



HAL
open science

Dynamique intra-annuelle de la minéralisation du carbone organique dans les sols minéraux hydromorphes et à l'échelle du versant agricole

Kwami Tete

► **To cite this version:**

Kwami Tete. Dynamique intra-annuelle de la minéralisation du carbone organique dans les sols minéraux hydromorphes et à l'échelle du versant agricole. Sciences du Vivant [q-bio]. AGROCAMPUS OUEST, 2014. Français. NNT: . tel-02800912

HAL Id: tel-02800912

<https://hal.inrae.fr/tel-02800912>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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

AGRO CAMPUS

OUEST



UNIVERSITÉ
EUROPÉENNE
DE BRETAGNE

Olivier GODINOT • 4 novembre 2014

Thèse AGROCAMPUS OUEST
sous le label de l'Université Européenne de Bretagne
pour obtenir le grade de
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST
Spécialité Biologie et Agronomie

ÉCOLE DOCTORALE • Vie-Agro-Santé (VAS)
LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR 1069 INRA-AGROCAMPUS OUEST
Sol Agro et hydrosystème spatialisation (SAS)

**Proposition de nouveaux
indicateurs d'efficience
d'utilisation de l'azote
à l'échelle du système
de production agricole
et du territoire**

Muriel TICHIT

Directrice de recherche, AgroParisTech
présidente

Pierre CELLIER

Directeur de recherche, AgroParisTech
rapporteur

Didier STILMANT

Chef de département, CRA-W, Libramont
rapporteur

Christian BOCKSTALLER

Ingénieur de recherche, INRA Colmar
examineur

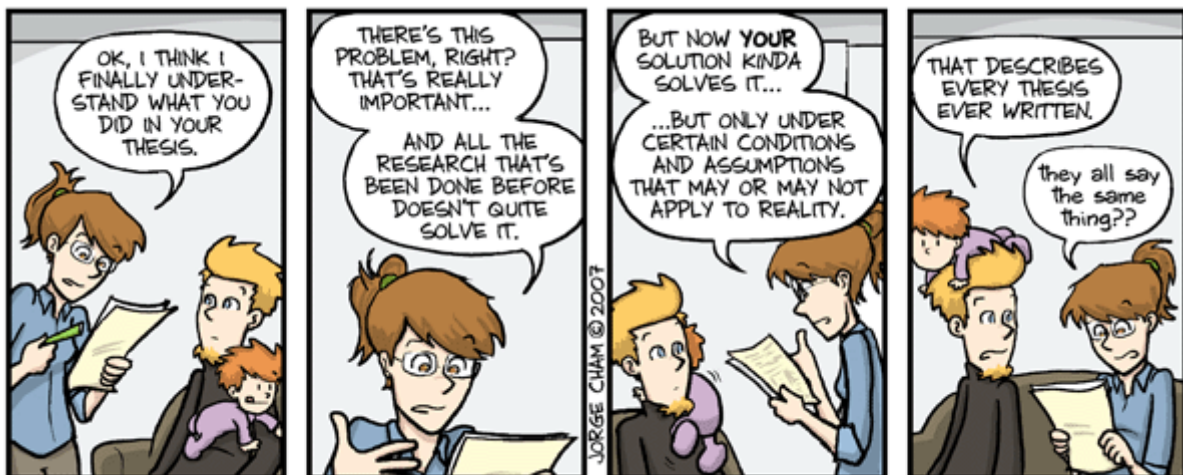
Philippe LE TERME

Professeur AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA/AO SAS
directeur de thèse

Matthieu CAROF

Enseignant chercheur AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA/AO SAS
co-encadrant

A Aurélie, Gaël et Robin.



WWW.PHDCOMICS.COM

Remerciements

J'ai éprouvé un grand plaisir à mener ce travail de recherche durant les trois dernières années. Il m'a permis de développer mes compétences en agronomie et en analyse environnementale, disciplines au cœur d'enjeux scientifiques, économiques et sociaux particulièrement importants et passionnants. Cela n'aurait pas été possible sans la précieuse contribution de nombreuses personnes que je tiens à remercier ici.

Pour m'avoir donné cette chance, je souhaite remercier chaleureusement Philippe Leterme, mon directeur de thèse. Sa vision ouverte des enjeux agronomiques, sa faculté à prendre du recul et sa capacité de synthèse sont pour moi une grande source d'admiration. J'espère arriver à m'en inspirer dans la suite de ma carrière. Je tiens aussi à le remercier pour les connaissances qu'il m'a transmises et pour les nombreux échanges scientifiques que nous avons eus. Il m'a également fait confiance et laissé une grande liberté, tout en gardant un œil attentif sur l'orientation et l'avancement de mon travail, ce qui a été très agréable. Merci enfin de m'avoir confié des enseignements à AGROCAMPUS OUEST (et de les avoir financés) ; cela m'a conforté dans mon projet professionnel.

Matthieu Carof a été pour moi un véritable coach au quotidien. Il m'a incroyablement soutenu tout au long de la thèse, que ce soit pour l'acquisition des données, les analyses statistiques ou la rédaction des articles. Sa disponibilité, son organisation, ses connaissances scientifiques et sa rigueur m'ont été très profitables (même si nous sommes en désaccord sur les règles d'usage de la virgule) et je lui en suis particulièrement reconnaissant. Il m'a toujours considéré d'égal à égal et m'a permis de m'intégrer au sein de l'équipe en un temps record. Je voulais enfin le remercier pour ses encouragements et pour son amitié.

Françoise Vertès m'a pris sous son aile dès le début de ma thèse. Mon « voyage initiatique » à Quimper aura été un des moments forts de ma formation scientifique : jamais je n'aurais cru qu'on puisse transmettre autant de savoir en si peu de temps, et l'offrir si simplement. J'ai grandement apprécié sa disponibilité et les nombreux échanges que nous avons eus, par téléphone, en réunion d'équipe ou lors du colloque à Lisbonne. Son indépendance d'esprit, sa motivation et sa bonne humeur sont des sources d'inspiration inépuisables.

Je tiens à remercier Didier Stilmant et Pierre Cellier, qui, malgré leurs emplois du temps très chargés, ont eu la gentillesse d'accepter d'être les rapporteurs de ma thèse. Muriel Tichit et Christian Bockstaller ont également accepté d'évaluer ce travail : qu'ils en soient remerciés.

J'ai particulièrement apprécié le temps que les membres de mon comité de thèse m'ont consacré pour m'aider à clarifier mes objectifs de travail, et pour toutes les remarques et idées qui m'ont fait avancer dans ma recherche. Merci donc à Guénaëlle Corre-Hellou, Thierry Doré, Philippe Favardin, Jean-Luc Giteau, Eric Justes et Hayo van der Werf, ainsi qu'à Eric Petit, mon tuteur de thèse.

Au cours des trois dernières années, j'ai été accueilli chaleureusement au sein de l'Unité Pédagogique d'Agronomie et Amélioration des Plantes d'AGROCAMPUS OUEST et au sein de l'UMR Sol Agro et Hydrosystème Spatialisation. Un grand merci à toutes et tous pour les moments partagés, les pauses café, les repas de fin d'année, les séminaires et les discussions scientifiques (ou pas). Merci à Anne pour son aide sur R et ses conseils stratégiques, à Annie et Michèle pour leur maîtrise des questions administratives, à Christine pour son intégrité, à Maria pour son expertise doctorale, à Mélanie pour son soutien moral de fin de thèse, à Safya pour sa joie de vivre, à Dominique pour ses anecdotes agricoles, à Sylvain pour ses bons plans, à Solenn pour son sourire, à Camille et Maëlle pour leurs convictions et à Paula pour m'avoir tenu compagnie une bonne partie de ce dernier été studieux.

Merci également à Aurélie et Hayo pour les conseils en ACV, à Monique pour l'aide bibliographique, à Tiphaine pour les aspects administratifs à l'INRA, à Michael pour les données Eden et toutes les corrections en anglais, à Joël pour ses efforts pour que tout le monde se sente bien dans l'équipe ASAE et à Xiaobo pour l'aide en statistiques.

Enfin, merci à celles et ceux qui ne figurent pas dans cette liste mais qui ont contribué, par leurs conseils et leurs encouragements, à ce travail de thèse.

Amis de Lille et d'ailleurs, amis du bruit et de la sueur, un immense merci pour ce que vous êtes et pour les merveilleux moments passés en votre compagnie, qui m'ont permis de me construire, de me ressourcer, de lâcher prise et d'être heureux durant ces 17 dernières années.

Un énorme merci à mes parents, Geneviève et François, pour leur amour inconditionnel, leur confiance et leurs encouragements. Merci de m'avoir éduqué dans le respect de l'autre et de la nature, et de m'avoir inculqué une immense soif de connaissance. Merci de m'avoir toujours laissé toute la liberté dont j'avais besoin et de m'avoir soutenu moralement et matériellement dans mes choix. Merci également à Sylvain, Sébastien et Capucine, dont j'admire les choix de vie, les convictions et la cohérence. Merci à toute ma famille et ma belle famille pour leur affection.

La naissance de Gaël huit mois avant le début de ma thèse, puis celle de Robin l'année dernière m'ont apporté un immense bonheur (et quelques cernes). D'aucuns prétendent que la paternité ne fait pas bon ménage avec le doctorat. Au contraire, Gaël et Robin m'ont permis de relativiser l'importance de ce travail, de prendre du recul sur moi, de me changer les idées, et d'être efficient dans le temps consacré à mon travail, pour pouvoir leur en accorder plus.

Enfin, un immense merci à Aurélie pour son amour, son intelligence, sa douceur et sa compréhension. Merci à elle d'avoir aménagé son emploi du temps en fonction de mes contraintes ces derniers mois. Merci pour ses encouragements et son soutien dans les quelques moments d'abattement traversés au cours de ces trois années. Et merci pour cette fabuleuse aventure que nous construisons ensemble, tous les jours. Les projets reprennent !

Table des matières

Résumé.....	11
Abstract	13
Chapitre I. L'efficacité de l'azote en agriculture : état de l'art	15
1. Eléments de contexte.....	15
2. L'azote en agriculture.....	17
2.1. Les différentes formes d'azote	17
2.2. Le cycle biogéochimique de l'azote.....	17
2.3. Les flux d'azote en agriculture.....	20
2.4. Bénéfices de l'intensification du cycle de l'azote par l'agriculture	22
2.5. Conséquences de l'anthropisation du cycle de l'azote.....	23
2.6. Le « défi de l'azote ».....	26
3. Comment calculer l'efficacité d'utilisation de l'azote ?	28
3.1. Qu'est ce qu'un indicateur ?.....	28
3.2. Les indicateurs actuels d'efficacité d'utilisation de l'azote en agriculture	29
4. Problématique de la thèse.....	33
4.1. Limites de l'indicateur d'efficacité d'utilisation de l'azote	34
à l'échelle de la ferme	34
4.2. Objectifs du travail de thèse	36
Chapitre II. SyNE : un nouvel indicateur d'efficacité de l'azote à l'échelle du système de production.....	37
Abstract	38
1. Introduction	39
1.1. The challenge of nitrogen efficiency.....	39
1.2. Why a new N indicator at the farm-level?	39
2. Material and Methods.....	41
2.1. Farm survey data used for indicators calculation.....	41
2.2. Development of the SyNE indicator	41
2.3. Estimating N inputs and outputs for the 38 farms sample	46
2.4. Statistical analysis and sensitivity analyses	47
3. Results	49
3.1. Sensitivity analysis of 1000 virtual farms	49
3.2. Characteristics of the 38 mixed farms surveyed	50
3.3. From calculation of NUE to SyNE	52
3.4. Relation between SyNE and SyNB	54
4. Discussion	54
4.1. Changing the meaning of N efficiency	54
4.2. Benefits of SyNE.....	55
4.3. Methodological issues and limits of SyNE	56
4.4. Combining SyNE and SyNB for better N management.....	58
5. Conclusion.....	58
Acknowledgements	58

Chapitre III. L'efficiency relative de l'azote : un outil pour comparer des systèmes de production diversifiés.....	59
Abstract	60
1. Introduction	60
2. Materials and methods	62
2.1. Presentation of the data	62
2.2. Estimation of N inputs and outputs and classification of farming systems	62
2.3. Development of the relative N efficiency indicator	65
2.4. Calculation of potential N efficiency	68
2.5. Validation of relative N efficiency by the relative residual input approach	69
2.6. Statistical analysis	70
3. Results and discussion.....	70
3.1. Relative residual input approach for validating relative N efficiency	70
3.2. Main utility of relative N efficiency.....	71
3.3. Relative N efficiency as a reliable diagnosis tool	72
3.4. Limits of relative N efficiency	73
4. Conclusion.....	75
Acknowledgements	75
Chapitre IV. Evaluation de l'efficiency d'utilisation de l'azote et des pertes azotées potentielles des systèmes agricoles des 27 pays membres de l'Union Européenne.....	77
1. Introduction	77
1.1. Indicateurs de pertes azotées utilisés à l'échelle territoriale	78
1.2. Indicateurs d'efficiency d'utilisation de l'azote utilisés à l'échelle territoriale ...	78
2. Matériel et méthodes	79
2.1. Présentation des indicateurs	79
2.2. Données utilisées pour le calcul des flux d'azote à l'échelle des 27 Etats membres	81
2.3. Analyses statistiques	84
3. Résultats	86
3.1. Flux nationaux d'azote	86
3.2. Efficiency azotée et efficiency relative de l'azote	87
3.3. Bilan systémique du territoire	88
3.4. Evolution des indicateurs d'efficiency et de bilan systémique	89
4. Discussion	92
4.1. Intérêts de l'indicateur d'efficiency azotée (SyNE) à l'échelle territoriale.....	92
4.2. Intérêts de l'indicateur d'efficiency relative (RNE) à l'échelle territoriale	94
4.3. Complémentarité entre efficiency azotée (SyNE) et bilan systémique (SyNB)...	95
4.4. Limites de l'étude.....	97
5. Conclusion.....	101

Chapitre V. Discussion générale	103
1. Validité des indicateurs proposés	103
1.1. Qualité scientifique des indicateurs.....	103
1.2. Pertinence des indicateurs	105
1.3. Utilisation potentielle des indicateurs développés	106
2. La question de l'incertitude.....	107
2.1. Quelle est la fiabilité des variables utilisées dans le calcul des indicateurs ?	107
2.2. Faut-il inclure les variables incertaines dans le calcul des indicateurs ?	109
2.3. Quelles pistes pour réduire l'incertitude des indicateurs ?.....	110
3. Efficience d'utilisation de l'azote ou bilan azoté ?	112
3.1. Les indicateurs azotés en analyse systémique.....	112
3.2. Complémentarité d'approches entre efficience et bilan systémique	114
3.3. Choix des unités	114
3.4. Adaptabilité des indicateurs aux changements d'échelle.....	116
4. Bilan et perspectives.....	117
Références bibliographiques	119

Résumé

Proposition de nouveaux indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle du système de production agricole et du territoire

L'azote est l'un des principaux facteurs limitant la production agricole. Il entre dans les systèmes de production agricole, par le biais de la fixation symbiotique et surtout des engrais minéraux, en quantités très importantes et croissantes. Cependant, son efficacité d'utilisation par les cultures et les animaux, c'est-à-dire la production obtenue par unité d'azote utilisée, est faible. Une large part de l'azote apporté est donc rejetée dans l'environnement et s'accumule dans l'air, dans l'eau et dans les sols. Les pertes azotées sont aujourd'hui devenues une des menaces environnementales les plus préoccupantes à l'échelle planétaire.

L'amélioration de l'efficacité de l'azote en agriculture est une des pistes les plus prometteuses pour répondre aux besoins d'une population croissante tout en réduisant ses impacts environnementaux. L'identification des solutions les plus adaptées pour y parvenir nécessite l'utilisation d'indicateurs. Cependant, l'indicateur d'efficacité existant, dénommé *Nitrogen Use Efficiency* (NUE), présente différents biais et insuffisances limitant son utilisation à des fins opérationnelles.

L'objectif de ma thèse consiste à développer de nouveaux indicateurs résolvant ces biais et insuffisances pour pouvoir quantifier l'efficacité d'utilisation de l'azote de différents systèmes de production, à différentes échelles. Ce travail est basé sur une approche systémique de la ferme et du territoire, deux échelles adaptées pour orienter les prises de décision agricole et politique.

Dans ce cadre, un indicateur d'efficacité à l'échelle du système de production est proposé. Nommé *System Nitrogen Efficiency* (SyNE), il lève les principales limites de l'indicateur NUE. En particulier, ce nouvel indicateur (i) intègre les variations d'azote du sol par modélisation, (ii) prend en compte les pertes azotées liées à la fabrication des intrants grâce à des données d'analyse de cycle de vie, (iii) clarifie le statut des effluents d'élevage et (iv) corrige un biais arithmétique par le calcul des entrées et sorties nettes d'azote du système de production. Une comparaison de SyNE avec NUE sur 38 exploitations de polyculture-élevage met en évidence l'intérêt du nouvel indicateur pour étudier des systèmes de production ayant des pratiques diversifiées. Cet indicateur est particulièrement pertinent lorsqu'il est couplé avec un indicateur de pression azotée, *System Nitrogen Balance* (SyNB), développé au cours de cette thèse.

Cependant, du fait du mode d'alimentation différent entre les végétaux, autotrophes (producteurs primaires) et les animaux, hétérotrophes (consommateurs), l'efficacité de l'azote est intrinsèquement plus faible pour les productions animales que végétales. Il est donc difficile de comparer des fermes dont les proportions de productions animales et végétales diffèrent. Un troisième indicateur basé sur SyNE, baptisé *Relative Nitrogen Efficiency* (RNE)

a été élaboré pour tenir compte de cette différence physiologique dans l'évaluation. En corrigeant l'efficacité calculée par l'efficacité maximale atteignable liée à la nature des productions, les variations de RNE ne dépendent pas de la nature des productions mais bien des pratiques de gestion de l'azote de l'agriculteur. Cet indicateur, testé sur un large panel de fermes, permet donc de comparer l'efficacité de tous types de systèmes de productions.

L'application de SyNE, SyNB et de RNE aux 27 Etats membres de l'Union européenne démontre l'adaptation de ces indicateurs à l'échelle territoriale. L'analyse conjointe des trois indicateurs permet d'obtenir une meilleure compréhension de la gestion de l'azote à cette échelle large. Leur cadre intégratif permet notamment de repérer d'éventuels transferts de pollution entre Etats et d'étudier les dynamiques temporelles de gestion de l'azote en fonction des évolutions de l'agriculture et des politiques publiques.

La thèse fournit enfin une analyse des intérêts et limites des indicateurs d'efficacité proposés et identifie les axes de travail prioritaires pour faire de ces indicateurs des outils opérationnels au service des agriculteurs, du développement et des décideurs politiques.

Mots clés : indicateur, efficacité, azote, approche systémique, multi-échelles

Abstract

Proposal for novel nitrogen use efficiency indicators at the farming system and territory scales

Nitrogen is essential to life and one of the most limiting factors for agricultural production. It is therefore used in great and growing amounts by humans. However, the return of nitrogen inputs in agricultural products, called nitrogen use efficiency, is low. Thus, most nitrogen given to crops and animals is lost to the environment. Nitrogen loss has become one of today's most challenging environmental threats at the global scale.

The improvement of nitrogen efficiency in agriculture is a promising option to fulfil the needs of the growing population while reducing its environmental impacts. Identification of the solutions most adapted for reaching this goal requires the use of indicators to evaluate efficiency. However, the existing indicator, called Nitrogen Use Efficiency (NUE), has several biases and shortcomings. The goal of my thesis is to develop new indicators that solve these biases and allow for the estimation of nitrogen efficiency for a variety of farming systems at multiple scales. This work is based on a systems approach. It focuses on the farm and territory scales, which appear relevant for supporting decisions by farmers and policy makers respectively.

An efficiency indicator was developed at the farming system scale: System Nitrogen Efficiency (SyNE). It solves the main biases of the previous indicator, NUE. In particular, it (i) takes into account soil nitrogen changes by using a simulation model for soil organic matter dynamics, (ii) includes nitrogen losses from input production and transport using life cycle inventories, (iii) clarifies the status of exported manure and (iv) corrects a mathematical bias by calculating net system inputs and outputs. A comparison of NUE and SyNE shows the advantages of using SyNE for comparing farming systems, especially mixed crop and animal farming systems, in an unbiased manner. SyNE is particularly useful when used in combination with an environmental risk indicator. Therefore, we developed such an indicator, System Nitrogen Balance (SyNB), using the same methodology as that used to construct SyNE. It thus has the same utility and provides a complementary view of nitrogen management at the farming system scale.

As primary producers, plants obtain nutrients from mineral resources, while animals (consumers) derive nutrients from organic sources (mostly plants). Animals therefore have lower nitrogen efficiency than plants. This makes comparing farming systems with different proportions of animals and plants difficult. A third indicator, based on the same principles as those of SyNE, was developed to deal with this fact: Relative Nitrogen Efficiency (RNE). RNE expresses efficiency relative to the maximum attainable efficiency of crops and animal products. Therefore, it does not depend on the intrinsic characteristics of products but varies

with the degree to which agricultural production reaches maximum efficiency. This indicator is well adapted for comparing the nitrogen efficiency of all types of farming systems.

The use of SyNE, SyNB and RNE at the scale of individual member states of the European Union illustrates the suitability of these indicators at the territory scale. The joint use of all three indicators provides comprehensive understanding of the use of nitrogen in each country and illustrates the interests of proposed improvements. Their integrative approach can identify potential pollution transfers between countries. They are also useful for interpreting temporal dynamics of nitrogen use according to changes in agricultural production and policies.

This thesis provides an analysis of the main advantages and limitations of these indicators. It also identifies some priorities for adapting these indicators to the needs of farmers, development agents and decision makers.

Keywords: indicator, efficiency, nitrogen, systems approach, multi-scale

Chapitre I. L'efficacité de l'azote en agriculture : état de l'art

1. Eléments de contexte

L'agriculture doit faire face à de nombreux défis : produire plus de nourriture, de matériaux et d'énergie pour une population croissante, réduire ses impacts environnementaux et s'adapter au changement climatique, pour ne citer que les plus importants.

La mission première de l'agriculture est de pourvoir aux besoins alimentaires humains. Les principaux facteurs qui influencent la demande alimentaire mondiale sont la population, le revenu par habitant et les habitudes alimentaires (FAO, 2009 ; Huber et al., 2014). La projection la plus récente des Nations Unies table sur une population mondiale de 8,1 milliards d'habitants en 2025, 9,6 milliards en 2050 et 10,9 milliards en 2100 (United Nations, 2013). Les projections de la Banque Mondiale envisagent une croissance du Produit Intérieur Brut (PIB) mondial de 2,1% par an, soit une multiplication par 2,5 du PIB mondial en 2050 par rapport à 2005-2007 (Alexandratos et Bruinsma, 2012). L'urbanisation devrait continuer à croître pour concerner 70% de la population mondiale en 2050 (FAO, 2009).

L'enrichissement et l'urbanisation de la population engendrent généralement une modification des habitudes alimentaires, notamment une consommation accrue de viande et de produits laitiers (FAO, 2009 ; Tilman et al., 2011) et donc une demande alimentaire supérieure à ce que l'accroissement de population seul laisserait supposer. C'est pourquoi, alors que la population mondiale s'accroîtra de 40% entre 2005-2007 et 2050, la demande alimentaire mondiale en calories pourrait augmenter de 54 à 98% selon le modèle de prédiction utilisé (Valin et al., 2014). De plus, ces estimations ne tiennent pas compte du développement potentiel des agrocarburants, ce qui laisse présager des besoins encore supérieurs à ces chiffres, jusqu'à un doublement de la production pour certains auteurs (Foley et al., 2011 ; Tilman et al., 2011).

Parallèlement, l'agriculture est l'activité humaine qui a le plus d'impacts sur l'environnement à l'échelle planétaire. Ceci s'explique par l'immense emprise de l'agriculture sur les terres émergées du globe : environ 38% des terres émergées libres de glace sont occupées par des cultures, des prairies et des parcours (Foley et al., 2011), surfaces qui n'incluent pas les forêts exploitées. Plus de la moitié de l'eau douce accessible est dédiée à la production agricole (Postel et al., 1996).

Les apports anthropiques d'azote et de phosphore pour l'agriculture égalent ou dépassent aujourd'hui les flux naturels de ces éléments (Foley et al., 2005 ; Sutton et al., 2013). L'agriculture est ainsi la principale source de pollution des eaux douces de surface et souterraines ainsi que des écosystèmes côtiers par les pesticides et l'azote (Parris, 2011; Sutton et al., 2013). L'agriculture et la production forestière sont responsables de 24% des émissions mondiales de gaz à effet de serre (IPCC, 2014). La destruction et la fragmentation des écosystèmes, majoritairement liées à l'expansion des zones agricoles, sont les premières

causes de perte de biodiversité au niveau mondial (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Enfin, plus de 50% des sols agricoles sont dégradés (Wood et al., 2000).

Plus globalement, un état des lieux de l'impact de l'homme sur l'environnement est proposé par Rockstrom et al. (2009). Ils définissent des « limites planétaires » (en anglais *planetary boundaries*) à ne pas dépasser pour garantir le maintien de conditions propices aux activités humaines. La Figure I.1 met en avant trois domaines pour lesquels les limites sont franchies et menacent l'activité humaine : la perte de biodiversité, la perturbation du cycle de l'azote et le changement climatique. Les auteurs identifient la consommation d'énergies fossiles et l'activité agricole comme les causes principales de ces problèmes environnementaux.

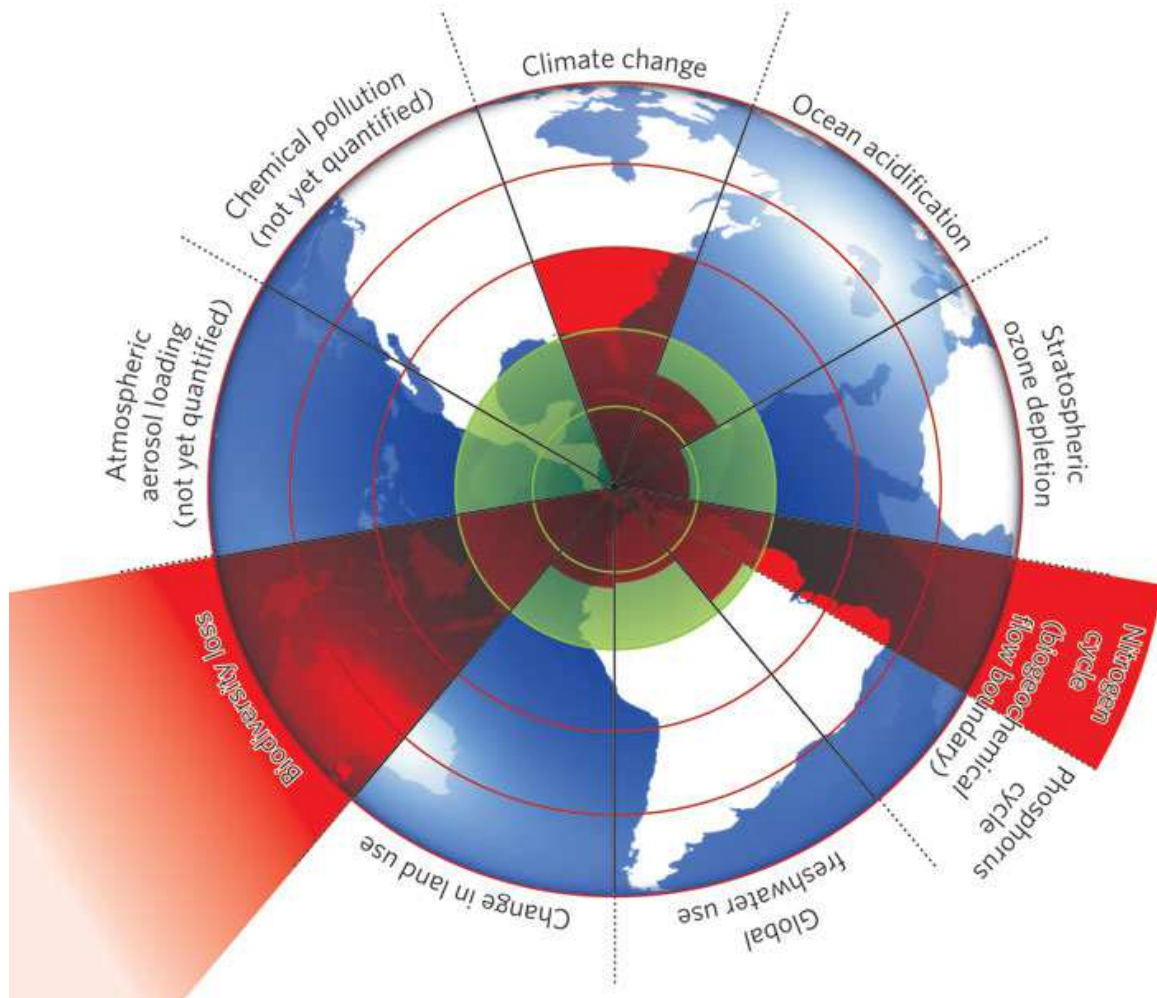


Figure I.1. Evaluation de l'activité humaine actuelle par rapport aux limites planétaires définies pour neuf variables environnementales (Rockstrom et al., 2009)

La zone verte représente la zone sûre pour l'humanité. Les aires rouges représentent le niveau d'impact pour chaque variable.

Afin de limiter la perte de biodiversité, il est essentiel de stopper l'expansion agricole engendrant la destruction d'habitats (Pimm et Raven, 2000). Compte tenu de l'effet très important du changement d'usage des sols, notamment forestiers, sur les émissions de gaz à effet de serre agricoles (IPCC, 2014), cette action permettrait également d'amoinrir le changement climatique (Tilman et al., 2011). La modification des habitudes alimentaires, en particulier la réduction de la consommation de protéines animales dans les pays dépassant

le niveau recommandé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), permettrait de libérer des terres agricoles actuellement utilisées pour l'alimentation du bétail et de limiter les besoins de nouvelles terres agricoles (Westhoek et al., 2014) tout en diminuant les émissions de gaz à effet de serre et d'azote liées à l'élevage. La réduction de l'expansion agricole implique également de produire plus sur les surfaces agricoles existantes. Or si l'azote est un des principaux facteurs limitants de la production agricole, la perturbation du cycle de l'azote est actuellement un trois des problèmes environnementaux prioritaires à l'échelle mondiale identifiés par Rockstrom et al. (2009). Un défi se pose donc pour l'agriculture mondiale : comment nourrir une population croissante tout en réduisant les pollutions azotées ?

2. L'azote en agriculture

2.1. Les différentes formes d'azote

L'azote est un élément indispensable à toute forme de vie. Quatrième élément constitutif de la matière vivante en masse, l'azote entre dans la structure des acides aminés constituant les protéines, des acides nucléiques constituant l'ADN et de certains pigments assimilateurs comme la chlorophylle.

C'est également un élément chimique abondant à la surface de la Terre. Entrant dans la composition chimique de certains minéraux et sels minéraux (nitrate de sodium, nitrocalcite, sal-ammoniac, etc.), il est plus particulièrement présent dans les roches sédimentaires (silicates d'ammonium, grès, kérogène, charbon), où son origine est organique (Holloway et Dahlgren, 2002). L'azote contenu dans les roches représente environ 20% de l'azote planétaire (*ibid.*) mais il est indisponible pour les êtres vivants sous cette forme. Le diazote N_2 constitue quant à lui plus des trois quarts de l'atmosphère et représente 78% de l'azote planétaire. Très stable du fait de sa liaison covalente triple, il n'est utilisable que par certaines bactéries dites fixatrices d'azote ou diazotrophes (*Azotobacter*, *Rhizobium*, *Frankia*, *Trichodesmium*, etc.).

L'azote réactif (Nr) rassemble toutes les autres formes d'azote utilisables par les êtres vivants : formes minérales réduites (ammoniac et ion ammonium), formes minérales oxydées (ion nitrate, oxydes d'azote, acide nitrique, etc.) et azote organique (urée, acides aminés, acides nucléiques, etc.). Il ne représente qu'environ 2% de l'azote au niveau mondial.

2.2. Le cycle biogéochimique de l'azote

2.2.1. Les grands flux d'azote au niveau mondial

Les deux principaux réservoirs d'azote, l'atmosphère et les roches de la croûte terrestre, sont constitués d'azote non réactif, inutilisable par la majorité des organismes vivants. Deux phénomènes naturels conduisent à la formation d'azote réactif à partir du diazote atmosphérique : (i) la fixation biologique par les bactéries diazotrophes terrestres et aquatiques, parfois associées symbiotiquement à des plantes, des algues ou des champignons, et (ii) les éclairs, dont la température élevée brise les liaisons covalentes du diazote et du dioxygène et forme du monoxyde d'azote. Les volcans et les feux de forêts génèrent également des oxydes d'azote, en faible quantité au niveau mondial. L'azote des roches ne

peut quant à lui être transformé en azote réactif que par la dégradation de la roche, phénomène géologique très lent. On considère donc que ce réservoir contribue peu au cycle biogéochimique de l'azote.

Trois phénomènes anthropiques peuvent également former de l'azote réactif à partir du diazote atmosphérique : (i) la culture de plantes (légumineuses notamment) vivant en symbiose avec des bactéries diazotrophes ; (ii) la combustion de biomasse et de combustibles fossiles ; (iii) la synthèse d'ammoniac par le procédé « Haber-Bosch », découvert par Fritz Haber en 1907 et industrialisé par Carl Bosch en 1913. L'exploitation de roches riches en azote, comme le salpêtre du Chili (nitrate de sodium), fut également une source d'azote réactif mais elle est aujourd'hui d'importance mineure.

La Figure I.2 de Galloway et al. (2004) illustre les flux biogéochimiques de l'azote en 1860 et en 1990. En 1860 (Figure I.2a), la fixation biologique des écosystèmes naturels représentait environ 85% de la création d'azote réactif continental et 100% de la création d'azote réactif océanique. La source anthropique essentielle d'azote réactif était la fixation symbiotique par la culture de légumineuses.

En 1990 (Figure I.2b), les engrais azotés de synthèse représentent plus du tiers de l'azote réactif créé au niveau continental, la fixation par les cultures 12% et les émissions liées aux combustibles fossiles 9%. À cette date, l'homme était donc responsable de la création de 58% de l'azote réactif continental. Des estimations plus récentes (Sutton et al., 2013) ont révisé à la baisse la fixation des écosystèmes naturels continentaux (58 Tg N.an^{-1}) alors que la consommation d'engrais minéraux et de combustibles fossiles de même que la fixation symbiotique par les cultures ont continué de s'accroître entre 1990 et 2005 (respectivement 120, 28 et 60 Tg N.an^{-1}). L'action humaine crée donc aujourd'hui, volontairement (engrais, cultures) ou non (émissions liées à la combustion) plus des trois quarts des entrées d'azote du cycle biogéochimique continental. L'agriculture est de loin la première cause d'anthropisation du cycle biogéochimique de l'azote continental (Liu et al., 2010). Le cycle biogéochimique océanique est moins anthropisé : environ un quart de l'azote entrant dans le cycle océanique peut être imputé à l'homme. Ces apports d'azote sont constitués d'émissions atmosphériques et fluviales « involontaires », puisque l'homme ne fertilise pas intentionnellement les océans.

