill et al., 2014). La relation suivante a été considérée :

$$\text{Ndfa} = 1 \exp(-n\text{BNFI}/\text{Scf})$$

Ici, le facteur d'échelle a été fixé à 280 kgN/ha/an

Le NHI est fixé à 0,7. À noter que dans le cas des prairies permanentes, souvent sous-exploitées, tant par fauche que par pâturage, la production primaire nette peut être considérablement supérieure à la récolte exportée ; dans ce cas, un NHI inférieur devrait être pris en compte, conduisant à des estimations de fixation de N plus élevées. Cela n'a pas toutefois pas été pris en compte dans les calculs actuels.

La valeur de R/S, le rapport racinaire/aérien des légumineuses dans les prairies naturelles, a été considérée comme indépendante du nBNFI. Une valeur de 2, au milieu de la gamme rapportée par Poepleau (2016) a été choisie, d'où il résulte un BGN = $1 + R/S = 3$.

Le taux de fixation symbiotique par les prairies permanentes a donc été calculé comme

$$\text{Nfix (kgN/ha/an)} = Y_{\text{prairies}} * 0,25 \exp(-n\text{BNFI}/140) * \exp(-n\text{BNFI}/280) * 3 \quad (1)$$

1.5. Métabolisme animal

1.5.1. Taille du cheptel

Les nombres d'animaux **dans la situation actuelle** de référence et le poids vif par espèce sont fournis par Eurostat. L'excrétion est calculée à l'aide du coefficient d'émission national compilé par le projet européen Livedate (Eurostat, 2014 ; Velthof, 2014a,b). Nous définissons les Unités de Bétail (UGB) comme le nombre d'animaux excréant 85 kgN/an (Le Noë et al., 2017, 2018). Cette définition arbitraire basée sur l'excrétion diffère de la définition équivalente d'Eurostat (Livestock unit, LSU) basée sur les besoins alimentaires ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_\(LSU\)](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Glossary:Livestock_unit_(LSU))).

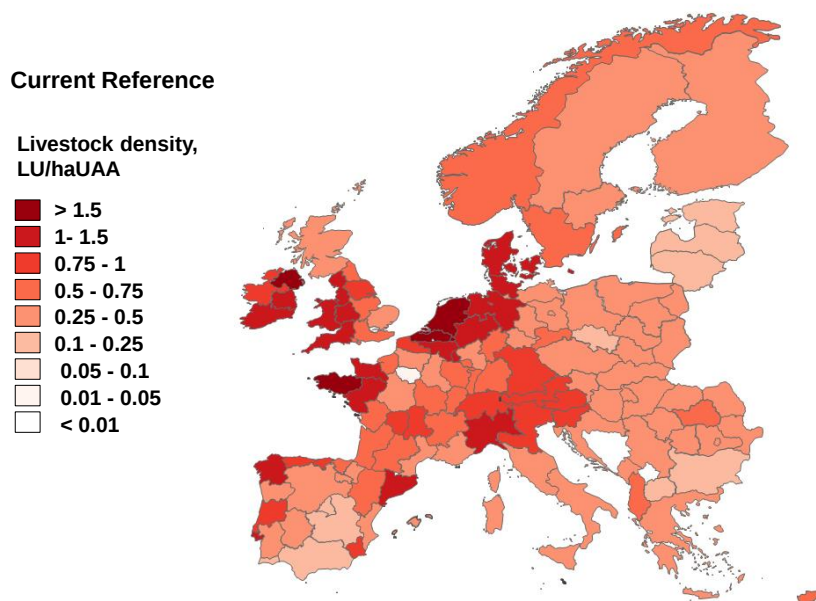


Figure 9. Densité du cheptel (en UGB/haSAU) en Europe en 2014-2019.

La production actuelle de viande et de lait est également fournie par Eurostat. Les chiffres de la production d'œufs sont obtenus au niveau national auprès de FAOSTAT et régionalisés en fonction du nombre de volailles. Pour estimer les chiffres de production de carcasses comestibles et non comestibles, les coefficients d'abattage fournis par Le Noë et al. (2017) sont utilisés. L'ingestion par le bétail est calculée comme la somme de l'excrétion et de la production de produits comestibles et non comestibles.

Dans le **cas des scénarios agro-écologiques**, l'importance et la répartition du cheptel dans chaque unité spatiale est déterminée par la disponibilité locale en fourrage grâce à un processus itératif dans lequel les besoins alimentaires des ruminants d'une part et des monogastriques d'autre part sont confrontés aux ressources offertes par l'herbe, les cultures fourragères, les déchets de la transformation alimentaire humaine et une partie des céréales produites en excédent par rapport aux besoins de la consommation humaine. Ce calcul itératif repose sur une description simplifiée du métabolisme des animaux d'élevage détaillée dans le § suivant.

1.5.2. Le métabolisme du cheptel

Le calcul des flux associés au métabolisme des animaux d'élevage, conduits séparément pour les ruminants et les monogastriques, est basé sur les relations de bilan de masse suivantes :

Excrétion = 85 kgN/ugb/an

Ingestion = Production comestible + Production non comestible + Excrétion

Production comestible = conveff * Ingestion

Production non comestible = nedr * Production comestible

d'où $\text{Produit comestible} = \text{conveff} * [\text{Excrétion} + \text{Produit comestible} + \text{Produit non comestible}]$
 et $\text{Produit comestible} = [\text{conveff} / (1 - \text{conveff} - \text{conveff} * \text{nedr})] * \text{Excrétion}$

Ces relations reposent donc sur deux paramètres :

- le rendement de conversion (conveff), défini comme la quantité d'azote dans les produits comestibles obtenue à partir de l'ingestion d'une unité d'azote dans la nourriture du bétail ;
- le ratio non comestible/comestible (nedr) rapporté à l'animal entier (avec la peau, les os et le sang)

Les tableaux de découpe détaillés par animal (Le Noë et al., 2017), ainsi que la part lait vs viande, et œufs vs viande ont permis d'estimer ces deux paramètres dans toutes les US pour la situation de référence actuelle.

Le paramètre conveff reflète le degré d'intensité de l'élevage dans chacun des scénarios. Pour les ruminants, la relation empirique trouvée entre la fraction de temps passé à l'extérieur (frtout) et l'efficacité de conversion (Figures 10) est utilisée pour déterminer l'efficacité de conversion (conveff) dans chaque US dans le scénario S1.

Cette relation peut être exprimée comme

$$\text{conveff}_{\text{rum}} = 0,05 + 0,2 \exp(-\text{frtout}/0,4)$$

La fraction de temps passé à l'extérieur (frtout) est prise comme celle rapportée dans la situation de référence actuelle, avec toutefois un minimum de 0,33 imposé par une volonté de bien-être animal.

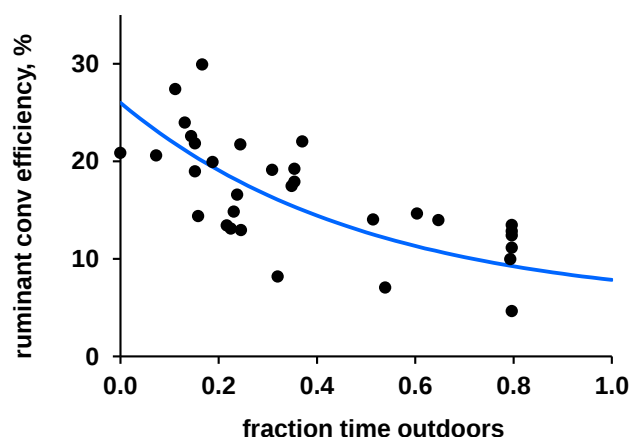


Figure 10. Relation observée entre l'efficacité de conversion des protéines du bétail ruminant et le temps passé à l'extérieur, pour différents pays européens (données d'EuropeAgriDB, Einarsson et al., 2021).

Le ratio non comestible/comestible pour la production de ruminants est fortement lié à la part du lait dans la production de ruminants, donc aussi à l'efficacité de conversion. La relation empirique suivante est utilisée :

$$\text{nedr}_{\text{rum}} = 0,1 + 1,5 \exp(-\text{conveff}_{\text{rum}}/0,05)$$

Pour les monogastriques, une efficacité de conversion constante de 0,2 et un rapport non comestible à comestible de 0,78 sont utilisés pour toutes les UG.

1.5.3. Devenir de l'excrétion

Le devenir du fumier excrété par les ruminants et les monogastriques est calculé selon l'organigramme de la figure 11, similaire à la procédure menée aux échelles nationales de l'Europe dans EuropeAgriDB (Einarsson et al., 2021).

La quantité totale d'azote excrété est calculée à partir du nombre de têtes de bétail par catégories d'animaux à l'aide des coefficients d'émission, spécifiques aux pays compilés par le projet Livedate de l'UE (Velthof, 2014a ; <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/agri-indicateurs-environnementaux/projets>).

Les excréments sont répartis selon les différents systèmes de gestion, y compris l'excrétion directe au pâturage, selon les données des inventaires nationaux (Einarsson et al., 2021). Pour les ruminants, la part de l'excrétion directe au pâturage vs excrétion à l'étable est liée au degré d'intensité des systèmes d'élevage, pour lesquels un bon proxy est l'efficacité de conversion des protéines ingérées en production comestible (Figure 10).

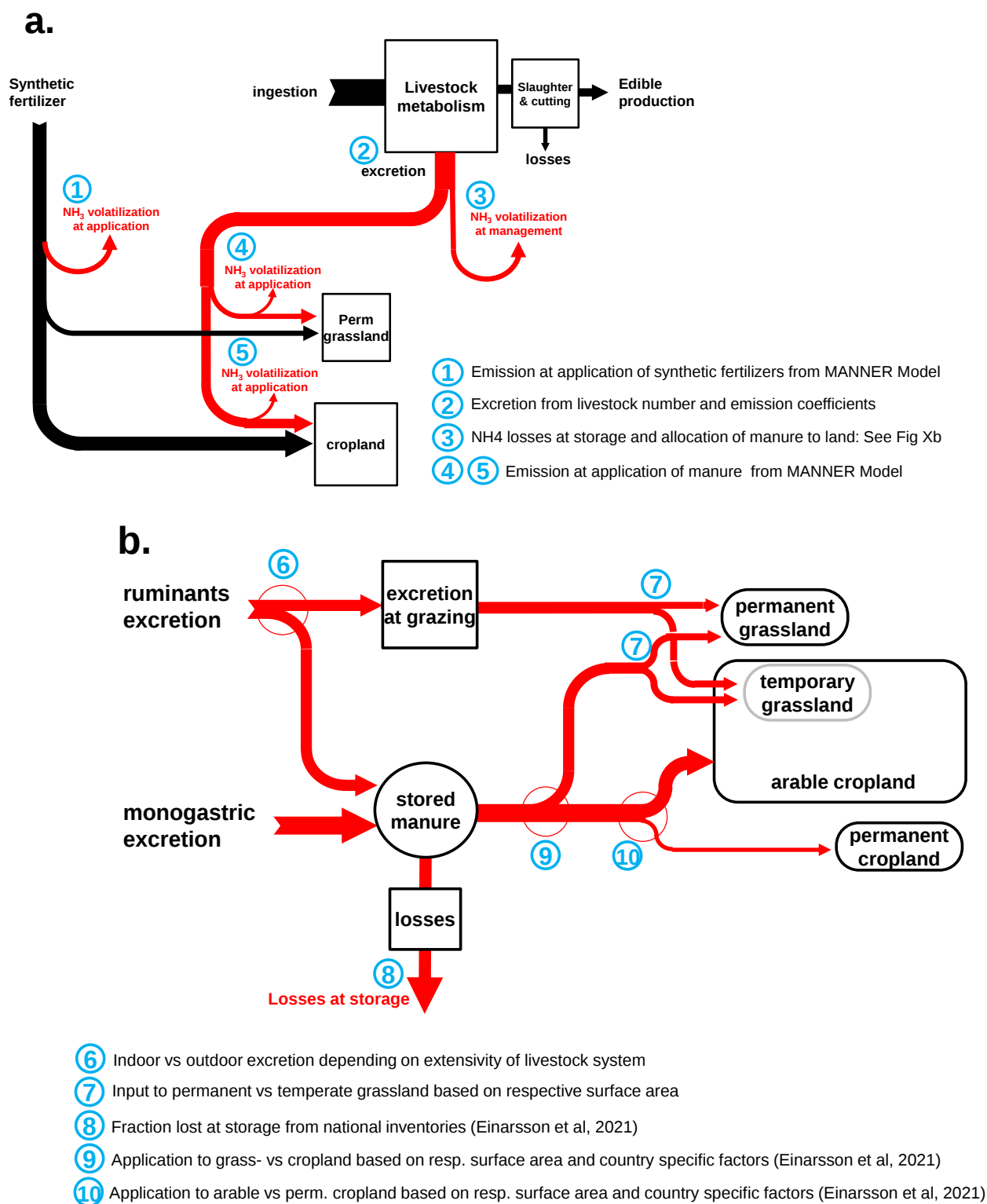


Figure 11. Devenir des excréments animaux, épandage sur les surfaces agricoles et pertes par volatilisation d'ammoniac : a. Les processus de volatilisation de l'ammoniac lors de l'épandage et de la gestion des excréments. b. Les différentes voies de l'excrétion des ruminants et des monogastriques vers le stockage ou l'épandage sur les cultures et les prairies. Les points 1 à 10 résument la méthodologie d'estimation quantitative des flux d'azote associés.

Cette efficacité de conversion dépend largement de la proportion de lait par rapport à la production de viande, de sorte que la relation illustrée à la figure 10 reflète en partie le fait que les animaux dans les systèmes de traite passent plus de temps à l'étable que dans les systèmes d'élevage de ruminants orientés vers

la production de viande. La relation de la figure 10 a été utilisée pour estimer la part d'excrétion directe au pâturage par les ruminants à l'échelle régionale. Les pertes d'azote provenant du stockage du fumier ont été calculées selon Oenema et al. (2007) et Pardo et al. (2015). La répartition de l'azote du fumier ou lisier stocké entre l'herbe et les cultures a été estimée sur la base des travaux de Menzi (2002). Enfin, le fumier appliqué sur l'herbe et l'excrétion directe au pâturage ont été répartis entre les prairies permanentes et temporaires au prorata de leurs superficies respectives. La volatilisation de l'ammoniac lors de l'épandage de fumier (ainsi que d'engrais synthétiques) a ensuite été calculée en utilisant à nouveau le modèle MANNER, en tenant compte de la catégorie d'élevage (monogastrique ou ruminant) et de la forme des excréments appliqués (liquide ou solide). Un paramètre particulièrement sensible dans le modèle MANNER est le temps d'incorporation des engrais organiques, une volatilisation majoritaire du NH_3 se produisant dans les premières heures après l'épandage du fumier, avant son incorporation. Les données européennes sur les temps d'incorporation du fumier sont rares à l'exception de celles de Loyon (2018) pour la France. Sur la base de ces informations, nous avons supposé que 20 % du fumier solide et 40 % du lisier sont incorporés en moins de 24 heures.

La figure 12 montre la distribution du taux d'apport de N du fumier sur les terres arables (fumier appliqué plus fumier émis au pâturage sur les prairies temporaires), en termes de kgN/ha/an. Dans plusieurs zones, nos estimations montrent des taux supérieurs à la limite autorisée par la Directive Nitrates pour les Zones Vulnérables (170 kg N/ha/an) et dans quelques cas même au-dessus du niveau de dérogation (jusqu'à 250 kg N/ha/an).

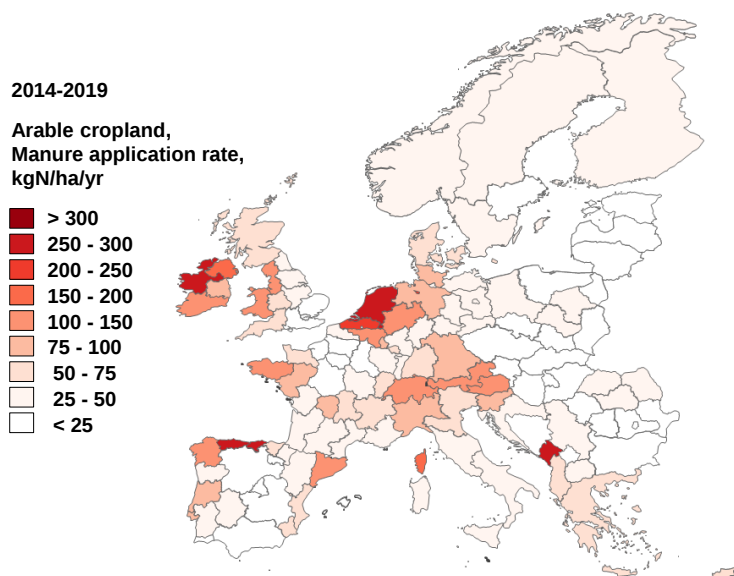


Figure 12. Taux d'épandage de fumier et lisiers sur les terres arables en termes de kgN/ha/an.

1.6. La relation rendement-fertilisation et les pertes environnementales d'azote

L'un des principaux intérêts de l'analyse GRAFS des systèmes agroalimentaires régionaux est la possibilité qu'elle offre d'établir le bilan azoté des terres agricoles et d'estimer les pertes environnementales associées vers l'hydrosystème (Garnier et al., 2019a ; 2021), ou l'atmosphère (GES ; Garnier et al., 2019b ; NH_3 , Sanz-Cobena et al., 2014). Ici, pour la première fois, les terres arables, les terres en cultures permanentes et les prairies permanentes sont traitées séparément dans chaque unité territoriale considérée, fournissant ainsi une image d'assez haute résolution du bilan et des pertes d'azote dans l'agriculture.

Les définitions de base suivantes sont utilisées tout au long de ce rapport :

Le rendement azoté (Y) représente le contenu en N de la récolte annuelle moyenne sur la rotation.

La fertilisation azotée (F) est l'apport effectif annuel total d'N au sol sous toutes ses formes.

Le surplus azoté brut est l'excès de fertilisation par rapport à la récolte, défini comme $F - Y$

1.6.1. Ymax et la relation rendement-fertilisation

Dans tout système agricole, l'exportation de nutriments avec la récolte (rendement Y) doit être compensée, à l'échelle du cycle de rotation, par un apport de nutriment au sol au moins équivalent : c'est le rôle de la fertilisation (F, la somme des apports d'engrais synthétiques, de fumier (en soustrayant la volatilisation de NH₃ associée), de la fixation symbiotique et du dépôt atmosphérique). Dans le cas contraire, il se produit une extraction des ressources nutritives des sols (*nutrient mining*).

Lassaletta et al., 2014 ont observé qu'une relation simple existe à l'échelle des rotations entre rendement et fertilisation, sous la forme d'une relation hyperbolique à un seul paramètre :

$$Y = Y_{\max} \cdot F / (F + Y_{\max}) \quad (1)$$

Dans un même environnement pédoclimatique, et dans un contexte sociotechnique donné, il a été montré (Anglade et al., 2015a ; Billen et al., 2018) que la même relation (c'est-à-dire avec le même paramètre Y_{max}) est valable pour tous les systèmes de culture (notamment, qu'ils soient biologiques ou conventionnels) (Figure 13). Cette identité du paramètre Y_{max} est fondamentale, car elle implique qu'il n'existe pas de défaut de productivité de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle comme l'affirment régulièrement ses opposants : si l'agriculture biologique est généralement moins productive, c'est qu'elle est généralement moins intensive en fertilisation.

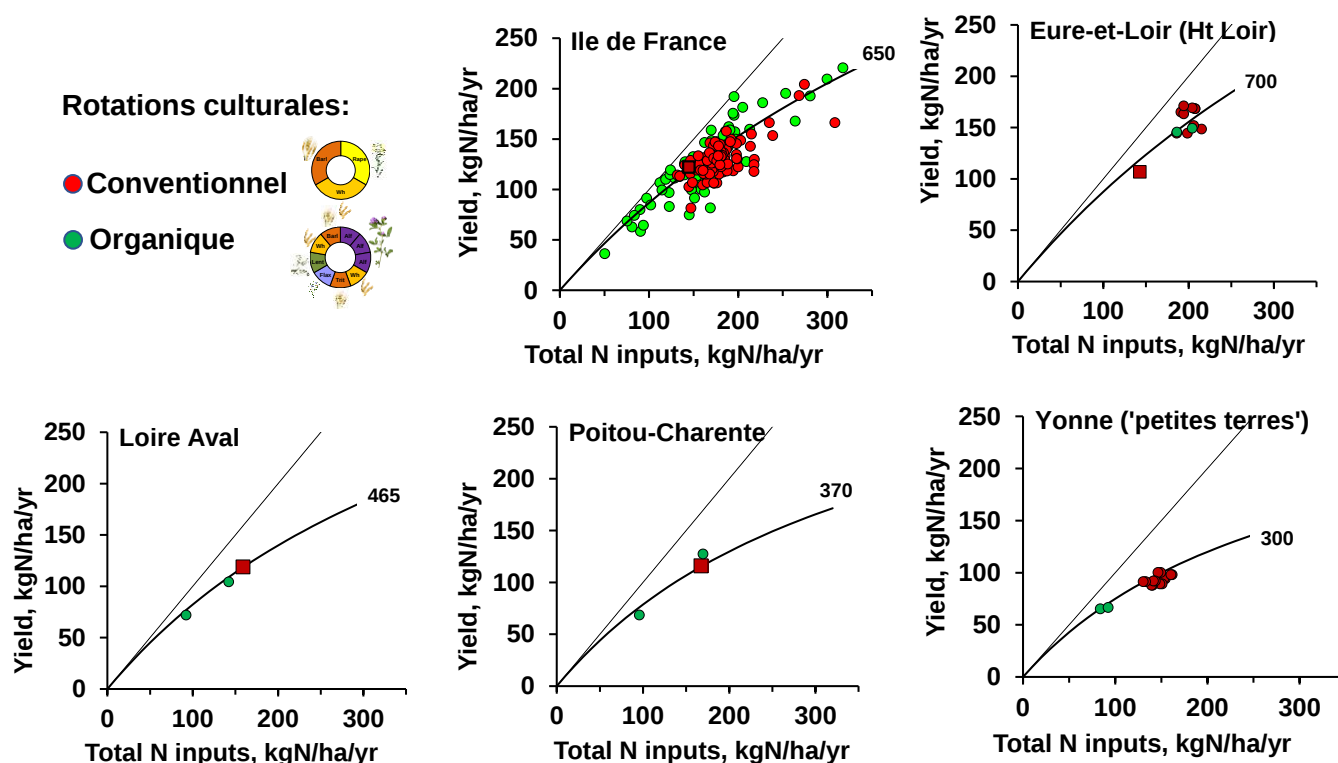


Figure 13. Relation rendement-fertilisation de systèmes de cultures biologiques et conventionnels dans différentes régions (Billen et al, 2018).

La valeur de Y_{max} caractérise donc la « fertilité » moyenne des systèmes de cultures d'une région (Figure 14).

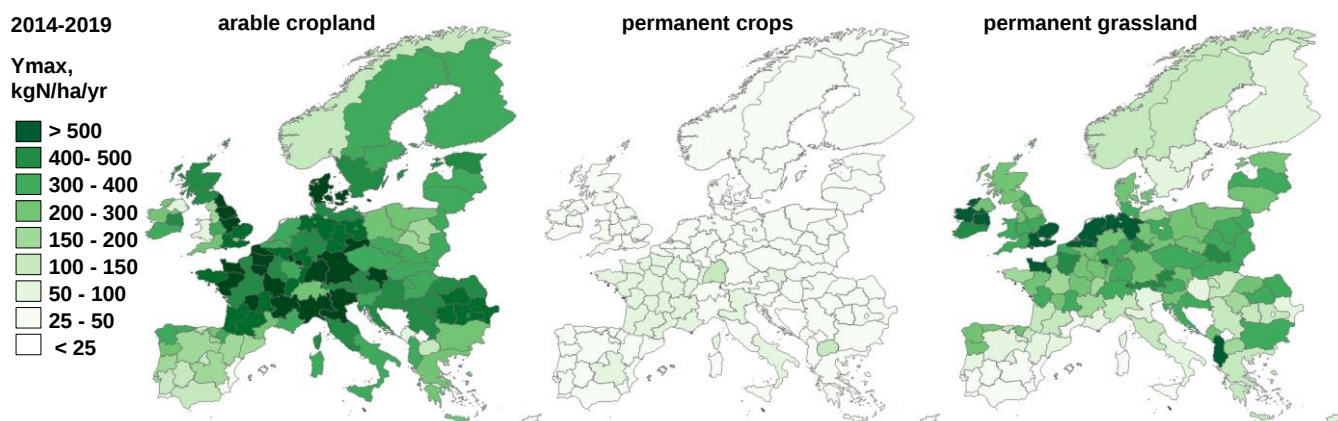


Figure 14. Distribution du paramètre Y_{max} de la relation rendement-fertilisation des terres arables, des cultures permanentes et des prairies permanentes entre les différentes régions d'Europe.

Par rapport aux cultures annuelles arables, les systèmes de culture permanente affichent généralement un Y_{max} beaucoup plus faible (Figure 14), lié au faible contenu en N des produits récoltés, et à l'accumulation d'une grande partie de leur production primaire nette dans des structures ligneuses avec un C/N élevé. Les prairies permanentes présentent des valeurs de Y_{max} du même ordre de grandeur que celles des terres arables, mais toutefois inférieures (Figure 14), avec un gradient méditerranéen-tempéré-nordique plus distinct. Le moindre gradient méditerranéen-tempéré observé pour les terres arables provient de ce que les données qui ont servi à établir les Y_{max} de la figure 14 ne font pas la distinction entre les cultures pluviales et les cultures irriguées, ces dernières étant beaucoup plus fréquentes en contexte méditerranéen. À contexte climatique égal, l'irrigation augmente en effet substantiellement le Y_{max} (Lassaletta et al., 2021).

La relation rendement-fertilisation, une fois Y_{max} calibré, permet de calculer Y dans des scénarios futurs en fonction des apports fertilisants attendus.

Le niveau de fertilisation, par rapport à Y_{max} , détermine l'intensité de fertilisation (IF) qui caractérise donc le niveau d'intensité des pratiques agricoles de la région :

$$IF = F/Y_{max}$$

1.6.2. Lien entre fixation symbiotique et Y_{max}

On a vu plus haut que le rendement des légumineuses (Y_{leg}) est indépendant des apports d'azote au sol, ce qui explique que ce rendement soit le même, à contexte pédoclimatique identique, entre pratiques bio ou conventionnelles. Par cohérence, on s'attend donc à ce que le rendement des légumineuses soit relié au Y_{max} par une relation telle que la relation Y vs F soit vérifiée dans le cas extrême d'une monoculture de légumineuses dans laquelle la fixation symbiotique (N_{fix}) constituerait, avec le dépôt atmosphérique (DA), la seule source de fertilisation, selon :

$$Y_{leg} = Y_{max} \cdot (N_{fix} + DA) / (N_{fix} + DA + Y_{max})$$

En considérant que la fixation symbiotique (N_{fix}) est proportionnelle au rendement azoté des légumineuses

$$N_{fix} = \alpha \cdot Y_{leg},$$

avec $\alpha = 1.3$ pour les légumineuses graines et 1.7 pour les légumineuses fourragères comme établi au § 1.4, on peut établir la relation montrée dans la figure 15, qui se réduit, dans le cas où DA est très faible, à :

$$Y_{leg} = (\alpha - 1) / \alpha \cdot Y_{max}$$

La comparaison avec les données, très bruitées, des rendements observés dans les différents territoires européens montre un relativement bon accord avec la relation théorique. Elle suggère cependant que la fixation symbiotique des légumineuses fourragères puisse être sous-estimée dans beaucoup de cas.

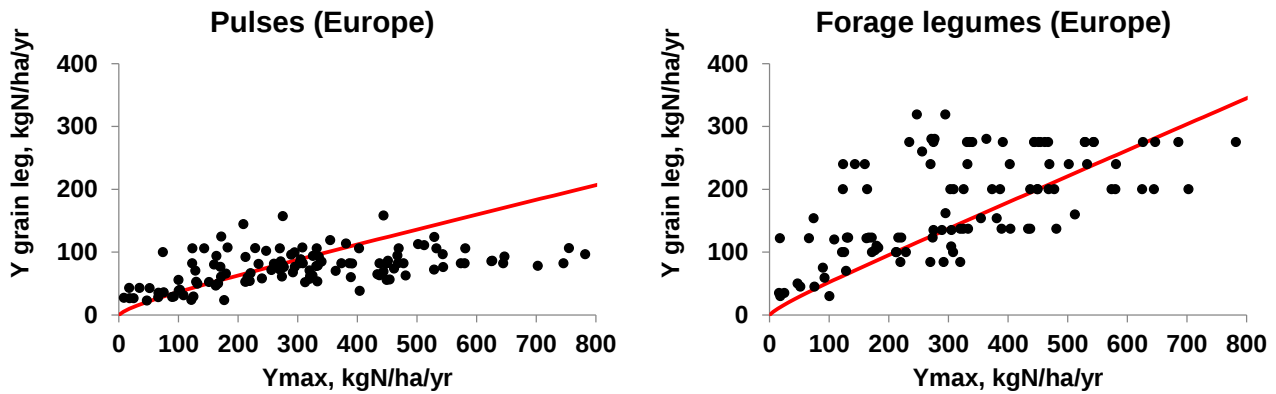


Figure 15. Relation théorique entre le rendement des légumineuses graines (Pulses, $\alpha=1.3$) ou fourragères ($\alpha=1.7$) et le Y_{max} des différents territoires européens, comparée aux données de rendement observées dans ces territoires (Eurostat)

1.6.1. Les pertes environnementales d'azote du sol

En relation avec la forme de la relation Y vs F , tous les apports fertilisants au sol (F) ne sont pas récupérés dans le rendement récolté (Y). La différence définit le surplus azoté (S), ou bilan d'azote du sol :

$$S = F - Y$$

La valeur du surplus est un bon indicateur des pertes totales d'azote dans l'environnement.

Le surplus, donc la perte environnementale, est directement lié à l'intensité de la fertilisation.

$$S = Y_{max} \cdot IF^2 / (IF + 1)$$

Le surplus azoté, tel que défini ci-dessus, peut avoir différents devenir, parmi lesquels le stockage dans le pool de matière organique (MO) du sol, la dénitrification et le lessivage (Figure 16).

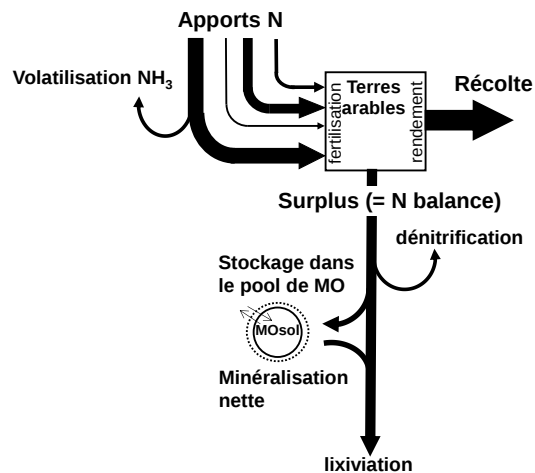


Figure 16. Représentation schématique du surplus azoté et de son devenir.

La dénitrification et ses émissions de N_2O associées (Em_{N_2O}) sont liées aux apports totaux de N exogène (App_{Nsol} , kgN/ha/an) sous forme d'engrais et de fumier, aux précipitations annuelles (PLU, mm/an) et à la température annuelle moyenne ($Temp$ °C). Ils peuvent être calculés à partir de la relation empirique établie par Garnier et al. (2019b), considérant un rapport $N_2O/(N_2+N_2O)$ de 4 pour les sols cultivés (Schlesinger, 2009 ; Butterbach-Bahl, 2013).

$$\text{Dénitrification (kgN/ha/an)} = 4 * Em_{N_2O}$$

$$Em_{N_2O}(\text{kgN/ha/an}) = [0,15 + 0,016 * App_{Nsol}] * (PLU/1000)^{1,2} * 1,2 * Temp^{\circ C}/10 \quad (4)$$

Lorsque le pool de MO du sol est à l'état d'équilibre, le lessivage peut être estimé comme la différence entre le surplus et la dénitrification. Et en effet, dans de nombreux systèmes de grandes cultures, le lessivage observé représente la part la plus importante du surplus (Figure 17). Dans les prairies, cependant, un fort lessivage n'est observé qu'au-dessus d'un seuil de surplus assez élevé, suggérant que la séquestration d'azote dans le pool de MO du sol concerne la majeure partie du surplus. Des situations intermédiaires se retrouvent dans les cas de mise en place systématique de cultures intermédiaires (de couverture), qui favorisent également le stockage de la MO du sol.