Aux deux périodes, la dénitrification, c'est-à-dire la réduction de nitrate en diazote, est le principal puits d'azote réactif, représentant plus de 95% de la « destruction » d'azote réactif. Elle est assurée essentiellement par des bactéries dans le sol, les zones humides, les cours d'eau et les océans. Le piégeage d'azote dans les sédiments marins est également un puits d'azote réactif, mais représente moins de 5% de la neutralisation d'azote réactif.

Avant l'anthropisation du cycle biogéochimique de l'azote, la création d'azote réactif était à peu près égale à sa destruction, en milieu océanique et continental (Galloway et al., 2004). Aujourd'hui, le milieu océanique comme le milieu continental reçoivent plus d'azote réactif nouvellement créé que la dénitrification et la sédimentation n'en éliminent ; l'azote réactif s'accumule donc dans l'eau, dans l'air et dans les sols et sa circulation entre les différents compartiments s'intensifie.

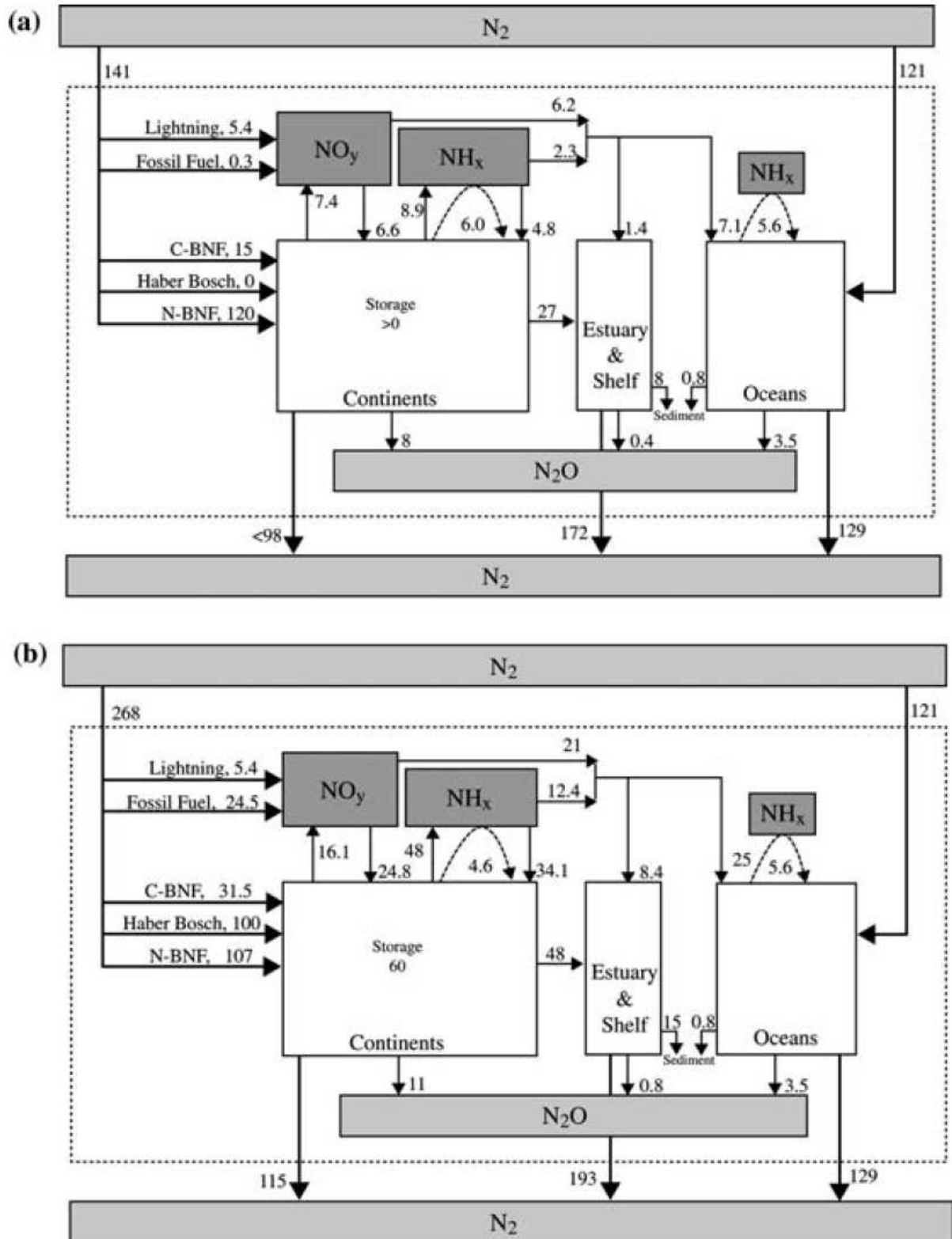


Figure I.2. Représentation du cycle biogéochimique de l'azote (a) en 1860 et (b) en 1990, en $Tg.an^{-1}$ (Galloway et al., 2004)

Les boîtes grisées représentent les formes atmosphériques de l'azote. La boîte en pointillés rassemble les formes réactives de l'azote. Les flèches en pointillés représentent les émissions de NH_3 rapidement redéposées au sol ou dans l'océan. C-BNF : fixation biologique de l'azote par les cultures dans les agroécosystèmes. N-BNF : fixation biologique de l'azote par les écosystèmes naturels.

2.2.2. La cascade de l'azote

Entre la formation de l'azote réactif à partir du diazote, qu'elle soit naturelle ou anthropique, et sa dénitrification, l'azote réactif est transformé selon un cycle biogéochimique plus ou moins long. Il peut par exemple être successivement fixé par une légumineuse fourragère, consommé par un animal d'élevage, rejeté sous forme d'excrément, épandu sur une culture, lixivié dans une rivière, partiellement dénitrifié en protoxyde d'azote atmosphérique, déposé dans une forêt, capté par un arbre pour fabriquer de la chlorophylle et minéralisé par les microorganismes du sol avant d'être dénitrifié et de boucler le cycle. Le concept de « cascade de l'azote » (Galloway et al., 2003) traduit ces nombreuses transformations de l'azote réactif (Figure I.3). Leip (2014) estime que, selon son origine, un atome d'azote réactif subira en moyenne entre deux et neuf transformations avant d'être dénitrifié. Chaque atome d'azote réactif a donc des effets multiples, positifs et négatifs, selon son devenir dans la cascade de l'azote.

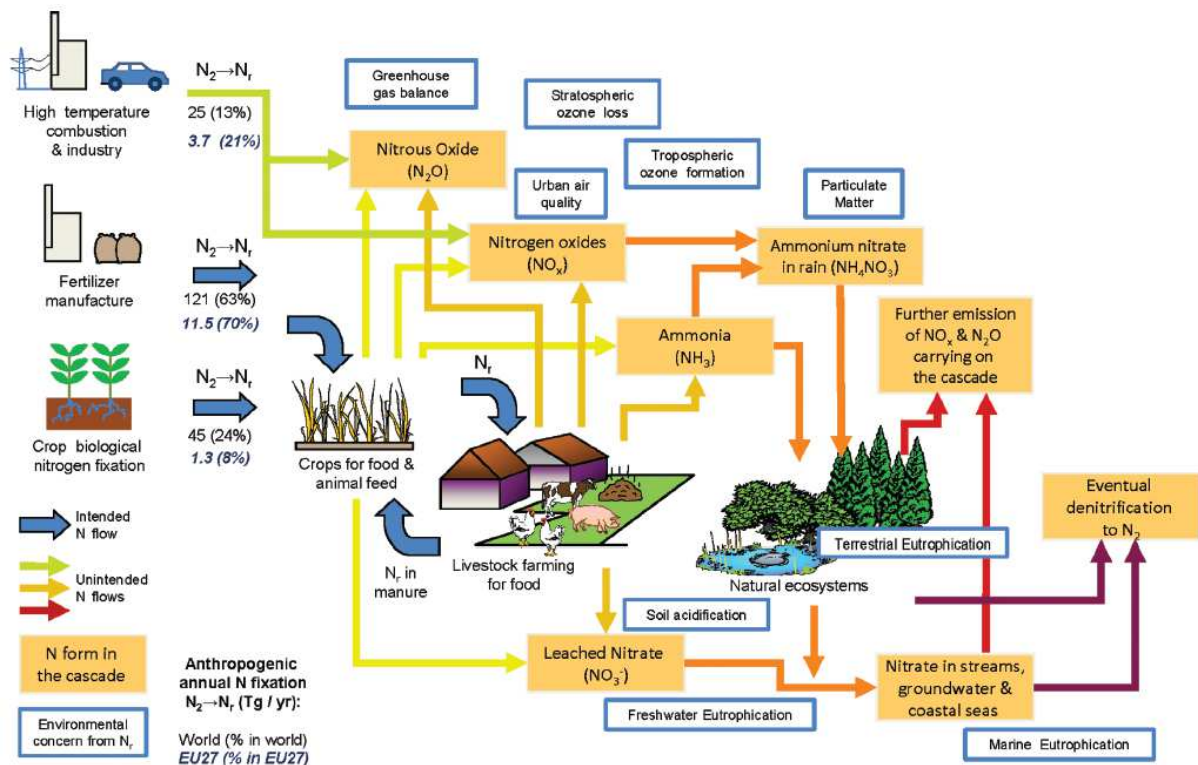


Figure I.3. Schéma simplifié de la cascade de l'azote (Sutton et al., 2011)

2.3. Les flux d'azote en agriculture

L'azote est un des éléments qui limite la production végétale tant dans les écosystèmes naturels que dans les agroécosystèmes. Depuis les débuts de l'agriculture, l'homme cherche à compenser la perte de fertilité des sols induite par les prélèvements d'éléments minéraux par les végétaux, par différents moyens qui s'additionnent avec le temps : culture itinérante, rotation longue sur abatis brûlés, jachère pâturée, culture de légumineuses, recyclage d'effluents organiques et apport d'engrais minéraux (Mazoyer et Roudart, 1997). Aujourd'hui, une large partie de la superficie agricole mondiale reçoit des fertilisants azotés.

Les principaux intrants azotés des cultures au niveau mondial sont, par ordre décroissant, les engrais minéraux (120 Tg N.an⁻¹), la fixation symbiotique (60 Tg N.an⁻¹) et les déjections animales (57 Tg N.an⁻¹) (Sutton et al., 2013 ; Figure I.4). Ces dernières, ainsi que les résidus de culture restitués au sol et les semences ne sont pas issues de la création de nouvel azote réactif mais participent à son recyclage dans le système de production agricole. De même, le dépôt atmosphérique d'azote réactif (50 Tg N.an⁻¹) et l'irrigation (4 Tg N.an⁻¹) relèvent du « recyclage » des pertes d'azote vers l'air et l'eau. Ces deux flux, bien que peu contrôlables par l'homme, participent toutefois à la fertilisation des cultures.

La production de cultures destinées à la consommation humaine est de 22 Tg N.an⁻¹. Si l'on inclut les aliments du bétail, la production végétale mobilise des quantités d'azote sensiblement équivalentes aux pertes azotées des sols (120 Tg N.an⁻¹).

Les animaux, organismes hétérotrophes, dépendent totalement de la production végétale pour leur nutrition. Au niveau mondial, les animaux d'élevage consomment 100 Tg N.an⁻¹ de produits végétaux (cultures et fourrages), soit près de cinq fois plus que les humains. Les animaux produisent environ dix fois plus de déjections (57 Tg N.an⁻¹) que de produits consommables par l'homme (6 Tg N.an⁻¹).

Si les flux concernant la production animale sont équilibrés (les entrées d'azote sont égales aux sorties additionnées des pertes ; Figure I.4), il n'en va pas de même pour la production végétale. En effet, la somme des flux azotés arrivant au sol (représentés par les flèches pointant vers le compartiment sol sur la Figure I.4 ; 307 Tg N.an⁻¹ en incluant les résidus de culture et les semences) est nettement supérieure à la somme des cultures récoltées et des pertes (flèches sortant du compartiment sol ; 258 Tg N.an⁻¹ en incluant les résidus de culture et les semences). La différence s'accumule dans les sols, qui s'enrichissent en azote au niveau mondial.

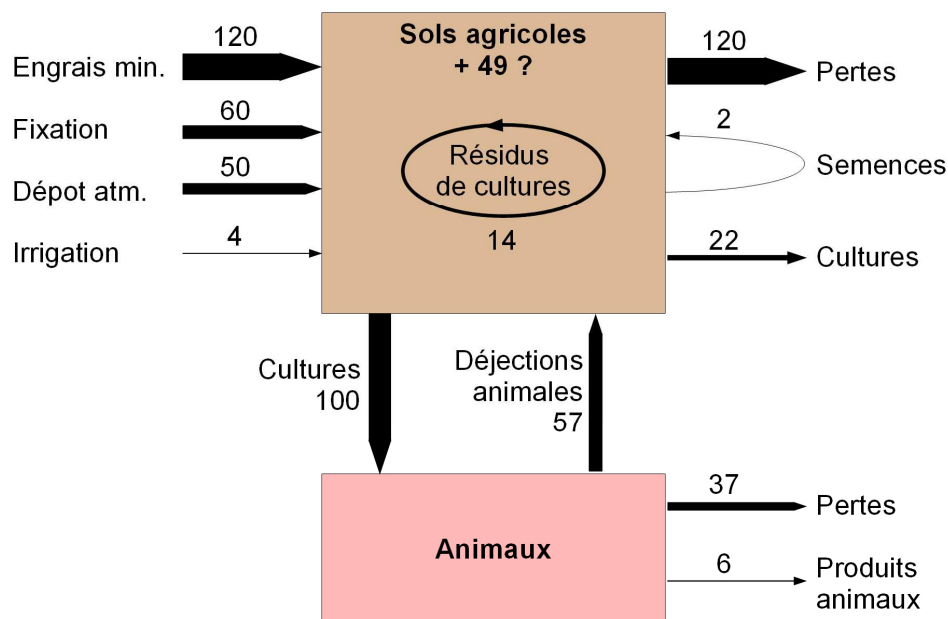


Figure I.4. Principaux flux d'azote de la « ferme monde » pour la période 2000-2010, en Tg.an⁻¹
 La largeur des flèches est proportionnelle à l'importance du flux considéré. Les chiffres utilisés sont issus de Sutton et al. (2013) à l'exception des données concernant l'irrigation et les semences qui proviennent de Smil (1999). min. : minéral ; atm. : atmosphérique.

2.4. Bénéfices de l'intensification du cycle de l'azote par l'agriculture

Avant l'apparition de l'agriculture, vers -10 000, la population mondiale, limitée par la disponibilité alimentaire des écosystèmes naturels, se chiffrait à quelques millions de chasseurs-cueilleurs. Le développement agricole permettant une productivité alimentaire par hectare supérieure à la chasse et à la cueillette, la population a lentement commencé à croître, atteignant 18 millions d'individus en -5 000, 188 millions en l'an 0 et 295 millions en l'an 1000 (Klein Goldewijk et al., 2011). L'invention de la charrue et la mise en place de la rotation triennale, couplées avec le pâturage des jachères, permit au Moyen-âge une amélioration de la fertilité des sols et un développement rapide de la population. Au 14^{ème} siècle, le défrichement de nouvelles terres atteignit ses limites en Europe, les sols s'appauvrirent et des famines se déclarèrent, suivies d'épidémies, de révoltes et de guerres (Mazoyer et Roudart, 1997). Plus tard, la colonisation des Amériques, de l'Australie et de l'Afrique, suivie d'un développement agricole important dans ces régions, favorisa le développement de la population mondiale. Cependant, la productivité agricole restait très limitée par les sources d'azote disponibles, basées essentiellement sur le recyclage des déjections humaines et animales ainsi qu'une faible fixation par les légumineuses cultivées. C'est vers cette période que les légumineuses fourragères remplacèrent la jachère nue. Cette révolution fourragère permit de doubler les rendements des cultures de céréales en Europe (Mazoyer et Roudart, 1997). La population passa de 555 millions d'habitants en 1600 à un milliard en 1800 (Klein Goldewijk et al., 2011). A partir du 19^{ème} siècle, des formes « fossiles » d'azote furent utilisées de manière croissante, notamment le salpêtre du Chili, le charbon et le guano. La seconde révolution agricole des temps modernes, autour de 1950, fut permise par (i) l'accès aux engrais azotés minéraux via le procédé Haber-Bosch, (ii) la sélection variétale, (iii) la motorisation et (iv) la synthèse de pesticides chimiques (Mazoyer et Roudart, 1997).

A partir de cette période, la ressource azotée ne fut plus limitante pour les agricultures en ayant l'accès technique et financier. Aujourd'hui, la population mondiale atteint 7,2 milliards d'individus. On estime que près d'une personne sur deux dépend d'engrais azotés minéraux pour son alimentation (Erisman et al., 2008 ; Figure I.5). Cela fait dire à Smil (2001) que le procédé Haber-Bosch est la plus importante découverte du vingtième siècle.

De plus, l'augmentation des rendements liée à l'utilisation d'azote minéral a probablement indirectement ralenti le changement d'usage des sols et la destruction d'écosystèmes (Tilman et al., 2002).

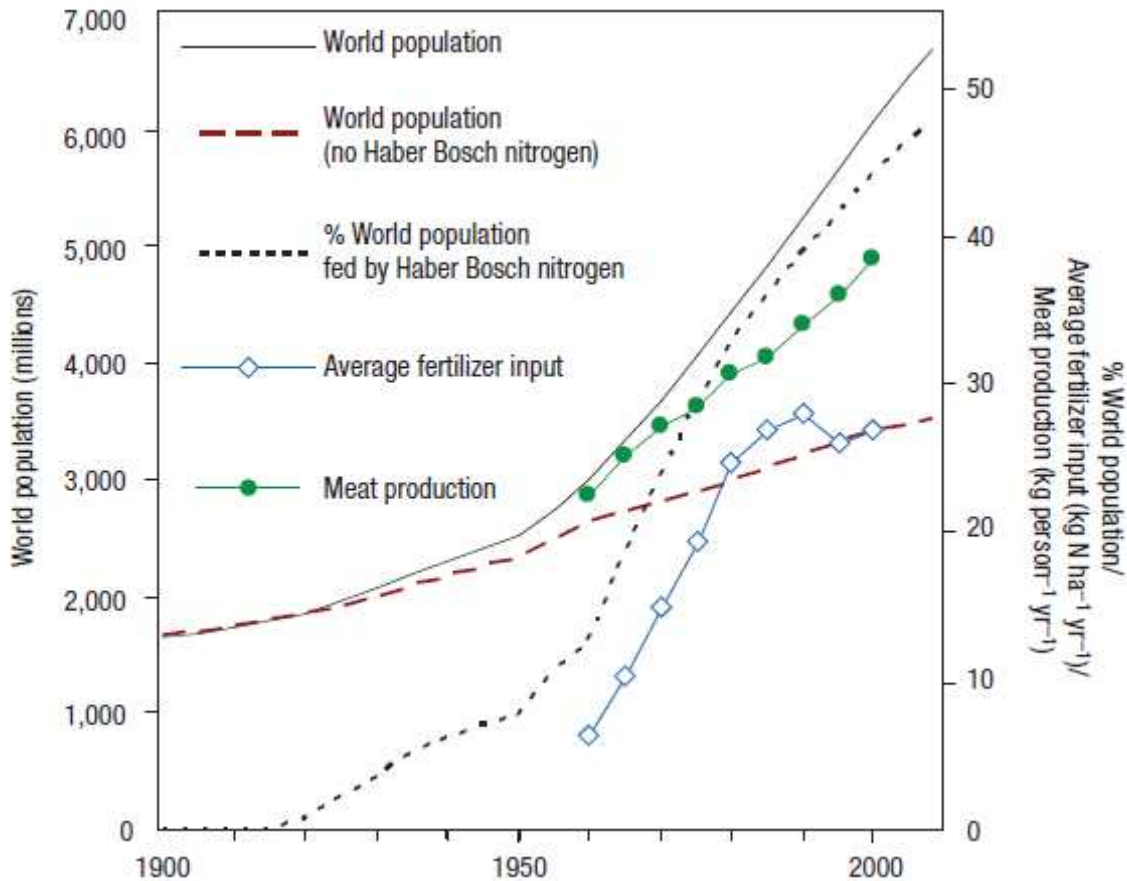


Figure I.5. Evolution de la population mondiale et de l'utilisation d'azote minéral au vingtième siècle (Erisman et al., 2008)

2.5. Conséquences de l'anthropisation du cycle de l'azote

La forte anthropisation du cycle biogéochimique de l'azote a permis une croissance sans précédent de la population mondiale. Toutefois, cette importante création d'azote réactif ainsi que son accumulation dans les différents compartiments environnementaux (sol, eau, atmosphère) ont également engendré des impacts environnementaux majeurs à l'échelle planétaire. Il est possible d'estimer la contribution de l'azote à différents impacts environnementaux (Erisman et al., 2013) mais beaucoup plus complexe d'attribuer la responsabilité de ces impacts aux émissions naturelles, industrielles ou agricoles. De fait, peu de références évaluent la part de l'agriculture dans les impacts des pollutions azotées au niveau mondial. Cette section présente donc les impacts causés par l'azote réactif. Il convient toutefois de garder à l'esprit que, si à l'échelle globale la fixation d'azote par les écosystèmes naturels reste la première source de création d'azote réactif, l'agriculture la surpasse dans le cycle biogéochimique continental (c'est-à-dire lorsqu'on ne tient pas compte de la fixation océanique ; voir Figure I.2b, p. 19).

2.5.1. Impacts sur le sol

Le sol est le principal réservoir d'azote réactif. Ce dernier y est essentiellement stocké sous forme organique et peu présent sous des formes assimilables par les plantes (ce qui explique d'ailleurs qu'il soit souvent un élément limitant la production végétale). Les apports d'azote réactif assimilable par les plantes, s'ils sont utiles pour augmenter la productivité des cultures, peuvent également avoir des conséquences négatives sur les sols. L'azote sous forme réduite (NH_3 ou NH_4^+) conduit à une acidification du sol, néfaste à la croissance des plantes et aux microorganismes du sol (Foy, 1984). Cela peut entraîner une diminution de la minéralisation de la matière organique ou une dégradation des propriétés physiques du sol, comme sa stabilité structurale ou sa capacité d'infiltration (Erisman et al., 2013). L'acidification augmente aussi la biodisponibilité de certains métaux toxiques pour les plantes, comme l'aluminium (Delhaize et Ryan, 1995). L'acidification favorise également la lixiviation de certains nutriments comme le calcium, le magnésium ou le nitrate vers l'eau, et le dégagement gazeux de protoxyde d'azote (Sutton et al., 2013).

2.5.2. Impacts sur l'eau

L'enrichissement des eaux douces ou marines par l'azote réactif favorise le développement de certaines espèces de microplancton et d'algues capables de valoriser rapidement cet apport nutritif. Cette eutrophisation du milieu est responsable d'une consommation accrue d'oxygène, entraînant l'anoxie progressive du milieu et la mort des organismes les moins résistants ou les moins mobiles (Diaz et Rosenberg, 2008). L'eutrophisation peut également favoriser la prolifération de certains microorganismes sécrétant des toxines, qui contaminent la chaîne alimentaire (coquillages, poissons) et rendent l'eau impropre à la consommation ou à la baignade.

La pollution des eaux douces de surface et souterraines par les nitrates pose également problème. En effet, le seuil de potabilité recommandé par l'OMS et appliqué en Europe est de $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. Au-delà de ce seuil, la ressource en eau n'est plus utilisable pour la consommation humaine. L'agriculture est reconnue comme la principale source de pollution des eaux douces (Sutton et al., 2013).

Avec le déclin des émissions de soufre, les oxydes d'azote et l'ammoniac sont devenus des causes majeures de l'acidification des pluies qui peuvent fortement perturber le fonctionnement biologique des lacs, notamment par la mise en solution d'aluminium toxique pour les organismes aquatiques (Schindler, 1988).

2.5.3. Impacts sur l'atmosphère

L'ammoniac, le nitrate, l'ammonium et les oxydes d'azote présents dans l'atmosphère sont responsables de la formation de 20% des particules fines. Les oxydes d'azote, toxiques en tant que tels, participent également à la formation de 60% de l'ozone troposphérique (à basse altitude). Tous ces composés azotés ainsi que les produits qu'ils forment sont dangereux pour la santé humaine, causant des maladies respiratoires telles que la bronchite, l'asthme, le cancer du poumon ou certaines maladies cardio-respiratoires (Erisman et al., 2013).

L'ozone troposphérique, très oxydant, est également néfaste pour les plantes et responsable de pertes de rendement estimées entre 6 et 11%, équivalent à une centaine de millions de tonnes pour l'année 2000 au niveau mondial (Avnery et al., 2011). Il pénalise également la croissance des forêts et par conséquent le stockage du carbone dans ces écosystèmes.

Du fait de la régulation des émissions de gaz halogénés, les oxydes d'azote sont aujourd'hui la cause principale de la destruction de l'ozone stratosphérique (Konopka et al., 2007).

Les émissions de protoxyde d'azote, gaz à effet de serre 300 fois plus puissant que le dioxyde de carbone, ont un impact majeur sur le changement climatique. L'ozone troposphérique est également un gaz à effet de serre puissant. Enfin, le dépôt d'azote réactif dans les zones humides favorise l'émission de méthane et donc indirectement le changement climatique (Erisman et al., 2013). Il convient cependant de noter que deux processus contrebalancent l'impact réchauffant de l'azote réactif : l'augmentation de la production végétale par l'apport d'azote réactif qui capte du CO₂ atmosphérique, et la formation de particules fines atmosphériques qui réfléchit une partie du rayonnement solaire. Erisman et al. (2013) estiment que le bilan net de l'azote réactif est légèrement refroidissant, avec cependant une incertitude importante.

2.5.4. Impacts sur la biodiversité

De nombreux écosystèmes sont pauvres (oligotrophes) à modérément riches (mésotrophes) en nutriments et en azote réactif. L'apport additionnel d'azote réactif, notamment par le dépôt atmosphérique, peut engendrer de profonds déséquilibres de ces écosystèmes, favorisant le développement des organismes nitrophiles et acidophiles et la disparition des organismes adaptés aux milieux pauvres ou alcalins. Bleeker et al. (2011) estiment que 40% des aires protégées au niveau mondial recevront plus de 10 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ sous forme de dépôt atmosphérique en 2030, ce qui engendrerait une perte importante de biodiversité.

Dans les écosystèmes aquatiques, l'eutrophisation aboutit dans les cas les plus extrêmes à des situations d'anoxie totale entraînant la mort des organismes vivant dans la zone. Ces « zones mortes » se développent exponentiellement depuis les années 1960, essentiellement à proximité des estuaires et des côtes où les rejets d'azote sont les plus importants. Les zones côtières sont les plus riches en biodiversité marine et jouent un rôle essentiel pour la reproduction des poissons. Les 245 000 km² actuels de zones mortes ont donc un impact majeur sur la biodiversité marine et sur la pêche (Diaz et Rosenberg, 2008).

2.5.5. Impacts économiques et sociaux des pollutions azotées

L'évaluation socio-économique des impacts environnementaux d'une activité humaine se fait généralement par l'analyse coûts / bénéfiques (Sutton et al., 2011). Cette approche consiste à évaluer, en unités monétaires, les coûts liés à une activité polluante ainsi que les bénéfiques que cette activité procure. Le chiffrage monétaire des impacts environnementaux sur la biodiversité, les paysages ou la santé humaine est particulièrement complexe.

Différentes méthodes d'évaluation existent, notamment basées sur le consentement des consommateurs à payer pour un produit, un service, le maintien en bon état de leur environnement ou de leur santé. Toutefois, ces évaluations sont extrêmement incertaines et critiquées, d'un point de vue méthodologique et éthique (Kelman, 1981). Malgré cela, l'analyse coûts / bénéfices reste un des outils les plus utilisés pour l'évaluation économique d'impacts environnementaux.

A notre connaissance, il n'existe pas d'analyse coûts / bénéfices de l'utilisation d'azote réactif à l'échelle mondiale. Van Grinsven et al. (2013) ont utilisé cette approche à l'échelle européenne pour évaluer le niveau de fertilisation azotée de l'agriculture. Ils estiment les bénéfices de la fertilisation (liés à l'augmentation des rendements) entre 20 et 80 milliards d'euros par an, et les coûts environnementaux liés à la fertilisation entre 35 et 230 milliards d'euros par an. Le niveau de fertilisation azotée actuel en Europe ($175 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) est supérieur d'environ $55 \text{ kg N.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ à l'optimum socio-économique qui permettrait de limiter le coût des impacts sans trop diminuer les bénéfices de la fertilisation azotée.

Ces auteurs ont également chiffré l'impact économique des pollutions azotées (tous secteurs d'activité confondus) à l'échelle de l'Union européenne. Ils estiment que le coût total de ces pollutions est compris entre 75 et 485 milliards d'euros par an, dont 45% sont liés à l'impact sur la santé humaine des pollutions azotées, notamment atmosphériques.

2.6. Le « défi de l'azote »

Nous l'avons vu, l'azote est un élément essentiel pour l'alimentation mondiale, mais il est également responsable de lourds impacts environnementaux, sociaux et économiques qu'il faut rapidement réduire. Compte tenu des transformations en cascade que peut subir l'azote réactif, une approche ciblée sur une forme d'azote en particulier ne peut pas être efficace à coup sûr. C'est le problème du tuyau percé : lorsqu'on bouche un trou, on reporte la fuite vers un autre trou (Oenema et al., 2009 ; Figure I.6). Par exemple, limiter les pertes d'ammoniac a de fortes chances d'aboutir à une plus forte émission d'oxydes d'azote ou de nitrate (Oenema et al., 2009). Les solutions les plus efficaces pour résoudre les problèmes liés à l'azote sont des approches systémiques, basées sur la réduction des intrants azotés à production constante ou croissante, ou sur l'augmentation de la production à intrants constants ou décroissants.

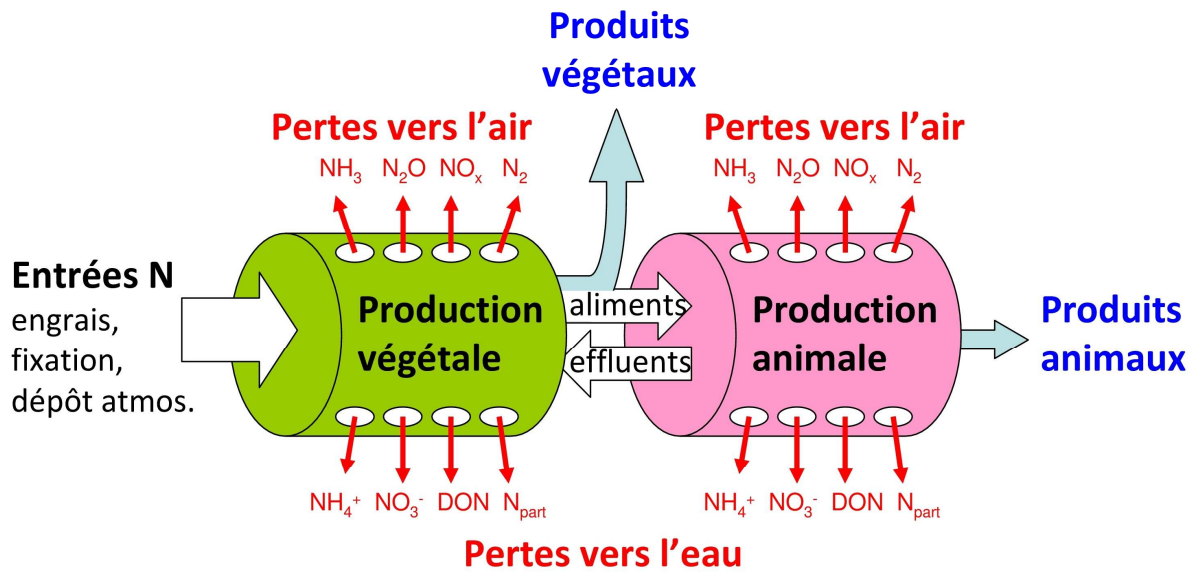


Figure I.6. Représentation du principe du tuyau percé pour les flux d'azote en agriculture (d'après Oenema et al., 2009)

Les flux d'azote en production agricole dépendent les uns des autres et sont sujets à la substitution de pollution : schématiquement, lorsqu'on bouche un trou (réduction d'une forme de perte azotée), le flux d'azote risque de sortir par un autre trou (augmentation des pertes sous une autre forme).

Dans un rapport très détaillé sur l'azote en Europe (en anglais, *The European Nitrogen Assessment*), Sutton et al. (2011) proposent sept pistes d'action systémiques allant dans ce sens : les trois premières concernent l'agriculture, les suivantes le transport et l'industrie (4), la gestion des eaux usées (5) et les modèles sociétaux de consommation (6 et 7) :

1. Améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote dans la production végétale
2. Améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote dans la production animale
3. Améliorer la valeur fertilisante des effluents d'élevage
4. Améliorer l'efficacité énergétique des moteurs, réduire leurs émissions et développer les transports les plus « propres »
5. Recycler l'azote des eaux résiduaires
6. Economiser l'énergie et réduire les transports
7. Réduire la consommation de produits animaux

Bodirsky et al. (2014) estiment que les pertes azotées liées à la production alimentaire mondiale évolueront de 185 Tg N.an⁻¹ en 2010 à 232 Tg N.an⁻¹ en 2050 dans un scénario tendanciel (*business as usual*). Ils chiffrent également le potentiel de quatre des pistes proposées par Sutton et al. (2011) :

- l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote de la production végétale permettrait de réduire les pertes azotées de 58 Tg N.an⁻¹ ;
- l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote de la production animale permettrait de réduire les pertes azotées de 27 Tg N.an⁻¹ ;
- la diminution des déchets alimentaires et l'amélioration de leur recyclage permettrait de réduire les pertes azotées de 56 Tg N.an⁻¹ ;

- enfin, la diminution de la consommation de produits animaux permettrait de réduire les pertes azotées de 30 Tg N.an⁻¹.

Ils démontrent que seule une combinaison de toutes ces solutions permettra de répondre à la demande alimentaire de 2050 tout en ramenant la pollution azotée en dessous des limites planétaires acceptables telles que définies par Rockstrom et al. (2009 ; Figure I.1). Ils estiment en outre que la piste la plus prometteuse au niveau mondial est l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote en agriculture, puisqu'elle représente près de la moitié du potentiel de réduction des pertes (productions animale et végétale cumulées).

3. Comment calculer l'efficacité d'utilisation de l'azote ?

Le terme efficacité est souvent utilisé comme synonyme d'efficacité. Leur sens est pourtant différent : l'efficacité correspond à la capacité à atteindre un objectif donné alors que l'efficacité exprime le rapport entre un résultat et les moyens mis en œuvre pour y parvenir (ISO 9241, 1998).

A titre d'illustration, une fertilisation azotée sera qualifiée d'*efficace* si elle permet d'atteindre un rendement objectif (quelle que soit la quantité d'azote apportée) alors qu'une fertilisation azotée sera qualifiée d'*efficace* si elle permet de maximiser le rendement par unité de fertilisant appliquée, ou de minimiser la quantité d'azote à utiliser par unité de rendement.

Cette distinction étant rappelée, ce chapitre présente les principaux indicateurs actuels d'efficacité de l'azote. Ces derniers sont nombreux, entre autres parce qu'il n'existe pas de définition unique de l'efficacité d'utilisation de l'azote.

3.1. Qu'est ce qu'un indicateur ?

D'après Gras et al. (1989), un indicateur est une variable qui synthétise une information au sujet d'une autre variable plus difficile d'accès afin d'aider un utilisateur dans son action. Afin d'être utile, un indicateur doit remplir les conditions suivantes (Bockstaller et Girardin, 2003 ; Halberg, 1999) :

- décrire de manière fiable la ou les variables qu'il synthétise ;
- être valide sur le plan scientifique, notamment concernant les liens de cause à effet ;
- être compréhensible et pertinent pour l'utilisateur ;
- être sensible aux modifications de pratiques ;
- être calculable à partir de données collectées à un coût et dans un temps raisonnables.

Pour choisir ou créer un indicateur, il est indispensable d'identifier les utilisateurs finaux à qui il est destiné, de définir les objectifs de l'utilisation de cet indicateur, et de préciser les échelles spatiale et temporelle auxquelles il devra être calculé (Bockstaller et al., 2008 ; Carof et al., 2013). En effet, le choix d'un indicateur agri-environnemental sera différent pour l'agriculteur qui souhaite faire évoluer ses pratiques culturales, pour le consommateur qui veut s'informer sur l'impact environnemental des produits qu'il achète ou pour le décideur qui évalue des politiques agricoles et environnementales (Zahm, 2011).

3.2. Les indicateurs actuels d'efficacité d'utilisation de l'azote en agriculture

De nombreux indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote existent (Good et al., 2004). Cette diversité s'explique par les raisons précisées au paragraphe précédent ; en particulier, la variété des questions de recherche nécessite des indicateurs qui, s'ils ont des similitudes, peuvent être différents selon l'échelle d'approche. Ce paragraphe les passe en revue et le Tableau I.1 en fait la synthèse.

Tableau I.1. Synthèse des indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote

N°	Echelle	Indicateur (nom anglais)	Formule	Unité
1	Plante	(Physiological) Nitrogen Use Efficiency	$NUE = R / S_N$ $NUE = NUpE \times NUtE$	kg MS.kg N ⁻¹
2	Plante	Nitrogen Uptake Efficiency	$NUpE = P_N / S_N$	kg N.kg N ⁻¹
3	Plante	Nitrogen Utilization Efficiency	$NUtE = R / P_N$	kg MS.kg N ⁻¹
4	Animal	Feed Nitrogen Use Efficiency	$FNUE = A_N / I_N$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹)
5	Animal	Milk Nitrogen Efficiency	$MNE = M_N / I_N$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹)
6	Parcelle	Partial Factor Productivity of Nitrogen	$PFP_N = R / F_N$	kg MS.kg N ⁻¹
7	Parcelle	Partial Factor Productivity of Nitrogen	$PFP_N = A / F_N$	kg brut.kg N ⁻¹
8	Parcelle	Agronomic Efficiency of Nitrogen fertilizer	$AE_N = (R - R_0) / F_N$ $AE_N = RE_N \times IE_N$	kg MS.kg N ⁻¹
9	Parcelle	Recovery Efficiency of Nitrogen fertilizer	$RE_N = (P_N - P_{N0}) / F_N$ $RE_N = P_{15N} / F_{15N}$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹)
10	Parcelle	Internal Efficiency of Nitrogen fertilizer	$IE_N = (R - R_0) / (P_N - P_{N0})$	kg MS.kg N ⁻¹
11	Parcelle, ferme, territoire	Soil (or land) Nitrogen Use Efficiency	$SNUE = R_N / ES_N$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹)
12	Ferme, territoire	Farm Gate Nitrogen Use Efficiency	$FGNUE = SF_N / EF_N$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹)
13	Ferme, territoire	Nitrogen Eco-efficiency	$EE_N = (EF_N - SF_N) / SF_N$ $EE_N = A / (EF_N - SF_N)$	Sans unité (kg N.kg N ⁻¹) kg brut.kg N ⁻¹

R : quantité de végétal récoltée (kg MS) ; S_N : quantité d'azote disponible dans le sol (kg N) ; P_N : quantité d'azote contenue dans la plante entière (kg N) ; A_N : quantité d'azote contenue dans les produits animaux (kg N) ; I_N : quantité d'azote contenue dans les aliments ingérés (kg N) ; M_N : quantité d'azote contenue dans le lait produit (kg N) ; F_N : quantité d'azote contenue dans les fertilisants apportés (kg N) ; A : quantité de produits animaux (kg bruts) ; R₀ : quantité de végétal récoltée (kg MS) d'un témoin non fertilisé ; P_{N0} : quantité d'azote contenue dans la plante entière non fertilisée (kg N) ; P_{15N} : quantité d'azote marqué contenue dans la plante entière fertilisée (kg N) ; F_{15N} : quantité d'azote marqué contenue dans les fertilisants apportés (kg N) ; R_N : quantité d'azote contenue dans les végétaux récoltés et pâturés (kg N) ; ES_N : somme des entrées d'azote au niveau du sol du système étudié (parcelle, ferme, territoire) (kg N) ; EF_N : somme des entrées d'azote aux portes du système étudié (ferme, territoire) (kg N) ; SF_N : somme des sorties d'azote aux portes du système étudié (ferme, territoire) (kg N).

3.2.1. Efficience d'utilisation de l'azote par la plante

L'article de Moll et al. (1982) est une référence majeure pour la définition des indicateurs d'efficience d'utilisation de l'azote à l'échelle de la plante, même si différents travaux ont abordé ce sujet auparavant (Ashley et al., 1965 ; Brown, 1978). Moll et al. (1982) définissent l'efficience d'*utilisation* de l'azote (en anglais, *Nitrogen Use Efficiency*, NUE) comme le ratio entre la quantité de matière sèche récoltée et la quantité d'azote disponible dans le sol (incluant les apports de fertilisants) ; en anglais, le terme *Physiological Nitrogen Use Efficiency* est parfois utilisé. Ces auteurs définissent également les deux composantes de NUE : l'efficience d'*absorption* de l'azote (en anglais, *Nitrogen Uptake Efficiency*, NUPE) et l'efficience de *transformation* de l'azote (en anglais, *Nitrogen Utilization Efficiency*, NUTE). NUE est alors le produit de NUPE et NUTE (voir les formules 1 à 3 en Tableau I.1).

C'est la possibilité d'étudier les mécanismes associés à l'absorption et à la métabolisation et remobilisation de l'azote par les plantes qui fait la spécificité de cette approche. Elle est donc plus particulièrement utilisée dans des travaux de physiologie et de sélection végétale cherchant à différencier des variétés ou espèces de plantes selon leurs capacités à prélever l'azote du sol et à le valoriser dans les organes récoltés (Uribelarrea et al., 2007).

3.2.2. Efficience d'utilisation de l'azote par les animaux

A la différence des plantes, les animaux consomment de la matière organique, dont une partie plus ou moins importante est inassimilable. De plus, ils ont besoin de trouver dans leur alimentation certains acides aminés essentiels qu'ils sont incapables de synthétiser. Les recherches sur l'alimentation des bovins utilisent donc plus volontiers des indicateurs basés sur les protéines que sur l'azote. Toutefois, des indicateurs d'efficience d'utilisation de l'azote sont utilisés en production animale depuis de très nombreuses années (Hart et al., 1918). Les formules 4 et 5 du Tableau I.1 présentent les deux principaux indicateurs, décrits ci-dessous.

L'efficience de conversion alimentaire (en anglais, *Feed Nitrogen Use Efficiency*, FNUE) des animaux est définie comme le ratio entre la quantité d'azote contenue dans les produits animaux (viande, lait, œufs, laine, etc.) et la quantité d'azote ingérée par les animaux (Van der Hoek, 1998).

Pour la production laitière, on trouve également une efficience d'utilisation de l'azote définie comme la quantité d'azote contenue dans le lait divisée par la quantité d'azote ingérée (Castillo et al., 2000) ; cela fait implicitement de la viande produite par les animaux laitiers un sous-produit du lait dont on ne cherche pas à améliorer l'efficience de production.

3.2.3. Efficience d'utilisation de l'azote des engrais à l'échelle de la parcelle

Différents indicateurs sont communément utilisés en recherche agronomique pour estimer l'efficience des apports d'azote. Ils se calculent classiquement à l'échelle de la parcelle (cf. les formules 6 à 10 du Tableau I.1).

La productivité partielle du facteur « azote » (en anglais, *Partial Factor Productivity of Nitrogen*, PFP_N) se calcule comme le ratio entre le rendement d'une culture et les apports de fertilisants. Le rendement total de la culture intègre toutes les sources d'azote disponibles, et

pas uniquement les engrais apportés. Cela complique l'estimation du rôle de la fertilisation, mais facilite les comparaisons entre situations où les pratiques ont une influence sur l'azote du sol (Dobermann, 2005). Cet indicateur est particulièrement utilisé par les agriculteurs pour sa simplicité et parce qu'il intègre l'azote des engrais et les fournitures du sol.

Dans des systèmes fourragers, notamment dans le cas de prairies pâturées pour lesquelles l'estimation de la production et de la part consommée sont difficiles, la productivité partielle du facteur azote est parfois estimée non pas par la production végétale mais par la production animale qui en découle. Dans ce cas, l'efficience est calculée comme un ratio entre la quantité de produits animaux et la quantité d'azote apportée par les fertilisants (formule 7 du Tableau I.1 ; Berg et Sims, 1995).

L'efficience agronomique de l'azote des engrais (en anglais, *Agronomic Efficiency of Nitrogen fertilizer*, AE_N) est calculée en recourant à un témoin non fertilisé, ce qui permet d'estimer le rendement de la culture n'ayant à sa disposition que l'azote disponible dans le sol. AE_N se calcule comme le ratio entre la différence de rendement des cultures fertilisée et non fertilisée et la fertilisation apportée. Cet indicateur est particulièrement pertinent pour faire une analyse coûts / bénéfices de l'investissement dans la fertilisation (Cassman et al., 1996). AE_N peut également être calculée comme le produit de deux composantes, l'efficience de captation de l'azote des engrais (RE_N) et l'efficience interne de l'azote des engrais (IE_N).

L'efficience de captation de l'azote des engrais ou coefficient apparent d'utilisation des engrais (en anglais, *Recovery Efficiency of Nitrogen fertilizer*, RE_N) est calculé de la même manière que l'efficience agronomique, en recourant à un témoin non fertilisé. Il s'en distingue par le fait qu'il estime non pas l'azote des parties récoltées mais l'azote total capté par la plante. Il est donc utilisé pour estimer si les apports d'azote répondent bien, dans le temps et dans l'espace, aux besoins de la plante. Une autre méthode d'estimation consiste à marquer les engrais avec un isotope de l'azote, ^{15}N , et à mesurer la quantité d'azote marqué retrouvée dans la plante (Dobermann, 2005). Cette méthode donne des résultats plus exacts que la méthode par différence, mais est beaucoup plus lourde à mettre en œuvre. L'efficience calculée par cette méthode est dénommé coefficient réel d'utilisation des engrais en français, mais porte le même nom en anglais.

Enfin, l'efficience interne de l'azote des engrais (en anglais, *Internal Efficiency of Nitrogen fertilizer*, IE_N) est le ratio entre (i) la différence de rendement d'une parcelle fertilisée et d'une parcelle témoin non fertilisée et (ii) la différence d'absorption d'azote par les plantes de ces deux parcelles. Cette variable représente la capacité de la plante à transformer une unité d'azote supplémentaire apportée par un engrais en produit récolté (Dobermann, 2005).

3.2.4. Efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle de la ferme et du territoire

Les indicateurs d'efficacité à l'échelle de la ferme ou du territoire (formules 11 à 13 du Tableau I.1) sont basés sur les méthodes de bilan de l'azote. Il existe deux types de bilans dont découlent des indicateurs d'efficacité : la balance azotée globale (en anglais, *Soil Surface Balance*) et le bilan apparent de la ferme (en anglais, *Farm-Gate Balance*) (Watson et al., 2002 ; Figure I.7). Dans les deux cas, l'efficacité est calculée comme le ratio des sorties et des entrées d'azote.

La balance azotée globale compare les apports d'azote au sol (engrais, déjections animales, dépôt atmosphérique) et les sorties par les productions végétales récoltées par l'homme (cultures) et par les animaux (fourrages pâturés). L'indicateur d'efficacité qui en découle, appelé efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle du sol (en anglais, *Soil Nitrogen Use Efficiency*, SNUE) se calcule comme le ratio entre l'azote contenu dans les exportations végétales et les apports d'azote au niveau du sol (Leip et al., 2011b ; Oenema et al., 2009).

Le bilan apparent de la ferme compare l'azote entrant sur la ferme (fertilisants minéraux et organiques, fixation symbiotique, dépôt atmosphérique, achats de végétaux, d'aliments du bétail et d'animaux) et l'azote sortant de la ferme sous forme de produits animaux et végétaux (Simon et Le Corre, 1992 ; Watson et Atkinson, 1999). L'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation (en anglais, *Farm Gate Nitrogen Use Efficiency*, FGNE) est alors calculée comme le ratio entre les entrées et les sorties d'azote à l'échelle de la ferme (Aarts et al., 2000).

Les indicateurs d'éco-efficacité de l'azote (en anglais, *Nitrogen Eco-efficiency*, EE_N) sont aussi basés sur le bilan apparent de l'azote, mais expriment les sorties d'azote des produits agricoles en fonction du surplus azoté (défini comme la différence entre les entrées et les sorties d'azote) et non pas des entrées d'azote. Cela fournit une information sur l'impact de la production sur l'environnement. On trouve différentes manières de l'exprimer : Nevens et al. (2006) l'expriment en kilogrammes de lait par kilogramme d'azote de surplus, alors que Halberg et al. (2005b) l'expriment en kilogrammes d'azote de surplus par kilogramme d'azote de produit. C'est également de cette manière que Simon et al. (2000) calculent ce qu'ils nomment l'indice de gaspillage.

A l'échelle du territoire, les bilans et les indicateurs d'efficacité sont calculés de la même manière en considérant le territoire comme une boîte noire (Dalgaard et al., 2012 ; Leip et al., 2011b ; van Beek et al., 2003). Le bilan territorial (en anglais, *Land Nitrogen Budget*) proposé par Leip et al. (2011b) est ainsi une déclinaison de la balance globale azotée calculée à l'échelle nationale à partir des données statistiques disponibles. C'est ce mode de calcul qui est retenu pour le calcul des bilans azotés nationaux (parfois dénommés *Gross Nitrogen Budget*) par différents organismes internationaux (OECD et EUROSTAT, 2007).

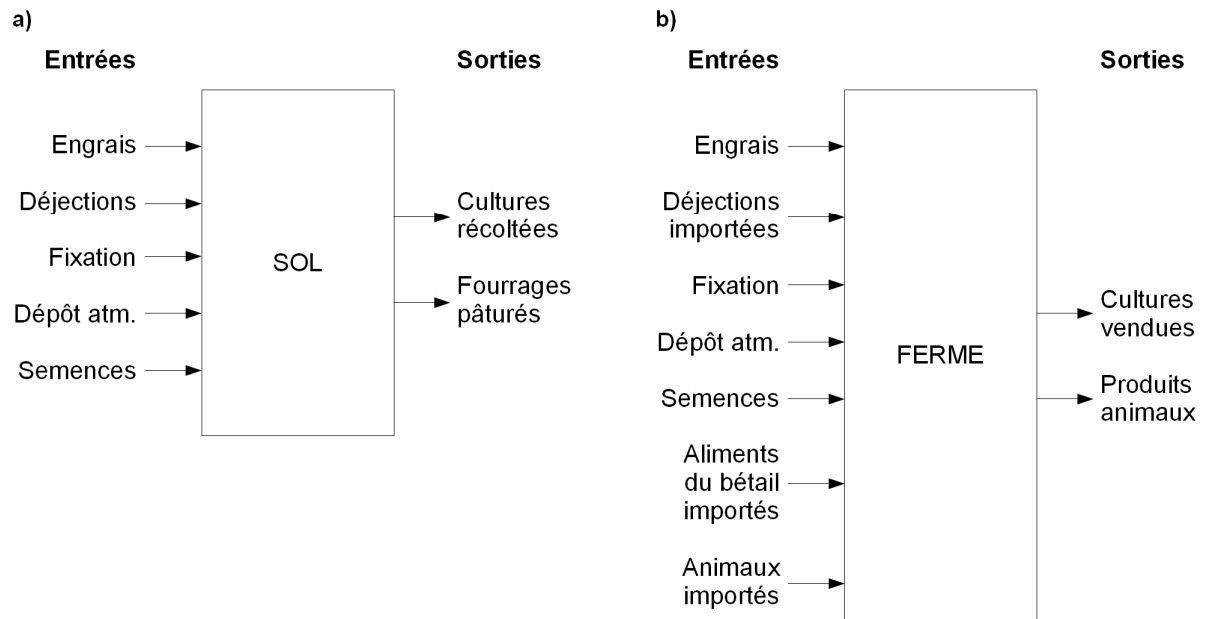


Figure I.7. Représentation de la balance azotée globale (a) et du bilan apparent de la ferme (b) ainsi que des entrées et sorties d'azote habituellement considérées pour chacun de ces bilans
 dépôt atm. : dépôt atmosphérique

4. Problématique de la thèse

Nous l'avons vu, le « défi de l'azote » en agriculture est d'arriver à accroître la production alimentaire mondiale tout en diminuant l'utilisation d'azote réactif et ses impacts sur l'environnement. Or, dans le domaine agricole, l'efficacité d'utilisation de l'azote est faible, de l'ordre de 50% au niveau mondial, 36% en Europe (Sutton et al., 2011) ; c'est pourquoi son amélioration est l'une des voies les plus prometteuses pour parvenir à résoudre ce défi.

Pour évaluer les pistes d'amélioration de l'efficacité de l'azote, il est nécessaire de se doter d'outils d'évaluation et d'aide à la décision pertinents et compréhensibles ; les indicateurs d'efficacité peuvent remplir ces fonctions (Halberg, 1999 ; Schröder et al., 2003).

Comme l'exploitation agricole est le lieu où se prennent les décisions opérationnelles de gestion de l'azote et où s'appliquent les réglementations agricoles, il est essentiel de pouvoir évaluer les pratiques et leurs impacts à cette échelle (Sutton et al., 2011). De plus, il est nécessaire de pouvoir estimer l'effet global des politiques agricoles, ce qui implique de travailler à des échelles plus larges : région, pays, continent.

Le principal indicateur d'efficacité existant à ces échelles est l'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle de la ferme (*Farm Gate NUE*, formule 12 dans le Tableau I.1) mais il présente des limites qui peuvent nuire à son utilisation pour l'évaluation et la comparaison de pratiques agricoles.

4.1. Limites de l'indicateur d'efficience d'utilisation de l'azote à l'échelle de la ferme

4.1.1. Entrées et sorties d'azote considérées

Une première limite de l'indicateur d'efficience d'utilisation de l'azote à l'échelle de la ferme (abrégé par NUE dans la suite du document) est que les entrées et les sorties d'azote prises en compte, ainsi que leur estimation, peuvent différer selon les auteurs (Sveinsson et al., 1998) :

- Les dépôts atmosphériques et la fixation par les micro-organismes libres du sol ne sont pas toujours pris en compte car ce ne sont pas des intrants sur lesquels l'agriculteur a le contrôle (Eickhout et al., 2006 ; Oenema et al., 2003). De manière similaire, les entrées d'azote dues à la fixation biologique par les cultures, bien que partiellement contrôlables par l'agriculteur, sont parfois négligées parce qu'elles n'entrent pas par le portail de la ferme, dans une interprétation très stricte du concept de « farm-gate » (Oenema et al., 2003).
- Les effluents d'élevage exportés peuvent être considérés comme des produits agricoles (Halberg, 1999 ; Schröder et al., 2003) ou non (Aarts et al., 2000). Schröder et al. (2003) démontrent que la considération des effluents comme des produits biaise très sensiblement le calcul de NUE, notamment dans le cas de fermes d'élevage spécialisées exportant une partie importante de leurs effluents d'élevage. Halberg (1999) note également ce biais mais considère qu'il est important de prendre en compte les effluents dans le calcul de l'efficience.
- La variation de la teneur en azote du sol, par son enrichissement ou son appauvrissement en matière organique, n'est pas prise en compte dans l'indicateur NUE (Watson et Atkinson, 1999). Cela est lié à la difficulté de quantifier ce poste plutôt qu'au fait qu'il soit négligeable. Dans les zones de production où ont été développés ces calculs, les auteurs considèrent généralement que le sol est à l'équilibre et que les pratiques agricoles restituent autant de matière organique que les microorganismes en minéralisent. Ce postulat, s'il a le mérite de la simplicité, est en réalité rarement pertinent, surtout sur le long terme (Schröder et al., 2003). De plus, cela améliore artificiellement l'efficience des systèmes qui appauvrissent le sol et diminue l'efficience de ceux qui l'enrichissent (Eickhout et al., 2006). Enfin, cela rend l'indicateur insensible aux pratiques de gestion de la matière organique du sol et ne permet donc pas de tester l'effet de scénarios d'amélioration de la fertilité du sol.

4.1.2. Périmètre de la ferme et transferts d'impacts

Une autre limite de NUE, mentionnée par van der Hoek (1998) et détaillée par Schröder et al. (2003), tient au fait que les décisions concernant l'achat extérieur ou l'autoproduction des aliments du bétail biaisent l'efficience. En effet, les agriculteurs qui font le choix d'acheter leur aliment du bétail ne se voient pas attribuer les impacts associés à cette production, puisqu'ils ont lieu à l'extérieur de la ferme. En revanche, on comptabilise les pertes d'azote pour les agriculteurs qui produisent les aliments de leur troupeau. Cette asymétrie améliore l'efficience des éleveurs qui achètent leur aliment par rapport à ceux qui le produisent. Elle résulte d'un transfert d'impact entre la ferme acheteuse et la ferme productrice d'aliments. Pour lutter contre ce biais, van der Hoek (1998) propose d'inclure dans le calcul de

l'efficience de la ferme l'efficience liée aux achats d'aliments. Compte tenu de l'efficience relativement faible de la production végétale (30 à 60% en Europe ; Sutton et al., 2011), cela reviendrait à multiplier par un facteur deux à trois les entrées azotées d'aliments du bétail. Cette suggestion rejoint les approches développées dans les analyses de cycle de vie agricoles, dont le périmètre s'étend « du berceau (c.-à-d. la fabrication des intrants) aux portes de la ferme » (de Boer, 2003).

Le même phénomène de transfert d'impact existe également pour l'achat d'animaux d'élevage, avec un effet encore plus important lié à la plus faible efficience de l'élevage (10 à 40% en Europe ; Sutton et al., 2011).

4.1.3. Particularités arithmétiques de NUE

Lorsqu'une unité d'azote supplémentaire entre sur la ferme et qu'une unité supplémentaire en sort, cela améliore l'efficience d'utilisation de l'azote, calculée comme le ratio des deux termes. Cette propriété arithmétique est parfaitement compréhensible, puisque lorsqu'une unité d'azote supplémentaire sort de la ferme pour une unité supplémentaire qui y rentre, l'efficience d'utilisation de l'unité supplémentaire entrante est de 1.

Cela peut néanmoins conduire à un biais. En effet, il n'est pas logique qu'une exploitation qui achète des céréales pour l'alimentation du troupeau et qui vend les céréales produites sur la ferme ait une meilleure efficience que l'exploitation qui n'achète pas de céréales mais autoconsomme sa production au lieu de la vendre.

4.1.4. Comparaison de systèmes de production différents

Les plantes transforment l'azote minéral du sol en azote organique végétal. Les animaux d'élevage, pour l'essentiel herbivores ou omnivores, doivent consommer des sources d'azote organique, généralement des plantes. La production végétale est donc par nature plus efficiente que la production animale qui dépend d'elle. De plus, au sein de chaque catégorie (plantes, animaux d'élevage), certaines plantes et certains animaux sont plus efficaces que d'autres. C'est notamment le cas des omnivores (porcs, volailles) plus efficaces que les herbivores (bovins, ovins, caprins, équins) car ils ont une meilleure efficience de conversion alimentaire.

Ces différences biologiques posent problème lorsqu'on souhaite comparer l'efficience de fermes ayant des productions différentes. Les fermes produisant des cultures seront systématiquement plus efficaces que celles produisant des porcs, elles mêmes plus efficaces que celles produisant des bovins viande. C'est ce qui amène plusieurs auteurs à recommander de ne comparer que des fermes de même type (Nevens et al., 2006 ; Schröder et al., 2003). Cependant, il existe une très large diversité d'exploitations agricoles, tant par les combinaisons de différentes productions animales et végétales que par leur niveau d'intensification. La restriction de la comparaison d'efficience à des fermes strictement semblables apparaît donc comme une contrainte très forte de l'indicateur, puisque cela limiterait son usage à des systèmes spécialisés très homogènes (par exemple, la production porcine sans cultures en Bretagne ou la production laitière intensive aux Pays-Bas).

4.2. Objectifs du travail de thèse

L'objectif de ma thèse est de contribuer à l'élaboration d'indicateurs d'efficience de l'azote levant les limites évoquées dans la section précédente. Pour cela, les indicateurs d'efficience d'utilisation de l'azote développés au cours de ce travail de thèse doivent répondre aux objectifs suivants :

1. permettre de se faire une image globale de l'efficience d'utilisation de l'azote à l'échelle du système de production ;
2. être utilisables par les agriculteurs, les conseillers agricoles et les décideurs ;
3. corriger les biais et limites identifiés de l'indicateur existant ;
4. permettre une comparaison pertinente entre des exploitations ayant des productions différentes ;
5. être utilisables à différentes échelles pour répondre aux attentes des utilisateurs.

Ces objectifs sont traités au travers de quatre chapitres. Le chapitre II présente un nouvel indicateur d'efficience, l'efficience azotée à l'échelle du système de production (en anglais, *System Nitrogen Efficiency*, SyNE), qui lève les limites associées à NUE (objectif 3). Le chapitre III se base sur SyNE pour élaborer un second indicateur, l'efficience relative de l'azote (en anglais, *Relative Nitrogen Efficiency*, RNE), qui permet de comparer des exploitations ayant des productions différentes (objectif 4). Le chapitre IV présente une application de ces deux indicateurs à l'échelle du territoire européen afin de tester leur validité et leur pertinence à cette échelle (objectif 5). Les objectifs 1 et 2 ne font pas l'objet d'un chapitre particulier mais sont abordés de manière transversale tout au long du document. Enfin, le dernier chapitre propose une synthèse des résultats atteints par rapport aux objectifs initiaux, une analyse complémentaire sur leur pertinence et leur intérêt ainsi que des perspectives pour prolonger ce travail.

Chapitre II. SyNE : un nouvel indicateur d'efficience de l'azote à l'échelle du système de production

Ce chapitre correspond à un article publié dans la revue *Agricultural Systems* :

Godinot, O., Carof, M., Vertès, F., Leterme, P., 2014. SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems. *Agricultural Systems*, no. 127, pp. 41–52.

Son objectif est de proposer un indicateur d'efficience d'utilisation de l'azote à l'échelle du système de production qui lève les principales limites de l'indicateur actuellement le plus couramment utilisé, *Nitrogen Use Efficiency* (NUE).

SYNE: AN IMPROVED INDICATOR TO ASSESS NITROGEN EFFICIENCY OF FARMING SYSTEMS

O. Godinot^{a,b,c}, M. Carof^{a,b,c*}, F. Vertès^{b,a}, P. Leterme^{a,b,c}

^a AGROCAMPUS OUEST, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

^b INRA, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

^c Université européenne de Bretagne, France

* Corresponding author: matthieu.carof@agrocampus-ouest.fr, AGROCAMPUS OUEST, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, F-35042 Rennes cedex, +33 (0)2 23 48 54 77

Abstract

Reactive nitrogen (N) flows (all forms of N except N₂) are greatly increasing worldwide. This is mainly due to the ever larger use of inorganic N fertilizers used to sustain the growing food production. N flows have major impacts on water, air and soil quality as well as on biodiversity and human health. Reconciling the objectives of feeding the world and preserving the environment is a great challenge for agriculture. One of the main ways to increase food production while reducing its detrimental effects is to increase the efficiency of N use.

N use efficiency (NUE) is a commonly used indicator to estimate efficiency of N use at the farm scale. It is defined as the ratio of farm N outputs to N inputs. However, it has some inconsistencies and biases, which raises questions about its reliability for assessing N efficiency of farming systems. As a consequence, we propose a new indicator, called system nitrogen efficiency (SyNE), which is based on NUE and improves upon it in several ways. First, life cycle inventory references are used to estimate N emissions linked to the production of inputs outside the farm. Second, net N flows are calculated by subtracting inputs and outputs of the same product in the farming system. Third, manure is not considered an end product, unlike crop and animal products. Finally, the annual change in N in soil organic matter is estimated.

SyNE therefore expresses the efficiency of a farming system in transforming N inputs into desired agricultural products. It takes into account all sources of N, including the annual change in soil N stock as well as N losses occurring during the production and transport of inputs.

To test the relevance of this new indicator, 38 mixed farms were surveyed in Brittany, France, and their NUE and SyNE were calculated and compared. Sensitivity analysis was performed to estimate the contribution of each variable to both indicators. We demonstrate SyNE is a useful indicator for comparing the N efficiency of different farming systems. We discuss its use in combination with System N Balance (SyNB), a N loss indicator at the system scale. The combination of both indicators gives a more reliable estimate of the productive efficiency and potential environmental impacts of N in various farming systems.

Keywords: nitrogen efficiency, life cycle analysis, soil nitrogen, farming system, indicator

1. Introduction

1.1. *The challenge of nitrogen efficiency*

The great increase in reactive nitrogen (N) flows (all forms of N except N₂) on the Earth is mainly due to the production of N fertilizer through the Haber-Bosch process (Galloway et al., 2008; Smil, 1999; Sutton and Reis, 2011). Inorganic N fertilizers have a major influence on food production: Smil (2002) estimated that 40% of the world population depends on them for their food, a proportion that is still growing. However, this disturbance of the N cycle due to human production of reactive N causes negative impacts on water, air and soil quality as well as on biodiversity and human health (Sutton et al., 2011). These negative impacts imply the need to design and implement mitigation measures to ensure human well-being and agricultural sustainability.

To this end, improving N efficiency in animal and crop production is one main goal identified by recent studies on nutrient flows (Foley et al., 2011; Galloway et al., 2008; Sutton et al., 2011). N efficiency can be defined as the extent to which N inputs are converted into N outputs.

1.2. *Why a new N indicator at the farm-level?*

The farming system is defined here as “an organized decision-making unit comprising the farm household, cropping and livestock systems, that transform land, capital and labor into useful products that can be consumed or sold” (Fresco and Westphal, 1988). It is a pertinent level at which to study N use in agriculture and its fate. Indeed, it is the level at which many farmers' decisions occur (Halberg et al., 1995; Sutton et al., 2011) and regulations can be implemented (e.g. EU Nitrate Directive 91/676/EEC). Currently, two N indicators are widely used to assess N use at the farm level: farm-gate balance (FGB) and N use efficiency (NUE) (Halberg, 1999).

FGB is calculated as the difference between N imported into the farm (N inputs) and N exported from the farm (N outputs; Equation 1). A positive result is called nitrogen surplus (NS).

$$\text{FGB} = \text{N inputs} - \text{N outputs} \quad (1)$$

When applied to a farm considered as a black box, FGB assesses potential N losses from the farm (Halberg et al., 1995; Jarvis, 2001; Vellinga et al., 2011). It is also a tool for assessing environmental regulations and policies (OECD and EUROSTAT, 2007; Ondersteijn et al., 2002; Schröder and Neeteson, 2008). According to UNECE (2012), FGB is a useful tool for optimizing N management at the farm level. However, FGB is an environmental indicator that is not related to production. Moreover, it gives only rough indications about how to improve N management.

NUE has been applied at the farm level for over 20 years (Aarts et al., 1992) and is based on the same components as FGB:

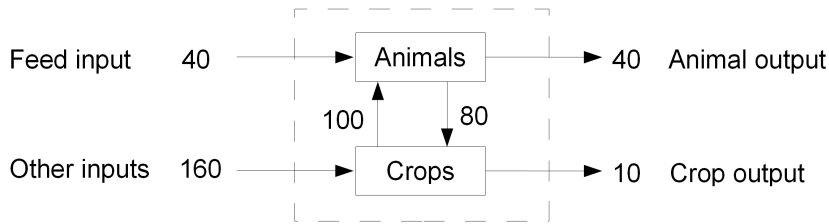
$$\text{NUE} = \text{N outputs} / \text{N inputs} \quad (2)$$

NUE was identified as a key indicator to achieve better nutrient use (Sutton et al., 2013), and therefore it is a tool to increase the efficiency of N use in agriculture. It expresses the link between agricultural production (animal products, crops) and associated resource consumption. NUE is thus a meaningful indicator for farmers, who can assess how well they convert inputs to outputs. However, it has several limitations:

1. Inputs and outputs used to calculate NUE differ among authors (Watson et al., 2002). This is particularly true for inputs whose estimation is complex or uncertain, such as symbiotic N fixation, atmospheric N deposition or changes in soil organic matter (SOM) stocks. Not considering all inputs and outputs does not satisfy the fundamental law of mass conservation, which is the main requirement for calculating NUE.
2. When NUE is calculated at the farm level, it excludes losses due to producing inputs, such as NO_3^- leached during the production of feed crops outside the farm, N_2O lost during fertilizer synthesis and NO_x emitted during transport. Up to 40% of nitrate (NO_3^-) emissions and 50% of N_2O emissions of agricultural production are therefore not considered in NUE since they occur outside the farm (Cederberg and Mattsson, 2000). Not taking these losses into account is equivalent to considering that input production is 100% N efficient. Consequently, it is always more efficient to buy inputs rather than produce them on-farm, which favors farms with greater reliance on external inputs.
3. Mathematically, NUE increases when the same value is added to both numerator and denominator; therefore, a “purchase-resale” management of N inputs and outputs increases it. For example, a farm that buys 10 kg N per ha of agricultural area (AA) more feed than another farm and sells 10 kg N ha AA^{-1} more crops has a higher NUE (Figure II.1). This leads to the questionable conclusion that relying on external inputs is more efficient than being self-sufficient (Schröder et al., 2003). Consequently, specialized crop or animal farms have a higher NUE than mixed farms (Schröder et al., 2003); however, many studies argue that mixed farming systems have lower N losses and higher NUE than specialized farms (Oomen et al., 1998; Wilkins, 2008)
4. NUE does not distinguish among outputs: by definition (Equation 2), 1 kg of N output as manure is equivalent to 1 kg of N output as animal or crop products. By considering that all N outputs have the same quality, NUE expresses the efficiency of minimizing N losses, not of producing agricultural products.
5. NUE is based on the assumption that SOM content does not vary at an annual scale (Schröder et al., 2003; Watson and Atkinson, 1999), which simplifies calculations. This can result, however, in unsustainable management of soil fertility if N uptake by crops relies on mineralized (and therefore decreasing) SOM or in overestimation of N losses if part of the unaccounted N flows is stored as SOM.