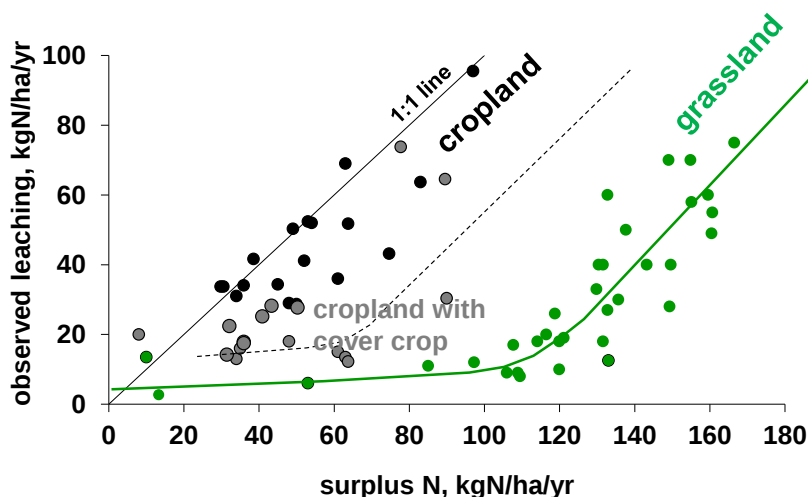


Figure 17. Relation observée entre surplus et lessivage (données de Billen et al., 2013 ; Vertès et al., 2007)

Nous définissons comme surplus net le bilan azoté (surplus brut après déduction de la volatilisation de NH_3) moins la dénitrification estimée du sol (en N_2 et N_2O). Cela peut être considéré comme le meilleur indicateur du lessivage, du moins dans les cas où le pool d'azote organique dans le sol est en équilibre. La concentration de lixiviation est estimée en considérant que cet excédent net annuel d'azote est dilué dans le flux d'eau de lixiviation annuel, estimé comme le débit spécifique annuel moyen dérivé du modèle LISFLOOD (Burek et al., 2013) pour les années 2009-2018 (B. Grizzetti, communication personnelle).

1.7. Bilans d'approvisionnement, commerce extérieur et typologie systémique

1.7.1. Bilans production-consommation

Le bilan nutritionnel humain est calculé par différence entre la production locale et la consommation humaine pour les céréales, les légumineuses et les produits animaux comestibles (viande, lait et œufs), exprimés en GgN/an. Dans le cas des céréales, la consommation humaine est multipliée par un facteur 1,5 pour tenir compte des déchets générés dans les processus de transformation entre la récolte et la consommation apparente. Une valeur positive pour le solde ainsi défini indique que la production locale dépasse les besoins humains locaux, permettant ainsi soit l'exportation, soit d'autres utilisations.

Le bilan nutritionnel des animaux est établi selon les règles suivantes :

(i) La production permanente des prairies est considérée comme entièrement consommée par le bétail à moins qu'elle ne dépasse l'ingestion par les ruminants. Cela suppose que seuls les ruminants paissent sur les prairies permanentes et que la production herbagère est utilisée en priorité par rapport aux autres ressources pour répondre aux besoins des ruminants :

Pâturage sur prairie permanente = MIN (production herbagère, ingestion de ruminants)

(ii) La production locale de cultures fourragères et oléagineuses est utilisée en priorité pour combler les besoins du bétail non couverts par les prairies. Elle est exportée si elle dépasse ces besoins.

Consommation locale de fourrage = MIN (production de fourrage et d'oléagineux, (ingestion totale du bétail - pâturage sur prairie permanente))

(iii). Jusqu'à 50 % de la production céréalière locale dépassant les besoins humains locaux peut être utilisée pour répondre aux besoins du bétail non couverts par (1) et (2).

Consommation de céréales du bétail = MIN ($0,85 * \text{reste de céréales}$, ingestion du bétail non couverte par l'herbe et le fourrage)

(iv). Les aliments importés couvrent les besoins du bétail non satisfaits par (1), (2) et (3).

Aliments importés = ingestion du bétail - ingestion d'herbe, de fourrage local et de céréales locales

À noter que ces aliments importés peuvent contenir des céréales importées pour l'alimentation du bétail ainsi que d'autres aliments comme le soja.

Ces règles d'attribution sont en partie arbitraires ; pourtant, elles sont cruciales pour déterminer l'éventuelle exportation de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux. Une validation de ces règles a donc été réalisée pour la situation de référence par la comparaison des flux commerciaux fournis par FAOSTAT pour les denrées alimentaires et les aliments pour animaux avec ceux calculés à partir du modèle GRAFS avec les règles précédentes :

Import net de céréales = consommation humaine + consommation animale – production locale

Import net de légumes = consommation humaine – production locale

Import net de produits animaux = consommation humaine – production animale comestible

Import net d'aliments pour animaux = consommation d'aliments importés pour le bétail

Bien qu'imparfait, l'accord est raisonnable : le modèle saisit correctement la taille des flux commerciaux d'importation et d'exportation des principaux pays concernés (Figure 18). Les valeurs calculées par GRAFS sont toutefois sous-estimées, en particulier pour les flux commerciaux animaux que végétaux. Les règles d'allocation évoquées ci-dessus ainsi que l'ensemble de la procédure de calcul sont considérées comme acceptables.

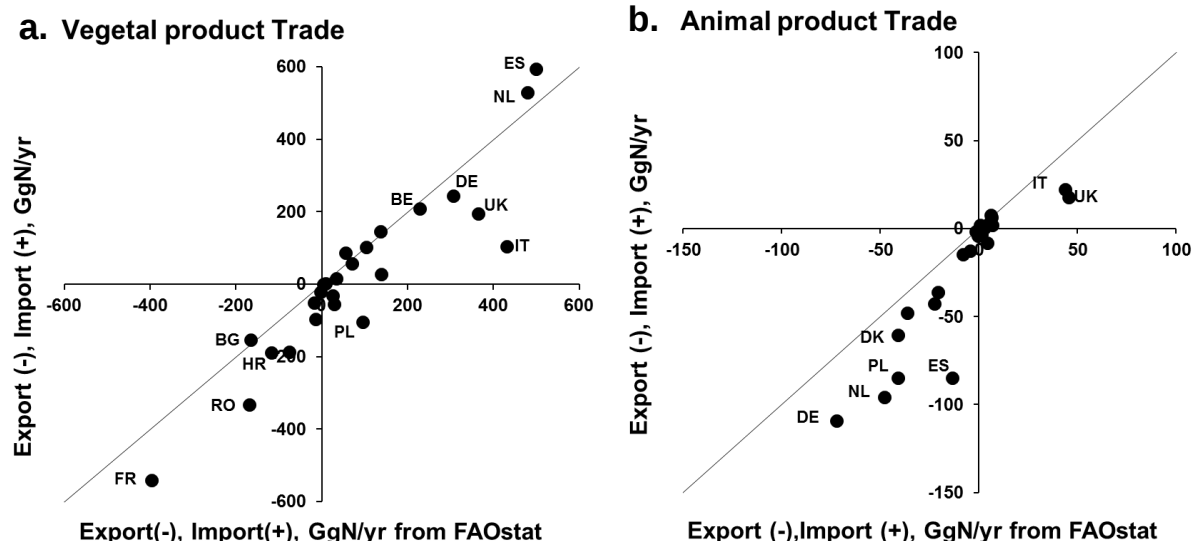


Figure 18. Comparaison des flux d'import-export de produits végétaux (a) et animaux (b) au niveau national fournis par FAOSTAT (en abscisse) et calculés par le modèle GRAFS pour la situation de référence (en ordonnée).

1.7.2. Typologie du système agro-alimentaire

À l'échelle régionale, une typologie des systèmes agro-alimentaires peut être établie à partir des flux majeurs d'azote entre terres cultivées, prairies, élevage et population. Cette typologie vise à caractériser le degré de couplage entre agriculture et élevage ainsi qu'entre production et consommation locales. Les critères utilisés sont très proches de ceux proposés par Le Noë et al. (2018) pour analyser la trajectoire des systèmes agro-

alimentaires régionaux de la France de 1850 à 2014, avec toutefois quelques modifications. L'arbre de décision est illustré à la figure 19.

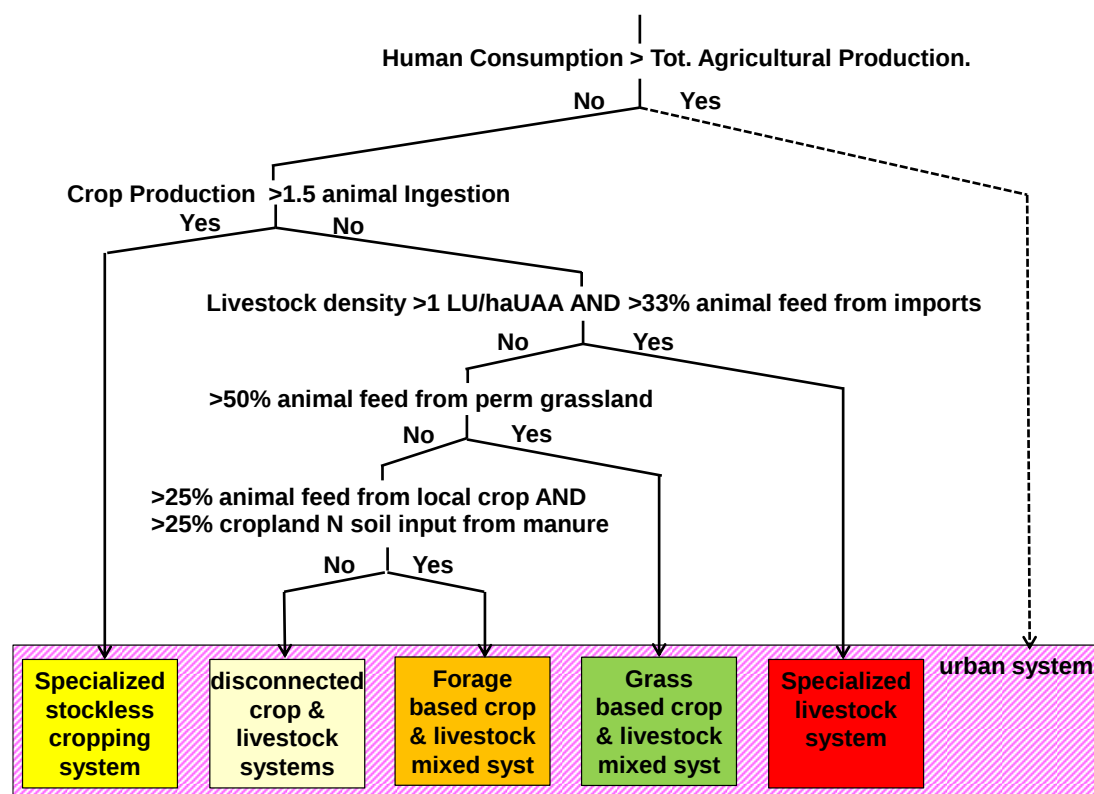


Figure 19. Arbre de décision pour la typologie des systèmes agro-alimentaires territoriaux

Les **systèmes urbains** sont ceux pour lesquels la demande alimentaire humaine dépasse la production alimentaire locale (production des terres cultivées + production comestible de l'élevage), de sorte que l'importation de nourriture est une composante majeure du système agro-alimentaire.

Les **systèmes d'élevage intensifs spécialisés** se caractérisent par une forte densité d'élevage associée à une part importante d'aliments importés pour répondre à l'alimentation animale ; dans ces systèmes, l'élevage n'est que très peu lié à l'agriculture.

Au contraire, les **systèmes de polyculture-élevage** ont un degré élevé de couplage entre les activités de culture et d'élevage, car (i) le fumier fournit une proportion relativement élevée de fertilisation des sols des terres cultivées, et (ii) la production agricole locale fournit une grande part de la nutrition animale. Dans les systèmes **basés sur l'herbe**, les prairies permanentes fournissent au moins la moitié de l'alimentation animale, tandis que dans les systèmes **basés sur le fourrage**, les terres cultivées locales représentent une part importante de l'alimentation animale.

Dans les systèmes de **culture et d'élevage déconnectés**, l'agriculture et l'élevage coexistent, mais sans liens étroits en termes de fumier utilisé par les terres cultivées et de produits alimentaires locaux pour l'alimentation du bétail.

Les systèmes de **grande culture spécialisés** sans élevage désignent les systèmes agro-alimentaires où la production végétale est beaucoup plus importante en termes de flux de matière que l'élevage.

2. Résultats

2.1. Pitch des scénarios étudiés

Outre la situation de référence, 3 scénarios (et quelques variantes) ont été construits.

Le scénario **agro-écologique S1** (précédemment appelé ARD, pour Autonomy, Reconnection, Demitarian Diet dans son application à la France) a été décrit en détail dans nos précédents travaux au niveau national (Billen et al., 2018, 2019, 2021). Brièvement, il se caractérise par (1) la généralisation d'une alimentation saine selon les recommandations de l'OMS et de EAT-Lancet (Willett et al, 2020), à faible teneur en protéines animales (30 %), (2) l'adoption de pratiques agro-écologiques excluant l'utilisation d'engrais et de pesticides de synthèse, mais utilisant les schémas de rotation actuellement en vigueur dans les différentes régions d'Europe, dans lesquelles les légumineuses fournissent l'essentiel de l'apport d'azote, et (3) la reconnexion du bétail au sein de systèmes de culture et de pâturage sans importation d'aliments pour animaux et avec un recyclage efficace du fumier vers les terres cultivées. La densité du bétail est ajustée à la production locale d'aliments disponibles dans chaque US. Le scénario suppose également que 25 % de la teneur en N des excréments humains sont recyclés vers l'agriculture.

Les échanges commerciaux entre régions peuvent se faire librement et contribuent à corriger les inégalités de répartition de la population et des potentialités écologiques.

Une **variante de ce scénario (S1bis)** ne considère pas le changement de régime alimentaire du scénario S1, maintenant donc inchangé le régime alimentaire actuel de chaque région.

Le scénario **BAU (S2)** vise à fournir une image du système agro-alimentaire en 2050 en l'absence de changement significatif dans sa structure et sa logique de fonctionnement, mais avec les changements prévus dans la population et les changements associés dans la demande alimentaire. Les surfaces agricoles et leur répartition entre terres arables, maraîchères, cultures permanentes et prairies permanentes sont inchangées par rapport à la situation de référence 2014-2019. Le régime alimentaire humain est également maintenu aux valeurs actuelles de chacun des pays. Le taux d'apport d'engrais de synthèse reste identique, et l'importation d'aliments en provenance de l'extérieur de chaque US est celle de la situation actuelle.

Deux variantes de ce scénario BAU ont été considérées pour évaluer l'effet des mesures des stratégies F2F et Biodiversité sur les pratiques agricoles qui n'impliquent pas de changements structurels :

- Concernant les flux d'azote agricole, la contrainte la plus forte du F2F est l'objectif de réduire de 50 % les pertes en nutriments vers l'environnement. Un chiffre de 20 % de réduction du taux d'application d'engrais de synthèse est mentionné dans le F2F, bien que l'adéquation d'une telle réduction pour atteindre l'objectif attendu (réduction de 50 % des nutriments) ne soit pas garantie. Nous avons donc évalué l'effet par le scénario BAU d'une réduction de 20 % de l'application d'engrais azotés de synthèse (**scénario S2bis**).
- La **variante S2ter** ne considère qu'un changement de régime alimentaire de la population, prise identique à celle discutée pour le scénario agro-écologique S1.

En ce qui concerne la volatilisation de l'ammoniac, les mêmes pratiques d'application sont considérées dans les scénarios S2 que dans la situation de référence. Pour les scénarios S2bis et S2ter en revanche, on considère la même amélioration des pratiques que dans le scénario agro-écologique S1, à savoir un raccourcissement du délai entre l'application et l'incorporation au sol (à moins de 12 h).