Case 1: farm depends more on external feed

$$NUE_{\text{case 1}} = (40 + 10) / (40 + 160) = 0.25$$



Case 2: farm depends less on external feed

$$NUE_{\text{case 2}} = (40 + 0) / (30 + 160) = 0.21$$

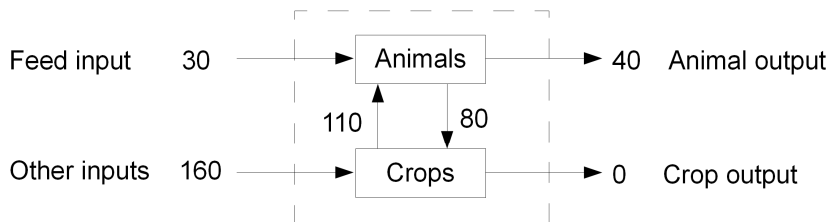


Figure II.1. The “purchase resale” bias of the nitrogen use efficiency (NUE) indicator

Arrows represent N inputs and outputs in kg N per ha of agricultural area. The dashed box represents the farm perimeter. NUE is calculated according to equation 1.

The aim of the present study was to develop and test a new indicator, called system nitrogen efficiency (SyNE), which addresses these limitations to improve estimation of N efficiency at the farm level.

2. Material and Methods

2.1. Farm survey data used for indicators calculation

Thirty-eight mixed dairy-crop farms in southeastern Brittany, France, were surveyed in spring 2012 to collect information about their N inputs, N outputs and internal N flows. Farmers were asked about crop areas and yields, herd composition, sales of animal products and crops, feed and fertilizer purchases, manure management, and all other information related to N flows in the farming system for the calendar year 2011. Mean values were preferred over exact values to better estimate average N balance. From these data, NUE was calculated for each farm and, step-by-step, converted to SyNE and compared to NUE.

2.2. Development of the SyNE indicator

2.2.1. Contribution of the life cycle assessment approach to setting system boundaries

To account for all N losses due to the production and transport of inputs (*i.e.* “indirect” losses), system boundaries of the farm were enlarged compared to NUE (Figure II.2) according to the principles of agricultural life cycle assessment (LCA), *i.e.* “from cradle to farm gate” (Cederberg and Mattsson, 2000). As a consequence, N losses (kg N ha AA⁻¹) during the production of inputs were included in calculations of SyNE.

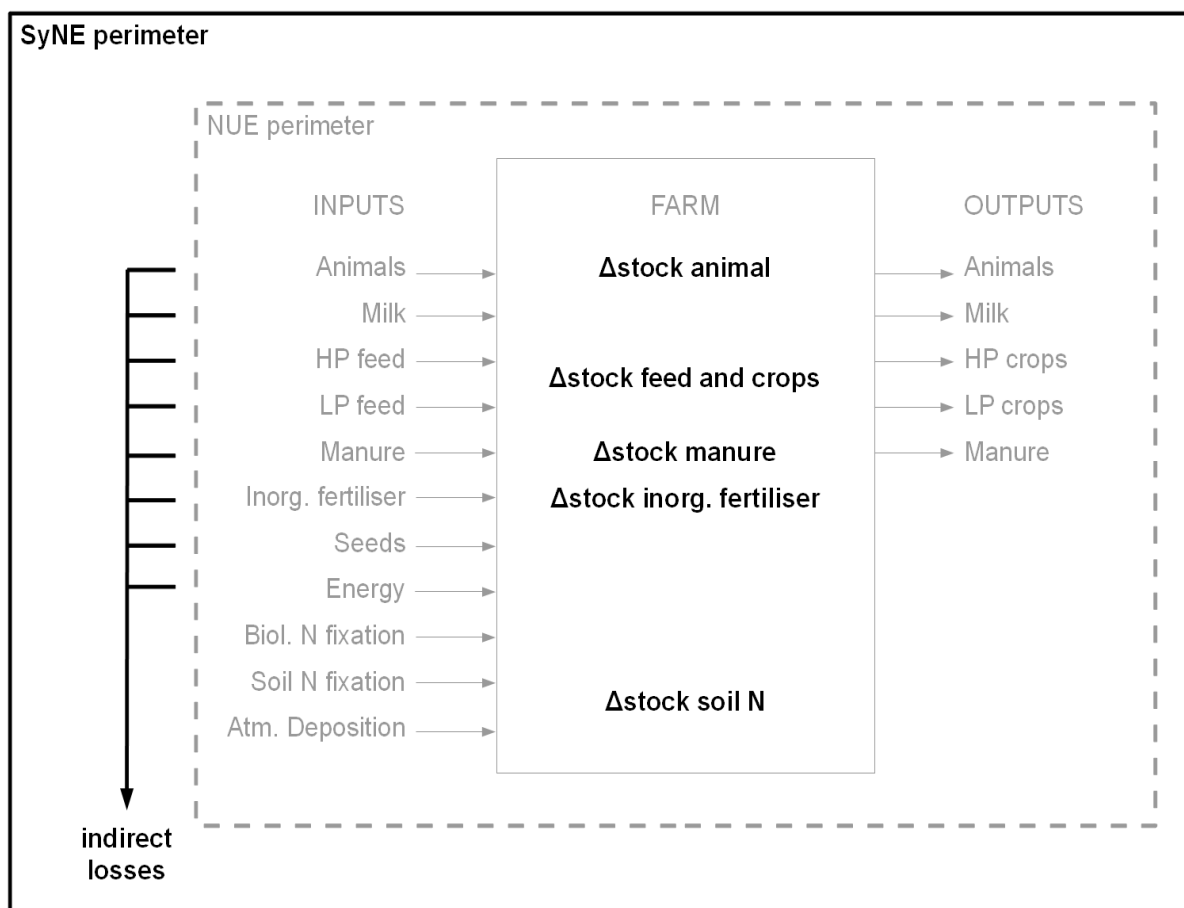


Figure II.2. Perimeter of NUE and SyNE

The dashed-line box represents the perimeter used to calculate NUE. The solid-line box represents the perimeter used to calculate SyNE. Bold black items are specific to SyNE. Arrows represent flows of N. HP, high-protein; LP, low-protein; Δ stock, change in stock; Inorg., inorganic; Biol., biological; Atm., atmospheric.

Table II.1. Reference values used for N contents, indirect (*i.e.*, outside of farm) N losses and N fixation of inputs and outputs

Product	% DM ^a	N content ^a	Indirect N losses	Unit
Alfalfa, dried	91	29.3	2.1 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Alfalfa, N fixation		32.0 ^c		kg N fixed Mg DM ⁻¹
Alfalfa, seed	87 ^d	38.2 ^d	18.1 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Ammonium nitrate	100	335.0	8.2 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Ammonium sulfate	100	260.0	0.4 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Animals, live		24.0 ^f	101.1 ^b	kg N Mg liveweight ⁻¹
Barley, grain	87	18.9	10.3 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Barley, seed	87 ^g	18.9 ^g	10.3 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Concentrate compound, 41% protein	88 ^h	74.5	21.1 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Concentrate compound, 18% protein	87 ^g	33.1	46.3 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Maize gluten feed	88	34.7	11.5 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Diammonium phosphate	100	180.0	0.6 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Fuel		19.0 ⁱ	1.4 ^e	kg N m ⁻³
Grass, hay	85 ^j	15.0 ^j	6.1 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Grass, seed	87 ^g	18.9 ^g	8.2 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Linseed meal	91	55.0	30.9 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Maize, grain	86	15.0	11.4 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Maize, seed	86 ^k	15.0 ^k	45.1 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Maize, silage	33	11.2	4.3 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Manure, chicken		15.0 ^j		kg N Mg fresh weight ⁻¹
Manure, dairy cow		5.5 ^j		kg N Mg fresh weight ⁻¹
Milk		5.2		kg N Mg FPCM ⁻¹
Miscanthus, stems only	85 ^l	1.6 ^l		kg N Mg DM ⁻¹
Oats, grain and seed	88 ^m	17.6 ^m	11.4 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Oilseed rape grain	92	33.4		kg N Mg DM ⁻¹
Oilseed rape seed	92 ^m	33.4 ^m	29.5 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Pea, N fixation		32.0 ⁿ		kg N fixed Mg DM ⁻¹
Pea, grain	87	38.2	21.2 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Pea, seed	87 ^m	38.2 ^m	18.1 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Rapeseed meal	89	61.3	8.0 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Red clover, N fixation		28.0 ^o		kg N fixed Mg DM ⁻¹
Sewage sludge		3.5-17.0 ^p		kg N m ⁻³
Slurry, average pig prod.		3.5 ^j		kg N m ⁻³
Soybean meal	88	82.9	9.0 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Soybean meal, formaldehyde treated, 41% protein	88 ^h	74.5	10.9 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Triticale, grain and seed	87 ^m	18.7 ^m	9.7 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Urea	99	460.0	2.4 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Urea – ammonium nitrate		390.0	9.7 ^b	kg N m ⁻³
Wheat, grain	87	20.2	10.1 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
Wheat, seed	87 ^m	20.2 ^m	16.0 ^e	kg N Mg DM ⁻¹
Wheat, straw	91	6.7	2.0 ^b	kg N Mg DM ⁻¹
White clover, N fixation		38.0 ^o		kg N fixed Mg DM ⁻¹

FPCM: Fat and Protein Corrected Milk; ^a Dry matter (DM) percentages and N contents are taken from INRA et al. (2013) unless specified; ^b UMR 1069 SAS, unpublished results; ^c Thiébeau et al., 2004; ^d based on pea seed value; ^e Nemecek and Kägi, 2007; ^f Bassanino et al., 2007; ^g based on barley grain value; ^h based on soybean meal value; ⁱ reactive N created by atmospheric combustion; ^j CORPEN, 1988; ^k based on maize grain value; ^l Monti et al., 2008; ^m seed based on grain value; ⁿ Mahieu et al., 2009; ^o Rasmussen et al., 2012; ^p 38-farm sample from this study.

For our 38 mixed farms sample, emissions of all forms of reactive N to soil, water and air during the production and transport of inputs were converted to kg N and expressed as kg N per Mg of product DM (Table II.1). National data were used for most crops and feeds; for seeds and fertilizers, data were taken from a Swiss inventory (Nemecek and Kägi, 2007). Soybean meals from South and Central-West regions of Brazil were used to represent the mix used in France. N losses of meals and maize gluten feed were allocated according to the economic values of co-products. We chose not to include indirect N losses due to manure production. N losses during excretion and storage of manure were assigned to the farm producing manure.

In order to avoid double counting of indirect losses, we calculated net input (see section 2.2.2.) and only accounted for net indirect losses relative to net input production, as follows:

$$\text{Net indirect losses} = \text{net input} / \text{total input} * \text{indirect losses}$$

2.2.2. Avoiding the “purchase-resale” bias by calculating net input/output

To correct the “purchase-resale” bias of NUE (Figure II.1), we calculated net input or net output when similar products (Table II.2) were both entering and going out of the same farm. Net flows of similar products were calculated as:

$$\text{Net flow} = \text{input} - \text{change in stock} - \text{output}$$

If net flow is positive, it is considered a net input. If net flow is negative, its absolute value is considered a net output.

Some authors working on specialized dairy farms used a different method: they calculated net feed input (*i.e.* feed input minus crop output) (Aarts et al., 2000; Halberg et al., 1995), which was usually positive but can be negative (Dalgaard et al., 2012). However, in mixed farming systems, where crops can represent a large percentage of farm activities, it is not meaningful to express crop output as a negative feed input (*i.e.* crops are not necessarily produced for animal feed). Therefore, we express the net feed/crop balance as net input or net output where necessary. Moreover, two categories each were distinguished for feed and crops based on crude protein content (crude protein > or ≤ 15% DM). This prevents subtracting produced wheat from purchased soybean, since the former cannot replace the latter. We used the same reasoning for milk and animals, but we made a different choice for manure and soil N stock variation (see Sections 2.2.3. and 2.2.4.).

Table II.2. Inputs and outputs considered deductible when calculating net flows

Input category	Output category
Animals	Animals
Milk powder; whey; other milk byproducts	Milk
High-protein feed ^a : oilseed grains, meal and cake; legume grains; pure legume forage (silage, hay, dried); forage rape and kale; dried distillers grain, cereal gluten feed and meal, wheat bran; vinasses; animal byproducts (meat, blood, bones, fish meal, etc.); amino acids; ammonia; urea	High-protein crops: oilseed grains; legume grains; pure legume forage (silage, hay, dried); forage rape and kale
Low-protein feed ^a : cereal grains and all byproducts not mentioned as high-protein feed; all forages not mentioned as high-protein feed; sugar beet, sugarcane and its byproducts; potato and its byproducts; oils and fat; starch; straw	Low protein crops: cereal grains; all forages not mentioned as high-protein crops; sugar beet and sugarcane; potato, straw; fruits and vegetables; all crops not mentioned as high-protein crops
Manure, compost, sewage sludge, other organic fertilizers	Manure, compost, other organic fertilizers

^a High- and low-protein feeds have crude protein contents > and ≤ 15% DM, respectively

2.2.3. Considering only end products

Defining the status (*i.e.* utility) of outputs is important for calculating SyNE. In this paper, we wanted to design an indicator that can estimate the efficiency with which inputs are transformed into end products. We define end products as the final outcome of agricultural production, intended for human use. This mainly includes food, fiber, biofuel and other non-food products.

Some authors suggest excluding manure output from the N efficiency calculation, as it is not an end product for human use (Aarts et al., 2000; Dalgaard et al., 2012; Simon et al., 2000). However, the status of manure varies from a waste to eliminate (excess nutrients in most intensive livestock regions) to a highly valuable resource (organic fertilizer in intensive crop regions with low SOM). Therefore, when manure output exceeds manure input, we represent it as a negative net input instead of a positive net output. Manure export is therefore considered to offset a given farm's inorganic fertilizer input.

2.2.4. Accounting for changes in stocks

The steady state assumption for SOM is not valid in many regions, including Brittany (Lemercier et al., 2006).

For our 38 mixed farms sample, we used AMG, a simulation model requiring few data, to simulate soil carbon dynamics (Andriulo et al., 1999; Saffih-Hdadi and Mary, 2008). AMG distinguishes two pools of SOM: the active pool and the stable pool, which the model never modifies. The active pool is mineralized at a rate of $k\%$ per year. At the same time, it is also enriched by crop residues, manure and organic fertilizers, at the rate of $k1\%$ per year, depending on the humification potential of each input. The difference between mineralization and humification gives the annual net change in SOM (kg N ha^{-1}).

We used AMG model parameters given by Saffih-Hdadi and Mary (2008) with a constant C:N ratio of 10 for organic matter to predict the change in soil N. Initial SOM content, texture and limestone content were taken from the French database of soil analyses (GIS Sol, 2013) at the canton level (French administrative unit, mean size 140 km²). Mean soil temperature was obtained from the closest meteorological station of INRA, located in Rennes, Brittany, France. Crop distribution in 2011 was considered to represent the average situation for all farms surveyed. Crop yields, surface areas and the fate of crop residues were used to estimate the amount of C returned to the soil by crops (Boiffin et al., 1986). For permanent grasslands, we assumed that roots returned 5 Mg DM ha⁻¹ year⁻¹ (Nguyen, 2003) and that above-ground biomass returned 20% of grassland yield (Vertès and Mary, 2007). For temporary grass leys, we used the same values but subtracted 5 Mg DM ha⁻¹ (equivalent to 200 kg N ha⁻¹) once in the lifetime of the ley to account for organic matter mineralization after ley destruction (Vertès et al., 2007). The amounts of C and N added to the soil in manure applications were also estimated.

Soil N stock variation is not an end product for human use. Similar to manure (see Section 2.2.3.), it was always considered a net input, be it positive or negative. An increase in soil N stock was therefore considered to offset a given farm's organic fertilizer input.

Other changes in N stocks include those in feed, harvested crops, manure, inorganic fertilizer, seeds and livestock. Stock variations can be important from one year to another and should therefore be considered. However farmers usually do not increase their stocks over several years. As this information was not available in our one-year survey, we assumed no changes in any of these N stocks, like Leip et al. (2011b), who considered that fertilizer purchases equaled fertilizer applications when using three-year averaged data.

2.2.5. SyNE equation

SyNE (unitless) equals net N outputs divided by net N inputs:

$$\text{SyNE} = \frac{\sum \text{net outputs}}{\sum \text{net inputs} + \sum \text{net indirect losses} - \Delta \text{Nsoil}} \quad (3)$$

Like SyNE, FGB was modified using the same hypotheses for inputs and outputs into an indicator of system N balance (SyNB) to consider the entire farming system perimeter:

$$\text{SyNB} = \sum \text{net inputs} + \sum \text{net indirect losses} - \Delta \text{Nsoil} - \sum \text{net outputs} \quad (4)$$

SyNB is expressed in kg N ha AA⁻¹.

2.3. Estimating N inputs and outputs for the 38 farms sample

The following N inputs were estimated: inorganic fertilizers, feed and litter, biological N fixation (BNF), imported manure, atmospheric deposition, non-symbiotic fixation, seeds, and petroleum products. Inorganic fertilizer quantities were converted to N using their N contents (from farm surveys). Feed and litter N inputs were estimated from the mean annual quantities bought and sold (farm surveys) and their N contents (Table II.1). BNF was estimated as:

$$\text{BNF} = \text{area} \times \text{yield}_{\text{DM}} \times \% \text{legume}_{\text{DM}} \times \text{N}_{\text{fixed}}$$

where area (ha) is the surface with legume crops; yield_{DM} (Mg DM ha^{-1}) is harvested dry matter (DM) including legume and non-legume crops; $\% \text{legume}_{\text{DM}}$ is the percentage of legume in the harvested DM; and N_{fixed} (kg N Mg DM^{-1}) is the amount of N derived from fixation per Mg of harvested legume DM. Areas and yields were obtained from the farm surveys, while percentage of legume at harvest was set at 100% for alfalfa, 20% for permanent grasslands (Agreste, 2010) and 20% for cereal-legume mixed crops. In mixed grass-clover leys, the percentage of clover was estimated following the protocol of Vertès and Simon (1991). Manure N was estimated using farm data when available or mean N content if not (Table II.1). Wet and dry atmospheric deposition was set at 15 kg N ha^{-1} , representative of this part of Brittany (Ruiz et al., 2002). Non-symbiotic N fixation by free-living soil microorganisms was set at a constant value of 5 kg N ha^{-1} (Smil, 1999). Seed N was approximated, assuming that all crops and grass leys were seeded with purchased seed, using mean French seed densities for 2011 (FAO, 2014). A constant value of 150 L ha^{-1} of fuel was used to estimate input and consumption of petroleum products, based on a national average of 790 mixed dairy-crop farms (Bordet et al., 2010). Direct N emissions due to fuel combustion were estimated at 19 g N L^{-1} from LCA references (Spriensma, 2004). No farmer in the surveys regularly bought animals; we thus set animal input at 0 kg N for all farms.

N outputs consisted of animals, crops, milk and exported manure. Animal and crop N outputs were estimated from the mean annual quantities sold (farm surveys) and their N contents (Table II.1). Milk N output was expressed as fat-and-protein-corrected milk (FPCM), following the methodology of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2010). Exported manure N was estimated using farm data when available or mean N content if not (Table II.1).

2.4. Statistical analysis and sensitivity analyses

Descriptive statistics and sensitivity analyses were performed with R software (R Core Team, 2014). The latter were performed to estimate the influence of input variables on indicators of N efficiency (NUE and SyNE).

To test a wider range of values than that in our sample, a virtual sample of 1000 mixed farms was generated. Each variable was described with a distribution, a mean and a range (Table II.3). Distributions were determined from the 38-farm sample. Means were calculated from regional data (DRAAF Bretagne, 2011; Tirard, 2011). Mean changes in soil N stocks were calculated for all cantons in Brittany (GIS Sol, 2013). Mean feed inputs were estimated using national data from Rouillé et al. (2008). Ranges were defined to cover the extreme values observed in the 38 farm sample and other mixed dairy-crop farms in Brittany. No information was found about the distribution and range of atmospheric deposition, non-symbiotic fixation and fuel emissions. Fixed values described in chapter 2.3. were used for all farms. Therefore, as these parameters do not vary, they do not appear in the sensitivity analysis. From this description of variables, the virtual sample was created using the method described by Helton and Davis (2003). Random values were generated for each input variable with the Latin Hypercube Sampling method. Rank correlations from the 38 surveyed farms were used to correlate variables in the new virtual sample. The resulting sample therefore had the same

correlations as the 38 surveyed farms but a larger size and a broader range to better represent mixed-farm diversity.

Table II.3. Distribution, mean and range hypotheses of input and output variables to calculate N use efficiency (NUE) and system N efficiency (SyNE) indicators in a virtual sample of 1000 mixed farms (kg N per ha agricultural area per year)

Variable	Distribution	Mean	Range
Fertilizer input	normal	55.00 ^a	± 100%
Indirect fertilizer input	normal	1.22	± 100%
BNF	gamma	25.00 ^a	0 ; 122
HP feed input	normal	24.93 ^b	± 100%
Indirect HP feed input	normal	6.43	± 100%
Manure input	gamma	13.00 ^a	0 ; 82
LP feed input	gamma	7.30 ^b	-100% ; +200%
Indirect LP feed input	gamma	2.45	-100% ; +200%
Seed input	normal	0.91 ^c	± 50%
Indirect seed input	normal	1.16	± 50%
Change in soil N	lognormal	0.10 ^d	-168 ; 30
LP crop output	normal	28.29 ^c	± 100%
Milk output	lognormal	23.96 ^c	-50% ; +100%
Animal output	lognormal	5.30 ^c	-50% ; +100%
HP crop output	gamma	2.38 ^c	0 ; 42
Manure output	exponential	2.00 ^a	0 ; 15

^a Tirard, 2011; ^b Rouillé et al., 2008; ^c DRAAF Bretagne, 2011; ^d GIS Sol, 2013
BNF: biological N fixation; HP: high-protein; LP: low-protein

Global sensitivity analysis techniques generally assume parameter independence (Xu and Gertner, 2008), but since our study focused on N flows inside a farming system, many N input and output variables were strongly correlated. The method proposed by Xu and Gertner (2008) was used, since it can consider correlated variables. We decomposed the contribution of each variable to the variance in efficiency into “uncorrelated” and “correlated” (with all other variables) portions. The uncorrelated contribution to variance is the effect of only the variable under consideration on efficiency. The correlated contribution is the effect of only the correlations between the variable under consideration and all others on efficiency. This decomposition of variance into correlated and uncorrelated contributions gives a better understanding on the influence of each variable on efficiency than only total contribution to variance.

3. Results

3.1. Sensitivity analysis of 1000 virtual farms

The decomposition of variance into correlated and uncorrelated contributions identified three groups of variables (Figure II.3). Influential variables, such as low-protein crop output, BNF, high-protein crop output and change in soil N stock, had a moderate-to-high uncorrelated contribution to variance as well as a strong positive correlated effect. Potentially influential variables, such as fertilizer input, milk output and manure input, had a significant uncorrelated effect but a negative correlated effect which reduced their total contribution to variance. All other variables had lesser influence, characterized by a small uncorrelated effect or only a correlated effect.

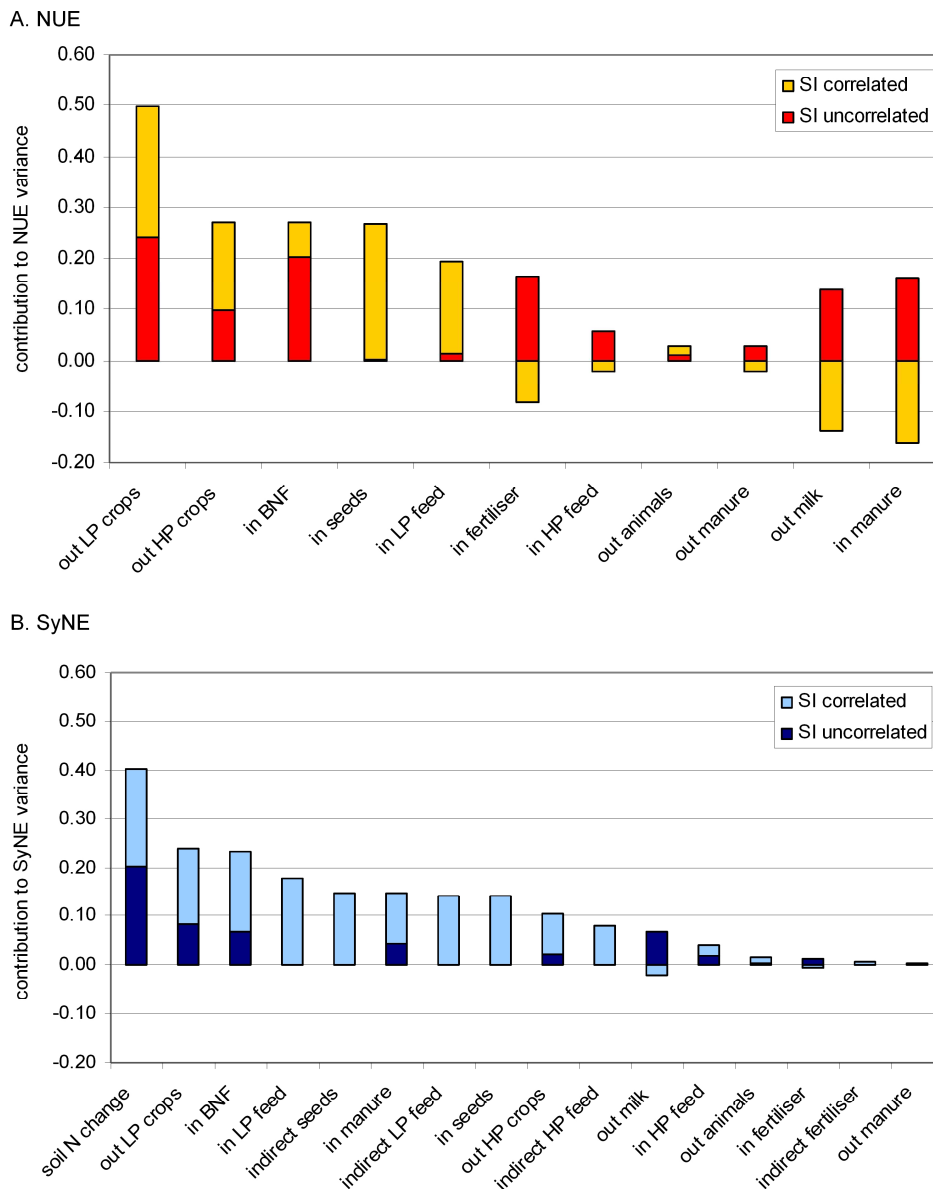


Figure II.3. Sensitivity of N efficiency indicators NUE (A) and SyNE (B) to farm input (in) and output (out) variables, divided into correlated (light) and uncorrelated (dark) contributions
Sensitivity indices (SI) are ranked by decreasing effect on total variance and expressed as a proportion of total variance in NUE or SyNE. Total sensitivity is greater than 1 due to correlation effects. BNF: biological N fixation; HP: high-protein; LP: low-protein.

The most influential variable on overall sensitivity of NUE was low-protein crop output, whereas it was soil N change for SyNE. Low-protein crop output was an influential variable for NUE and SyNE. Mean change in soil N stock was close to zero but had the largest range of all variables (198 kg N ha AA⁻¹), thus explaining its contribution to variance in SyNE. Although it was an influential variable for both indicators, BNF had a higher contribution to NUE variance than to SyNE variance. Due to its calculation method, SyNE had smaller net N outputs and larger net N inputs than NUE. Therefore, the contribution of inputs was smaller for SyNE than for NUE. High protein crop output had a great influence on NUE but a much smaller influence on SyNE. The calculation of net high protein output decreased its influence on the SyNE indicator. The uncorrelated influence of fertilizer and manure input as well as milk output was important on NUE, but it was significantly reduced by negative correlations. For SyNE, there were only very small negative correlations for fertilizer input and milk output. The influence of low protein feed input was essentially due to its negative correlation with low protein crop output. Seeds correlated effect was mostly due to their high correlation with low protein crop output. Indirect losses were all very much correlated with their relative inputs, as illustrated by their small uncorrelated effect.

3.2. Characteristics of the 38 mixed farms surveyed

Table II.4 shows an important diversity of farms in the sample. One farm was much larger than the others, four were organic and three practiced zero-grazing for lactating cows. The percentage of forage and cash crops in the AA differed greatly between farms.

Table II.4. Main characteristics of the 38 mixed dairy-crop farms surveyed in 2012 in southeastern Brittany, France

Variable	Mean (SD)	Minimum	Maximum
Livestock units (LU)	103.3 (48.8)	44.6	300.4
Lactating cows	69.8 (34.3)	30.0	197.0
FPCM ^a per cow (kg cow ⁻¹ year ⁻¹)	8680 (1154)	5126	10,961
FPCM ^a sold (kg year ⁻¹)	596,456 (286,080)	246,001	1,669,098
Agricultural area (AA, ha)	108.3 (59.5)	47.2	367.0
Forage area (% AA)	67% (15%)	27%	93%
Stocking rate (LU ha forage ⁻¹)	1.5 (0.3)	1.1	2.6

^a FCPM: fat-and-protein-corrected milk

Table II.5 shows N inputs, N outputs and indirect N losses for the 38 mixed farms surveyed. Inorganic fertilizer was the main N input, which is consistent with other studies of dairy farms (Aarts et al., 2000; Bleken et al., 2005; Gourley et al., 2012; Simon et al., 2000). Its large variability is explained by the inclusion of four organic farms in the farm sample. BNF was the second largest input, also due to the farms sampled: all farms included alfalfa and/or clover in their forage area. Feed was also a major input; its mean value became greater than BNF when indirect N losses were taken into account. Nearly all of feed N input (95%) was composed of high-protein feed, mainly soybean meal (39%), concentrate compound (28%)

and rapeseed meal (24%). Half of the farms bought low-protein materials, mostly as wheat straw. Due to a lack of information, it was not possible to distinguish between forage straw and straw used for bedding; therefore all straw was considered low-protein feed. Sixteen percent of farms bought hay or forage maize and 8% cereal grains. Over 70% of farms also imported organic fertilizers, mostly as pig slurry and chicken manure. Due to a moderate mean stocking rate (1.5 LU ha⁻¹ fodder area), manure production was below the legal limit of 170 kg organic N ha AA⁻¹ (European Union Nitrate Directive) for all farms, thus allowing for manure import rather than inorganic fertilizer purchase.

Mean milk output was 29.8 kg N ha AA⁻¹ and the main output for 16 farms (42%). Low-protein crops were the largest mean output (35.0 kg N ha AA⁻¹), showing the importance of crop production in the farm sample. Only three out of 38 farms (8%) sold no crops. Low-protein crops represented 85% of crop N outputs, and winter wheat represented 82% of low-protein crops sold. Oilseed rape represented 85% of high-protein crops.

Table II.5. Mean, standard deviation (SD), minimum and maximum N inputs and outputs calculated for 38 mixed dairy-crop farms surveyed in southeastern Brittany, France (kg N per ha agricultural area)

	N flow			Indirect input N losses		
	Mean (SD)	Minimum	Maximum	Mean (SD)	Minimum	Maximum
Inputs						
Inorg. fertilizer	70.1 (36.1)	0.0	138.8	1.6 (0.8)	0.0	3.4
BNF	44.8 (25.3)	14.6	115.8	n/a	n/a	n/a
High-protein feed	37.7 (20.2)	0.0	93.2	9.7 (9.4)	0.0	45.7
Manure	20.0 (17.2)	0.0	59.4	n/a	n/a	n/a
Atm. deposition ^a	15.0 (0.0)	15.0	15.0	n/a	n/a	n/a
Soil N fixation ^a	5.0 (0.0)	5.0	5.0	n/a	n/a	n/a
Fuel ^a	2.8 (0.0)	2.8	2.8	0.2 (0.0)	0.2	0.2
Low-protein feed	2.3 (3.2)	0.0	12.2	0.8 (1.0)	0.0	3.9
Seeds	0.9 (0.2)	0.3	1.4	1.1 (0.3)	0.3	1.5
Animals	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Outputs						
Low-protein crops	35.0 (19.6)	0.0	83.2			
Milk	29.8 (6.5)	19.3	42.1			
High-protein crops	6.1 (9.4)	0.0	40.7			
Animals	4.5 (1.3)	2.5	8.0			
Manure	1.2 (3.2)	0.0	12.0			
Changes in stocks						
Soil N	-8.8 (11.9)	-26.8	26.3			
Other stocks	0.0	0.0	0.0			

^a constant value (see Section 2.3 for detail); n/a: not applicable; Inorg., inorganic; BNF: biological N fixation; Atm., atmospheric.

Milk, crops, and animals equaled 48, 45 and 8% of net N outputs, respectively. All farms but three (92%) sold more low-protein crops than the low-protein feed they bought, resulting in a net N output of low-protein crops. On the other hand, the net N input of high-protein feed was positive in all farms. The distinction between high- and low-protein feed and crops clearly showed that the surveyed farms, though growing alfalfa and grass-clover leys, still depended on imported high-protein feeds. They produced nearly all of their forage, and most sold large amounts of low-protein crops such as cereals. Six farms exported cattle manure, but five of them imported other organic fertilizers, mostly pig slurry or chicken manure.

Net indirect N losses due to production and transport of inputs represented 11.4 kg N ha AA⁻¹ (5% of total inputs). Indirect N losses due to high-protein feeds were by far the largest at the farm level, generating 9.7 kg N ha AA⁻¹, equivalent to 26% of the N input of high-protein feed. Indirect N losses from seed production, although small, were greater than the N content of seeds.

Finally, the mean change in soil N stock predicted by AMG was -8.8 kg N ha AA⁻¹; it increased for seven farms and decreased > 20 kg N ha AA⁻¹ for eight farms. For five farms (including the four organic farms), the decrease in soil N stock represented > 10% of their total N inputs. The mean decrease in soil N stock for the 38 farms was very close to the median decrease in the same cantons over the last 20 years (GIS Sol, 2013).

3.3. From calculation of NUE to SyNE

The mean NUE of the 38 surveyed farms was 0.39 (range = 0.24-0.69; Table II.6). These results are in line with values from the literature (Hristov et al., 2006; Powell et al., 2010; Simon et al., 2000), but higher than studies about specialized dairy farms (Gourley et al., 2012; Nevens et al., 2006; Simon et al., 2000).

Table II.6. Contribution of each modification of the indicators N use efficiency (NUE) to system N efficiency (SyNE), and farm-gate balance (FGB) to system N balance (SyNB), to mean changes in the indicators for 38 mixed dairy-crop farms surveyed in Brittany, France

	Mean (SD)	Minimum	Maximum	Mean change
NUE	0.39 (0.10)	0.24	0.69	
with net indirect N losses	0.36 (0.09)	0.22	0.65	-5%
with net N inputs/outputs	0.36 (0.09)	0.20	0.65	-6%
with manure as input	0.38 (0.10)	0.19	0.69	-1%
with change in soil N	0.37 (0.10)	0.21	0.65	-4%
SyNE	0.33 (0.09)	0.18	0.58	-15%
FGB	122 (31)	58	202	
with change in soil N	131 (30)	55	191	+7%
with net indirect N losses	133 (34)	68	214	+9%
SyNB	142 (34)	69	238	+17%

Efficiency indicators are unitless; balances in kg N ha agricultural area; SD: standard deviation

Table II.6 shows the results of including, step-by-step, the conceptual improvements that transform NUE into SyNE. Considering indirect N losses from production and transport of inputs resulted in a decrease in N efficiency for all farms (mean = 5%). Differences were visible between farms that bought processed feed and those that bought simpler crop-based feed. For example, after including indirect N losses of feed production, the NUE of 0.29 and 0.27 for farms F10 and F14 resulted in N use efficiencies of 0.28 (soybean meal) and 0.22 (concentrate compound), respectively.

Calculating net input and net output resulted in a mean 6% decrease in N efficiency (Table II.6). Many farms bought feed inputs and sold similar crop output, artificially increasing their NUE compared to farms producing their own concentrate. For example, since farm F17 did not sell high-protein crops, its N efficiency did not change when net input/output was taken into account (NUE and N net efficiency = 0.55). In contrast, because farm F11 bought and sold large amounts of high-protein feed, its NUE decreased from 0.55 to an N efficiency of 0.45.

Considering only end products as outputs (*i.e.* manure considered only as an input) decreased N efficiency by 1%. The N use efficiencies of the six farms that exported manure decreased, including that of the one farm (F6) that exported more manure than it imported (from 0.28 to 0.20).

Accounting for a change in soil N stock increased N efficiency for seven farms, in which crop rotations increased soil N stocks. Mean N efficiency of the 38 farms, however, was 4% lower than NUE. When considering a change in soil N stock, the NUE of 0.46 and 0.44 for farms F27 and F35 changed to N use efficiencies of 0.48 and 0.40, respectively.

SyNE is the result of these four modifications in calculating N efficiency. Mean SyNE of the 38 surveyed farms was 0.33 (range = 0.18-0.58) (Table II.6), 15% lower than mean NUE. Farms F24 and F35 illustrate the irregular relation between NUE and SyNE (Figure II.4). Farm F24, which bought soybean meal, sold wheat, did not export manure, and had a slight increase in soil N stock, had a NUE of 0.40 decrease to a SyNE of 0.38. In contrast, farm F35, which had high indirect N losses due to large purchases of concentrate compounds and a large decrease in soil N stock, had a NUE of 0.44 decrease to a SyNE of 0.33.

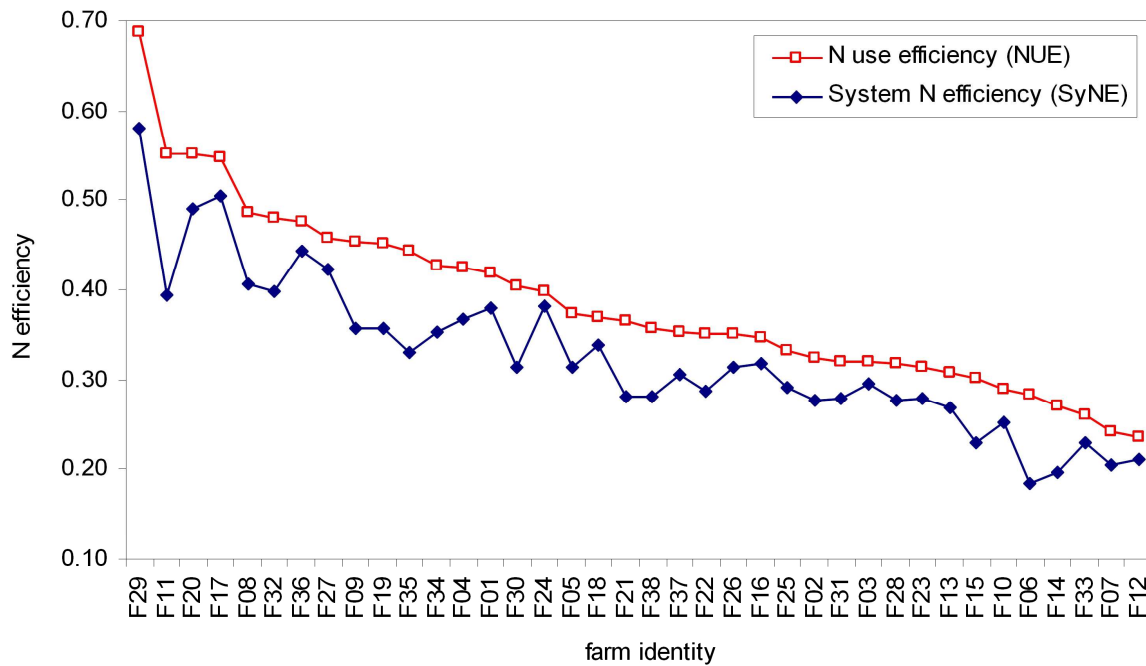


Figure II.4. Comparison of NUE and SyNE for 38 mixed dairy-crop farms in Brittany, France
Farms are ranked by decreasing NUE.

Similarly, SyNB, which included net indirect N losses and change in soil N stock, was higher than FGB for all farms but two (mean = 142 kg N ha AA⁻¹, 17% higher) (Table II.6). Net indirect losses represented 9% of SyNB and were the largest source of increase from FGB to SyNB.

3.4. Relation between SyNE and SyNB

Ondersteijn et al. (2002) showed a mathematical link between NUE and FGB, which is also true for SyNE and SyNB. Using equations 3 and 4, SyNE can be expressed as a function of SyNB and either N input or output, which shows the non-linear relation between SyNE and SyNB (Figure II.5). The 38 surveyed farms produced a mean net N output of 68 kg N ha⁻¹ (range = 28-109 kg N ha⁻¹).

4. Discussion

4.1. Changing the meaning of N efficiency

NUE expresses the efficiency of a farm in using N inputs to produce outputs, regardless of their status. Under this definition, manure does not differ from other products; it can be controlled and exported. Moreover, NUE does not consider soil N variations. It therefore does not consider all sources and sinks of N in the farming system. In contrast, SyNE is intended to estimate the ability of a farming system to convert all N inputs into end products for humans, which explains why SyNE is 15% lower than NUE. Similarly, SyNB does not represent local pollution potential, but the pollution potential of the whole farming system, including its inputs production. This more integrated approach is similar to the calculation of the N footprint (Chatzimpiros and Barles, 2013; Leach et al., 2012).

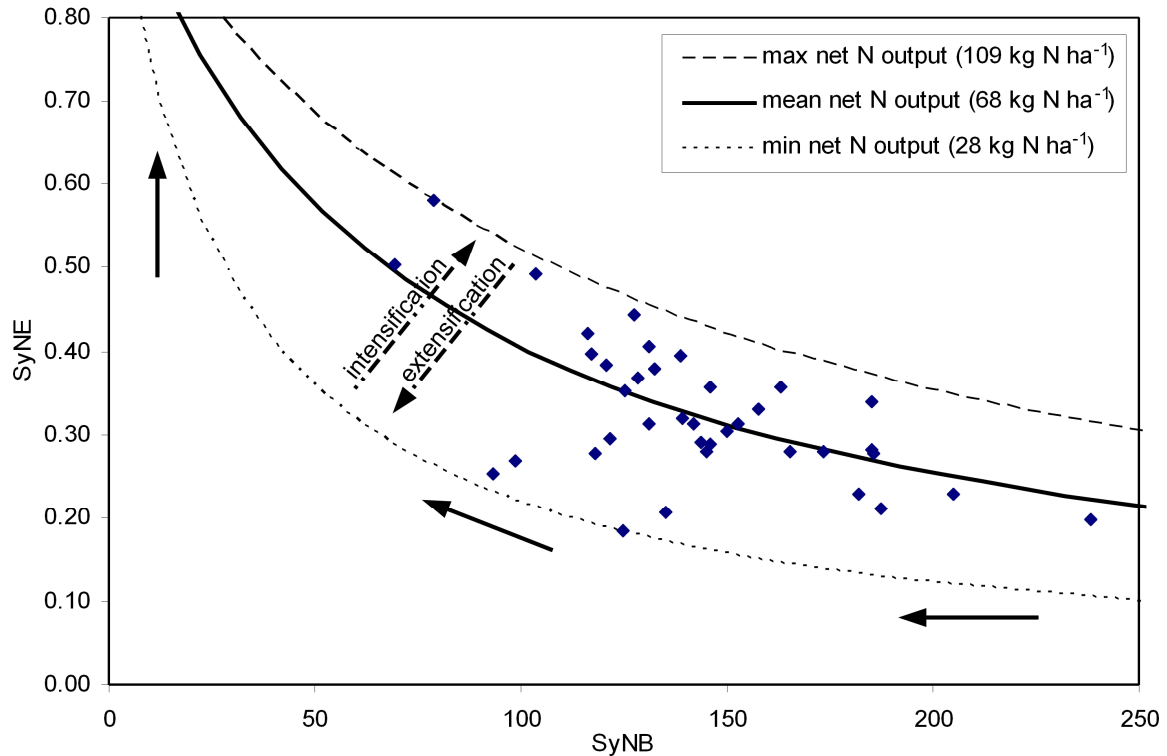


Figure II.5. Relationship between SyNE (unitless) and SyNB (kg N ha^{-1}) for 38 mixed dairy-crop farms in Brittany, France

Curves represent isolines of constant maximum, minimum and mean net N output. Dashed arrows show ineffective strategies to increase SyNE (intensification) or reduce SyNB (extensification). Solid arrows show more sensible strategies to increase SyNE and/or reduce SyNB.

4.2. Benefits of SyNE

Our paper illustrated that SyNE is an improvement of NUE:

- Enlarging the perimeter to include input production and transport gives a more precise estimation of global N efficiency and losses. It also helps to take into account pollution transfers that can occur when externalizing the production of inputs such as feed or replacement animals.
- Calculating net inputs and net outputs corrects an important mathematical bias in NUE. This allows more relevant comparisons between externally dependent and more autonomous farming systems, as well as between mixed and specialized farming systems.
- Revising the definition of outputs to exclude manure better expresses the efficiency of a farming system in transforming inputs into end products.
- Sensitivity analysis showed that calculating change in soil N stock is necessary to account for soil N mining or storage, as it is the most influential variable on SyNE variance. It also gives a more precise estimate of the potential to lose N from the farming system, when included in SyNB calculation.

SyNE was tested on mixed farms to ensure its generality; these complex farms associate animal and crop production, and have a wide diversity of inputs. The indicator developed should therefore be usable for all types of farms, with or without livestock.

4.3. Methodological issues and limits of SyNE

4.3.1. Estimation of change in soil N stock

The change in soil N stock was predicted with a simple model. It was used mainly to demonstrate the importance of systematically considering this major component of the N cycle when evaluating efficiency. The sensitivity analysis, based on a much wider range of change in soil N stock than that of the 38-farm sample, showed that change in soil N stock is the variable that most influences SyNE, illustrating the need to take it into account.

In addition, initial SOM content was the main parameter that influenced model predictions of change in soil N stock (data not shown). Therefore, farms with initially high SOM contents often had decreasing soil N stocks, and farms with low initial SOM contents were more likely to have increasing soil N stocks. Although this is consistent with observed dynamics of SOM (Kätterer and Andrén, 1999; Lemerrier et al., 2006), it means that this variable cannot be used for a straightforward comparison of SOM management between farms in different locations.

SOM dynamics are complex multifactor phenomena. Only few parameters were considered in this model (*e.g.* soil structure, tillage, precipitation and drainage were ignored). Although its predictions agreed with trends observed in the region (Lemerrier et al., 2006), they present a high uncertainty.

Many tools are used to assess SOM dynamics, from physical measures to local references or the use of models. The model that was used in this paper was chosen for its moderate data requirement. However, depending on the available information and context, other tools could be used. Therefore, the international comparisons of SyNE results will need to consider this possible methodological discrepancy.

4.3.2. Status of outputs

We defined manure as a byproduct of animal production and not as an end product since humans cannot use it directly (it was considered as a fertilizer and subtracted from inputs). Still, when used to produce biogas, manure generates an end product (energy) and should therefore be considered as an output, similar to energy crops.

Regarding forage crops, Sutton et al. (2013) argue that they are not an end product used by humans but an intermediate product intended to produce meat and milk. Nevertheless, we decided not to distinguish forage crops from other crops, because production of both manure (for biogas) and forage crops (for animal production) raise the question of the use of outputs. A large fraction of wheat, maize, and barley are transformed into animal feed and therefore comparable to forages not directly used by humans. It is therefore of crucial importance to define the goal of SyNE to make pertinent choices about the outputs considered. In our paper, intended products were considered end products: forage is an intended product, whereas manure is a by-product of meat and milk production.

4.3.3. Farming system perimeter

The indirect N losses considered in this study were expressed per ha of AA of the farm that received the inputs. In LCA, however, impacts per ha usually include the external area, both agricultural and industrial, on which inputs were produced (Basset-Mens and van der Werf,

2005; Cederberg and Mattsson, 2000). We chose to express N losses only per ha of AA of the farm receiving the inputs since it was a more straightforward unit to compare the intensity of N fluxes in mixed dairy and crop farming systems. This choice had no impact on NUE and SyNE since they are unitless, but it had an effect on SyNB, overestimating local N losses because the indirect N losses happened elsewhere. Expressing SyNB per ha of area inside and outside the farm would have “diluted” local N losses over the external area that did not receive the local inputs. In the same manner, it would have been necessary to consider the external area needed for manure spreading for the six farms exporting manure. It is important, however, to keep in mind that indirect N losses represented on average 9% of SyNB for the 38 farms surveyed. Expressing N fluxes per unit of product could be a better option in soil-less farming systems or systems with only one output.

4.3.4. Representativeness of farm sample

As seen in the sensitivity analysis (see Section 3.1.), some variables had a high uncorrelated contribution to variance but a smaller total contribution, due to a negative correlated contribution. It is possible that with other farming systems and practices, correlations would change, making these variables much more influential. Fertilizer and manure input in particular could play a much more influential role in other farming systems.

Manure export was very uncommon in our sample, only occurring in six farms. This is due to the relatively moderate stocking of dairy cattle in Brittany and the high percentage of grazed grass in the forage area, leading to manure amounts that farmers can easily handle on their own AA. In other livestock systems such as concentrated animal feeding operations, this modification of N efficiency is likely to have much larger impacts. Spears et al. (2003) reported that manure output can reach 43% of total N output in large dairy farms in the USA.

4.3.5. Increased data requirements and uncertainty issues

The main limitation of SyNE compared to NUE is its greater need for data. It needs not only N values for inputs and outputs but also LCA references to estimate indirect production losses. We proposed some LCA references in Table II.1. These data are rather conservative. It is thus very unlikely that they resulted in an overestimation of N losses due to input production. Uncertainty of LCA data could not be estimated. However, the use of conservative LCA values guarantees that even with a high uncertainty, including input production losses improved the indicator compared to ignoring them.

Data for soil N dynamics estimation vary depending on the method. The soil model we used required soil and temperature data available from farmers or public databases. These data, as well as the model itself, increased the uncertainty of the efficiency indicator. We suggest that the use of a less biased efficiency indicator justifies this additional data collection and increased uncertainty. However, this highlights the need to quantify the uncertainty of soil model predictions and to estimate the overall uncertainty of the SyNE indicator. This would also be necessary for NUE, as important uncertainty issues are associated with the estimation of some variables such as biological N fixation.

4.4. Combining SyNE and SyNB for better N management

Nevens et al. (2006) chose to express eco-efficiency as the output:NS ratio. Eco-efficiency and SyNE are related indicators, the former expressing products as a function of N surplus and the latter as a function of inputs. We thought it more relevant to relate output to input, since this concept was more tangible for farmers. Ondersteijn et al. (2003) have shown that environmental impacts of dairy farms in the Netherlands are not strongly related to farmer strategies but to financial performance. SyNE thus seems more operational than eco-efficiency to evaluate modifications of farming systems on N efficiency.

We therefore developed complementary indicators: SyNE expressing the ability of a farming system to transform N inputs into end products and SyNB reflecting the potential for total N losses from the farming system. For a given net output, increasing SyNE reduces SyNB (Figure II.5); however, this relation does not hold when productivity changes. It is possible to increase SyNE and SyNB simultaneously by intensifying production per ha or decreasing them simultaneously by decreasing production per ha (dotted arrows, Figure II.5). More sensible strategies to improve N management depend on the initial situation (solid arrows, Figure II.5). For an objective of productive and cleaner agriculture, it seems straightforward that farmers with high SyNB should focus on reducing it. In contrast, farmers with low SyNB and SyNE could work on increasing productivity. The combination of SyNE and SyNB is particularly useful for evaluating the strategies of farmers with average efficiencies and output, since they have to find ways to reduce SyNB without decreasing output. Therefore, using these two complementary indicators can help balance production and environmental impacts, which is one of the main challenges of today's agriculture (Foley et al., 2011).

5. Conclusion

SyNE offers some important improvements to the existing N efficiency indicator, NUE. It gives sound information about the ability of a farming system to transform inputs into end outputs for human consumption. However, its calculation requires a larger amount of data than NUE, and modeling is necessary to estimate change in soil N in absence of local references. Soil N change is also the most influential variable on SyNE in our 38 dairy farms sample. Uncertainty analysis could give a useful insight in which variables need to be estimated with more confidence.

Combined with SyNB, SyNE should help in evaluating efficiency-improvement scenarios that reduce potential N losses. It could therefore be a useful tool to help produce more food with less pollution, which is one of the main challenges of modern agriculture.

Acknowledgements

The authors are grateful to Jérémy Monnier for acquiring data. They also thank Michael S. Corson for English proofreading.

Chapitre III. L'efficacité relative de l'azote : un outil pour comparer des systèmes de production diversifiés

Ce chapitre correspond à l'article soumis à la revue *Agronomy for Sustainable Development* en avril 2014 sous le titre *Relative Nitrogen Efficiency : a tool to compare diversified farming systems*.

Son objectif est de proposer un indicateur d'efficacité d'utilisation de l'azote permettant de comparer des systèmes de production animaux, végétaux et mixtes.

RELATIVE NITROGEN EFFICIENCY: A TOOL TO COMPARE DIVERSIFIED FARMING SYSTEMS

O. Godinot^{a,b,c}, P. Leterme^{a,b,c}, F. Vertès^{b,a}, P. Faverdin^{d,e}, M. Carof^{a,b,c*}

^a AGROCAMPUS OUEST, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

^b INRA, UMR1069 SAS, F-35042 Rennes, France

^c Université européenne de Bretagne, France

^d INRA, UMR1348 PEGASE, F-35590 Saint-Gilles, France

^e AGROCAMPUS OUEST, UMR1348 PEGASE, F-35042 Rennes, France

* Corresponding author: matthieu.carof@agrocampus-ouest.fr, AGROCAMPUS OUEST, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, F-35042 Rennes cedex, +33 (0)2 23 48 54 77

Abstract

Improving nitrogen (N) efficiency is a priority for increasing food production while reducing its environmental impacts. N efficiency indicators are needed to achieve this goal, but current indicators have some limitations. In particular, current N efficiency indicators are not appropriate tools to compare farming systems with different types of production because animal N efficiency is, by nature, lower than crop N efficiency. A novel N efficiency indicator called “relative N efficiency” was developed to address this issue. It was calculated as the ratio of the actual N efficiency of the farming system to the weighted mean of the potential efficiency of each type of product output provided in literature reviews. Relative N efficiency was calculated for 557 farms of various types from France and Italy. The relative N efficiency indicator was validated using a statistical approach based on multiple linear regression. Statistical analysis showed that relative N efficiency was independent of production type and could therefore be used for unbiased comparison of different farming systems. Relative N efficiency was particularly interesting when comparing mixed farming systems with different proportions of animal and crop production.

Keywords

relative nitrogen efficiency; potential nitrogen efficiency; farming system comparison; indicator; diagnosis tool

1. Introduction

Improving nitrogen (N) efficiency is a major way to increase agricultural productivity while reducing environmental impacts of agriculture (Spiertz, 2010; Sutton et al., 2011). N use efficiency, defined as the ratio of N outputs to N inputs at the farm scale (Aarts et al., 2000), is the most widely used indicator at the farm scale to assess the potential impact of farming practices on N efficiency and to design more efficient farming systems. However, it presents several limitations, as described by Schröder et al. (2003).

Recently, (Godinot et al., 2014) proposed ways to correct them. One important limitation not addressed in previous work is that N efficiency indicators only allow comparison of farming systems when they have a similar production type and intensity (Godinot et al., 2014; Lebacqz et al., 2013; Nevens et al., 2006).

This limitation exists because crop production and animal production do not have the same N efficiencies (Goulding et al., 2008; Ramírez and Reheul, 2009). Crops and grasslands are primary producers that use inorganic nutrients to produce biomass through photosynthesis, while nearly all farm animals are primary consumers that derive most nutrients and energy from plants. This difference in trophic level induces a systematic difference in nutrient use efficiency. The N transferred from inorganic sources to animal products is based on plant N efficiency, but also includes feed production losses at harvest and processing, feed losses during conservation and consumption, and assimilation losses resulting in N excretion. Therefore, the N efficiency in livestock systems is biologically lower than in cropping systems. This makes comparisons between farming systems with different proportions of crops and livestock or different types of livestock less meaningful for modifying farm practices to increase N efficiency.



Figure III.1. Chickens in a corn field

Animal products have, by nature, a lower N efficiency than crops, which makes N efficiency comparisons between different farming systems problematic (Credit D. Poulain)

The aim of this study was to develop an indicator of N efficiency that allows the relative efficiency of farming systems that produce outputs of different trophic levels to be compared. The Materials and Methods section details the methodology used for calculating this new indicator. A literature review provides references for potential efficiency of each output.

The indicator is then calculated for a sample of 557 farms with various types of crop and animal production, and validated by a multiple linear regression approach. The interests of relative N efficiency are presented and discussed in the third section, with a focus on the significance and limits of this novel indicator. The fourth section provides a summary and concluding remarks.

2. Materials and methods

2.1. Presentation of the data

2.1.1. Farm sample

Data were obtained from previous work by Simon et al. (2000). The sample comprised 557 farms surveyed from 1989-1994 to calculate farm gate N balances (N inputs minus N outputs at the farm scale) and N use efficiencies. It was constructed to represent a large diversity of production types and included farms that produced crops, milk, beef cattle, poultry, eggs, and/or pigs. Most farms had conventional production, but 52 were organic, and 29 were defined as “autonomous”, in which farmers replaced inorganic fertilizers with legume crops. They also represented a wide range of soils and climates, with 379 farms from western France, 111 farms from northern Italy, 36 from northern France and 31 from eastern France. Such a large and diversified dataset was valuable for the methodological developments proposed in this article. However, data were collected over 20 years ago and cannot be considered representative of current farming practices.

2.2. Estimation of N inputs and outputs and classification of farming systems

System N efficiency (Godinot et al., 2014) is an N efficiency indicator at the farming system scale. It is based on N use efficiency, but considers net inputs and outputs, N used for the production and transport of net inputs, as well as soil N variations. Net inputs and outputs are calculated as the difference between feed input and crop output, animal input and animal output for each animal category, and manure input and output. Moreover, manure is always considered an input, even when output exceeds input (it is then a negative input). Similarly, soil N change is always deducted from total inputs. Thus a negative change (destocking of soil N) is considered as an input.

Most N flows needed to calculate system N efficiency were available in the dataset. N outputs included manure, crops and animal products. N inputs consisted of feed and litter, manure and inorganic fertilizers, purchased animals, and biological N fixation. However, as they admit, Simon et al. (2000) likely underestimated biological N fixation of grasslands in organic and autonomous farms by assuming a constant 10% of above-ground dry matter as clover in grasslands of all farms. Andrews et al. (2007) considered that in mixed perennial rye-grass and white clover grasslands that receive no mineral fertilizer, white clover was likely to stabilize at around 20% of above-ground dry matter. Since organic and autonomous farms relied heavily on grass-clover mixtures in their grasslands, we recalculated biological N fixation for these farms assuming 20% of above-ground dry matter as clover in grasslands. Atmospheric N deposition was estimated using national means for 1990 from the

EMEP/MS-CW model (EMEP, 2014a). This led to total atmospheric N deposition of 13 kg N ha⁻¹ for French farms and 17.5 kg N ha⁻¹ for Italian farms. Due to limited data on soil management, soil N variations were estimated from on-farm crop areas. Soils under annual crops were assumed to lose 70 kg N ha⁻¹ year⁻¹, while grasslands were assumed to store 43 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (values derived from Vleeshouwers and Verhagen, 2002) with a C:N ratio of 12). Seed N input and indirect N losses from seed production and transport were calculated according to Godinot et al. (2014). We used constants to represent small N inputs such as non-symbiotic N fixation by free-living soil microorganisms, fuel combustion and indirect N losses for fuel production and transport (Godinot et al., 2014). We calculated the indirect losses due to fertilizer production based on the percentage of each inorganic fertilizer in the total mass of inorganic fertilizers used in France from 1989-1994 (UNIFA, 2014). Similarly, feed composition was estimated from the percentage of each feedstuff in the total mass of main feedstuffs used in France in 1993-1994 (Castel and Pous, 1998) to approximate its indirect losses. Only a few dairy farms had net animal inputs. For these farms, indirect losses from animal production and transport were calculated using life cycle assessment references. We assumed that no change in stock occurred from year to year except for soil N. Table III.1 presents direct and indirect N inputs and outputs for the 557 farms.

We classified farming systems into nine categories according to the composition of their net N outputs (Table III.1). The poultry category included specialized farms that raised meat poultry and/or laying hens, as well as poultry farms combined with another animal production (beef cattle and/or milk). Very important N flows in all categories including pig are explained by intensive pig production on small agricultural areas. This was typical in the years 1990 but not anymore.

Table III.1. Mean net N inputs and outputs from the nine farming system categories (kg N ha⁻¹ agricultural area)

	Beef cattle	Beef cattle & crops	Beef cattle & pigs	Crops	Crops & milk	Milk	Milk & pigs	Pigs	Poultry
Number of farms	47	35	13	24	53	299	36	30	20
Agricultural area	43 (25)	79 (38)	39 (23)	121 (157)	68 (37)	44 (25)	39 (16)	38 (26)	45 (18)
NET INPUTS									
Atm. Deposition	14 (2)	14 (2)	13 (0)	13 (0)	14 (2)	14 (2)	13 (0)	13 (0)	13 (0)
BNF	14 (22)	26 (29)	21 (47)	32 (35)	23 (32)	22 (31)	7 (17)	4 (12)	12 (20)
Cattle					0 (3)	0 (1)			
Cattle indir. loss					2 (11)	0 (2)			
Feed	69 (107)		321 (203)			98 (170)	302 (235)	918 (964)	292 (279)
Feed indir. loss	18 (28)		86 (54)			26 (45)	80 (62)	244 (257)	78 (74)
Fuel*	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)	3 (0)
Fuel indir. Loss	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Inorg. fertilizer	100 (84)	99 (53)	70 (51)	97 (74)	100 (51)	114 (73)	123 (53)	83 (44)	103 (52)
Inorg. fertilizer indir. loss	2 (1)	2 (1)	1 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	1 (1)	2 (1)
Manure	15 (70)	1 (4)	-18 (78)	25 (70)	-1 (4)	1 (26)	-17 (72)	-227 (394)	-24 (63)
Seeds	1 (1)	2 (1)	1 (1)	3 (1)	1 (1)	1 (0)	1 (0)	2 (0)	1 (1)
Seeds indir. loss	1 (1)	1 (0)	2 (1)	2 (0)	1 (0)	1 (1)	1 (0)	2 (0)	2 (1)
Soil N fixation*	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)	5 (0)
Soil N change	-16 (43)	-31 (24)	-37 (28)	-61 (21)	-22 (24)	-7 (25)	-17 (19)	-66 (8)	-29 (30)
Total net input - soil N change	258 (228)	184 (55)	543 (249)	242 (81)	172 (58)	295 (235)	538 (267)	1114 (832)	515 (320)
NET OUTPUTS									
Beef cattle	30 (31)	6 (6)	9 (8)		4 (3)	7 (7)	6 (2)		7 (6)
Crops		49 (33)		101 (48)	29 (25)				
Milk					15 (8)	43 (42)	36 (13)		20 (20)
Pigs			85 (51)				76 (66)	262 (256)	
Eggs									27 (71)
Poultry									83 (115)
Total net output	30 (31)	56 (31)	95 (49)	101 (48)	48 (25)	50 (44)	118 (74)	262 (256)	138 (112)

Standard deviations are in parentheses *: constant value. Atm.: atmospheric; BNF: biological N fixation; Indir.: indirect; inorg: inorganic.

2.3. Development of the relative N efficiency indicator

2.3.1. Review of potential N efficiencies

Calculation of relative N efficiency is based on the potential efficiency of N transfers between farm components (*e.g.* feed, animals, soil) via assimilation or processing. A review of existing literature was performed to determine the potential N efficiency for the main N flows in farming systems (Table III.2 and Figure III.2). N flow efficiency was calculated as the ratio of N outputs to N inputs. For the purpose of this review, it was assumed that the N efficiency of each flow was independent.

Table III.2. Potential efficiencies used in this study of main N flows in farming systems and their sources

N flow	Efficiency name	Potential efficiency	Source
External input to soil compartment	Input efficiency	100%	Eggleston et al., 2006
Manure to soil compartment	Manure efficiency	77%	Rotz, 2004
Soil compartment to harvestable crop	Uptake efficiency	90%	Task Force on Reactive Nitrogen, 2011
Harvestable to harvested crop	Harvest efficiency	95%	Rotz et al., 2012
Harvested crop to feed	Feed production efficiency	86%	Aarts et al., 2000
Feed to milk	Feed-to-milk efficiency	30%	Chase, 2004
Feed to cattle	Feed-to-cattle efficiency	17%	Biagini and Lazzaroni, 2013; Micol et al., 2003
Feed to pig	Feed-to-pig efficiency	41%	Cederberg and Flysjö, 2004
Feed to egg	Feed-to-egg efficiency	40%	Singh et al., 2009
Feed to poultry	Feed-to-poultry efficiency	57%	Ebling et al., 2013

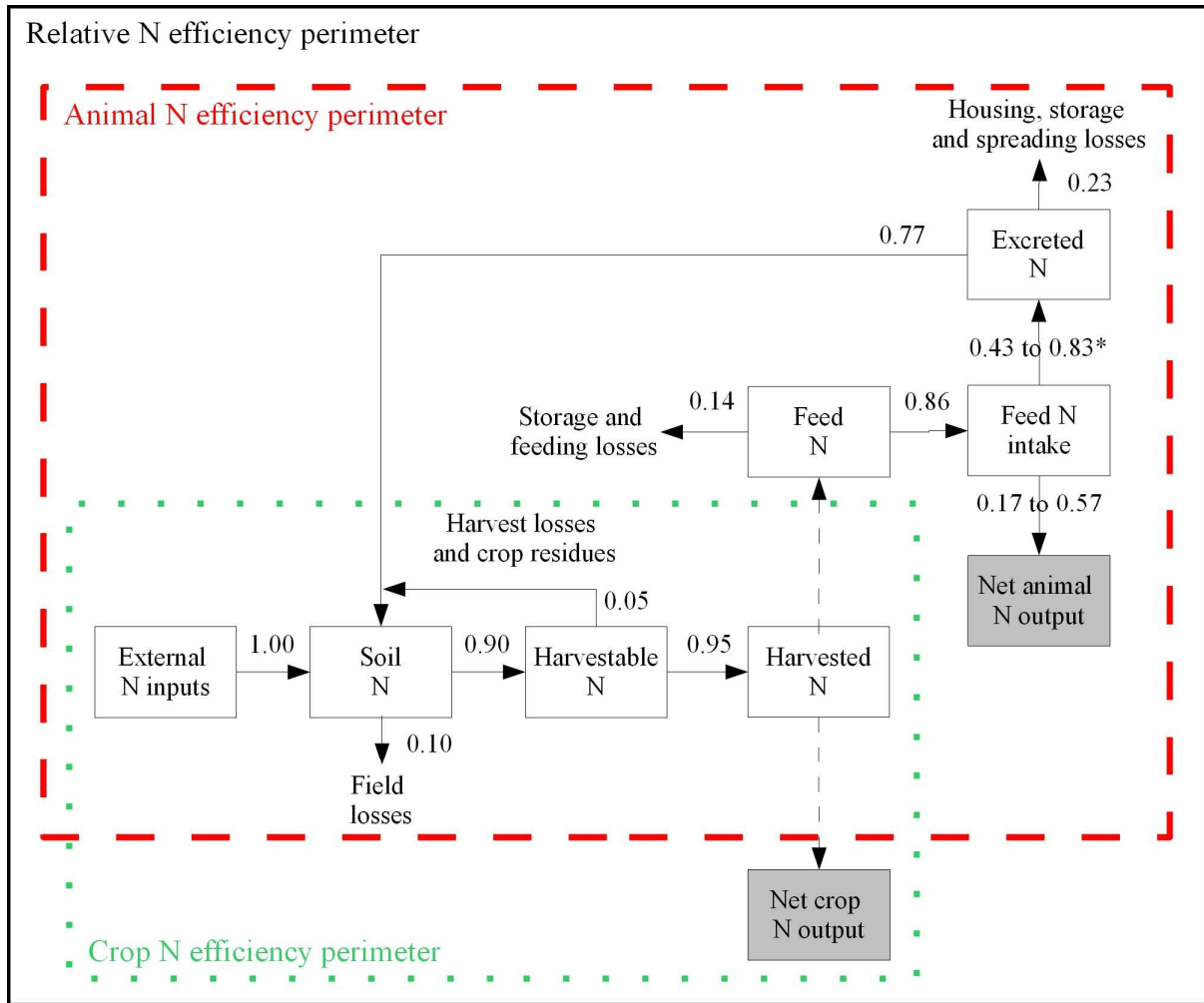


Figure III.2. Potential N efficiencies of the main flows in farming systems

Black arrows represent N flows with their potential efficiencies. Dashed arrows represent the partition between crops used as feed and those sold. Gray shaded boxes are the net N output data needed to calculate potential efficiency at the farming system scale. *: excreted N efficiency calculated as 1-animal N efficiency

Biological N fixation was estimated to generate no direct N loss in the latest IPCC guidelines (Eggleston et al., 2006). This was also the case for atmospheric N deposition, which although a serious environmental issue, generates no direct emissions for the farming system receiving it. Therefore, the potential input N efficiency could be as high as 100% (N flow: external input to soil compartment, Table III.2).

Manure N produced by animals was calculated as the difference between N in feed intake and N in animal products. According to Rotz (2004), minimum N losses from excretion into the soil were 21% for cattle in tied stables, 15% for grazing animals, 23% for swine on slatted floors with an enclosed slurry tank and deep injection, and 18% for poultry raised in cages. For the sake of generality, the lowest value was used for all animal types, leading to a 77% manure N efficiency (N flow: manure to soil compartment, Table III.2). This value is similar to the 75% proposed by Powell et al. (2010) for dairy cows. Harvest losses and manure improve N efficiency by replacing external inputs with recycled N returned to the soil; thus, they were considered to be fully recycled when calculating potential efficiency.

Considering that harvest losses were fully recycled in the soil compartment, a potential uptake N efficiency of 90% for crops (N flow: soil compartment to harvestable crop, Table III.2) proposed by the Task Force on Reactive Nitrogen (2011) was used for the entire cropping system (dotted box in Figure III.2). Soil N stock variations were assumed to be zero when calculating potential efficiencies, since we considered that the most efficient use of N was to produce N outputs without decreasing soil N stock.

Rotz et al. (2012) found minimal harvest N losses of 5% of total yield, which gave a potential harvest N efficiency of 95% (N flow: harvestable to harvested crop, Table III.2).

Conservation and feeding losses were taken from Aarts et al. (2000), who estimated minimum N losses of 14% from harvested crop to feed intake. This led to a potential feed production N efficiency of 86% (N flow: harvested crop to feed, Table III.2).