Le scénario F2F (S3) vise à évaluer l'effet de plusieurs mesures prescrites dans les stratégies F2F et Biodiversité de la CE à l'horizon 2030. Les mesures envisagées ici sont les suivantes :

- (i) Aucun changement dans le régime alimentaire humain n'est supposé dans ce scénario.
- (ii) Une réduction d'au moins 20 % de l'utilisation d'engrais synthétiques est prévue afin d'atteindre l'objectif de réduire de moitié les pertes de nutriments dans l'environnement.
- (iii) La part de la superficie agricole sous gestion de l'agriculture biologique doit atteindre au moins 25 %.

(iv) Au moins 10 % de la superficie agricole doit être réservée à des infrastructures écologiques aux caractéristiques paysagères de haute diversité, par exemple des haies ou jachères.

Les scénarios précédents ont été établis de manière à ce que le scénario S3 puisse être construit comme une combinaison linéaire des résultats des scénarios S1bis et BAU S2bis. Dans chaque US, la surface agricole actuelle est réaffectée comme suit : 10 % de toutes les surfaces sont soustraites à la production et considérées comme forestières. Le reste est affecté soit à la gestion agro-écologique (S1bis) soit à la gestion conventionnelle avec réduction de 20 % d'engrais (S2bis). Étant donné que la situation de référence 2014-2019 concerne déjà une part variable de surfaces gérées en bio, et que l'effet de cette gestion se reflète dans la description actuelle des systèmes agro-alimentaires de référence et dans le scénario S2, nous considérons que la mesure (iii) implique d'allouer à chaque US une hybridation de S1bis (100 % bio) et S2bis (avec la part actuelle d'agriculture biologique dans chaque US) tel que le scénario hybride comporte 25 % de surfaces bio. Nous avons calculé ce mélange de S1bis et BAU S2bis pour chaque US à l'aide des statistiques infranationales d'Eurostat sur les parts de superficie agricole en bio en 2014-2019 (Figure 20). Dans les quelques US où plus de 25 % de la SAU est déjà en gestion biologique, toutes les autres surfaces agricoles ont été affectées au scénario BAU S2bis.

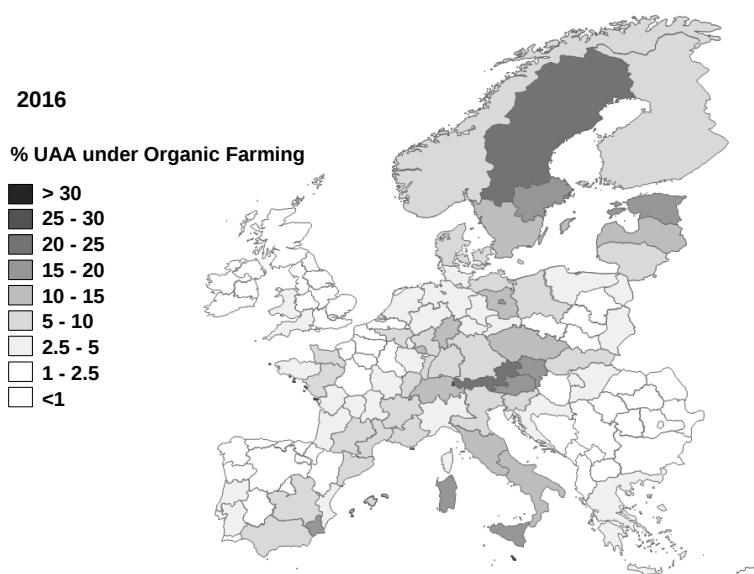


Figure 20. Part des surfaces agricoles sous agriculture biologique en 2016 (Eurostat)

2.2. Un scénario de vérification : S0

Outre ces trois grandes familles de scénarios (agro-écologique, BAU, F2F) décrites ci-dessus, un quatrième scénario a été établi à des fins de vérification des procédures de calcul.

La description GRAFS du système agro-alimentaire actuel (Référence) est basée autant que possible sur les données statistiques directes disponibles telles que l'application d'engrais, les superficies et la production cultivées, le nombre et la production du bétail, etc. Ceci permet de calibrer certaines relations reliant ces flux. La construction des scénarios utilise ces relations calibrées pour calculer certains de ces flux compte tenu de certaines hypothèses sur l'évolution du système. Le scénario S0 a été construit, en appliquant ces mêmes relations calibrées pour des hypothèses identiques en tous points à la situation de référence 2014-2019 en ce qui concerne les contraintes imposées : certaines variables, disponibles dans les données statistiques, sont recalculées. C'est le cas par exemple pour (i) la production végétale, rétro-calculée à partir de la fertilisation totale en utilisant la relation Y vs F, avec un paramètre Ymax calibré pour chaque système de culture et chaque US ; (ii) le nombre de têtes de bétail, rétro-calculé à l'aide de la routine qui ajuste le nombre de ruminants et de monogastriques aux aliments disponibles dans chaque US ; (iii) la production animale et l'excrétion, rétro-calculées avec les relations calibrées dans chaque US. La description recalculée de la

situation de référence (S0) peut alors être comparée à la description originale (Référence). Bien sûr, cette comparaison ne fournit pas une véritable validation du modèle, car celui-ci a été calibré sur les mêmes données, mais elle fournit néanmoins une estimation de la marge d'erreur auxquelles donnent lieu les procédures de calcul, y compris pour les scénarios.

Les résultats du scénario de vérification S0 sont résumés dans le tableau 2, ainsi que les chiffres obtenus à partir des données statistiques originales.

Tableau 2. Comparaison de la référence GRAFS 2014-2019 du scénario S0. Le scénario S0 utilise le même modèle que les scénarios S1-S3 mais appliqué aux contraintes de la situation de référence.

	2014-2019 Référence	S0 Scénario	Ecart (%)
Production agricole, GgN/an			
Production terres arables	11280	11382	1
Production cultures permanentes	173	173	0
Production prairies permanentes	4739	5629	19
Cheptel, Mugh	111	137	23
Production comestible, GgN/an	2240	2432	9
Import (+)/Export(-), GgN/an			
Aliments végétaux	-2530	-2167	-14
Aliments pour animaux	+2958	+2960	0
Produits animaux	-557	-748	34
Pertes de nutriments			
Émission totale N ₂ O, GgN/an	366	392	7
Conc médiane NO ₃ ⁻ , mgN/l	16.5	17.7	7

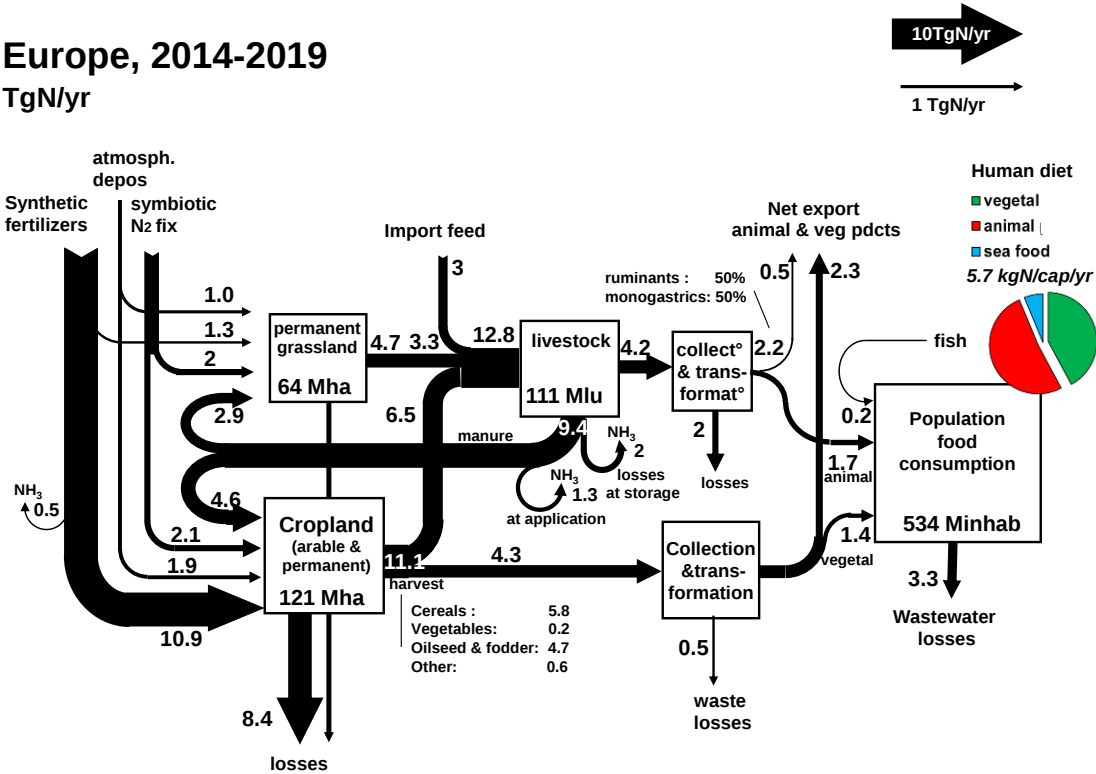
Pour les variables liées à la production végétale, l'écart avec la description du GRAFS 2014-2019 est généralement inférieur à 10 %, sauf pour la production des prairies permanentes qui est supérieure de 18 % en S0. Les effectifs de bétail calculés avec une routine de calcul sur base des ressources disponibles calculées surestiment les valeurs officiellement déclarées d'environ 23 %. Cela indique une surestimation des ressources alimentaires potentielles d'environ 20 % par la procédure de construction du scénario, indiquant peut-être une utilisation inefficace des ressources alimentaires dans la situation réelle. Ceci s'accompagne d'une surestimation du même ordre de la production calculée de produits animaux, et de leurs exportations nettes.

Dans la discussion qui suit, le scénario S0 calculé, en même temps que la description GRAFS actuelle (Référence), serviront de référence pour évaluer les scénarios.

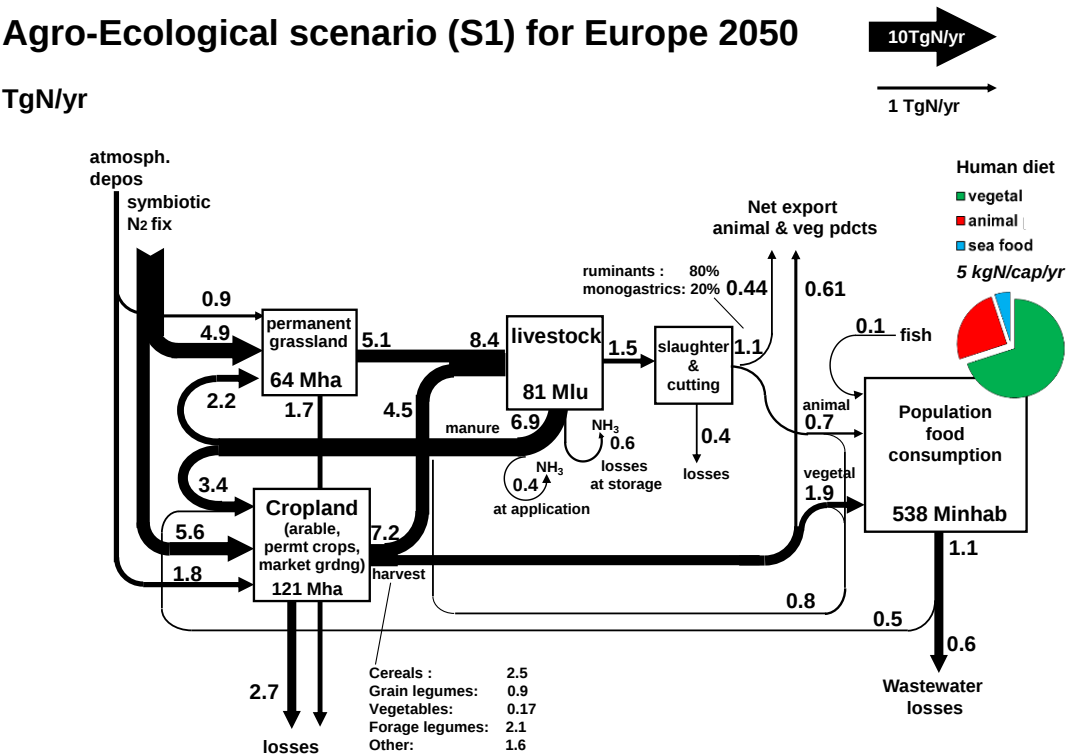
2.3. Structure des systèmes agro-alimentaires

L'analyse GRAFS fournit une représentation complète des flux d'azote entre les compartiments du système agro-alimentaire de chaque US. Sa représentation graphique pour l'ensemble de l'Europe (somme de toutes les US) est montrée à la figure 21 pour la situation de référence, pour le scénario agro-écologique (S1) et pour le scénario F2F (S3).

a.



b.



C.

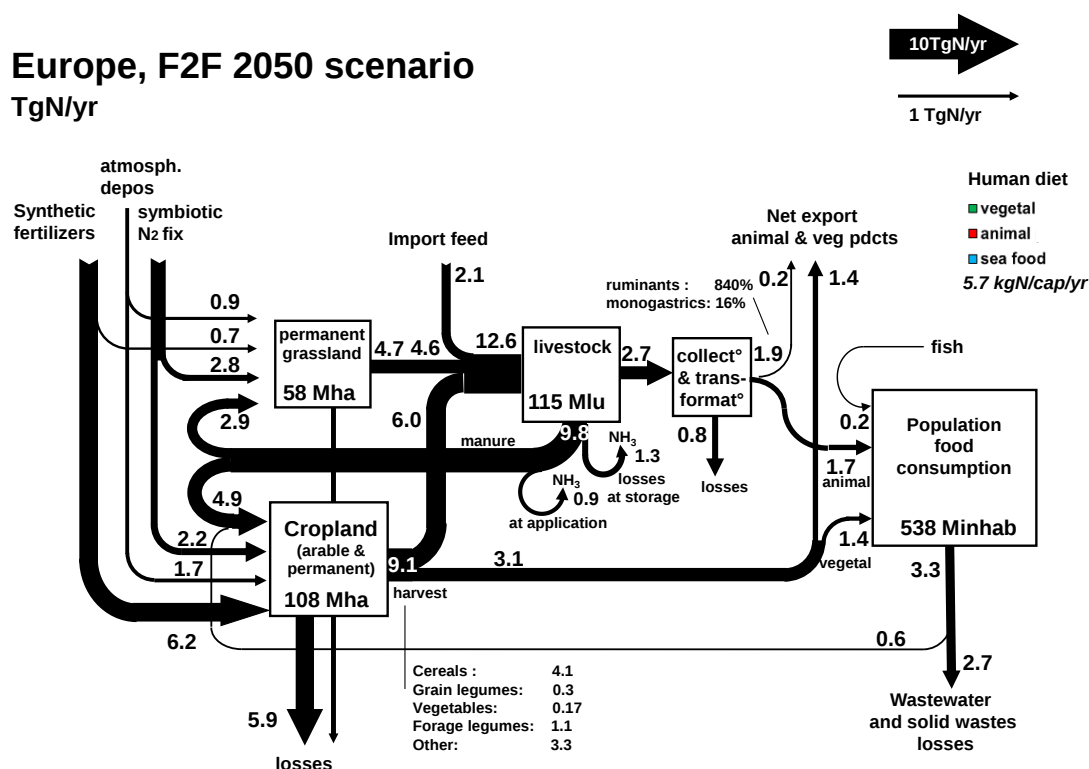


Figure 21. Le système agro-alimentaire européen en 2014-2019 (a), et en 2050 selon le scénario agro-écologique (S1) (b) et selon le scénario F2F (S3). Tous les chiffres indiqués sont obtenus comme le total de ceux de chacune des 127 US considérées dans le modèle.

La répartition des types de systèmes agro-alimentaires à l'échelle régionale permet de mieux comparer les scénarios du point de vue des changements de structure qu'ils induisent. La figure 22 montre ainsi beaucoup mieux que l'image globale de la figure 21a l'importance des spécialisations régionales qui caractérisent la situation actuelle et aboutissent souvent à la déconnexion de l'agriculture et de l'élevage. Dans le scénario F2F (S3), un certain degré de reconnexion des systèmes de culture et d'élevage se manifeste par le fait que de nombreuses régions de culture spécialisée sans bétail (zones en jaune) se transforment en systèmes de polyculture-élevage (zones vertes et orange) ; cependant, des régions d'élevage spécialisé (zones rouges) subsistent. Dans le scénario Agro-écologique, cette situation disparaît partout.