The feed-to-milk N efficiency of dairy cows was calculated from the highest reported feed-to-milk N efficiency for a dairy herd (35.8%; Chase, 2004) to represent the entire milking period. It was assumed that dairy cows were in milk for 11 months and dry for 2 months, with a calving interval of 13 months. Therefore, an 11/13 coefficient was applied to herd feed-to-milk N efficiency to include the unproductive period of dry cows. Dairy cattle was assumed to have a similar feed-to-cattle N efficiency as beef cattle, and was therefore included in the calculation of the feed-to-cattle N efficiency factor. Similarly, dairy calves were also included in the feed-to-cattle N efficiency. This resulted in a potential feed to milk N efficiency of 30% when including the dry period (N flow: feed to milk, Table III.2).

Feed-to-cattle N efficiency was calculated for a 16-month-old animal by calculating a weighted mean of feed-to-beef efficiencies at three stages of its life. According to Micol et al. (2003), the N efficiency of a newborn 50 kg calf was 8.4% due to its mother's gestation and maintenance. The N efficiency of a 200 kg calf before weaning was 16.7%, including its mother's milk-production efficiency and maintenance cost. The N efficiency of a weaned animal up to its slaughter at 550 kg live weight was 20% (Biagini and Lazzaroni, 2013). This resulted in a potential feed-to-cattle N efficiency of 17% from birth to slaughter, including gestation and milk production for the calf (N flow: feed to cattle, Table III.2).

The feed-to-pig N efficiency (41%; N flow: feed to pig,

Table III.2) was taken from Cederberg and Flysjö (2004) and included sows and piglets. This potential efficiency was not directly observed in an experiment but was calculated by the authors based on best available techniques for improved feed-to-pig N efficiency.

The feed-to-egg N efficiency was based on Singh et al. (2009) for laying hens 20-60 weeks old, with a mean feed conversion ratio of 1.81 and a crude protein content of 16.5% in feed. Feed-to-hen meat N efficiency was not included in egg production. It was assumed to be similar to feed-to-poultry N efficiency. This resulted in a potential feed-to-egg N efficiency of 40% (N flow: feed to egg, Table III.2).

Feed-to-poultry N efficiency was calculated from Ebling et al. (2013) for a broiler reaching 3.65 kg live weight in 47 days with a feed conversion ratio of 1.67 kg feed per kg broiler and a crude protein content of 20.8% in feed. Egg production was included in the feed-to-poultry

N efficiency. This led to a potential feed-to-poultry N efficiency of 57% (N flow: feed to poultry, Table III.2).

2.4. Calculation of potential N efficiency

Calculating potential N efficiency begins with potential crop N efficiency. Based on potential N efficiency values (Table III.2) and assuming a full recycling of harvest residues, the external inputs necessary to produce net crop output are calculated as:

$$\text{external_input} = \text{total_input} - \text{harvest_losses}$$

with

$$\text{total_input} = \frac{\text{net_crop_output}}{\text{harvest_efficiency} \times \text{uptake_efficiency} \times \text{input_efficiency}}$$

and

$$\text{harvest_losses} = \frac{\text{net_crop_output}}{\text{harvest_efficiency}} \times (1 - \text{harvest_efficiency})$$

Potential N efficiency for net crop production is therefore:

$$\text{potential_efficiency} = \frac{\text{net_crop_output}}{\text{external_input}}$$

Solving these equations for one unit of net crop output led to an external input of 1.11 and thus a potential crop efficiency of 90%.

The animal N efficiency perimeter is larger because animals consume crops and produce animal products as well as manure (Figure III.2). The calculation of external input is expressed as:

$$\text{external_input} = \text{total_input} - \text{harvest_losses} - \text{recycled_manure}$$

with

$$\text{total_input} = \frac{\text{net_animal_output}}{\text{feed_eff.} \times \text{feed_production_eff.} \times \text{harvest_eff.} \times \text{uptake_eff.} \times \text{input_eff.}}$$

and

$$\text{harvest_losses} = \frac{\text{net_animal_output}}{\text{feed_eff.} \times \text{feed_production_eff.} \times \text{harvest_eff.}} \times (1 - \text{harvest_eff.})$$

and

$$\text{recycled_manure} = \left(\frac{\text{net_animal_output}}{\text{feed_eff.}} - \text{net_animal_output} \right) \times \text{manure_eff.}$$

with eff. meaning efficiency. Potential N efficiency for net animal production can then be calculated as:

$$\text{potential_efficiency} = \frac{\text{net_animal_output}}{\text{external_input}}$$

This leads to potential N efficiencies of 26% for cattle, 48% for eggs, 39% for milk, 49% for pig and 59% for poultry, including all steps from inputs to outputs, as well as full recycling of manure and harvest losses.

For a farming system producing more than one output, its potential N efficiency is calculated as the weighted ratio of net outputs to their external inputs. For example, a farm in the sample produced 30 kg N ha⁻¹ net cattle output and 20 kg N ha⁻¹ net crop output; its potential efficiency is therefore:

$$\text{potential_efficiency} = \frac{\frac{30}{0.26} + \frac{20}{0.90}}{30 + 20} = 36\%$$

Relative N efficiency can then be calculated as the ratio between observed system N efficiency and potential N efficiency:

$$\text{relative_N_efficiency} = \text{system_N_efficiency} / \text{potential_efficiency}$$

Using the previous example, a farm that produces 30 kg N ha⁻¹ net cattle output and 20 kg N ha⁻¹ net crop output has a potential efficiency of 36%. If its actual system N efficiency is 20%, its relative N efficiency is expressed as:

$$\text{relative_N_efficiency} = 0.20 / 0.36 = 55\%$$

Given its net production and observed efficiency, it attained a relative N efficiency of 55% of its potential efficiency, which indicates room for improvement.

Regardless of the shares of animal and crop N in total N output, the closer relative N efficiency is to 100%, the closer the farming system is to its potential efficiency. This allows comparisons of relative efficiency among farms with different types of production.

2.5. Validation of relative N efficiency by the relative residual input approach

As a novel indicator, relative N efficiency had to be validated. Our large sample made it possible to calculate a multiple linear regression predicting net N input from all net N outputs. The resulting modeled net input was used to calculate residual net input as:

$$\text{residual_net_input} = \text{modeled_net_input} - \text{observed_net_input}$$

Residual net input was then expressed as a fraction of predicted net N input:

$$\text{relative_residual_input} = \text{residual_net_input} / \text{modeled_net_input}$$

Relative residual input could be interpreted as an N efficiency indicator: a negative relative residual input indicated a farming system that needed more input than what the linear model estimated for a given net output, and thus a farming system less efficient than the “average farm” with the same production. Conversely, a positive relative residual input indicated a farming system that used less net input than the linear model estimated for a given production and that was therefore more efficient. Relative residual input could be compared to relative N efficiency as a means to classify farming systems by their efficiency while also considering production type.

2.6. Statistical analysis

All statistical tests were performed with the R software (R Core Team, 2014). Linear models of net N input from all combinations of net N outputs were calculated from the 557-farm sample. The best model was selected with the Bayesian Information Criterion (BIC).

Spearman's rank correlation coefficients and associated p-values were calculated for N efficiency indicators. Analyses of variance were performed to compare the mean of system N efficiency and relative N efficiency indicators for each production category. The means of system N efficiency and relative N efficiency were then compared for each pair of categories to determine significant differences. The Games-Howell test was chosen for pairwise comparisons of groups due to unequal sizes and unequal variances.

Uncertainty analysis was performed to assess the reliability of the relative N efficiency indicator with uncertain potential efficiency values. Potential efficiencies (Table III.2) were attributed normal distributions with a range of $\pm 20\%$ from their baseline values. A set of 1000 random combinations of potential efficiencies was generated. Spearman's rank correlations were calculated for the nine farming systems (Table III.1).

3. Results and discussion

3.1. Relative residual input approach for validating relative N efficiency

The linear model of net N input based on all N net outputs (net_out) was:

$$\text{modeled_net_input} = 69.37 + 6.22 \times \text{net_out_cattle} + 1.42 \times \text{net_out_crop} + 3.74 \times \text{net_out_egg} \\ + 4.46 \times \text{net_out_milk} + 3.62 \times \text{net_out_pig} + 2.53 \times \text{net_out_poultry}$$

The standard errors of estimates were respectively 6.99 for the intercept, 0.34 for cattle, 0.16 for crops, 0.30 for eggs, 0.12 for milk, 0.05 for pig and 0.16 for poultry net outputs. All variables of the linear model were significant ($p < 0.001$). According to the BIC test, all variables were needed to obtain the best linear model. The adjusted R^2 of the full model was 0.92 and was significant ($F(6, 550) = 1054, p < 0.001; RSE=100$). It was therefore considered a good estimator of net N input. The high and significant adjusted R^2 of the model illustrated that net inputs and net outputs were strongly linked. Moreover, from the small standard errors of estimates, we concluded that variability was moderate for each output type. The relatively high intercept value represented N inputs weakly linked to production, such as atmospheric deposition, soil N fixation, emissions from fuel consumption and soil N change.

Spearman's rank correlation between relative N efficiency and relative residual input was significant on the full dataset ($\rho = -0.81, p < 0.001$). Rank correlation between relative N efficiency and relative residual input for each of the nine farm categories ranged from -0.71 for the beef cattle category to -0.94 for the pig category. The correlation was significant ($p < 0.001$) for all categories. The strong correlation between these two indicators confirmed the hypotheses made to calculate relative N efficiency.

In the multiple linear regression, the inverse of each estimate corresponded to the mean observed N efficiency for each output type. Therefore, observed efficiency was 16% for cattle output, 70% for crop output, 27% for egg output, 22% for milk output, 28% for pig output and

40% for poultry output. The ranking of output types was the same in our sample as the values of potential efficiency found in the literature, corroborating our hypotheses.

3.2. Main utility of relative N efficiency

Analysis of variance showed a significant effect of production category on system N efficiency ($F(8, 548) = 38.570, p < 0.001$). Pairwise comparison of means revealed five overlapping groups of comparable system N efficiency (Figure III.3). Conversely, analysis of variance between production category and relative N efficiency was not significant ($F(8, 548) = 1.517, p = 0.148$). We thus conclude that relative N efficiency can be used to compare the relative efficiency of farming systems with different types of production.

All production categories were able to reach a high relative N efficiency. The mean relative N efficiencies of all categories were similar, ranging from 39% for beef cattle & pig to 54% for poultry. This result showed that in our sample, relative N management was no better on crop farms than on beef cattle farms. Relative N efficiency had high variability within each category (boxplot whiskers, Figure III.3), especially beef cattle, milk and crop productions. This was due to the large diversity in production methods for these categories in our sample, including conventional, organic and “autonomous” farms.

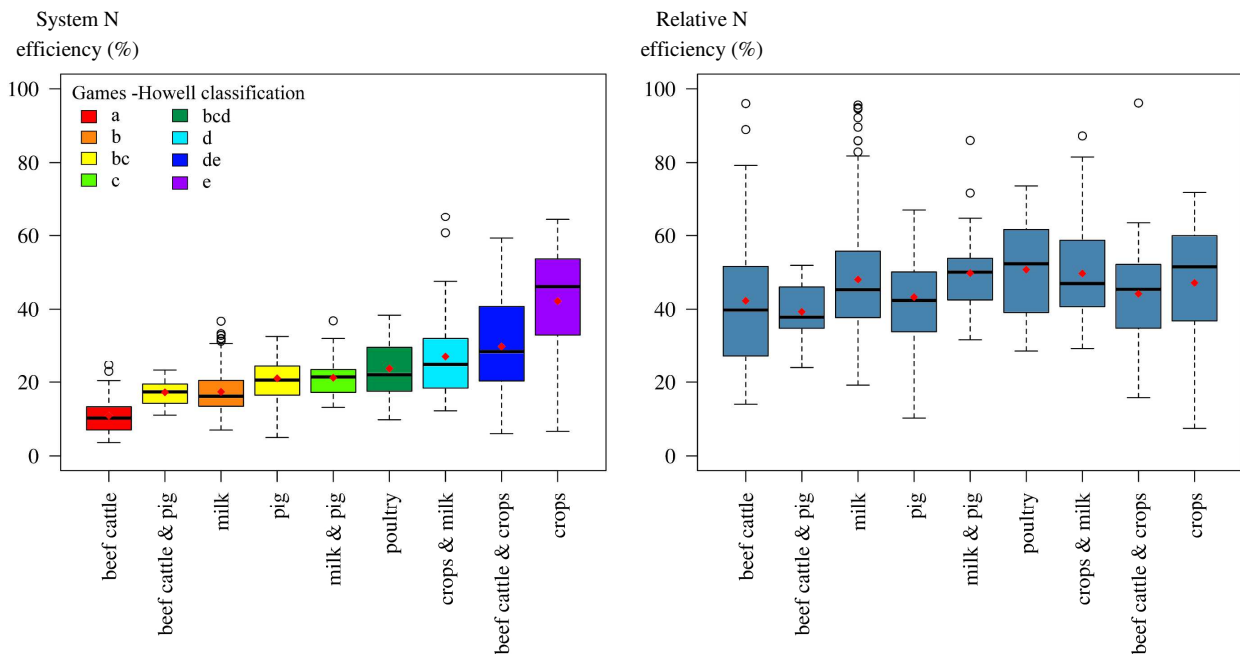


Figure III.3. Comparison of system N efficiency and relative N efficiency by production category Five overlapping groups of variance (a to e) are shown for SyNE; there is only one group for RNE. Diamonds represent the mean of each category. Twelve outliers with RNE > 100% are not shown

Plotting system N efficiency versus relative N efficiency illustrates major differences in potential between production types (Figure III.4). For instance, four different types of specialized farms in the sample (crop, pig, dairy, and beef cattle) had the same system N efficiency (14%) but different relative N efficiencies (16%, 28%, 38%, and 56%, respectively) based on what they produced. The farms with the highest system N efficiencies produced crops (Figure III.4). Conversely, the farms with the highest relative N efficiencies

occurred in all production types, not only crop farms, but also beef cattle or dairy farms, which have lower inherent N efficiencies.

This indicator is also pertinent for comparing farming systems that produce the same or similar products in different percentages. For example, two farms in the crop & milk category both produced net milk, meat and crop outputs and had a system N efficiency of 29%. With this indicator alone, one would have concluded that they had the same N efficiency. However, the two farms produced different percentages of total N output in milk, cattle meat, and crops (46%, 38%, and 17% vs. 19%, 9%, and 72%, respectively), leading to greatly different relative N efficiencies (80% and 44%, respectively).

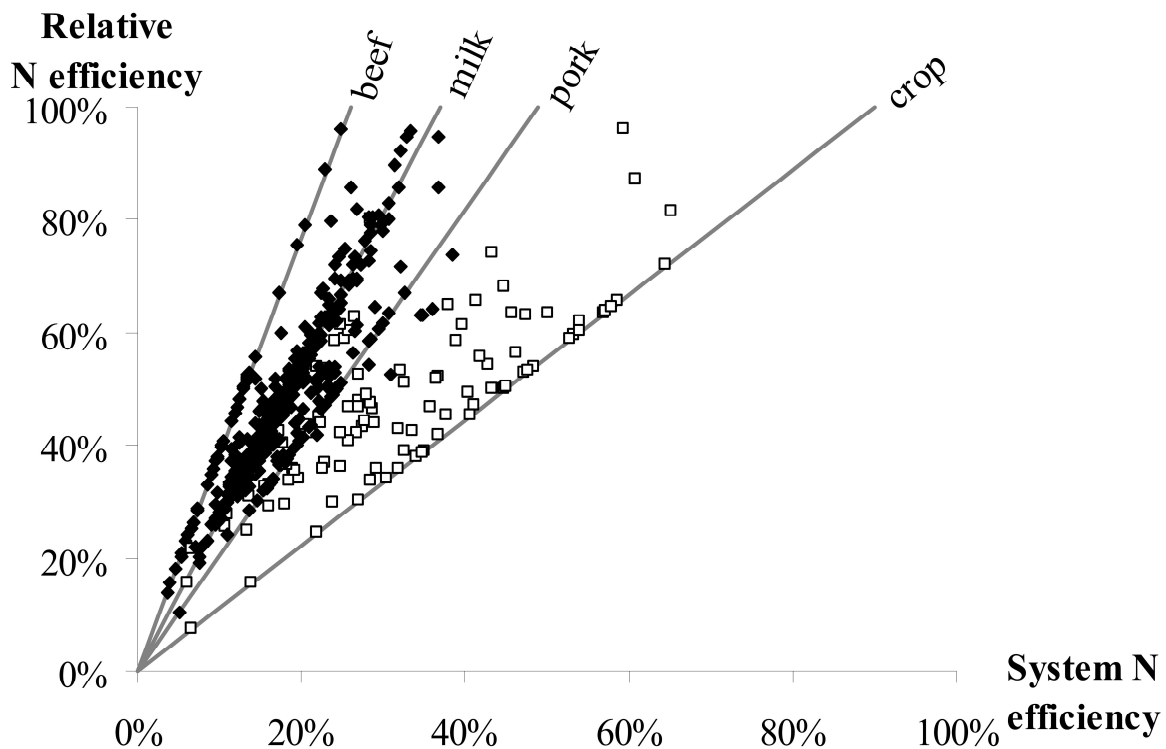


Figure III.4. Comparison of system N efficiency and relative N efficiency for the 557-farm sample

Farming systems with crops (empty squares) have greater system N efficiency than farming systems without crops (black diamonds), but not necessarily greater relative N efficiency. Diagonal lines show specialized farming systems. Twelve outliers with relative N efficiency > 100% are not shown

3.3. Relative N efficiency as a reliable diagnosis tool

Relative N efficiency helps to better estimate any farming system's "room for improvement". Within each category, some farms lie below 30% and others above 50% of their potential efficiency, which illustrates a large gap between actual and potential efficiency for some farms. Therefore, relative N efficiency can be a useful diagnostic tool to quickly assess if production could be improved on a given farm (but not how to improve it).

In order to test the robustness of relative N efficiency, we checked the effect of 1000 random $\pm 20\%$ changes of all potential efficiencies simultaneously on the relative N efficiency of the nine average farming systems described in Table III.1. This uncertainty analysis led to rank

correlations greater than 0.95 between relative N efficiency of all animal farming systems except beef & crops, and greater than 0.90 between all farming systems except crops. Rank correlations between crops and other systems ranged from 0.65-0.87. Therefore, $\pm 20\%$ uncertainty in potential efficiency did not strongly affect the ranking of farming systems and thus the interest of relative N efficiency for comparing them.

The relative N efficiency indicator was based on many hypotheses about potential efficiencies. Since these hypotheses were comforted by comparing relative N efficiency to relative residual input, and since $\pm 20\%$ uncertainty did not have profound effects on relative N efficiency results, this indicator seems reliable. Unlike a statistical approach, it can be calculated with a small dataset or even for one farm, making it a convenient tool for farm diagnosis. Calculating N efficiency for each net output is simple and allows comparisons between breeds or production methods that produce different proportions of co-products such as milk and meat.

3.4. Limits of relative N efficiency

3.4.1. Limits due to estimation of N flows

Twelve outliers (2.2% of the sample) had relative N efficiencies greater than 100%. Due to the high values used for potential N efficiencies, it is unlikely that these incorrect results come from efficient farming systems exceeding the indicator's limits. It is more probable that some N inputs were underestimated. This hypothesis is strengthened by the fact that all outlier farms had net inputs lower than the mean of 343 kg N ha⁻¹, and nine of them were in the lowest 10% of farms (below 95 kg N ha⁻¹). Eight of them had over two thirds of permanent pasture in their agricultural area, while two had over one third of temporary grasslands with clover in their AA. A small underestimation in symbiotic fixation or a small overestimation of soil N storage in these farms with low inputs could thus have a large impact on relative N efficiency.

In our sample, most flows derived from purchases and sales of products. For most inputs, this method had low uncertainty (Oenema et al., 2003). For soil N changes and biological fixation by legumes, however, rough calculation rules were used due to the lack of data for the former and to the large uncertainty in the latter. Biological N fixation was already recognized as a large source of uncertainty in farm N budgets (Nimmo et al., 2013; Payraudeau et al., 2007), while soil N change is usually ignored due to its complexity. Since these variables were found to be highly influential on N efficiency in another study (Godinot et al., 2014), more work is needed to better estimate them to reduce uncertainty and avoid relative N efficiency aberrations.

3.4.2. Limits due to potential N efficiency values

The highest potential N efficiency values found in the literature were used in this work. These do not consider production potential linked to local conditions, such as soil fertility, climate, water availability, pests and weeds. Nor do they consider input availability, crop and animal breed choices or farm equipment. Moreover, actual N use efficiency at the system scale is substantially lower than what can be achieved in research experiments (Goulding et al., 2008).

Therefore, the potential N efficiencies used in this study should not be considered as realistic targets, but rather as initial maximum values to calculate relative N efficiency.

The same uptake efficiency (soil compartment to harvestable crop, Table III.2) was used for all crops, though plants have different N efficiencies. For instance, cereals are more N efficient than vegetables (Task Force on Reactive Nitrogen, 2011). Since references could not be found in the literature for different crop categories, it appeared more simple and robust to use a single value. This could be improved in further development of the indicator when references are available. Similarly, only the highest value of harvest efficiency (95%) was used. It corresponds to silage maize, whose above-ground biomass is almost entirely harvested, while most crops leave large amounts of residues in fields. However, the assumption of recycling of crop residues when calculating relative N efficiency moderates this issue. For instance, harvesting 95% of a crop and recycling 5% leads to a potential crop efficiency of 90% (see section 2.4), while harvesting 50% and recycling 50% (common for some vegetables) leads to a potential crop efficiency of 82%. Moreover, most crops relocate N into grains at maturity, greatly increasing their N harvest index compared to their biomass harvest index.

Net flows of animals were calculated by subtracting animals of each species purchased from those sold. However, animal age has a major impact on N use efficiency: feed conversion ratio usually decreases with age, but the needs of the mother for pregnancy, maintenance and milk production greatly reduces the efficiency of young animals. Therefore, considering all animals of the same species equal is an imperfect solution. This bias favors farming systems that buy young animals instead of breeding them. To estimate the importance of this bias to relative N efficiency, we compared pig farms that only breed (n=10), only fatten (n=19) or do both (n=50). No significant difference was found for relative N efficiency between these groups ($F(2, 76) = 2.297$; $p = 0.107 > 0.05$). The bias was therefore considered acceptable, and the indicator was not modified to address this specific point. Animal efficiency does not consider their feed and/or forage rations. It is known that feed N content impacts feed conversion ratio (Powell et al., 2010). For the sake of generality, a single value was chosen for the potential efficiency of all rations for a given animal product. Different animal breeds also have different feed conversion ratios, which were not considered in this simple indicator. All farm manure was considered to be recycled on cropping systems. Exporting it to other farms did not modify the indicator, since it was then considered to be recycled in other farming systems and treated as a negative fertilizer input. However, best available techniques for manure storage and management are not yet widespread. Therefore, the assumption that 77% of manure N is recycled into the soil seems highly optimistic.

In spite of these limits, a $\pm 20\%$ uncertainty on potential efficiencies did not greatly affect the ranking of average farming systems, making relative N efficiency a perfectible but reliable indicator. Differences in calculation perimeters between crops and animal products, however, make uncertainty a bigger issue when comparing crop farming systems and animal farming systems.

4. Conclusion

Relative N efficiency is a novel indicator that compares observed system N efficiency to a potential value that could be attained for a similar combination of farm products. It thus considers production type when calculating N efficiency at the farming system scale, making relative comparisons possible among different farming systems. The main utility of this indicator is to compare relative efficiencies of farms that produce products of different trophic levels, which is more useful to farmers than the correct but unhelpful observation that producing more crops and fewer animal products increases absolute N efficiency. It is particularly useful for comparing mixed farming systems to each other or to specialized systems. It also provides a simple assessment of the theoretical room for improvement of a given farm. However, the simplifying hypotheses used to calculate it must be considered when comparing results. Furthermore, it is important to keep in mind that modifying a farm's outputs, *i.e.* producing more crops and fewer animal products, remains a very effective way to increase N efficiency.

Acknowledgements

The authors are grateful to Michelle and Michael S. Corson for English proofreading and comments about the manuscript.

Chapitre IV. Evaluation de l'efficacité d'utilisation de l'azote et des pertes azotées potentielles des systèmes agricoles des 27 pays membres de l'Union Européenne

Ce chapitre correspond à un article en cours de rédaction, qui sera proposé à la revue *Nutrient Cycling in Agroecosystems* avant la fin de l'année 2014.

1. Introduction

L'Union européenne est une des régions agricoles les plus productives au monde par unité de surface (Haberl et al., 2007 ; Monfreda et al., 2008). Cette forte productivité est permise entre autres par l'usage massif d'intrants agricoles, notamment d'engrais azotés (Mueller et al., 2012) et d'aliments du bétail importés (Lassaletta et al., 2014). Cependant, à l'échelle de l'Union européenne, seulement 31% de l'azote des intrants agricoles se retrouvent effectivement dans les produits agricoles (Leip et al., 2011b). Il en résulte d'importantes fuites d'azote vers l'environnement, qui engendrent des impacts conséquents sur les écosystèmes, la biodiversité, la qualité de l'eau et de l'air et la santé humaine (Sutton et al., 2011). Rockstrom et al. (2009) identifient la perturbation du cycle biogéochimique de l'azote comme l'un des enjeux environnementaux les plus importants à l'échelle planétaire. L'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote (c.-à-d. l'amélioration du ratio entre azote des produits finis et azote nécessaire à la production) est donc une des clés pour répondre à la fois à la demande alimentaire mondiale croissante et à la nécessaire diminution de l'impact environnemental de l'agriculture (Sutton et al., 2011).

L'amélioration de l'efficacité de l'azote peut être envisagée à différentes échelles : génome, plante, parcelle, exploitation, territoire. L'échelle territoriale représente un enjeu de recherche important. En effet, cette échelle d'approche englobante permet de prendre en compte les différents flux biogéochimiques de l'azote et de proposer des actions inenvisageables à l'échelle de l'exploitation agricole (échanges d'effluents, assolements concertés, trames paysagères, gestion des eaux résiduaires, etc.). C'est également une échelle pertinente pour analyser les spécificités nationales des productions agricoles, les politiques agricoles et environnementales menées par l'Union européenne (Velthof et al., 2014) et pour prioriser les mesures d'action limitant les risques environnementaux (Leip et al., 2011a). Afin d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote dans un territoire, il est nécessaire de se doter d'indicateurs permettant sa quantification.

Les indicateurs de gestion de l'azote les plus utilisés à l'échelle territoriale n'abordent qu'indirectement l'efficacité d'utilisation de l'azote par l'estimation des pertes azotées du territoire, via des approches de modélisation (Moreau et al., 2013) ou des bilans azotés (Dalgaard et al., 2012). Le calcul de l'efficacité azotée à l'échelle des territoires est encore peu documenté mais se développe.

1.1. Indicateurs de pertes azotées utilisés à l'échelle territoriale

Préconisés depuis plus d'un siècle à l'échelle de la parcelle pour piloter la fertilisation ou quantifier un excédent azoté (Allison, 1955), les bilans d'azote sont aussi réalisés à l'échelle de l'exploitation considérée comme une boîte noire (Schröder et al., 2003 ; Simon et al., 2000) ou comme une somme de parcelles (balance globale azotée et bilan Basculé ; (Benoît, 1992 ; CORPEN, 2006). De la même façon, la balance globale azotée à l'échelle nationale (en anglais, *gross nitrogen budget* ou *land nitrogen budget*) est un indicateur agri-environnemental mis en place depuis plusieurs années par l'Union européenne et l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OECD et EUROSTAT, 2007). Cette balance globale azotée est la différence entre les entrées d'azote au sol (engrais de synthèse, effluents d'élevage, fixation symbiotique, dépôt atmosphérique, etc.) et les sorties par les productions végétales (cultures récoltées et fourrages consommés par les animaux d'élevage). Cette différence représente l'excédent d'azote du sol, potentiellement stocké ou émis vers l'environnement.

Le bilan apparent de l'azote (en anglais, *farm-gate balance*) peut également être mis en œuvre à l'échelle territoriale. Plus intégratif que le précédent, il inclut l'azote apporté au sol et l'azote nécessaire aux productions animales, sous formes d'importations d'animaux et d'aliments du bétail et considère en sorties les produits végétaux exportés et les produits animaux (de Vries et al., 2011) et non les cultures destinées à l'alimentation du bétail. De ce fait, il est reconnu comme un meilleur indicateur de la gestion globale de l'azote en agriculture que la balance azotée globale (Leip et al., 2011c). Cet indicateur est en outre plus simple à calculer puisqu'il n'est pas nécessaire d'estimer les flux et pertes internes au système agricole : consommation de fourrages par les animaux, effluents d'élevage épandus sur les cultures, pertes gazeuses dans les bâtiments d'élevage, etc. En revanche, son calcul à l'échelle nationale implique de déterminer la part des importations destinée à l'activité agricole et celle destinée à d'autres secteurs, comme l'alimentation humaine.

Quoi qu'il en soit, balance globale azotée et bilan apparent souffrent de certaines limites :

- Les variations de stocks d'azote du sol sont rarement prises en compte dans leur calcul (de Vries et al., 2011).
- L'azote émis par la fabrication et le transport des intrants importés n'est pas comptabilisé, ce qui favorise les systèmes de production les plus importateurs au détriment de ceux qui produisent leurs intrants, aliments du bétail notamment (Schröder et al., 2003). Nous qualifierons d'indirecte cette émission dans la suite du document.

Le bilan apparent de l'azote à l'échelle du système de production, ou bilan systémique (en anglais, *System Nitrogen Balance*, SyNB ; Godinot et al., 2014) ; chapitre II), lève ces limites en exprimant le potentiel de pertes azotées vers l'environnement immédiat en tenant compte des variations d'azote du sol, ainsi que le potentiel de pertes lié aux importations d'intrants.

1.2. Indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote utilisés à l'échelle territoriale

L'efficacité d'utilisation de l'azote (en anglais, *Nitrogen Use Efficiency*, NUE) est l'indicateur le plus utilisé à cette échelle (Alvarez et al., 2014 ; Leip et al., 2011b ; Liu et al.,

2008). C'est d'ailleurs un des indicateurs proposés par la Commission européenne pour l'évaluation environnementale de la Politique Agricole Commune (European Commission, 2000). Il est par ailleurs envisagé par la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe comme instrument légal pour l'implémentation du protocole de Göteborg (UNECE, 2012). L'indicateur NUE présentant les mêmes limites que les bilans azotés classiquement utilisés, Godinot et al (2014 ; chapitre II) ont proposé un indicateur d'efficacité du système de production (en anglais, *System Nitrogen Efficiency*, SyNE) qui permet d'étudier l'efficacité d'une exploitation agricole en prenant en compte ces limites : variations d'azote du sol, azote lié à la fabrication des intrants utilisés, calcul des flux nets entrant et sortant du territoire. De la même manière que NUE, cet indicateur pourrait être décliné à l'échelle territoriale.

Par ailleurs, l'UNECE insiste sur le fait que l'efficacité d'utilisation de l'azote est très liée au type de système de production évalué (UNECE, 2012). Par essence, un système de production dominé par les animaux aura une plus faible efficacité d'utilisation de l'azote qu'un système de production dominé par les végétaux (voir Chapitre III). Pour intégrer ce point, certains auteurs ont mobilisé les concepts écologiques d'autotrophie ou d'hétérotrophie en azote pour caractériser les territoires selon leur production dominante, animale ou végétale (Billen et al., 2010). Nous avons proposé dans le chapitre III un troisième indicateur d'efficacité appelé efficacité relative de l'azote (en anglais *Relative Nitrogen Efficiency*, RNE) lié aux précédents, qui exprime l'efficacité azotée d'un territoire en tenant compte de la proportion des différentes productions animales et végétales de celui-ci.

L'objet de ce travail (chapitre IV) est d'utiliser les 3 indicateurs proposés ci-dessus pour décrire l'utilisation de l'azote en agriculture à l'échelle, intégrative, du territoire pour 27 Etats membres de l'Union européenne (UE27). Ces trois indicateurs permettent donc de calculer, à l'échelle des territoires nationaux, le bilan systémique de l'azote (SyNB), l'efficacité d'utilisation de l'azote (SyNE) et l'efficacité relative de la production nationale (RNE). Ces informations complémentaires devraient permettre de mieux appréhender les spécificités de chaque Etat membre et ses marges de progrès.

2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation des indicateurs

Trois indicateurs, décrits dans les chapitres 2 et 3 de ce manuscrit ont été calculés à l'échelle nationale : System Nitrogen Balance (SyNB), System Nitrogen Efficiency (SyNE) et Relative Nitrogen Efficiency (RNE), selon les formules détaillées page suivante.

$$\text{SyNB} = \sum_{j=1}^n \text{entrées nettes}_j + \sum_{k=1}^p \text{pertes indirectes}_j - \sum_{i=1}^m \text{sorties nettes}_i - \Delta N_{\text{sol}}$$

$$\text{SyNE} = \frac{\sum_{i=1}^m \text{sorties nettes}_i}{\sum_{j=1}^n \text{entrées nettes}_j + \sum_{k=1}^p \text{pertes indirectes}_j - \Delta N_{\text{sol}}}$$

$$\text{efficacité atteignable} = \frac{\sum_{i=1}^m \text{sorties nettes}_i}{\sum_{i=1}^m \text{efficacité atteignable}_i}$$

$$\text{RNE} = \frac{\text{SyNE}}{\text{efficacité atteignable}}$$

Avec :

- $\sum_{j=1}^n \text{entrées nettes}_j$, la somme des n importations nettes d'azote issues des aliments du bétail, des semences, des effluents d'élevage, des engrais minéraux, des engrais organiques, de la fixation symbiotique des légumineuses, du dépôt atmosphérique et des émissions directes liées à la combustion énergétique ;
- $\sum_{k=1}^p \text{pertes indirectes}_j$, la somme des p pertes nettes d'azote liées à la fabrication des aliments du bétail, des semences, des engrais minéraux et des sources d'énergie ;
- $\sum_{i=1}^m \text{sorties nettes}_i$, la somme des m productions nettes d'azote par les cultures et les différents produits animaux (lait, viande, œufs, laine, etc. ; voir Tableau IV.1) ;
- ΔN_{sol} , la variation annuelle du stock d'azote du sol (variation négative pour un déstockage d'azote organique du sol, et positive pour une augmentation de la teneur en azote) ;
- **efficacité atteignable_i**, l'efficacité maximale atteignable pour un produit i donné (voir Tableau IV.1).

La Figure IV.1 (p. 84) présente la différence de mode de calcul entre NUE et SyNE.

Pour le calcul de l'efficacité relative des productions (RNE), les valeurs d'efficacité maximale atteignable présentées dans le Tableau IV.1 ont été utilisées. Elles sont basées sur les références les plus élevées à l'échelle d'une exploitation agricole trouvées dans la bibliographie. De plus, elles intègrent un recyclage maximal des résidus de culture et des effluents d'élevage ; ces flux d'azote recyclé améliorent l'efficacité des différentes productions car ils se substituent à des apports d'azote extérieurs (voir Chapitre III).

Tableau IV.1. Efficacité maximale atteignable selon le type de produit

Type de produit	Efficacité maximale atteignable
Bovin viande (+ équins et petits ruminants)	0,26
Coproduits : miel, laine	1,00
Cultures	0,90
Lait (toutes espèces)	0,39
Œufs	0,48
Porc	0,49
Volaille (+ lapin)	0,59

Pour les productions secondaires, les données d'efficacité maximale atteignable ont été estimées par analogie. Les équins, caprins et ovins destinés à la production de viande ont été assimilés aux bovins viande ; les ovins et caprins laitiers aux vaches laitières ; les lapins aux volailles. La laine a été considérée comme un sous-produit du lait et de la viande, il lui a donc été attribué une efficacité maximale de 1,00. Cela revient à affecter toutes les dépenses métaboliques et les pertes d'azote associées aux coproduits principaux (lait et viande). De même, la production de miel a été considérée comme un sous-produit des cultures avec une efficacité maximale de 1,00.