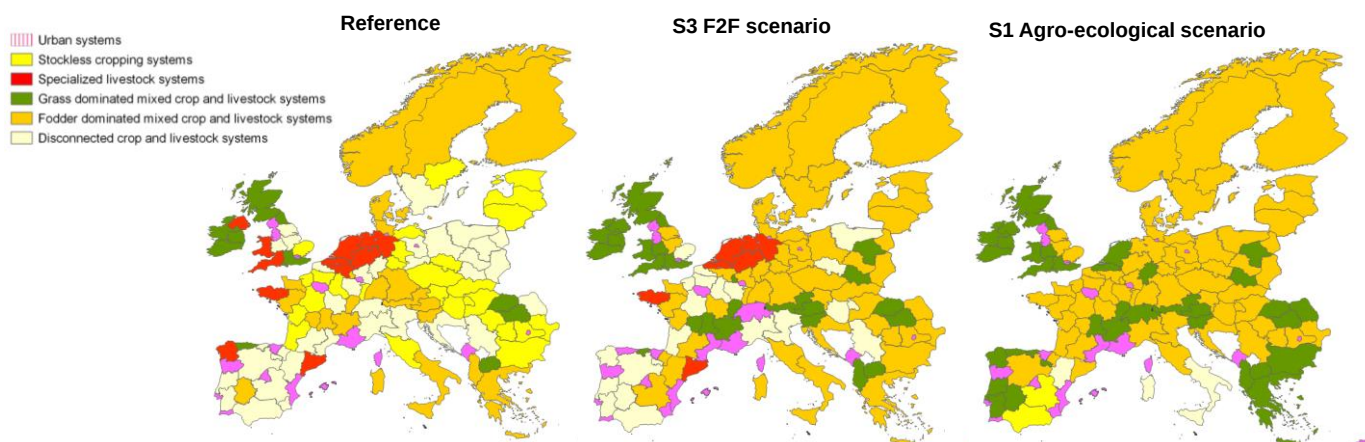
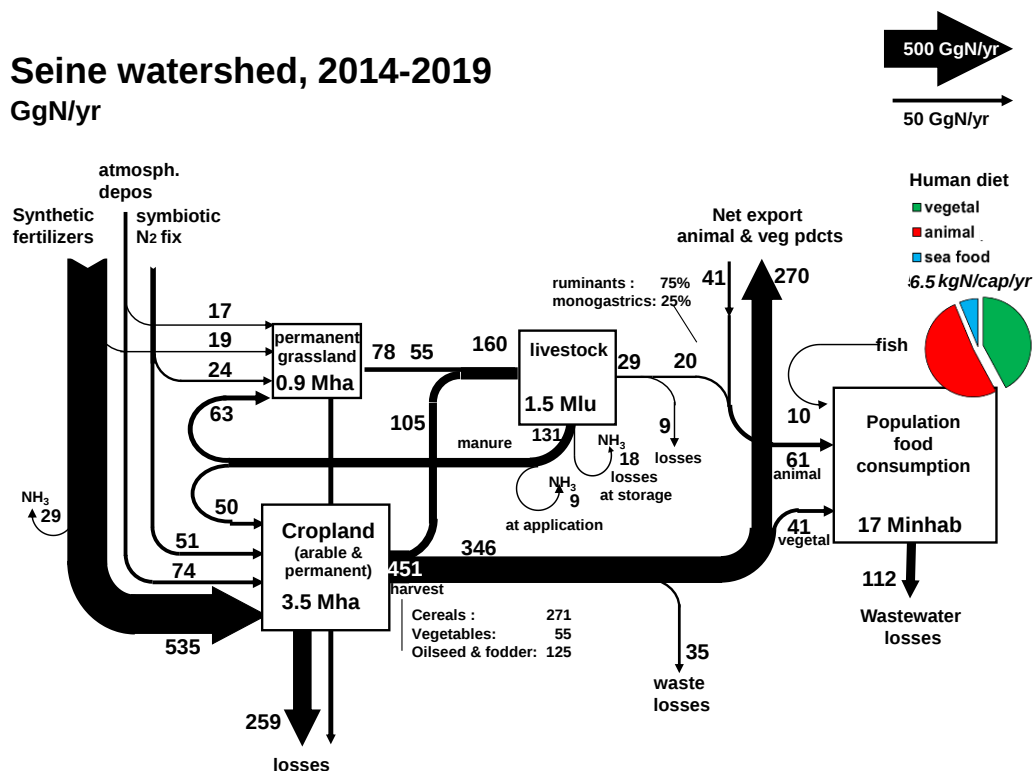


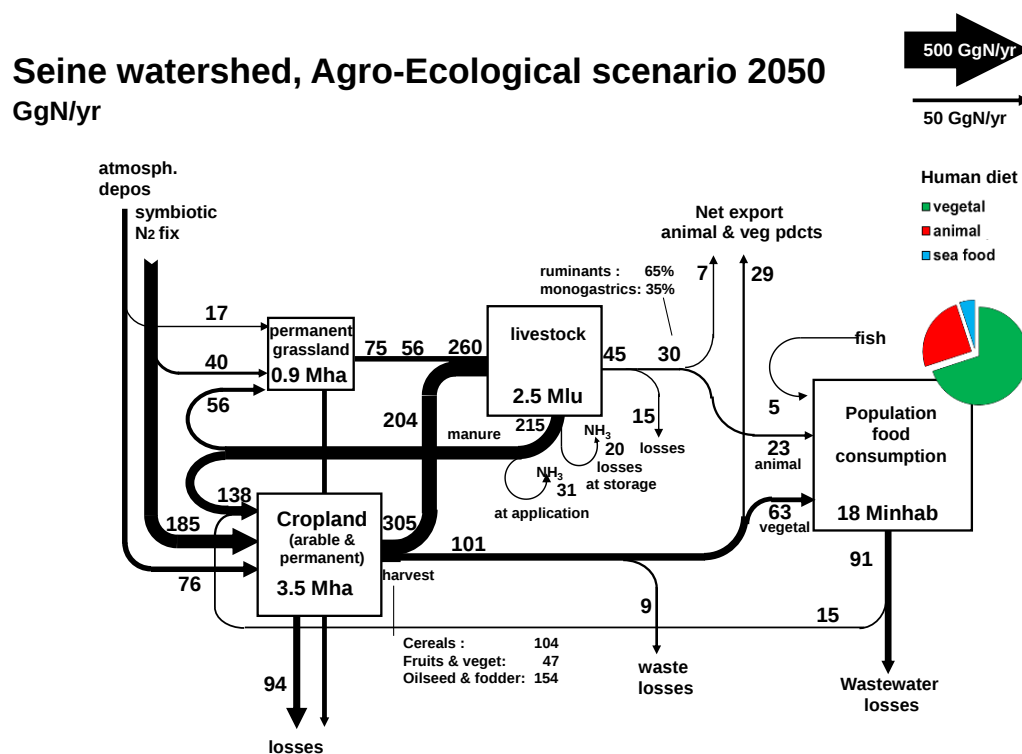
Figure 22. Typologie des systèmes agroalimentaires dans les scénarios de référence, F2F et Agro-écologique)

Un focus sur le bassin de la Seine montre bien la dé-spécialisation du système agro-alimentaire de ses territoires dans le cas du scénario agro-écologique, ainsi que sa désintensification (Figure 23) (voir plus loin).

a.



b.



C.

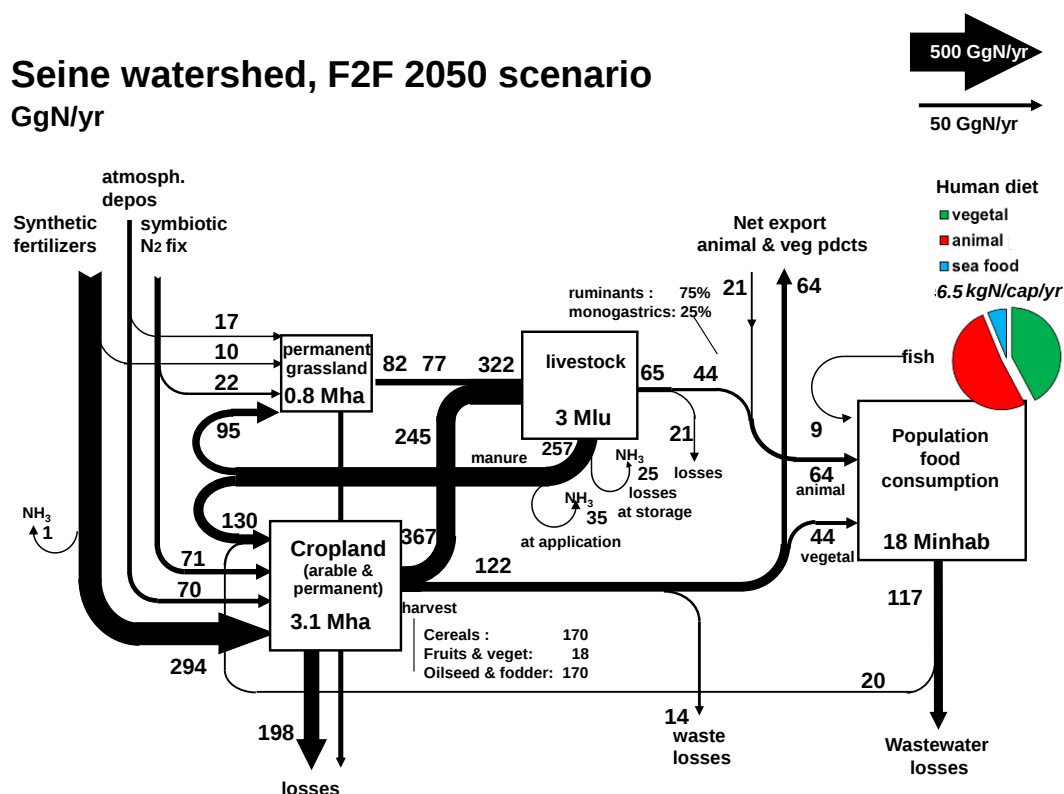


Figure 23. Le système agro-alimentaire du Bassin de la Seine en 2014-2019 (a), et en 2050 selon le scénario Agro-écologique (S1) (b) et selon le scénario F2F (S3). Tous les chiffres indiqués sont obtenus comme le total de ceux de chacune des 127 US au prorata de leur recouvrement du bassin de la Seine.

2.4. Intensité agricole

Si par construction, le scénario BAU ne diffère pas beaucoup de la situation de référence en matière d'intensité agricole, les scénarios F2F (S3) et plus encore Agro-écologique (S1) sont basés sur une hypothèse de réduction très significative de l'intensité de la fertilisation, ce que montre très clairement l'indice de fertilisation des terres arables IF) (Figure 24).

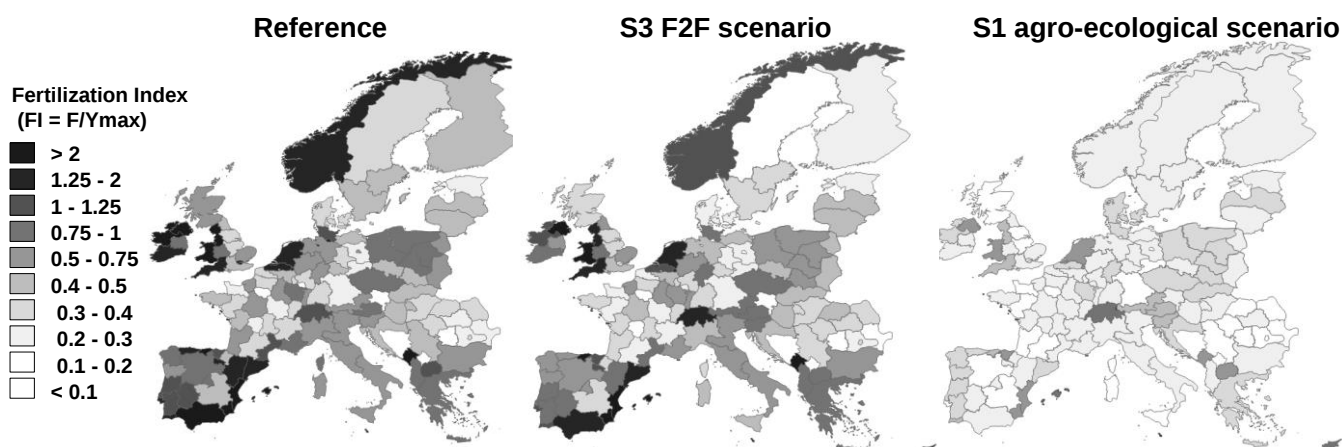


Figure 24. Indice de fertilisation des terres arables dans la situation actuelle de référence, dans les scénarios S3 et S1.

Il s'ensuit logiquement une réduction sensible de la production agricole, céréalière en particulier (Figure 25).

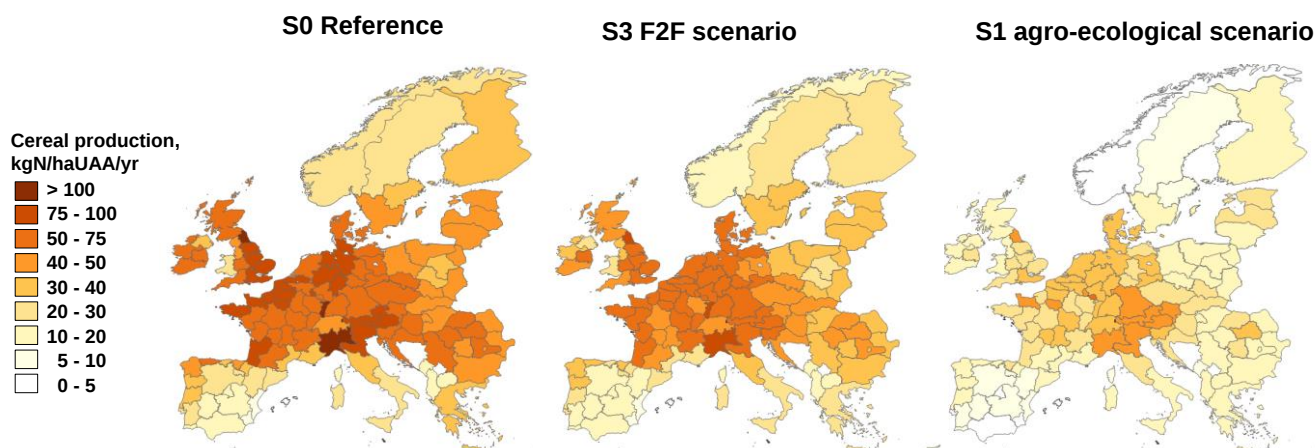


Figure 25. Production annuelle céréalière par ha de terres arables (UAA) dans la situation actuelle de référence, dans les scénarios F2F et Agro-écologique. (Il s'agit de la production moyenne annuelle de céréales par ha de terres arables totales et par an compte tenu de l'assolement, et non du rendement à la parcelle).

De même ces deux scénarios sont caractérisés par une réduction sensible de la densité du cheptel (Figure 26).

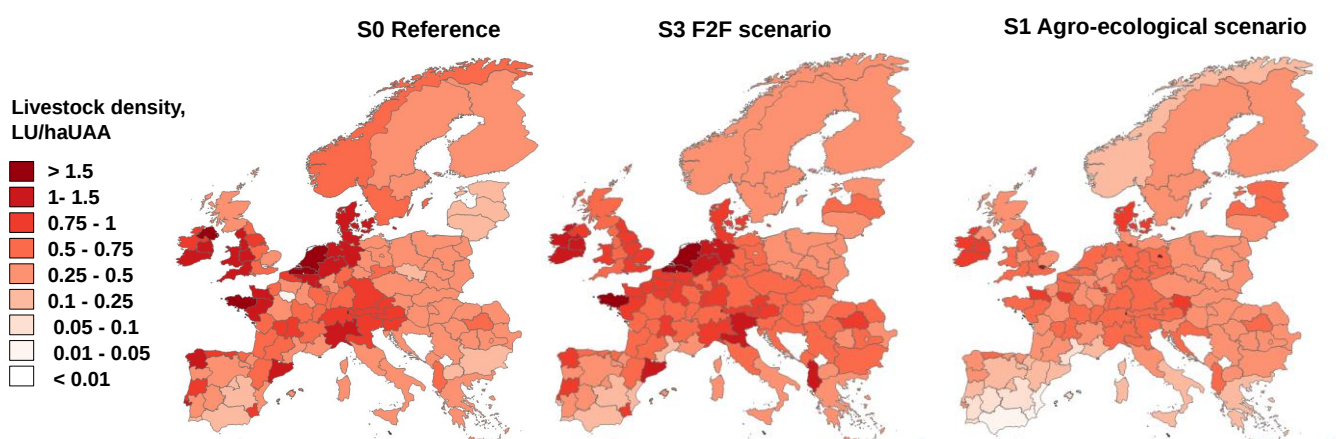


Figure 26. Densité du cheptel ha de SAU dans la situation actuelle de référence, dans les scénarios F2F et Agro-écologique.

2.5. Autosuffisance et échanges commerciaux

Dans le scénario Agro-écologique et ses variantes, l'Europe dans son ensemble est non seulement autosuffisante en céréales (ainsi qu'en légumineuses à grains), mais peut même soutenir une petite exportation de 370 GgN/an (contre 2410 GgN/an dans le contexte actuel).

De plus, bien qu'aucune importation d'aliments pour animaux ne soit autorisée dans le scénario S1, l'Europe est autosuffisante en termes de produits animaux et peut même exporter de la viande et du lait à environ la moitié du flux actuel (360 GgN/an contre 557 et 742 GgN/an dans le scénario de référence 2014-2019 et S0 respectivement). De toute évidence, les ressources alimentaires générées dans les scénarios agro-écologiques sont telles qu'une densité de bétail supérieure à celle requise pour l'alimentation humaine peut être maintenue selon l'hypothèse que nous avons faite d'une alimentation largement végétale. La conséquence en est une relativement grande exportation de produits animaux. Cependant, les ressources alimentaires utilisées pour nourrir le bétail exporté pourraient bien être utilisées à d'autres fins, telles que la bioénergie ou les biomatériaux. Bien que l'Europe du scénario Agro-écologique, dans son ensemble, continue d'exporter des

produits agricoles hors de ses frontières, toutes les régions ne sont pas autosuffisantes. La figure 27 montre les régions qui dépendent des importations nettes en provenance de l'intérieur de l'Europe pour leur approvisionnement alimentaire.

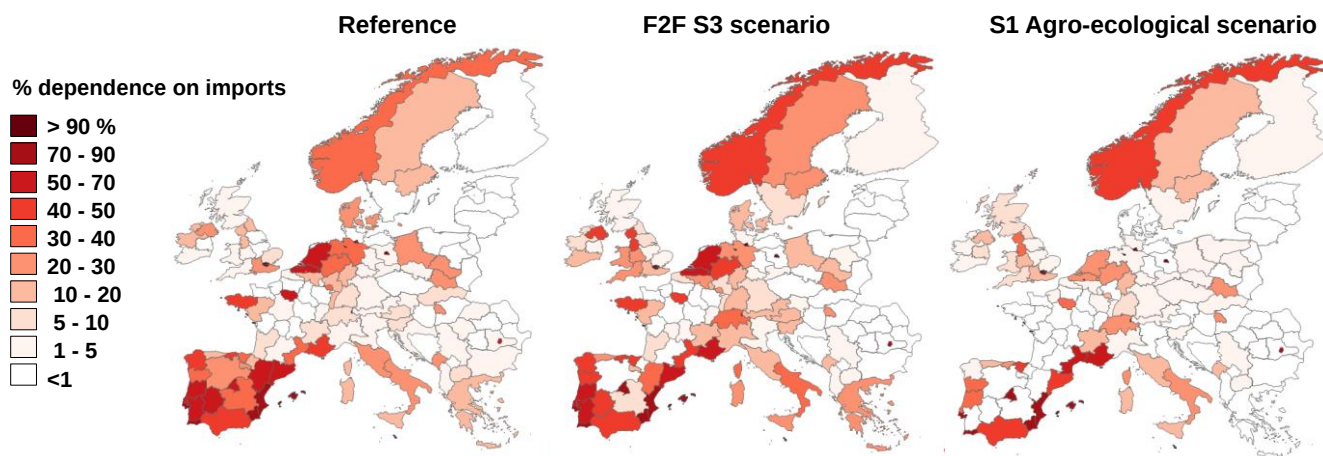


Figure 27. Dépendance aux importations de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux (rapport entre les importations totales de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux d'origine animale + végétale et la consommation par l'homme et le bétail) des différentes US pour la situation de référence, et les scénarios F2F et dans le scénario Agro-écologique.

À l'exception de certaines régions autour de la mer Méditerranée et des régions fortement peuplées, avec une grande ville, davantage de régions sont autosuffisantes dans le scénario Agro-écologique que dans la situation actuelle. Il n'en va pas de même dans le scénario F2F, dans lequel davantage de régions doivent avoir recours à l'importation que dans la situation actuelle. Cette différence résulte nécessairement de la différence de régime alimentaire entre le scénario Agro-écologique et le scénario F2F.

D'autre part, l'orientation vers l'exportation, définie comme la part des exportations alimentaires totales dans la production alimentaire totale, est plus faible dans les deux scénarios F2F et Agro-écologique que dans la situation actuelle, mais reste significative. (Figure 28).

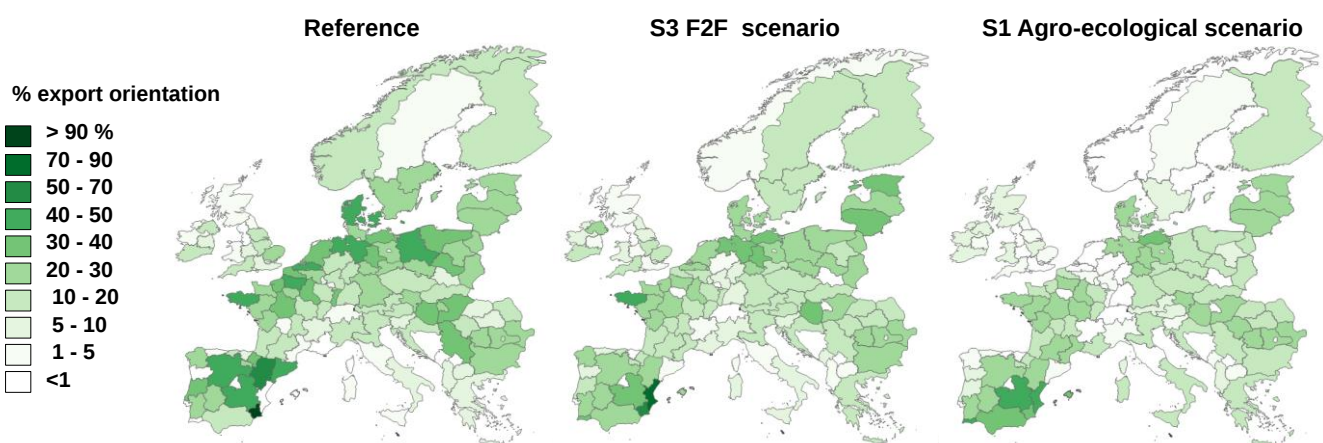


Figure 28. Orientation vers l'exportation (définie comme la part des exportations totales de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux dans la production totale de denrées alimentaires et d'aliments pour animaux des différentes régions dans la situation de référence) dans les scénarios F2F et Agro-écologique.

Dans tous les scénarios explorés dans cette étude, l'Europe dans son ensemble reste en capacité de nourrir sa population et d'exporter des produits végétaux et animaux en dehors de ses frontières à condition d'importer des aliments pour bétail. Seul le scénario Agro-écologique, dans sa variante impliquant un changement de régime alimentaire, serait en mesure de se passer des importations massives d'aliments pour animaux qui caractérisent la situation actuelle. Sans changement de régime alimentaire, le scénario agro-écologique nécessiterait une importation nette de produits animaux (Tableau 3).

Tableau 3. Résumé de quelques propriétés des scénarios explorés dans cette étude du point de vue de leur niveau d'intensité agricole et de commerce extérieur aux frontières de l'Europe. (Réf. pour situation de référence; act pour actuel; Frt pour fertilisation ; Rég act pour Régime actuel; Rég bas pour régime à basse consommation de protéines animales; AE pour Agro-écologique).

Principaux indicateurs des scénarios	2014-2019 Réf.	S0 act	S2 BAU Rég act	S2bis BAU Rég act -20%Frt	S2ter BAU Rég bas	S1 AE Reg bas	S1bis AE Rég act	S3 F2F Rég act -20%Frt
Population, Mhab	533	533	538	538	538	538	538	538
Consommation humaine, GgN/an	3240	3240	3270	3270	2690	2690	3279	3270
Végétal	1350	1350	1355	1355	1880	1880	1367	1355
Animal (incl poissons)	1680	1680	1704	1704	672	672	1660	1704
Cheptel, Mugb	111	137	146	140	141	81	87	107
Import (+)/Export(-), GgNany								
Aliments végétaux	-2530	-2167	-2460	-1906	-2145	-607	-1005	-1367
Aliments pour animaux	+2960	+2960	+2960	+2960	+2960	0	0	+2088
Produits animaux	-557	-748	-844	-698	-1811	-445	494	-231

2.6. Pertes environnementales d'azote

Le tableau 4 rassemble les principaux indicateurs caractérisant les pratiques agricoles et les pertes environnementales d'azote associées pour l'ensemble des scénarios explorés dans cette étude.

Tableau 4. Résumé de quelques propriétés des scénarios explorés dans cette étude du point de vue des pratiques agricoles et de leurs pertes environnementales d'azote. (Réf. pour situation de référence; act pour actuel; Frt pour fertilisation).

Principaux indicateurs des scénarios	2014-2019 Réf.	S0 Act	S2 BAU Rég act	S2bis BAU Rég act -20%Frt	S2ter BAU Rég bas	S1 AE Rég. bas	S1bis AE Rég act	S3 F2F Crt diet -20%Frt
Pratiques et pertes								
Engrais synth., GgN/an	12270	12270	12270	9816	12270	0	0	6957
Fixation symbiotique, GgN/a	4090	4639	4411	4549	4453	8018	8042	4769
Prod agricole*, GgN/an	11280	11382	11482	10785	11818	7265	7543	9085
Prod prairies perm., GgN/an	4739	5629	5613	5539	5619	5126	5135	4732
Pertes environnementales								
Surplus Nbrut*, GgN/an	8260	7197	9390	7594	8817	2719	2863	5885
volatilisation NH ₃ , GgN/an	3061	4026	3538	2457	2470	1574	1696	2298
émission N ₂ O, GgN/an	366	392	384	355	394	170	169	284
conc NO ₃ ⁻ median **, mgN/l	16.5	17.7	17.0	15	19.2	4.9	5.5	12.7

* Prairies permanentes non incluses

** à partir des terres arables

2.6.1. Surplus azoté des sols arables et lixiviation

Le surplus brut d'azote des sols arables, qui représente la source la plus importante de pertes d'azote vers l'hydrosystème et l'atmosphère, est comparé à la figure 29 pour la situation de référence, le scénario S3 F2F et le scénario Agro-écologique S1. La différence est frappante et indique des pertes environnementales beaucoup plus faibles pour le scénario Agro-écologique. Elle est en revanche moins marquée en ce qui concerne le scénario F2F.

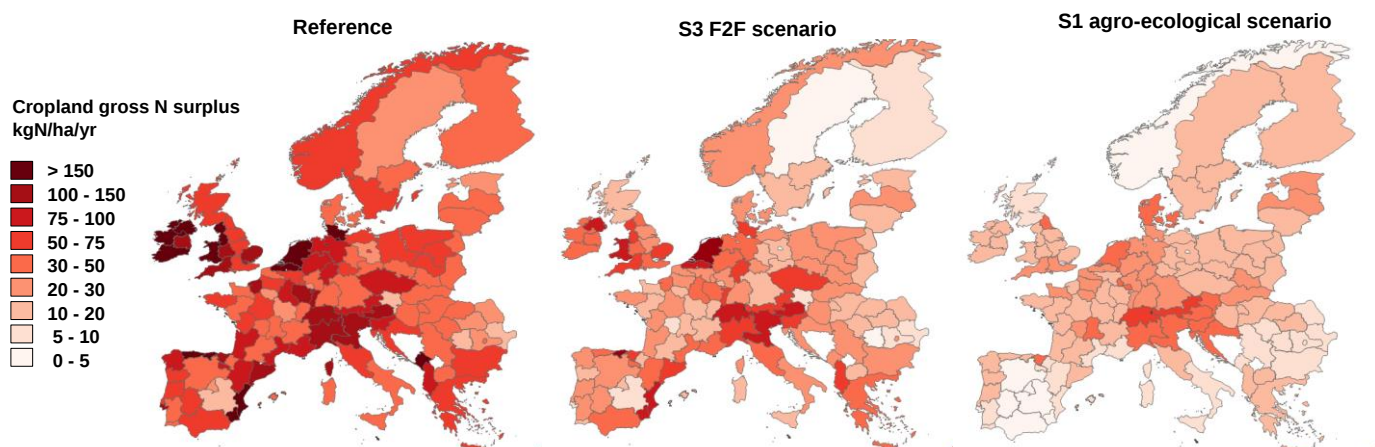


Figure 29. Surplus brut d'azote des sols des terres cultivées dans la situation de référence (S0), les scénarios F2F et Agro-écologique.

La même observation vaut pour les teneurs en nitrate calculées des eaux de lixiviation (Figure 30). Seules les deux variantes du scénario Agro-écologique permettent d'atteindre pour l'Europe une concentration médiane en nitrate inférieure à la norme de 11 mgN/L (=50 mgNO₃/L) (Tableau 4).

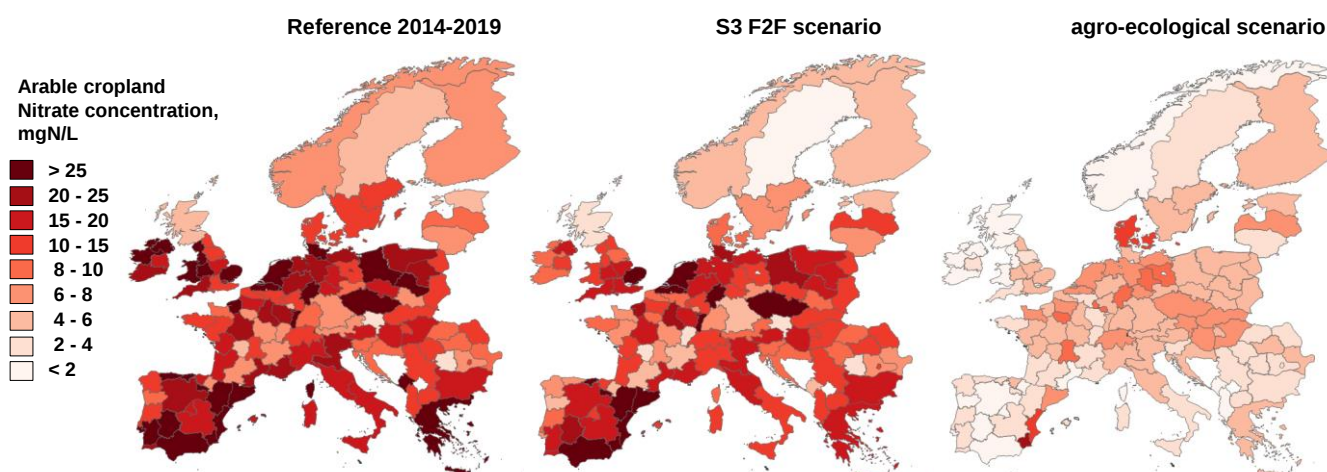


Figure 30. Concentration en nitrates dans les eaux d'infiltration des terres arables dans la situation de référence, les scénarios F2F et Agro-écologique.