2.2. Données utilisées pour le calcul des flux d'azote à l'échelle des 27 Etats membres

Les données nécessaires au calcul de SyNB, SyNE et RNE ont été collectées, pour chacun des 27 Etats membres de l'Union européenne, de 2000 à 2008. L'entrée récente de la Croatie dans l'Union n'a pas permis de disposer de toutes les données nécessaires au calcul des indicateurs pour ce pays et il n'est donc pas pris en compte dans ce travail.

Les données d'occupation des sols sont issues du service statistique de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO, 2014). Elles incluent la surface de terres arables, en prairies permanentes et en cultures pérennes. La surface agricole utile (SAU) nationale est définie comme la somme de ces trois composantes.

Les entrées d'azote par les produits de la mer ont été négligées, de même que les productions aquacoles. La forêt ne fait pas non plus partie du périmètre analysé.

2.2.1. Entrées d'azote

La base de données de la FAO (2014) fournit des données sur les importations annuelles de 77 cultures. Les données exprimées en tonnes brutes ont été converties en tonnes d'azote grâce aux teneurs en azote issues de la base de données de la FAO (2014), de la base de données Feedipedia (INRA et al., 2013) et de Lassaletta et al. (2014b). Pour les trois indicateurs étudiés, à l'échelle de la « ferme-pays », seules les importations destinées au secteur agricole sont à prendre en compte. Les importations totales de chaque culture ont donc été réparties proportionnellement à ses différents usages nationaux (FAO, 2014) afin que seule la fraction des importations destinée aux semences et aux aliments du bétail soit considérée comme une entrée d'azote dans le territoire.

Certaines données nécessaires au calcul de la balance azotée nationale par l'Union européenne sont disponibles dans la base de données EUROSTAT (2014), directement exprimées en tonnes d'azote. C'est le cas pour l'utilisation des engrais minéraux et organiques (hors effluents d'élevage).

Le dépôt atmosphérique d'azote a été calculé à partir des données du European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP, 2014a), il inclut les retombées totales (agricoles et non agricoles) d'azote sous ses formes oxydée et réduite. La proportion de ce dépôt retombant sur les terres agricoles a été estimée par la proportion de la surface agricole utile d'un territoire sur la surface totale de terres du territoire, conformément aux recommandations pour le calcul des balances azotées globales nationales (EUROSTAT, 2013).

La fixation symbiotique de l'azote par les légumineuses pures est également issue de la base de données EUROSTAT (2014). Une contribution fixe de 4 kg N.ha⁻¹ SAU est incluse dans ces données pour tenir compte de la fixation par les micro-organismes du sol (OECD et EUROSTAT, 2007). Cependant, il est généralement proposé de ne calculer la fixation non-symbiotique que pour les cultures annuelles (Baddeley et al., 2014 ; Smil, 1999). Nous avons donc recalculé ce chiffre en soustrayant 4 kg N.ha⁻¹ aux cultures permanentes et aux prairies.

Les importations, exportations et variations de stocks d'effluents d'élevage sont des valeurs issues d'EUROSTAT (2014).

Enfin, la consommation de produits pétroliers et de gaz par le secteur agricole a aussi été fournie par EUROSTAT (2014) et a été convertie en émissions azotées grâce à des facteurs d'émission (Godinot et al., 2014).

2.2.2. Sorties d'azote

Les données de production végétale nationale sont issues de la base de données de la FAO (2014). De la même manière que pour les importations végétales, les données ont été converties en tonnes d'azote. Pour les trois indicateurs étudiés, à l'échelle de la « ferme-pays », seule la production exportée hors de l'exploitation est comptabilisée, la production autoconsommée étant un flux interne n'intervenant pas dans le bilan. La production de chaque culture a donc été répartie proportionnellement à ses différents usages nationaux (FAO, 2014) afin que la fraction destinée aux semences et aux aliments du bétail utilisés dans le pays soit soustraite du total.

Pour les produits animaux, la FAO fournit directement la production nette en déduisant les importations d'animaux vivants. Ces données, exprimées en tonnes de viande ou en tonnes de produit brut ont été converties en tonnes d'azote contenues dans les animaux vivants à partir des teneurs en azote disponibles dans la base de données de la FAO (FAO, 2014) et des données proposées par Leip et al. (2011b).

2.2.3. Pertes indirectes

Les pertes indirectes liées à la fabrication et au transport des importations nettes de cultures ont été estimées à partir de données d'inventaire de cycle de vie présentées dans le chapitre II, de même que les pertes indirectes liées à la production et au transport des carburants et du gaz utilisés par l'agriculture. Compte tenu du manque de détail sur la nature des engrais azotés utilisés par chaque pays, les pertes indirectes liées à la fabrication des engrais minéraux ont été estimées à 2% de leur contenu en azote pour tous les pays d'Europe.

2.2.4. Variation du stock d'azote organique du sol

La variation du stock d'azote dans les sols a été estimée à partir des surfaces de terres arables et de terres portant des cultures pérennes ou des prairies et d'un ratio C/N de 12 pour la matière organique du sol (Leip et al., 2008).

Pour les cultures annuelles, une perte de 70 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ a été proposée alors que les cultures pérennes et les prairies stockent 43 kg N.ha⁻¹.an⁻¹ (Vleeshouwers and Verhagen, 2002).

2.2.5. Calcul des entrées et sorties nettes d'azote

Une des différences essentielles entre SyNE et NUE est le calcul des entrées et des sorties nettes d'azote, qui permet de corriger un biais lorsque des produits comparables entrent et sortent du système de production (voir chapitre II).

Pour les produits végétaux, la teneur en protéines est un critère judicieux pour estimer si deux produits sont substituables, notamment en alimentation animale. Nous avons donc regroupé les cultures en deux catégories : celles riches en protéines, contenant plus de 15% de protéines brutes (teneur en azote $\times 6,25$), et celles pauvres en protéines contenant moins de 15% de protéines brutes. Toutes les cultures appartenant à une même catégorie de teneur en protéine sont considérées comme substituables. Si pour une teneur en protéines donnée, la production nationale est supérieure aux importations, alors les sorties nettes sont calculées par différence entre production et importations et les entrées nettes sont égales à zéro. En revanche, si pour une teneur en protéine donnée, les importations sont supérieures à la production nationale, alors les entrées nettes sont calculées par la différence entre importations et production et les sorties nettes sont égales à zéro (Figure IV.1).

Les sorties nettes d'animaux sont calculées directement par la FAO (2014) comme la différence entre animaux vivants importés et production nationale d'animaux. Aucun des Etats membres de l'Union européenne n'important plus d'animaux vivants qu'elle n'en produit, les entrées nettes d'animaux sont toujours égales à zéro.

Concernant les effluents d'élevage, les entrées nettes sont calculées par différence entre importations et exportations. Les effluents d'élevage ne sont pas des produits dont on cherche à maximiser la quantité, contrairement aux productions végétales ou animales. En revanche, ils représentent un intrant azoté important pour la production végétale. De ce fait, ils sont systématiquement considérés comme des entrées d'azote, qui peuvent être négatives lorsque les exportations supérieures aux importations (Godinot et al., 2014) ; Figure IV.1).

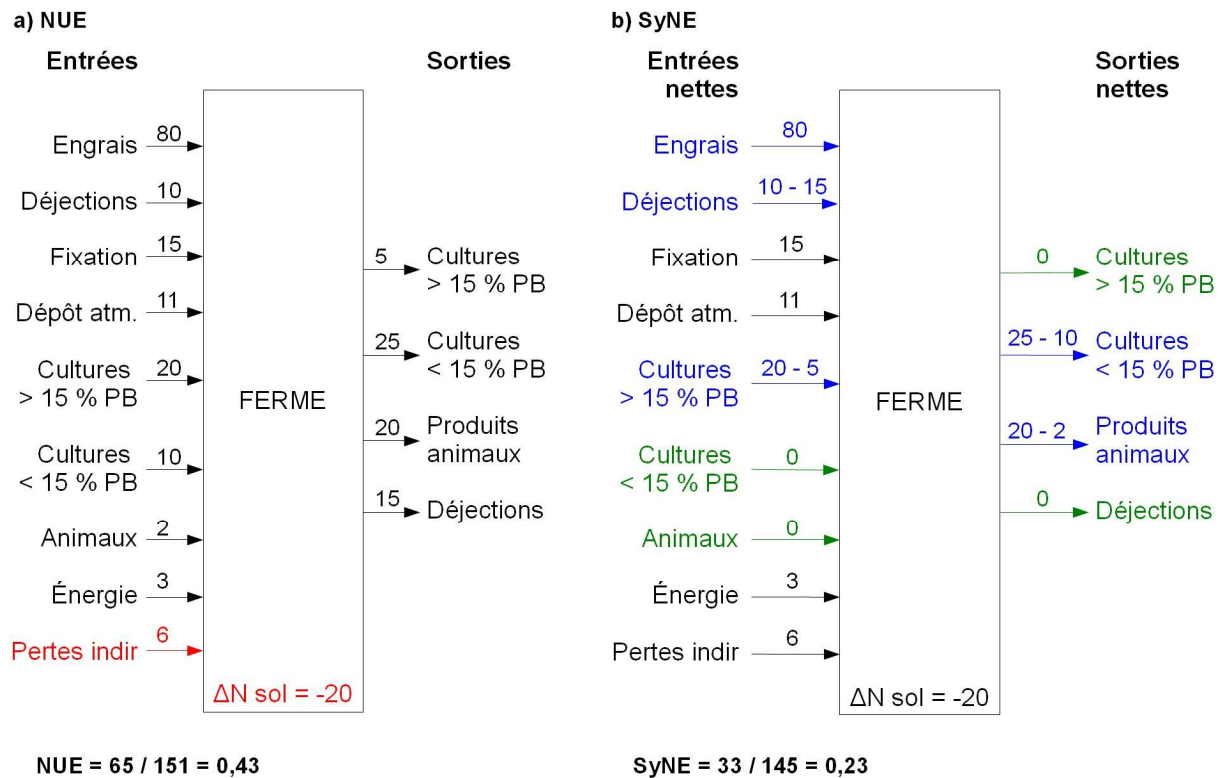


Figure IV.1. Représentation schématique comparée du calcul des indicateurs Nitrogen Use Efficiency (NUE, schéma a) et System Nitrogen Efficiency (SyNE, schéma b).

Données fictives à titre d'exemple. Les termes en rouge ne sont pas pris en compte dans le calcul de NUE. Les termes en vert sont déduits des termes bleus correspondants pour le calcul des entrées et sorties nettes : par exemple, les entrées d'animaux (en vert), sont déduites des sorties de produits animaux (en bleu). atm. : atmosphérique ; PB : protéine brute ; indir : indirectes ; $\Delta N \text{ sol}$: variation du stock d'azote du sol.

2.3. Analyses statistiques

Les analyses statistiques (moyenne, quantiles et écarts-type, coefficient de corrélation de Pearson) ont été réalisées avec le logiciel R (R Core Team, 2014).

Tableau IV.2. Principaux flux d'azote entrant et sortant des Etats membres de l'UE27 (kg N.ha⁻¹ SAU.an⁻¹) et indicateurs d'efficience de l'azote (SyNE, RNE, NUE, sans unité) et de pertes azotées potentielles (SyNB, kg N.ha⁻¹ SAU.an⁻¹), en moyenne pour les années 2000 à 2008

Pays	SAU (1000 ha)	Cultures nettes	Animaux nets	Ferti. minérale	Depôt N	Import cultures	Fixation biol. N	Intrants indir.	Comb. énergie	Ferti. org.	ΔN sol	SyNB	SyNE	RNE	NUE
Allemagne	16992	32	24	106	17	0	7	2	3	5	-35	120	0,32	0,54	0,46
Autriche	3299	15	16	33	13	10	8	2	2	2	-4	44	0,42	0,78	0,49
Belgique	1385	9	57	106	18	96	5	22	14	-4	-25	216	0,23	0,51	0,38
Bulgarie	5300	15	4	30	9	0	5	1	1	0	-26	52	0,27	0,38	0,45
Chypre	147	4	33	43	4	77	5	14	6	1	-40	153	0,19	0,42	0,31
Danemark	2671	15	37	80	12	52	4	8	4	4	-54	164	0,24	0,47	0,39
Espagne	28984	4	9	37	7	14	4	2	2	1	-7	61	0,17	0,33	0,24
Estonie	874	7	8	29	6	1	9	1	2	0	-30	64	0,19	0,35	0,38
Finlande	2260	13	12	70	3	9	4	2	5	0	-67	135	0,16	0,29	0,30
France	29553	30	14	79	12	8	14	3	3	1	-27	102	0,30	0,47	0,41
Grèce	8363	6	4	28	7	2	4	1	3	0	3	31	0,26	0,45	0,31
Hongrie	5841	23	9	49	12	7	5	2	1	-5	-45	85	0,27	0,38	0,48
Irlande	4323	1	17	83	8	11	1	4	2	1	13	76	0,20	0,56	0,20
Italie	14859	15	15	51	15	17	16	3	4	1	-16	92	0,25	0,45	0,34
Lettonie	1693	8	5	22	7	1	13	1	1	0	-27	60	0,17	0,28	0,30
Lituanie	2816	10	7	41	9	1	6	1	0	0	-32	74	0,19	0,32	0,32
Luxembourg	129	10	21	115	18	9	3	4	4	1	-10	132	0,19	0,46	0,25
Malte	10	0	108	61	11	307	4	99	0	0	-56	431	0,20	0,44	0,38
Pays-Bas	1934	0	90	148	23	177	4	34	8	-7	-15	312	0,22	0,52	0,32
Pologne	16643	12	11	56	13	4	5	2	4	0	-43	104	0,19	0,32	0,32
Portugal	3788	0	11	33	5	23	2	5	3	1	1	60	0,16	0,37	0,23
Rép. Tchèque	4263	18	11	70	14	1	13	2	2	2	-42	116	0,20	0,32	0,35
Roumanie	14321	10	6	18	10	0	8	0	0	0	-28	49	0,24	0,39	0,46
Royaume-Uni	17225	15	14	71	9	9	6	3	1	4	5	69	0,29	0,52	0,32
Slovaquie	2094	18	8	39	12	1	12	1	1	3	-32	75	0,26	0,39	0,43
Slovénie	503	3	20	62	15	15	3	3	4	0	4	75	0,24	0,56	0,31
Suède	3159	16	12	56	4	9	13	3	2	1	-52	111	0,21	0,36	0,36
Moyenne	7164	11	22	60	11	32	7	8	3	0	-25	113	0,23	0,43	0,35

Les pays dont le nom est présenté sur fond rose ont une production nette (cultures nettes + animaux nets) à plus de 60% animale, les pays sur fond vert à plus de 60% végétale. Ferti. : fertilisation ; intrants indir. : pertes indirectes liées à la fabrication et au transport des intrants ; biol. : biologique ; comb. : combustion ; org. : organique ; ΔN sol : variation de l'azote du sol ; SyNB : bilan systémique azoté du territoire ; SyNE : efficience azotée du territoire ; RNE : efficience relative de l'azote ; NUE : efficience d'utilisation de l'azote sur le territoire

3. Résultats

3.1. Flux nationaux d'azote

Le Tableau IV.2 présente, pour chacun des 27 pays de l'UE, les flux d'azote moyens en kg N.ha⁻¹ SAU pour la période 2000-2008.

Les productions végétales nettes sont en moyenne de 11 kg N.ha⁻¹ SAU, et varient de 0 à 32 kg N.ha⁻¹ SAU. Les productions animales nettes sont en moyenne de 22 kg N.ha⁻¹ SAU et varient de 4 à 108 kg N.ha⁻¹ SAU. Durant cette période, dix Etats membres (identifiés par leur couleur rose dans le Tableau IV.2) ont une production nette à plus de 60% animale. Cette spécialisation est particulièrement marquée à Malte, aux Pays-Bas et au Portugal, pays pour lesquels la production nette de cultures est nulle sur la période, c'est-à-dire qu'ils importent plus de cultures à haute et à basse valeur protéique qu'ils n'en produisent. A l'inverse, sept pays (signalés par une couleur verte dans le Tableau IV.2) ont une production nette à plus de 60% végétale. La Bulgarie est le pays le plus orienté vers les productions végétales, qui représentent près de 80% de sa production nette. Les dix autres pays (sans couleur dans le Tableau IV.2) ont une production nette relativement équilibrée entre productions animales et végétales.

Les niveaux d'intensification (exprimés en azote des produits nets par ha de SAU) des territoires sont également très variés. Cinq Etats membres ont une production nette totale inférieure à 15 kg N.ha⁻¹ SAU (Grèce, Portugal, Lettonie, Espagne et Estonie par ordre croissant), tandis que trois produisent plus de 60 kg N.ha⁻¹ SAU (Belgique, Pays-Bas et Malte par ordre croissant).

La fertilisation minérale est la principale entrée d'azote pour 24 des 27 Etats membres et représente, en moyenne 60 kg N.ha⁻¹ SAU. Les importations nettes d'aliments du bétail (32 kg N.ha⁻¹ SAU) sont la deuxième source d'azote pour huit pays mais la principale pour Chypre, les Pays-Bas et Malte par ordre croissant. Le dépôt atmosphérique est la troisième source d'azote (11 kg N.ha⁻¹ SAU). Il représente plus de 15% des apports azotés dans trois pays utilisant peu d'intrants : Roumanie, Grèce et Autriche par ordre croissant. La fixation biologique de l'azote (7 kg N.ha⁻¹ SAU) est la quatrième source d'azote. La consommation énergétique (3 kg N.ha⁻¹ SAU) est une entrée mineure d'azote pour la plupart des Etats membres ; seuls les Pays-Bas et la Belgique ont des émissions énergétiques supérieures à 6 kg N.ha⁻¹ SAU. La fertilisation organique (0 kg N.ha⁻¹ SAU hors effluents d'élevage) et les échanges d'effluents d'élevage sont négligeables pour la quasi-totalité des pays de l'UE27. Il est à noter toutefois que quatre pays sont des exportateurs nets d'effluents d'élevage : l'Estonie, la Belgique, la Hongrie et les Pays-Bas par ordre croissant.

Les pertes indirectes d'azote (8 kg N.ha⁻¹ SAU) liées à la fabrication des intrants sont très majoritairement liées à la fabrication des aliments du bétail. Par conséquent, elles sont importantes pour les pays les plus importateurs nets d'aliments du bétail : Chypre (14 kg N.ha⁻¹ SAU), Belgique (22 kg N.ha⁻¹ SAU), Pays-Bas (34 kg N.ha⁻¹ SAU) et Malte (99 kg N.ha⁻¹ SAU) sont les quatre pays ayant des pertes indirectes supérieures à 10 kg N.ha⁻¹ SAU.

Enfin, le déstockage d'azote du sol est une source majeure d'azote pour la plupart des Etats membres, avec en moyenne 25 kg N.ha⁻¹ SAU déstockés. Seuls cinq pays ont une variation de stock positive : Portugal, Grèce, Slovaquie, Royaume-Uni et Irlande par ordre croissant.

3.2. Efficacité azotée et efficacité relative de l'azote

L'efficacité azotée et l'efficacité relative de l'azote sont présentées dans le Tableau IV.2, pour les 27 Etats membres de l'UE, en moyenne pour la période 2000-2008.

L'efficacité azotée (SyNE) varie entre 0,16 et 0,42 selon le pays, avec une moyenne de 0,23. L'efficacité relative (RNE) sur cette même période varie entre 0,28 et 0,78 selon le pays, avec une moyenne de 0,43.

SyNE et RNE sont certes corrélées ($r = 0,75, p < 0,001$) mais la comparaison, pays par pays, des deux indicateurs d'efficacité fait apparaître des différences notables (Figure IV.2). On peut notamment observer que les rangs de classement des différents pays ne sont pas les mêmes selon l'un ou l'autre indicateur.

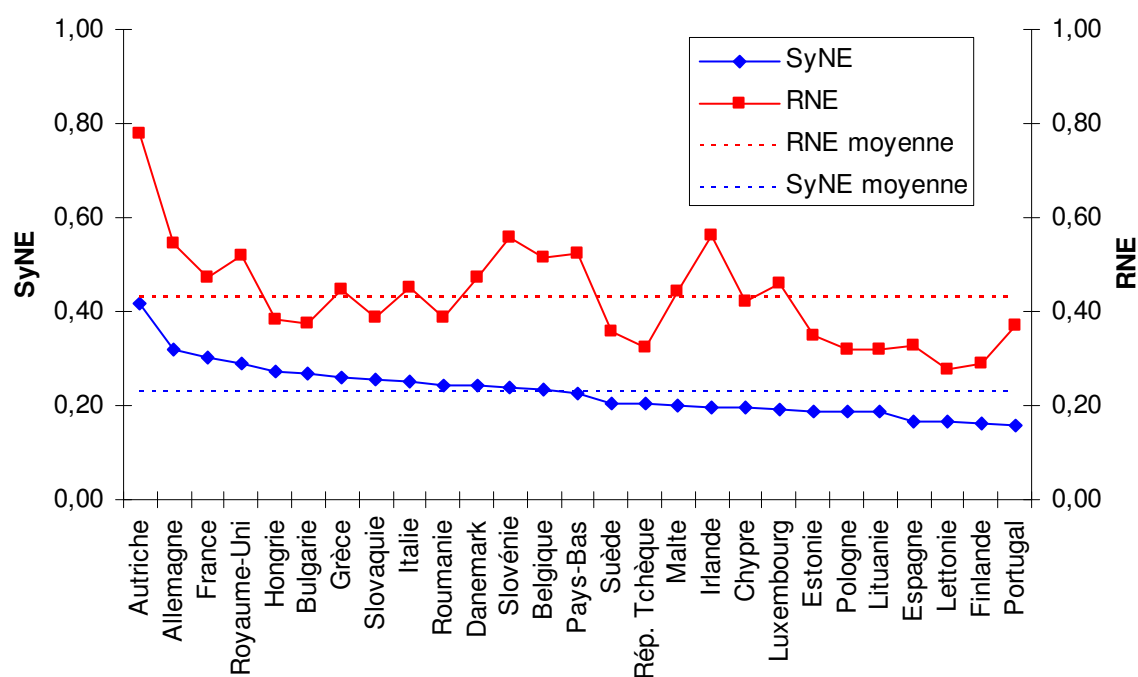


Figure IV.2. Comparaison de l'efficacité azotée (SyNE) et de l'efficacité relative (RNE) des Etats membres de l'UE27 pour la période 2000-2008

Les pays sont classés par efficacité azotée SyNE décroissante.

3.3. Bilan systémique du territoire

Le bilan systémique est en moyenne de 113 kg N.ha⁻¹ SAU pour les 27 Etats membres (Tableau IV.2). Il varie de 31 à 431 kg N.ha⁻¹ SAU. Le bilan systémique apparaît fortement corrélé à la production animale nette ($r = 0,96, p < 0,001$) et aux importations nettes d'aliment ($r = 0,94, p < 0,001$).

La relation arithmétique liant bilan apparent et efficacité (NUE) a été discutée par Ondersteijn et al. (2002). Elle est par construction négative, c'est-à-dire que, pour un niveau de production donné, plus le bilan apparent est élevé, plus l'efficacité est faible. Cette relation est également valide pour le bilan systémique et l'efficacité SyNE.

Cependant, cette relation mathématique est également fonction du niveau de production. La Figure IV.3 fait clairement apparaître que pour une efficacité proche de 0,23, le bilan systémique peut varier de moins de 50 kg N.ha⁻¹ SAU (Roumanie) à plus de 300 kg N.ha⁻¹ SAU (Pays-Bas) selon le niveau de production. De même, pour un bilan systémique proche de 50 kg N.ha⁻¹ SAU, l'efficacité azotée peut varier de 0,16 (Portugal) à 0,42 (Autriche).

Quatre quadrants sont distingués sur la Figure IV.3. Les pays situés dans le quadrant 1 présentent à la fois une meilleure efficacité et un plus faible bilan systémique que la moyenne des 27 Etats de l'UE. C'est le cas, par efficacité décroissante, de l'Autriche, de la France, du Royaume-Uni, de la Hongrie, de la Bulgarie, de la Grèce, de la Slovaquie, de l'Italie, de la Roumanie et de la Slovaquie. Un seul pays du cadran 1, la France, a une production supérieure à la moyenne européenne. Les pays du quadrant 2 présentent à la fois une meilleure efficacité et un plus fort excédent de bilan que la moyenne. Tous ces pays ont également une production nette plus importante que la moyenne européenne (ils sont au dessus de la courbe bleue des sorties nettes moyennes sur la Figure IV.3). C'est le cas, par efficacité décroissante, de l'Allemagne, du Danemark et de la Belgique. Dans le quadrant 3, on trouve les pays qui ont à la fois une efficacité et un bilan systémique plus faibles que la moyenne. Ces pays ont également une production nette plus faible que la moyenne. Il s'agit, par ordre d'efficacité décroissante, de la Suède, de l'Irlande, de l'Estonie, de la Pologne, de la Lituanie, de l'Espagne, de la Lettonie et du Portugal. Enfin, dans le quatrième quadrant, on trouve les pays ayant à la fois une plus faible efficacité et un bilan systémique plus élevé que la moyenne. Il s'agit, par efficacité décroissante, des Pays-Bas, de la République Tchèque, de Malte, de Chypre, du Luxembourg et de la Finlande.

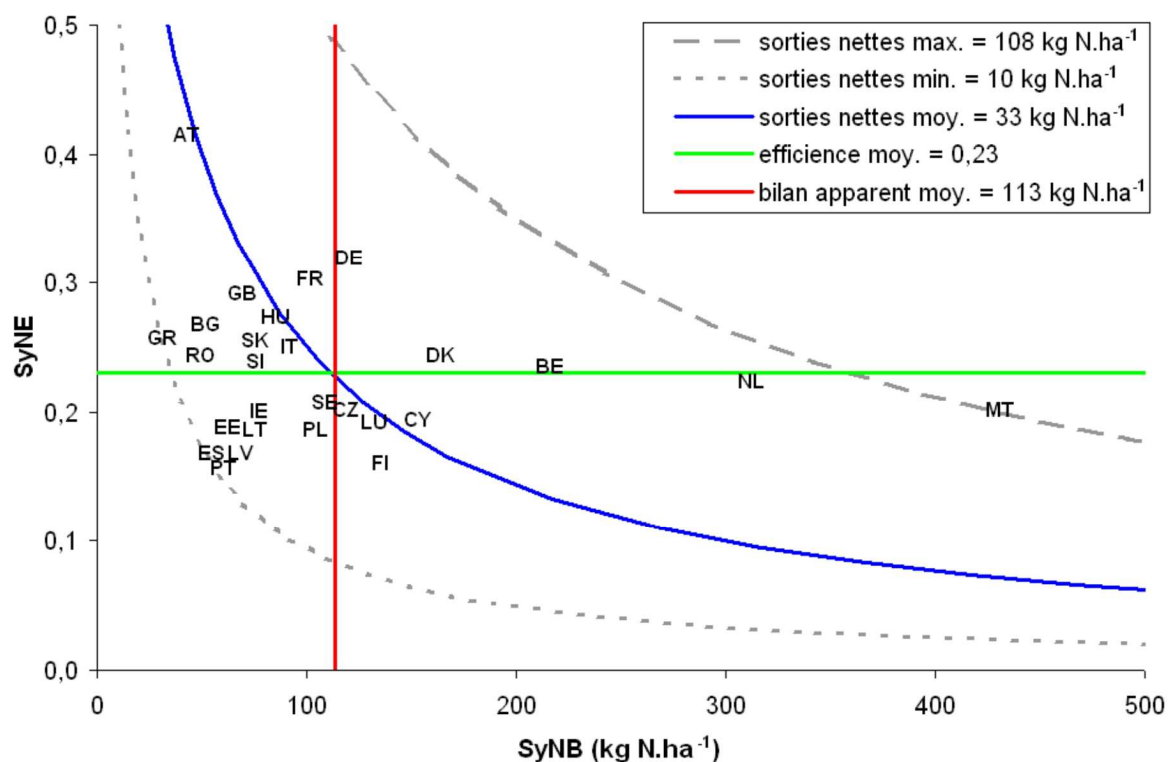


Figure IV.3. Relation entre efficacité azotée (SyNE, sans unité) et bilan systémique (SyNB, kg N.ha⁻¹ SAU) pour les États membres de l'UE27 pour la période 2000-2008

Quatre quadrants (numérotés de 1 à 4) sont délimités par les droites représentant l'efficacité moyenne (en vert) et le bilan systémique moyen (en rouge) des 27 pays. Les courbes de sorties nettes minimale, moyenne et maximale des 27 pays sont calculées par une relation arithmétique entre SyNE et SyNB. Les pays sont représentés par leurs codes ISO 3166.

3.4. Evolution des indicateurs d'efficacité et de bilan systémique

Pour mieux déceler l'évolution des flux et des indicateurs, ceux-ci ont été exprimés sous la forme de moyennes mobiles sur trois ans pour la période 2000-2008. Cette présentation est destinée à gommer les effets climatiques, les variations de stocks et les autres variations annuelles parfois importants (Oenema et al., 2003 ; Westhoek et al., 2014) dans l'étude de tendances pluriannuelles. Une régression linéaire est établie pour chaque pays à partir des sept moyennes tri-annuelles, et permet de juger l'évolution des trois indicateurs sur la période.

Seize pays sur 27 voient leur efficacité azotée (SyNE) progresser de plus de 5% entre 2000-2002 et 2006-2008 (Figure IV.4), tandis que cinq voient leur efficacité diminuer de plus de 5%. Sur cette période, l'efficacité augmente en moyenne de 10%. Elle s'améliore même de plus de 20% pour la Hongrie, la Slovaquie, l'Estonie et le Portugal, par ordre croissant, mais diminue de plus de 20% pour Chypre.

Dans le même temps, le bilan systémique diminue de plus de 5% pour 12 pays (Figure IV.4), et augmente de plus de 5% pour huit pays. En moyenne, il diminue de 3%, et de plus de 20% pour la Slovaquie et le Portugal par ordre croissant. En revanche, il augmente de plus de 20% pour la Lituanie et Chypre, par ordre croissant.

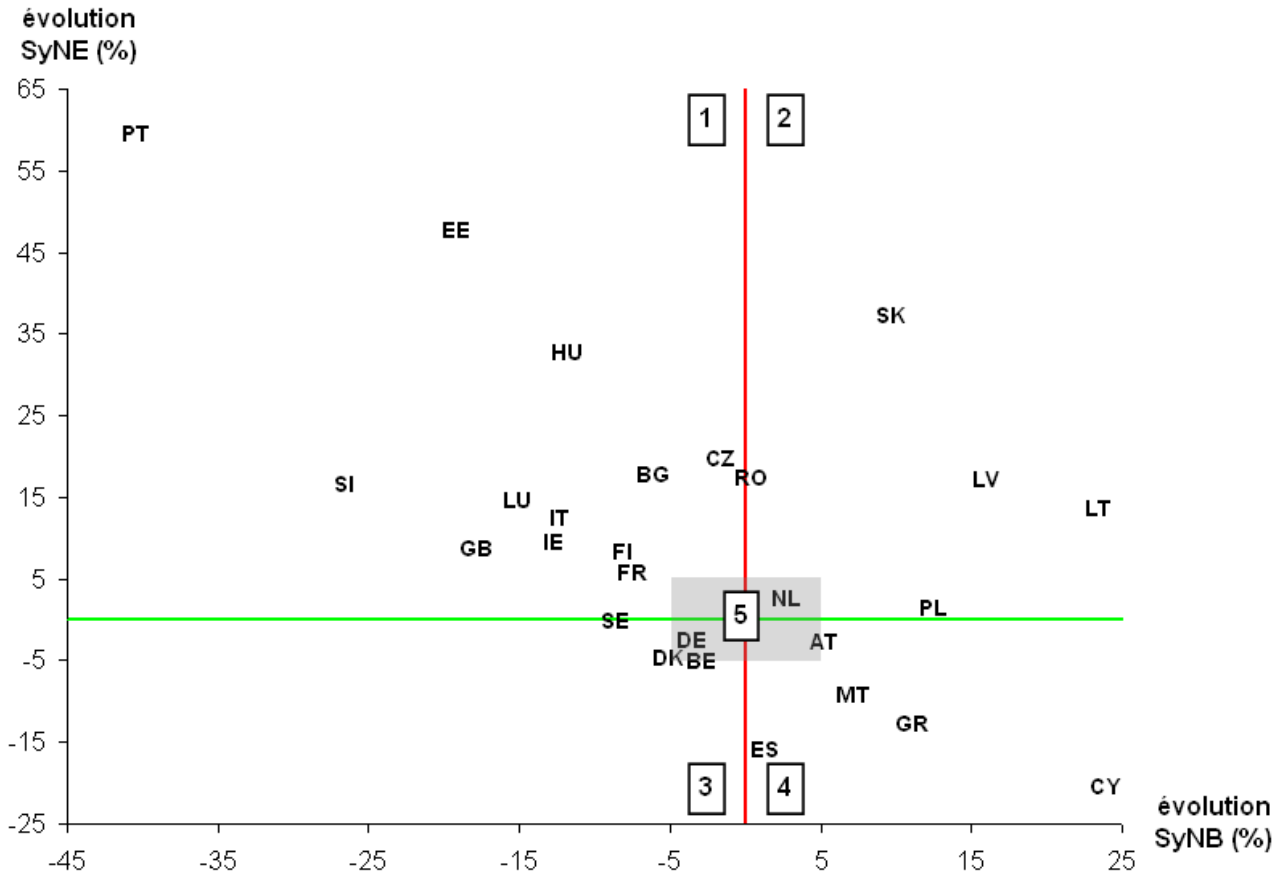


Figure IV.4. Evolution de l'efficacité azotée et du bilan systémique pour les Etats membres de l'UE27 entre les périodes 2000-2002 et 2006-2008

La droite verte indique la limite au dessus de laquelle l'efficacité s'améliore ; la droite rouge indique la limite à gauche de laquelle le bilan azoté s'améliore ; ces deux droites délimitent quatre groupes de pays ayant des évolutions sensiblement différentes (voir texte) ; la zone grise délimite un cinquième groupe pour lequel les deux indicateurs évoluent faiblement.

Cinq groupes de pays se distinguent par l'évolution de l'efficacité azotée en fonction du bilan systémique (Figure IV.5). Dans le premier groupe, 12 pays arrivent à améliorer leur efficacité azotée tout en réduisant leur bilan systémique. Un second groupe de cinq pays améliore son efficacité azotée en dégradant son bilan systémique : c'est le cas de la Lettonie, de la Lituanie, de la Pologne, de la Roumanie, et de la Slovaquie. Le troisième groupe réduit son bilan systémique et son efficacité azotée : il contient la Suède et la Belgique. Les cinq pays du quatrième groupe voient leurs indicateurs se dégrader. Enfin, dans le cinquième groupe, trois pays (Danemark, Allemagne et Pays-Bas) montrent une certaine stabilité de leurs indicateurs sur la période.

L'efficacité relative (RNE) progresse de plus de 5% sur la période dans 14 pays, et diminue de plus de 5% dans quatre pays. Elle progresse en moyenne de 8%. Cinq pays progressent de plus de 20% : la Hongrie la Slovaquie, la Slovénie, l'Estonie et le Portugal par ordre croissant. Aucun pays ne perd plus de 20% de RNE.