2.6.2. Emissions d'ammoniac

Le taux de volatilisation de NH₃ provenant de la gestion, du stockage et de l'épandage de fumier et de l'application d'engrais synthétiques, exprimé en kgN/ha/an de surface agricole utile, est représenté à la Figure 29 pour la situation de référence, pour le scénario F2F S3 et pour le scénario Agro-écologique S1. Dans la situation actuelle à l'échelle européenne, les pertes liées au stockage et à la gestion des excréments animaux, à l'épandage de fumier et à l'épandage des engrais de synthèse représentent respectivement 41, 42 et 17 % du total.

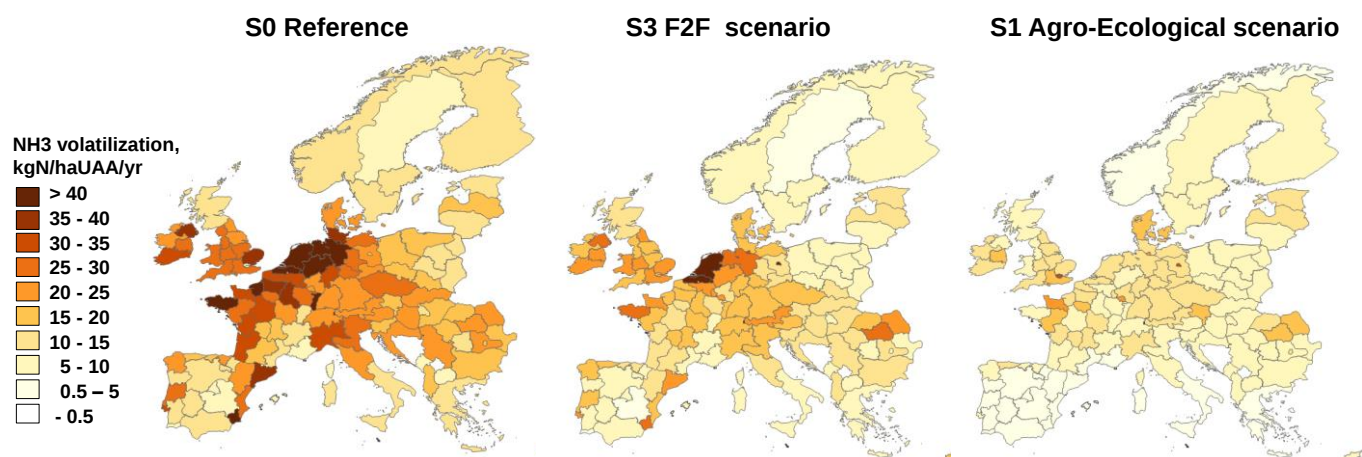


Figure 29. Répartition régionale de la volatilisation totale de NH_3 d'origine agricole dans la situation actuelle, dans les scénarios F2F et Agro-écologique.

2.6.3. Emissions de N_2O

Les émissions moyennes annuelles totales de N_2O provenant des sols agricoles et de la gestion du fumier sont inférieures de 55 à 57 % (170 GgN/an) dans le scénario Agro-écologique (S1) par rapport à la situation de référence actuelle (366-392 GgN/an) (Figure 30). Pour le scénario F2F, la valeur est intermédiaire (280 GgN/an).

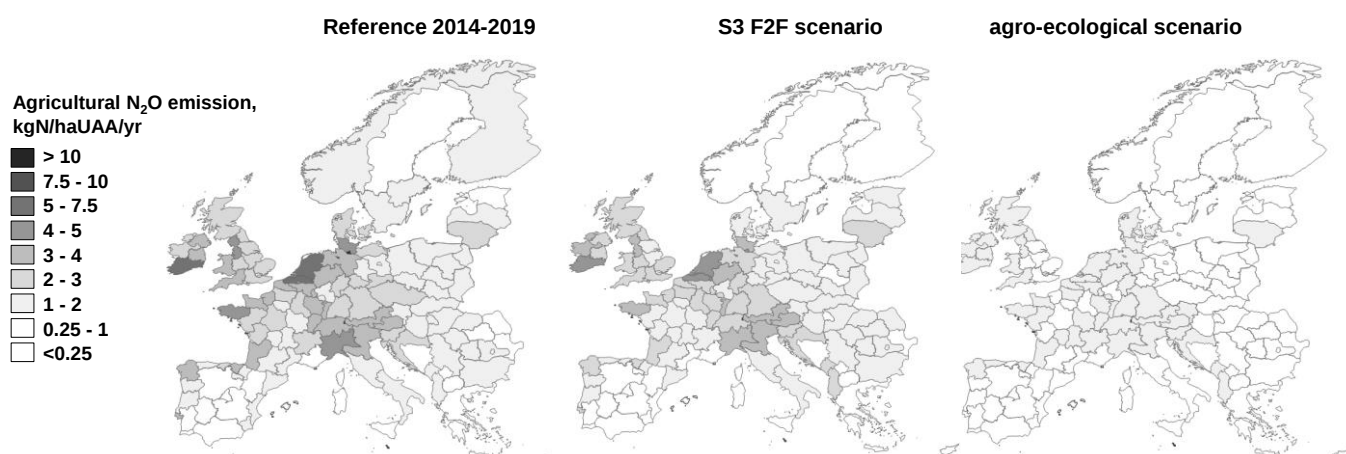


Figure 30. Répartition régionale des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) de l'agriculture dans la situation actuelle, dans les scénarios F2F et Agro-écologique.

Conclusion et perspectives

L'application de la démarche GRAFS nous a permis d'établir une large gamme de scénarios pour l'avenir du système agroalimentaire européen à l'horizon 2050. Certains d'entre eux n'impliquent qu'un ajustement des pratiques agricoles sans changement structurel du système (par exemple, une réduction de 20 % de l'utilisation d'engrais, scénario S2bis et S3). D'autres consistent en des changements profonds dans les systèmes de culture (par exemple une agriculture avec rotations biologiques, scénario S1 et S1bis), dans les productions animales (par exemple une reconnexion agriculture-élevage sans importation d'aliments pour bétail, scénario S1 et S1bis), et/ou dans l'alimentation humaine (scénarios S1 et S2ter). Alors que les scénarios S1/S1bis et S2/S2bis illustrent deux orientations radicalement différentes pour l'avenir des systèmes agro-alimentaires, opposant la poursuite de la spécialisation territoriale ou au contraire un virage vers la reconnexion locale et la généralisation des pratiques agro-écologiques, un dernier scénario combine des éléments de ces deux pôles pour simuler les recommandations de la stratégie européenne F2F (scénario S3).

Tous ces scénarios répondent à la demande alimentaire européenne (avec des régimes alimentaires différents) et exportent à des degrés divers des produits alimentaires vers le marché extraeuropéen. A l'exception des scénarios Agro-écologiques, tous restent tributaires de l'importation d'aliments pour le bétail. Les scénarios diffèrent largement en ce qui concerne les émissions environnementales d'azote agricole vers l'hydrosystème et l'atmosphère. La figure 31 compare graphiquement quelques-uns des principaux indicateurs de ces différents scénarios.

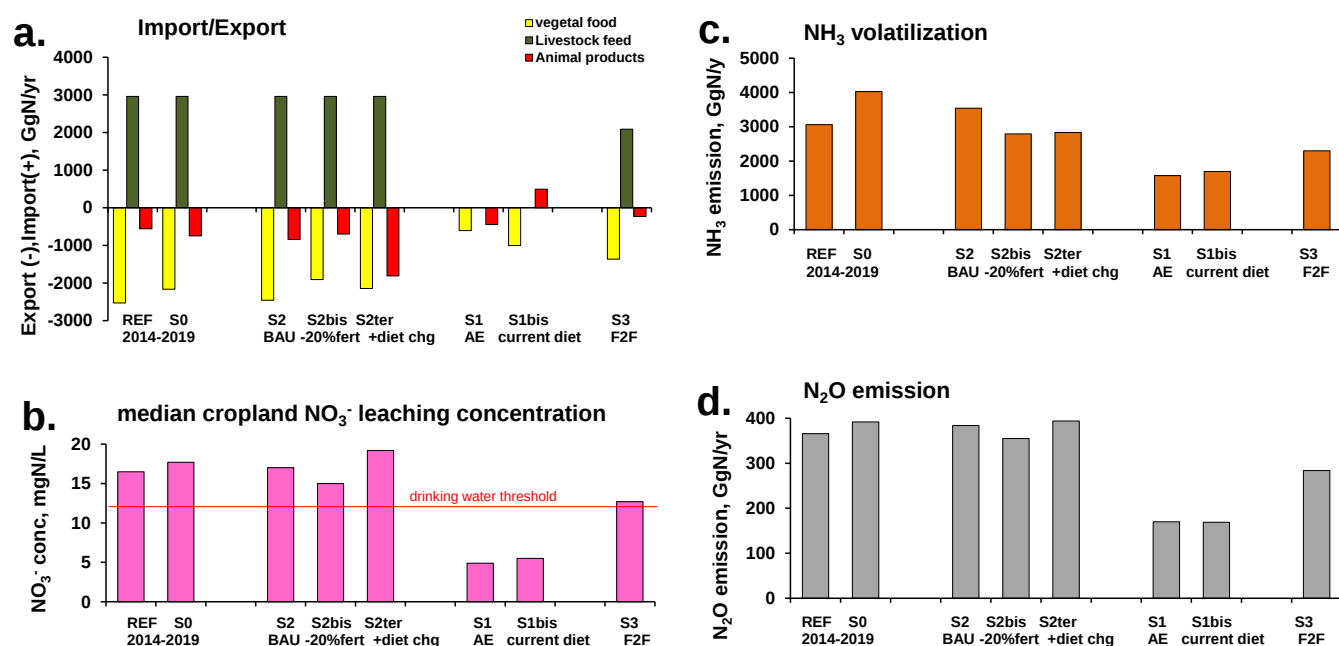


Figure 31. Comparaison à l'échelle de l'Europe entière des différents scénarios explorés pour (a) le bilan des importations/exportations extraeuropéennes d'aliments végétaux, de viande et lait et d'aliments pour bétail ; (b) la concentration nitrique médiane des eaux de lixiviation ; (c) les émissions d'ammoniac ; (d) les émissions totales de N_2O par l'agriculture.

Alors même que les stratégies F2F et biodiversité de la CE font l'objet d'attaques violentes de la part des lobbys agricoles français et européens, l'analyse de notre scénario S3 basé sur leurs préconisations montre que celui-ci ne permettrait pas d'atteindre l'objectif de réduction des pertes environnementales d'azote vers l'hydrosphère et l'atmosphère. Seuls les changements structurels beaucoup plus profonds envisagés dans le scénario Agro-écologique S1 sont susceptibles de réduire de plus de moitié les émissions d'ammoniac et de N_2O et de limiter les concentrations en nitrates des eaux de lixiviation en dessous du seuil de potabilité, tout en assurant l'autonomie alimentaire à l'échelle européenne.

Les mêmes conclusions s'appliquent à l'échelle régionale du bassin de la Seine, comme le montre la figure 32.

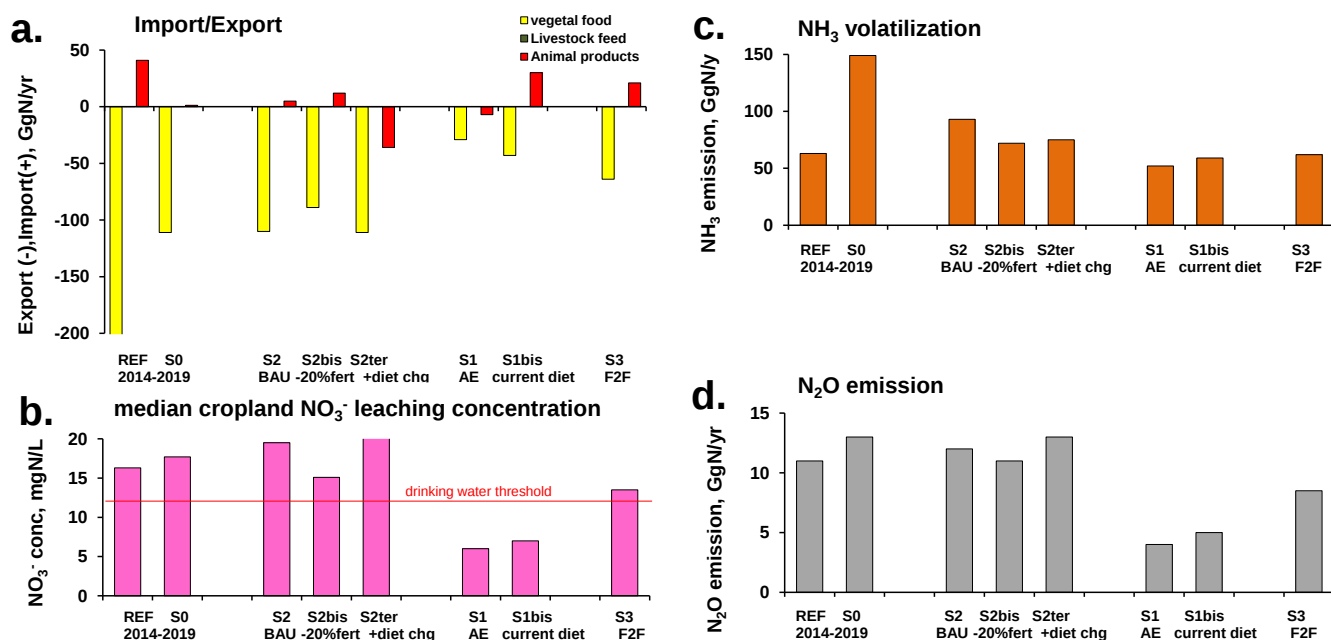


Figure 32. Comparaison à l'échelle du bassin de la Seine des différents scénarios explorés pour (a) le bilan des importations/exportations extraeuropéennes d'aliments végétaux, de viande et lait et d'aliments pour bétail ; (b) la concentration nitrique médiane des eaux de lixiviation ; (c) les émissions d'ammoniac ; (d) les émissions totales de N_2O par l'agriculture.

Une limitation importante du travail prospectif présenté réside dans le fait que les scénarios futurs du système agro-alimentaire que nous avons produits jusqu'ici font l'impasse sur les effets du changement climatique sur la production agricole. En effet, le paramètre de base que nous utilisons pour le calcul de la production agricole dans chaque territoire, Y_{max} (qui reflète le potentiel de production à fertilisation optimale de chaque territoire), est maintenu constant dans tous les scénarios. L'ambition à terme est d'être capable de relier explicitement une modification de Y_{max} au changement climatique prévu par les modèles.

Jusqu'ici les modèles qui tentent de modéliser l'effet du changement climatique sur la production agricole globale sont très incertains à cause de la difficulté à évaluer les effets antagonistes de l'élévation de température, de la sécheresse, et de l'augmentation de la teneur en CO_2 (Ruane et al., 2018 ; Basso et al., 2018 ; Toreti et al., 2020). Un article récent (Helman & Bonfil, 2022) suggère cependant à partir de l'analyse des chroniques de rendement qu'en ce qui concerne les plus importants pays producteurs de blé (France, Allemagne, Russie, Chine), l'effet « positif » de l'accroissement de la teneur en CO_2 depuis les 6 dernières décennies a malheureusement été largement contrebalancé par les effets négatifs de l'accroissement des périodes de chaleur et de sécheresse.

Cependant, si l'on suppose que le changement climatique se marque par une réduction du Y_{max} (ce qui serait cohérent dans notre approche), l'effet de cette réduction sur la production effective serait d'autant plus important que le niveau de fertilisation est élevé. En d'autres termes, les scénarios caractérisés par un niveau d'intensité de fertilisation réduite seraient moins impactés par le changement climatique que les scénarios plus intensifs (Figure 33).

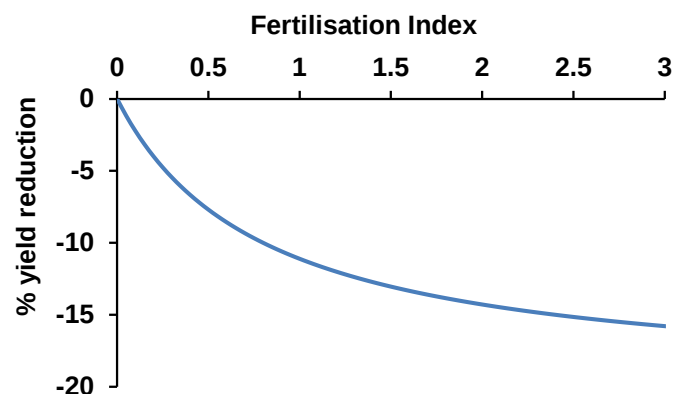


Figure 33. Effet d'une réduction de 20 % de la valeur du Y_{max} sur le rendement agricole effectif en fonction de l'intensité de la fertilisation (L'index de fertilisation est défini comme le rapport de la fertilisation totale (en kgN/ha/an) et du Y_{max}).

Bibliographie

- Anglade J., Billen G., Garnier J., Makridis, T., Puech, T., Tittel, C. (2015a). Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. *Agricultural Systems*. 139: 82–92
- Anglade J., Billen G., Garnier J. (2015b). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*. 6, article 37, 1-24.
- Anglade, J., Billen, G. & Garnier, J. (2015c). Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere* 6: 1-24.. <http://dx.doi.org/10.1890/ES14-00353.1>
- Basso, B., B. Dumont, B. Maestrin, L. Shcherbak, G.P. Robertson, J.P. Porter, P. Smith, E. Paustian, P.R. Grace, S. Asseng, S. Bassu, C. Biernath, K.J. Boote, D. Cammarano, G. De Sanctis, J.-L. Durand, F. Ewert, S. Gayler, D.W. Hyndman, J. Kent, P. Martre, C. Nendel, E. Priesack, D. Ripoche, A.C. Ruane, J. Sharp, P.J. Thorburn, J.L. Hatfield, J.W. Jones, and C. Rosenzweig, 2018: Soil organic carbon and nitrogen feedbacks on crop yields under climate change. *Agric. Environ. Lett.*, 3, 180026, doi:10.2134/ael2018.05.0026.
- Billen G., Garnier, J., Lassaletta L. (2013). Modelling the nitrogen cascade from watershed soils to the sea: from regional to global scales. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2013 368, 20130123. DOI: 10.1098/rstb.2013.0123
- Billen G., Le Noë J, Garnier J. (2018). Two contrasted future scenarios for the French agro-food system. *Science of the Total Environment* 637-638: 695-705. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.043
- Billen G., Lassaletta L., Garnier J., Le Noë J., Aguilera E., Sanz-Cobena A. (2019). Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales. Chapter 25. In : *Agroecosystem diversity. Reconciling contemporary agriculture and environment quality* Editors G.Lemaire, P. Carvalho, S. Kronberg & S. Recous, Elsevier.
- Billen G., Aguilera E., Einarsson R., Garnier J., Gingrich S., Grizzetti B., Lassaletta L., Le Noë L., Sanz-Cobena A. (2021); Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: the potential of combining dietary change, agroecology, and circularity *One Earth* 4: 839-850. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.05.008>
- Burchill, W., James, E. K., Li, D., Lanigan, G. J., Williams, M., Iannetta, P. P. M., & Humphreys, J. (2014). Comparisons of biological nitrogen fixation in association with white clover (*Trifolium repens* L.) under four fertilizer nitrogen inputs as measured using two ¹⁵N techniques. *Plant and Soil*, 385(1), 287–302.
- Burek P, Van Der Knijff J, De Roo A. LISFLOOD - Distributed Water Balance and Flood Simulation Model - Revised User Manual 2013. EUR EUR 26162. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2013. JRC78917
- Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R and Zechmeister-Boltenstern S. (2013). Nitrous

- oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Phil Trans Roy Soc B* 368: 20130122. 368: 20130122. doi.org/10.1098/rstb.2013.0122
- Carlsson, G., & Huss-Danell, K. (2003). Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil*, 253(2), 353–372. <https://doi.org/10.1023/A:1024847017371>
- Cowling DW (1982). Biological nitrogen fixation and grassland production in the United Kingdom *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* B296397–404 <http://doi.org/10.1098/rstb.1982.0015>
- CoDyre M, Fraser EDG, Landman K (2015). How does your garden grow? An empirical evaluation of the costs and potential of urban gardening. *Urban forestry and Urban Greening* 14:72-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.001>
- Desmit X., Thieu V., Dulière V., Ménesguen A., Campuzano F., Lassaletta L., Sobrinho J.L., Silvestre M., Garnier J., Neves R., Billen G., Lacroix G. (2018). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Science of the Total Environment*. 635: 1444-1466. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.1
- de Vries, W., Schulte-Uebbing, L., Kros, H., Voogd, J.C., Louwagie, G., 2021. Spatially explicit boundaries for agricultural nitrogen inputs in the European Union to meet air and water quality targets. *Science of The Total Environment* 786, 147283.
- De Wit, J., Rietberg, P., & Van Eekeren, N. (2015). Type of grass influences clover proportion and production of grass-clover leys. In *Grassland and forages in high output dairy farming systems* (Vol. 20, pp. 197–199). European Grassland Federation.
- Einarsson, R., Sanz-Cobena, A., Aguilera, E., Billen, G., Garnier, J., van Grinsven, H.J.M., Lassaletta, L., 2021. Crop production and nitrogen use in European cropland and grassland 1961–2019. *Scientific Data* 8, 288.
- Erb KH, Haberl H, Le Noë J, Tappeiner U, Tasser E, Gingrich S. (2022) Changes in perspective needed to forge ‘no-regret’ forest-based climate change mitigation strategies. *GCB Bioenergy* 14: 246-257. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12921>
- Esculier F., Le Noé J., Barles S., Billen G., Créno B., Garnier J., Lesavre J., Petit L., Tabuchi J.-P. (2018). The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system. *J. Hydrol.* DOI 10.1016/j.jhydrol.2018.02.043
- Eurostat. (2013). Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD.
- Frame, J., & Boyd, A. G. (1987). The effect of fertilizer nitrogen rate, white clover variety and closeness of cutting on herbage productivity from perennial ryegrass/white clover swards. *Grass and Forage Science*, 42(1), 85–96. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1987.tb02094.x>
- Frankow-Lindberg, B. E. (2003). Kvantifiering av kvävefixering via baljväxter i fält. Rapport 5. Institutionen för ekologi och växtproduktionslära, SLU.
- Garnier J., Anglade J., Benoît M., Billen G., Puech T., Ramarson A., Passy P., Silvestre M., Lassaletta L., Trommenschlager J.-M., Schott C., Tallec G. (2016). Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses in river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France). *Environmental Science and Policy*. 63: 76–90. DOI 10.1016/j.envsci.2016.04.019
- Garnier J., Ramarson A., Billen G., Théry S., Thiéry D., Thieu V., Minaudo C., Moatar F. (2018). Nutrient inputs and hydrology together determine biogeochemical status of the Loire River (France): current situation and possible future scenarios. *Science of the Total Environment*, 637–638: 609–624. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.045
- Garnier J, Billen G., Legendre R., Riou Ph., Cugier Ph., Schapira M., Théry S., Thieu V., Menesguen A. (2019a). Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel. *Geosciences* 2019, 9, 441; doi:10.3390/geosciences9100441
- Garnier J, Le Noé J, Marescaux A, Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Silvestre M, Thieu V, Billen G. (2019b). Long-term changes in greenhouse gas emissions from French agriculture and livestock (1852–2014): from traditional agriculture to conventional intensive systems. *Science of the Total Environment*. 660: 1486-1501.

doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.048.

Garnier J., Billen G., Lassaletta L., Vigiak O., Nikolaidis N.P., Grizzetti B. (2021). Hydromorphology of coastal zone and structure of watershed agro-food system are main determinants of coastal eutrophication. *Environ. Res. Lett.* 16, 023005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abc77>.

Glavan M, Schmutz U, Williams S, Corsi S, Monaco F, Kneafsey M, Guzman Rodriguez P, Čenič-Isteniča M, Pintar M. (2018). The economic performance of urban gardening in three European cities –examples from Ljubljana, Milan and London. *Urban Forestry and Urban Greening*. 36: 100-122.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.009>

Global wind Atlas. Technical University of Denmark. <https://globalwindatlas.info>

Grizzetti B, Bouraoui F and Aloe A 2012 Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas *Glob. Change Biol.* 18, 769–82

Haberl H, Schulz NB, Plutzer C, Erb K-H, Krausmann F, Loibl W, Moser D, Sauberer N, Weisz H, Zechmeister HG, Zülka P (2004) *Agric Ecosyst Environ* 102:213–218.

Harris, I., Osborn, T.J., Jones, P., Lister, D., 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data* 7(1), 109. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3>

Hejduk, S. (2015). Effect of cutting frequency of four red clover cultivars on forage yield and persistence. In *Grassland and forages in high output dairy farming systems* (Vol. 20, pp. 230–232). European Grassland Federation.

Helman D & Bonfil DJ (2022) Six decades of warming and drought in the world's top wheat-producing countries offset the benefits of rising CO₂ to yield. *Nature Scientific Reports* 12:7921. doi.org/10.1038/s41598-022-11423-1

Huyghe, C., De Vlieghe, A., van Gils, B., & Peeters, A. (Eds.). (2014). *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*. Quae edition (France)

Jackson, P., Rivera Ferre, M.G., Candel, J. *et al.* Food as a commodity, human right or common good. *Nat Food* 2, 132–134 (2021). <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00245-5>

Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., Garnier J. (2014). 50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland. *Environ. Res. Lett.* 9. doi:10.1088/1748-9326/9/10/105011

Le Noë J, Billen G, Garnier J (2017). How the structure of agro-food systems shapes nitrogen, phosphorus, and carbon fluxes: the Generalized Representation of Agro-Food System applied at the regional scale in France. *Science of the Total Environment* 586: 42–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.040>

Le Noë J, Billen G, Esculier F & Garnier J. (2018) Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agr Ecosyst Env.* 265: 132-143. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.09.039>

Le Noë, J., Erb, K.-H., Matej, S., Magerl, A., Bhan, M., Gingrich, S., 2021. Socio-ecological drivers of long-term ecosystem carbon stock trend: An assessment with the LUCCA model of the French case. *Anthropocene* 33, 100275. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100275>

Loyon L. (2018). Overview of animal manure management for beef, pig and poultry farms in France. *Frontiers in Sust Food Syst.* 2: 1-10. doi: 10.3389/fsufs.2018.00036

Lüscher A, Mueller-Harvey I, Soussana JF Rees RM, Peyraud JL. (2014). Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*. 69:206-228. doi: 10.1111/gfs.12124

Menzi H. (2002) Manure management in Europe: results of a recent survey. In *Recycling of agricultural, municipal and Industrial residues in Agriculture*. RAMIRAN 2002.

Metzger, M. J., Bunce, R. G. H., Jongman, R. H. G., Mächer, C. A., & Watkins, J. W. (2005). A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 14(6), 549–563. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00190.x>

- Misselbrook T H, Sutton M A and Scholefield D (2004) A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. *Soil Use Management*. 20: 365–372.
- Oberson, A., Frossard, E., Bühlmann, C., Mayer, J., Mäder, P., & Lüscher, A. (2013). Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant and Soil*, 371(1–2), 237–255. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1666-4>
- Oenema O, Oudendag D, Velthof G. (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science*. 112: 261-272.
- Pardo G, Moral R, Aguilera E, Del Prado A. (2015) Gaseous emissions from management of solid waste : a systematic review. *Glob. Ch. Biol*. 21:1313-1327. doi: 10.1111/gcb.12806
- Pérez-Neira D, Grollmus-Venegas A. (2018). Life-cycle energy assessment and carbon footprint of peri-urban horticulture. A comparative case study of local food systems in Spain. *Landscape and Urban Planning*. 172:60-68.
- Pourias J, Duchemin E, Aubry C. (2015). Products from urban collective gardens: Food for thought or for consumption? Insights from Paris and Montreal. *Journal of Agriculture, Food Systems and Community Development*. 5: 175-199. <http://dx.doi.org/10.5304/jafscd.2015.052.005>
- Poeplau C, Reiter L, Berti A, Kätterer T (2017) Qualitative and quantitative response of soil organic carbon to 40 years of crop residue incorporation under contrasting nitrogen fertilisation regimes. *Soil Res* 55:1-9.
- Qi A, Holland RA, Taylor GT, Richter GM (2017). Grassland futures in Great Britain – Productivity assessment and scenarios for land use change opportunities. *Science of the Total Environment* 634:1108-1118.
- Rochon, J. J., Doyle, C. J., Greef, J. M., Hopkins, A., Molle, G., Sitzia, M., Scholefield, D., & Smith, C. J. (2004). Grazing legumes in Europe: A review of their status, management, benefits, research needs and future prospects. *Grass and Forage Science*, 59(3), 197–214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2004.00423.x>
- Ruane, A.C., J. Antle, J. Elliott, C. Folberth, G. Hoogenboom, D. Mason-D'Croz, C. Müller, C.H. Porter, M. Phillips, R. Raymundo, R. Sands, R. Valdivia, J. White, K. Wiebe, and C. Rosenzweig, 2018: Biophysical and economic implications for agriculture of +1.5° and +2.0°C global warming using AgMIP Coordinated Global and Regional Assessments. *Clim. Res.*, 76, no. 1, 17-39, doi:10.3354/cr01520
- Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Estelles F, Del Prado A, Gurdia G, Abalos D, Aguilera A, Pardo G, Vallejo A, Sutton MA, Garnier J and Billen G (2014). Yield scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization : the Spanish Case. *Environ. Res. Letters*. 9, 1250005 doi:10.1088/1748-9326/9/12/125005
- Schlesinger WH (2009) On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proc National Acad Sci* 106:203–208
- Smit HJ, Metzger MJ, Ewert F (2008). Spatial distribution of grassland productivity and land use in Europe. *Agricultural Systems*. 98,: 208-219. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2008.07.004>
- Toreti, A., D. Deryng, F.N. Tubiello, C. Müller, B.A. Kimball, G. Moser, K. Boote, S. Asseng, T.A.M. Pugh, E. Vanuytrecht, H. Pleijel, H. Webber, J.L. Durand, F. Dentener, A. Ceglar, X. Wang, F. Badeck, R. Lecerf, G.W. Wall, M. van den Berg, P. Hoegy, R. Lopez-Lozano, M. Zampieri, S. Galmarini, G.J. O'Leary, R. Manderscheid, E. Mencos Contreras, and C. Rosenzweig, 2020: Narrowing uncertainties in the effects of elevated CO₂ on crops. *Nat. Food*, 1, no. 12, 775-782, doi:10.1038/s43016-020-00195-4.
- van den Pol-van Dasselaar, A., Aarts, H. F. M., De Vliegheer, A., Elgersma, A., Reheul, D., Reijneveld, J. A., Verloop, J., & Hopkins, A. (Eds.). (2015). Grassland and forages in high output dairy farming systems (Vol. 20). European Grassland Federation.
- Van Eekeren, N., Hoogsteen, M., Deru, J., De Wit, J., & Lantinga, E. (2015). White clover content and grassland productivity in simulated grazing systems. In Grassland and forages in high output dairy farming systems (Vol. 20, pp. 484–486). European Grassland Federation.
- Velthof, G.L., 2014a. Task 1 of Methodological studies in the field of Agro-Environmental Indicators. Lot 1 excretion factors. Final draft. Alterra, Wageningen.
- http://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/8259002/LiveDate_2014_Task1.pdf/e1ac8f30-3c76-4a61-

b607-de99f98fc7cd

Velthof, G. L., Lesschen, J. P., Schils, R. L. M., Smit, A., Elbersen, B. S., Hazeu, G. W., Mucher, C. A., & Oenema, O. (2014b). Grassland areas, production and use. Lot 2. Methodological studies in the field of Agro-Environmental Indicators. Alterra Wageningen UR. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/8259002/Grassland_2014_Final+report.pdf/58aca1dd-de6f-4880-a48e-1331cafae297

Vertes F, Simon JC, Laurent F, Besnard A. (2007). Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. Fourrages 192, 423–440.

Westhoek H., et al.. (2015) Nitrogen on the Table : the influence of food choices on nitrogen emissions, greenhouse gas emissions and land use in Europe. ENA special report on Nitrogen and Food. CEH, UK

Willett W, Rockström J, Loken B, Springmann M, Lang T, Vermeulen S et al (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–*Lancet* Commission on healthy diets from sustainable food systems. The Lancet commissions 393:10170, 447-492. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4)