L'utilisation de régressions linéaires ne rend pas toujours compte de manière précise des évolutions sur la période. Une représentation de chaque période de trois ans peut apporter des renseignements complémentaires (Figure IV.5). Pour le Portugal, la trajectoire est très linéaire et l'utilisation d'une régression linéaire reste donc fidèle à la réalité. Pour le Royaume-Uni, cette même régression simplifie l'information : la tendance est à l'amélioration de l'efficacité et du bilan systémique, mais il semble y avoir eu un palier pendant les années 2003 à 2007 durant lequel l'efficacité a stagné. Concernant l'Espagne, on constate que, à bilan systémique constant, l'efficacité a diminué entre 2000-2002 et 2004-2006 avant de s'améliorer dans les deux dernières périodes pour presque retrouver son niveau initial. La Pologne a quant à elle connu une période de nette amélioration de son efficacité à bilan systémique constant, avant de subir une perte d'efficacité et une dégradation de bilan systémique dans les années les plus récentes. Enfin, l'Autriche a amélioré son bilan systémique et son efficacité sur les quatre premières périodes puis les a dégradés sur les trois dernières pour terminer sous son niveau de 2000-2002.

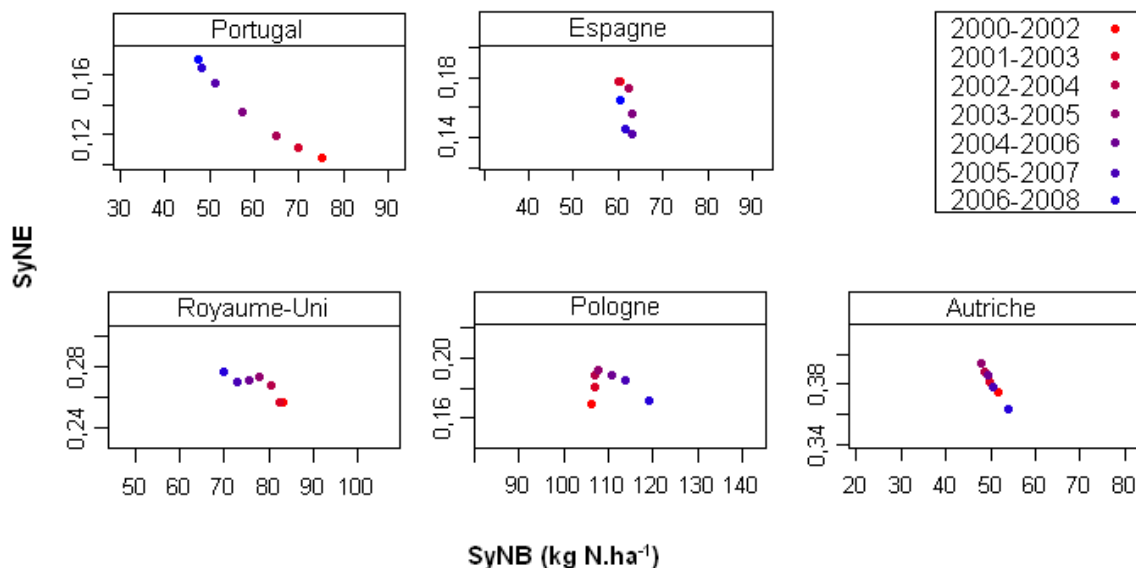


Figure IV.5. Evolution de l'efficacité azotée (SyNE, sans unité) et du bilan systémique (SyNB, kg N.ha⁻¹ SAU) entre 2000 et 2008 pour cinq pays de l'UE27

4. Discussion

4.1. Intérêts de l'indicateur d'efficacité azotée (SyNE) à l'échelle territoriale

Godinot et al. (2014) ont montré les intérêts de l'indicateur SyNE par rapport à NUE à l'échelle du système de production (chapitre II). A l'échelle du territoire, on retrouve une forte différence entre les deux indicateurs. En effet, l'efficacité SyNE moyenne pour la période 2000-2008 est de 0,23 à l'échelle de l'UE27, contre 0,35 pour NUE pour la même période. Cette dernière valeur est similaire à l'efficacité calculée par (Van der Hoek, 2001) pour l'Union européenne à 15 en 1998. La différence de 12 points de pourcentage entre SyNE et NUE illustre l'importance des flux d'azote non considérés dans le calcul de NUE.

La Figure IV.6 illustre les différences entre SyNE et NUE. La prise en compte des émissions indirectes liées à la fabrication et au transport des intrants (Figure IV.6, barres jaunes) entraîne une diminution d'un point de pourcentage en moyenne par rapport à NUE sur les 27 Etats membres. Les pays les plus consommateurs d'intrants (cultures importées mais aussi énergie et engrais minéraux) sont les plus pénalisés par la prise en compte des pertes indirectes : Pays-Bas, Belgique, Chypre et surtout Malte.

Le calcul des flux nets représente une diminution de cinq points de pourcentage d'efficacité en moyenne (Figure IV.6, barres bleues). Il pénalise les pays importateurs de cultures qui produisent également des cultures de même catégorie protéique. Les pays les moins affectés sont ceux qui importent le moins de cultures (Bulgarie, Hongrie) mais aussi ceux qui ne produisent pas ou peu de cultures de même catégorie protéique (Irlande, Finlande).

La variation du stock d'azote du sol est le facteur qui explique le mieux la différence d'efficacité ($r=-0,77$, $p < 0,001$) entre NUE et SyNE. Sa prise en compte engendre une perte moyenne de 7 points de pourcentage pour les 27 pays (Figure IV.6, barres rouges). De par son mode de calcul, ce facteur pénalise les pays qui font le plus de cultures annuelles (Roumanie, Hongrie, Bulgarie) et favorise les pays les plus herbagers (Irlande, Grèce, Royaume-Uni).

Le coefficient de corrélation des rangs de Spearman entre NUE et SyNE est de 0,74. La prise en compte des pertes indirectes, de la soustraction des entrées et sorties similaires et des variations d'azote du sol modifie donc sensiblement le classement d'efficacité des 27 Etats membres. Compte tenu de ces améliorations, l'indicateur SyNE apparaît plus pertinent pour une comparaison de l'efficacité d'utilisation de l'azote entre les Etats membres.

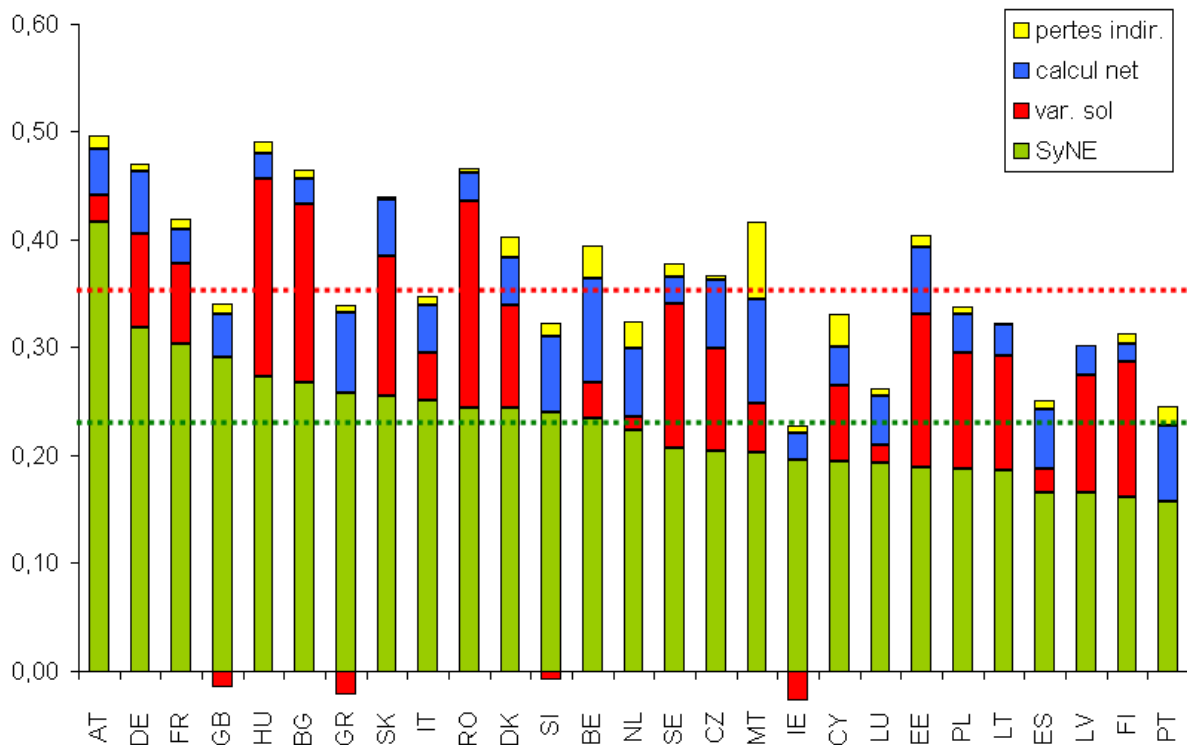


Figure IV.6. Nature des écarts entre NUE et SyNE pour les Etats membres de l'UE27.

SyNE est représentée par les barres vertes. NUE résulte de la somme des barres empilées, c'est-à-dire lorsqu'on ne tient pas compte des baisses d'efficacité liées aux pertes indirectes liées à la fabrication des intrants (pertes indir., barres jaunes), de l'effet du calcul net des entrées et sorties d'azote (calcul net, barres bleues) et l'effet de la variation d'azote du sol (var. sol, barres rouges). La droite en pointillés rouges représente la moyenne de NUE pour les 27 Etats ; la droite en pointillés verts représente la moyenne de SyNE pour les 27 Etats.

Par rapport à NUE, SyNE permet de chiffrer l'efficacité globale d'un territoire, depuis le berceau jusqu'aux portes de la ferme-pays. Ce périmètre de calcul correspond à l'empreinte azote de la production agricole du pays considéré (Leach et al., 2012). Un tel indicateur permet donc de prendre en compte les éventuels transferts de pollution liés à la délocalisation de certaines productions « intermédiaires » (production des aliments du bétail ou des jeunes animaux d'élevage par exemple). Le périmètre de SyNE est inspiré du périmètre des analyses de cycle de vie agricoles (du berceau aux portes de la ferme). Il rejoint le périmètre proposé dans le concept de « full chain NUE » proposé par Sutton et al. (2013). Ce dernier est cependant bien plus large puisqu'il considère l'activité agricole dans son ensemble, mais également les étapes suivant la production (transport, transformation, distribution, consommation, traitement des déchets).

Par ailleurs, le calcul des productions nettes d'azote, animales et végétales, permet de rendre compte de la dépendance (ou de l'autonomie) des Etats membres par rapport aux protéines végétales. Ainsi, ce mode de calcul met en évidence une autonomie en cultures à faible teneur en protéines pour la plupart des pays d'Europe et inversement, une dépendance de presque tous les pays aux cultures riches en protéines importées, notamment le soja. La forte dépendance protéique de l'Europe est très liée aux accords commerciaux du GATT (1962) et

de Blair House (1992), qui ont instauré respectivement une suppression des droits de douane européens sur les oléagineux destinés à l'alimentation animale et un plafonnement des surfaces cultivables en oléagineux pour l'UE à 15. Malgré cela, certains pays comme l'Allemagne arrivent, pour toute la période étudiée, à avoir des importations nettes de cultures à haute et basse teneur en protéines inférieures à leur production nationale.

4.2. Intérêts de l'indicateur d'efficacité relative (RNE) à l'échelle territoriale

L'efficacité relative (RNE) permet d'exprimer l'efficacité du pays par rapport à son potentiel, dépendant de la nature de ses productions. Par exemple, l'Irlande a une efficacité azotée similaire à celle de la République Tchèque (0,20) mais une efficacité relative bien supérieure (0,56 contre 0,32, Tableau IV.2). Les pays qui voient leur rang s'améliorer le plus significativement lorsqu'on passe de l'efficacité azotée à l'efficacité relative sont des pays présentant une forte spécialisation animale (Figure IV.7) : Irlande, Luxembourg, Slovaquie et Pays-Bas par ordre décroissant. Inversement, ceux qui voient leur rang diminuer le plus sensiblement sont la Bulgarie et la Hongrie, les deux pays les plus orientés vers les productions végétales.

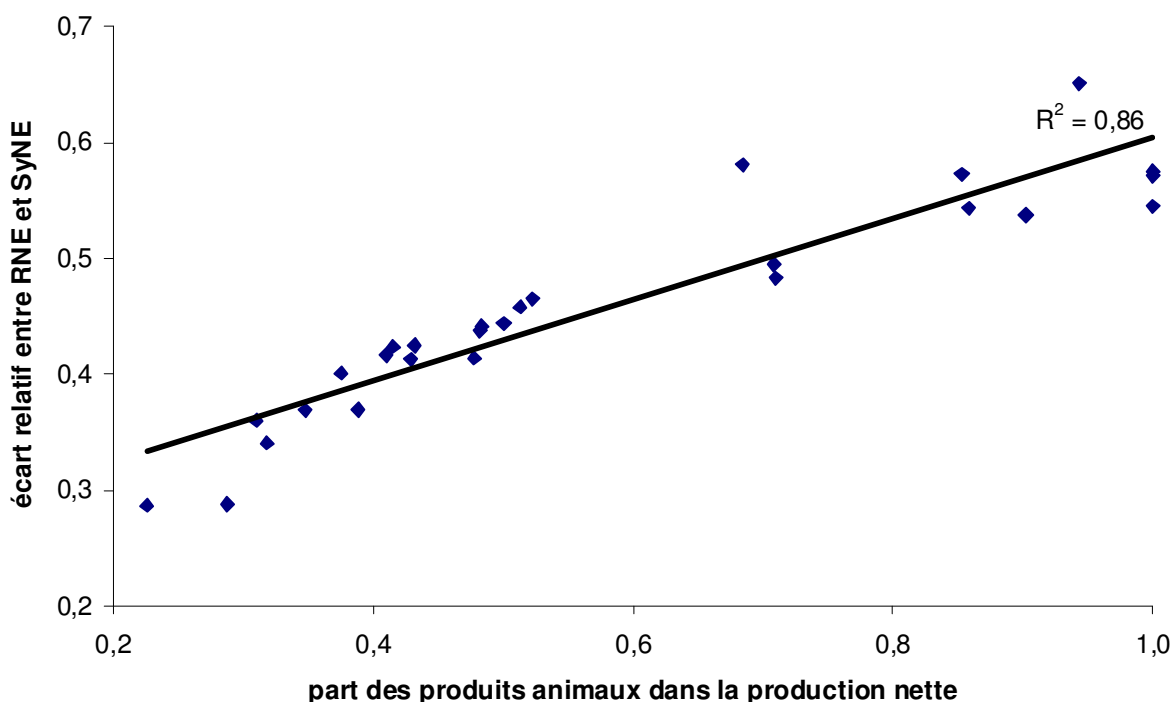


Figure IV.7. Variation de l'écart relatif entre RNE et SyNE en fonction de la proportion de produits animaux dans la production nette.

Ecart relatif entre RNE et SyNE = $(RNE - SyNE) / RNE$.

L'efficacité relative permet d'estimer la marge de progrès de chaque pays concernant la gestion de l'azote, indépendamment de la nature de leurs productions. La Pologne (RNE = 0,32 sur la période 2000-2008) a donc plus de marges de progrès que l'Allemagne (RNE = 0,54 sur la même période), qui elle-même en a plus que l'Autriche (RNE = 0,78 sur la même période), en admettant que les contextes pédoclimatiques de ces trois pays sont comparables.

Cela permet également de comparer la maîtrise de l'utilisation de l'azote entre pays n'ayant pas les mêmes productions, notamment des pays orientés vers l'élevage et d'autres ayant plus de cultures. On peut donc estimer que l'Irlande (RNE = 0,56 sur la période 2000-2008) fait un meilleur usage de ses intrants azotés que la France (RNE = 0,47 sur la même période), quand bien même l'efficacité azotée de la France est supérieure du fait de sa plus forte proportion de productions végétales nettes.

Enfin, cet indicateur permet d'analyser plus finement les liens entre efficacité, gestion de l'azote et changements de production. Par exemple, l'efficacité (SyNE) de la Pologne est stable entre 2000 et 2008. Dans le même temps, son efficacité relative (RNE), augmente d'un point de pourcentage. Cela nous permet de conclure à une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote (meilleure RNE) conjointe à une augmentation de la proportion de productions animales (SyNE reste stable). Dans le cas du Danemark, l'efficacité diminue mais l'efficacité relative reste stable. Cela s'explique par une augmentation de la production animale (qui passe de 66 à 75% de la production nette totale entre 2000 et 2008) avec une gestion de l'azote constante (RNE stable).

4.3. Complémentarité entre efficacité azotée (SyNE) et bilan systémique (SyNB)

Ce travail a pour objectif de fournir des indicateurs systémiques qui permettent d'estimer la qualité de gestion de l'azote (via SyNE, RNE) et pas uniquement les pertes potentielles d'azote vers l'environnement (via SyNB). Les indicateurs d'efficacité sont en effet des outils utiles pour sensibiliser les agriculteurs à une meilleure gestion de l'azote (Sutton et al., 2013). Toutefois, indicateurs d'efficacité et bilan systémique étant complémentaires (Godinot et al., 2014), l'intérêt de leur utilisation conjointe est discutée ici.

A la différence du bilan apparent « classique », la prise en compte de la variation du stock d'azote du sol dans l'indicateur SyNB permet de penser que l'écart entre la quantité d'azote en entrée du système étudié et celle en sortie est uniquement attribuable aux pertes d'azote vers l'environnement. Cela réduit l'ambiguïté habituellement liée au bilan apparent. En contrepartie, cela augmente l'incertitude des résultats (voir section 4.4.2. de ce chapitre).

L'Europe fait partie des régions agricoles les plus intensives de la planète, et cette intensification s'est accompagnée d'importants impacts environnementaux (Buckwell et al., 2014). Partant de ce constat, les auteurs préconisent pour l'Europe une intensification écologique essentiellement axée sur l'amélioration des performances environnementales de son agriculture, à productivité constante. Cela se traduit par une amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote (SyNE) associée à une diminution du bilan systémique (SyNB). En moyenne, c'est la tendance observée pour l'UE27 entre 2000 et 2008. En effet, on constate une stagnation de la productivité nette et une légère diminution du bilan azoté résultant de l'amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote. Cependant, tous les pays de l'UE n'ont pas des niveaux similaires d'intensification et de pression environnementale. Il est donc logique que les orientations agricoles diffèrent selon les pays.

La tendance la plus vertueuse, à savoir une amélioration conjointe du bilan systémique et de la productivité, est celle suivie par certains pays du groupe 1 (Bulgarie, Estonie, Hongrie, Italie, République Tchèque). Elle s'explique par une forte amélioration de l'efficacité de l'azote pour ces pays. D'autres pays du groupe 1, dont la productivité reste stable (Finlande, France, Irlande, Luxembourg, Portugal), répondent également aux critères d'une intensification écologique de la production agricole. L'indicateur d'efficacité SyNE permet enfin de distinguer une troisième catégorie au sein du groupe 1 : les pays dont le bilan systémique et l'efficacité s'améliorent mais dont la productivité baisse (Slovénie, Royaume-Uni). Ces pays ne répondent pas strictement aux critères de l'intensification écologique, puisque leur production diminue. Cependant, l'amélioration de leur efficacité démontre que cette désintensification modérée offre un compromis intéressant entre productivité et impacts environnementaux.

L'amélioration de l'efficacité à bilan systémique constant est une autre forme d'intensification écologique. Elle est particulièrement pertinente pour les pays dont les pertes azotées restent modérées. C'est le cas pour la Roumanie (groupe 2). Une dégradation du bilan systémique liée à l'intensification de la production ne correspond pas à la définition de l'intensification écologique, mais apparaît cependant acceptable lorsque l'efficacité s'améliore et que les impacts environnementaux restent modérés. C'est le cas des autres pays du groupe 2.

Une réduction du bilan systémique à efficacité constante (groupe 3) est pertinente pour les pays dont le bilan systémique et la productivité sont élevés, ce qui est le cas de la Belgique. La Suède présente un bilan systémique légèrement supérieur à la moyenne européenne, mais une productivité inférieure à la moyenne : cette orientation pose donc question concernant l'évolution de sa capacité productive.

Pour les pays du groupe 4, l'augmentation du bilan azoté ou la diminution de l'efficacité ne sont pas des tendances durables, d'autant plus qu'elles sont le fait de pays présentant un bilan systémique très élevé (Malte, Chypre) ou une production très extensive (Espagne, Grèce). La présence de l'Autriche dans ce groupe s'explique par une dégradation de ses performances durant la période étudiée ; cependant, ce pays reste le plus efficace d'Europe et présente un des meilleurs bilans systémiques.

L'analyse de ces tendances construites à partir de plusieurs indicateurs peut ainsi permettre d'évaluer les effets de politiques publiques, comme par exemple la Politique Agricole Commune européenne. Lassaletta et al. (2014a) montrent par exemple que l'efficacité azotée de la plupart des pays d'Europe s'est améliorée dans les 20 dernières années sous l'influence des réglementations environnementales.

4.4. Limites de l'étude

4.4.1. Prise en compte des contextes pédoclimatiques et techniques

Pour le calcul de l'efficacité relative, l'efficacité maximale atteignable (voir chapitre III) est considérée identique pour tous les pays. De ce fait, le climat, le relief et les caractéristiques du sol ne rentrent pas en considération, ce qui est évidemment une limite forte de l'indicateur RNE. On constate en effet que les pays atteignant l'efficacité relative la plus élevée sont tous situés sous des climats océaniques tempérés et bien arrosés (Figure IV.8) : les pays dont l'efficacité relative est la plus élevée ($> 0,45$) sont par ordre décroissant l'Autriche, l'Irlande, la Slovaquie, l'Allemagne, les Pays-Bas, le Royaume-Uni, la Belgique, la France, le Danemark et le Luxembourg. A l'inverse, les pays dont l'efficacité relative est la plus faible sont des pays présentant une plus courte période végétative et un climat plus froid (Suède, Finlande, Estonie, Lettonie, Lituanie), un climat plus sec et plus montagneux (Espagne, Portugal, Chypre, Malte, Grèce) ou des sols moins fertiles (Nord et Sud de l'Europe ; FAO et IIASA, 2012).

Il est établi que de nombreux facteurs pédoclimatiques ont un effet sur l'efficacité d'utilisation de l'azote. Par exemple, le vent, la température, le pH et la texture du sol influent sur la volatilisation de l'azote des engrais (Bouwman et al., 2002) ; les précipitations et la température ont un effet majeur sur la lixiviation de nitrate (Hyytiäinen et al., 2011 ; Stark, 1996) ; le stress hydrique, la température et la disponibilité du sol en phosphore ont un effet sur l'efficacité d'utilisation de l'azote par les plantes (Payne et al., 1995 ; Sheng et al., 2011). Le modèle spatialisé *Global Agro Ecological Zones* (GAEZ ; FAO et IIASA, 2012) recense, pour le monde entier et à une résolution de 1 km², les caractéristiques du sol, du climat, du relief, de l'humidité du sol et de la photopériode, entre autres. Le modèle fournit également des indicateurs de rendement potentiel pour 49 cultures. Toutefois, les liens entre rendement et efficacité semblent trop complexes pour pouvoir en dériver une relation mathématique : (van Noordwijk et Brussaard, 2014) suggèrent de considérer ces deux variables comme indépendantes. Il serait en revanche envisageable de proposer, à partir des données pédoclimatiques, des facteurs de modulation d'efficacité atteignable pour la production végétale selon les caractéristiques de chaque territoire.

Compte tenu de l'hypothèse très simplificatrice retenue pour l'indicateur RNE dans ce travail, il apparaît donc prudent de garder à l'esprit les différences de conditions naturelles et socio-économiques pour interpréter les comparaisons entre pays.

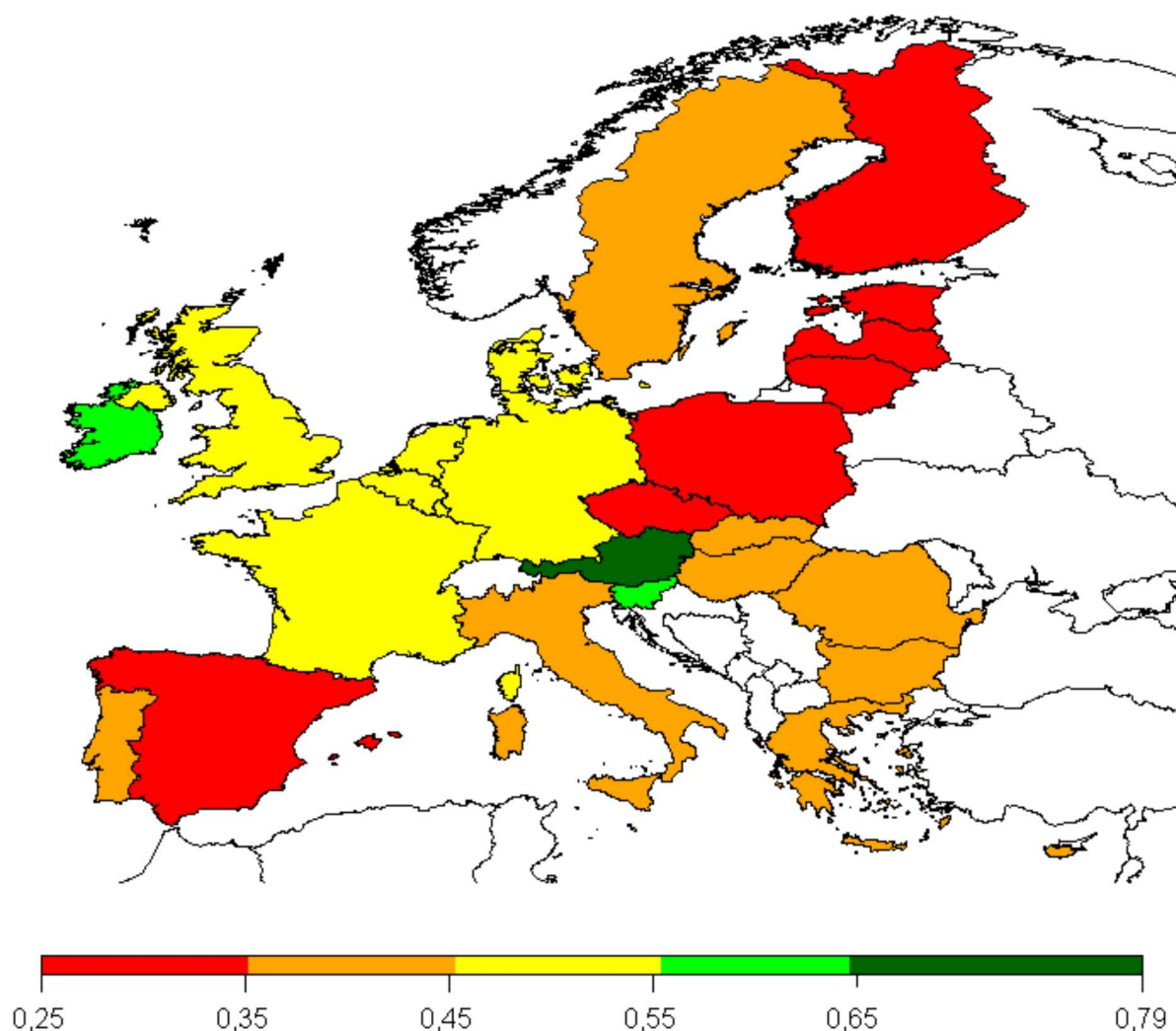


Figure IV.8. Représentation cartographique de l'efficacité relative (RNE) des Etats membres de l'UE27 pour la période 2000-2008.

4.4.2. Limites liées aux données

Les limites liées aux indicateurs SyNE et RNE ont été évoquées dans les chapitres précédents de ce manuscrit. Il convient cependant de rappeler que les variations d'azote organique du sol sont particulièrement difficiles à chiffrer avec précision. Cela explique pourquoi les indicateurs de gestion de l'azote (NUE, bilan apparent) ne prennent généralement pas explicitement en compte cette variable et l'intègrent dans les « risques de pertes » (EUROSTAT, 2013). Notre estimation se base sur des travaux concernant le carbone des sols, en assumant un rapport C/N fixe de 12. Nous utilisons des valeurs moyennes de variation du carbone du sol pour l'Europe issues du travail de modélisation de Vleeshouwers et Verhagen (2002). Ces données présentent néanmoins une variabilité très importante ($+520 \pm 640$ kg C.ha⁻¹ SAU.an⁻¹ pour les prairies ; -830 ± 400 kg C.ha⁻¹ SAU.an⁻¹ pour les cultures annuelles) exprimant la forte incertitude sur la teneur en azote organique du sol. Elles présentent également d'autres sources d'incertitudes non incluses dans cette variabilité, notamment concernant le rendement des prairies, les modalités de travail du sol, la gestion des effluents et des résidus de cultures (Freibauer et al., 2004).

Le projet européen *CarboEurope Integrated Project* estime un déstockage plus faible de $-130 \pm 330 \text{ kg C.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$ pour les cultures et un stockage plus important de $+740 \pm 100 \text{ kg C.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$ pour les prairies (Ciais et al., 2010a, 2010b). Toutefois, l'application de ces chiffres sur les surfaces de chacun des Etats membres de l'UE27 amènerait à conclure que 24 pays sur 27 (à l'exception de la Finlande, Malte et le Danemark) auraient stocké du carbone dans leurs sols agricoles sur la période 2000-2008. Cette conclusion est contredite par de nombreux auteurs pour les différents pays d'Europe (Arrouays et al., 2002 ; Bellamy et al., 2005 ; Sleutel et al., 2003 ; Smith et al., 2005). C'est pourquoi nous avons conservé les hypothèses plus anciennes de Vleeshouwers et Verhagen (2002).

De plus, les résultats obtenus pour la France ($-27 \text{ kg N.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$), s'ils sont plus élevés que l'estimation de Arrouays et al. (2002), qui trouvent une perte moyenne de $160 \text{ kg C.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$ soit $-13.3 \text{ kg N.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$, sont du même ordre de grandeur compte tenu de la variabilité des chiffres utilisés. Pour le Royaume-Uni, Bellamy et al. (2005) mettent en évidence un déstockage de carbone de $0,6 \text{ \%.an}^{-1}$ entre 1973 et 2003. Cette période n'est pas identique à notre période de référence, mais Bellamy et al. estiment que le facteur principal conduisant au déstockage de carbone au Royaume-Uni est le changement climatique, qui n'a pas ralenti entre 2000 et 2008. Notre estimation pour le Royaume-Uni est un stockage d'azote modéré ($5 \text{ kg N.ha}^{-1} \text{ SAU.an}^{-1}$) dans le sol. Notre méthode, pourtant moins favorable que celle du projet *CarboEurope* semble donc encore trop optimiste dans le cas du Royaume-Uni.

Des données moyennes par pays, calculées à partir d'observations de long terme, fourniraient un moyen simple et plus fiable d'estimer la variation d'azote du sol à cette échelle. Toutefois, ces données ne sont actuellement disponibles que pour quelques pays de l'UE27.

Il existe une différence importante entre l'estimation de la fixation biologique de l'azote proposée par EUROSTAT et utilisée dans ce chapitre (1498 Gg N pour l'UE27 en moyenne annuelle entre 2000 et 2008) et les estimations proposées par d'autres sources, comme le rapport du projet européen *Legume Future* (810 Gg N en 2009 ; Baddeley et al., 2014), les résultats issus de différents modèles (800 à 1400 Gg N ; de Vries et al., 2011) ou le *European Nitrogen Assessment* (1000 Gg N en 2000 ; Leip et al., 2011a). Cependant, cette différence s'explique par la prise en compte, dans les données d'EUROSTAT, de la fixation par les microorganismes du sol à raison de 4 kg N.ha^{-1} de cultures annuelles. Sans celle-ci, la fixation moyenne des légumineuses entre 2000 et 2008 est de 1055 Gg N pour l'UE27, valeur très semblable aux estimations des autres études. Malgré l'incertitude liée cette variable, il nous a semblé que sa prise en compte améliore la pertinence des indicateurs azotés.

Il est à noter que les valeurs des flux nets sont moins élevées que les valeurs des flux absolus. De ce fait, les erreurs liées à l'incertitude des données sont proportionnellement plus importantes pour nos indicateurs basés sur les flux nets à l'échelle du système d'exploitation que pour les indicateurs classiques de bilan apparent et d'efficience à l'échelle de l'exploitation. Il est donc important de réduire les incertitudes liées aux données, notamment pour les flux les moins bien connus (fixation symbiotique, non symbiotique et variation d'azote du sol) afin de garantir la validité des résultats.

Lorsque l'on change d'échelle pour aborder des bilans nationaux, de nouvelles limites liées aux données utilisées sont également identifiées.

Les données de la FAO concernant les importations végétales ne précisent par leur usage. Nous avons donc estimé que l'usage des importations était le même que celui de la production nationale. Toutefois, il est probable que pour certains produits, cette hypothèse ne soit pas vérifiée et que la production nationale et les importations ne soient pas utilisées pour les mêmes usages. Par conséquent, la part des imports destinés à l'agriculture (alimentation du bétail, semences) est incertaine.

Les données d'inventaire de cycle de vie utilisées pour estimer les pertes indirectes liées à la production des intrants sont des données pour la France, que nous avons appliquées à tous les pays d'Europe. Pour le soja, cette approximation paraît acceptable car l'origine (majoritairement brésilienne) et le mode de transport (par bateau) du soja sont similaires entre la France et les autres pays d'Europe, bien que les émissions liées à l'acheminement du soja depuis les ports soient potentiellement plus élevées pour les pays sans façade maritime. En revanche, pour les produits végétaux cultivés et exportés entre pays d'Europe (céréales notamment), les données sont basées sur le mode de production moyen français. Or l'Espagne, l'Allemagne ou l'Italie sont également d'importants acteurs des échanges d'aliments du bétail en Europe, avec des pratiques agricoles différentes de la moyenne française. Les données d'inventaire pour ces produits sont donc une approximation ne tenant pas compte de l'origine des végétaux.

La différenciation entre végétaux selon leur teneur en protéines est basée sur le fait que les céréales (à faible teneur en protéines) et les oléo-protéagineux (à forte teneur en protéines) ne sont pas substituables dans l'alimentation du bétail. Cependant, considérer que deux végétaux appartenant à la même catégorie sont totalement substituables est une hypothèse simplificatrice. En effet, la teneur en protéines n'est pas le seul paramètre à prendre en compte dans la formulation des aliments du bétail. Les profils en acides aminés, acides gras, vitamines ou minéraux sont également différents selon les aliments. Si sur le plan de l'azote, cette méthodologie est acceptable, elle ne permet pas en revanche de proposer des scénarios de substitution d'un aliment par un autre.

4.4.3. Limites liées à l'échelle d'approche

La principale limite liée à l'échelle nationale est son manque de détail. En effet, les calculs nationaux de bilan systémique et d'efficacité azotée peuvent masquer des différences importantes entre régions. Il est donc possible d'avoir à la fois un bilan systémique national satisfaisant et d'importantes pollutions azotées dans certaines régions, par exemple des zones d'élevage intensif.

Il est à noter que d'autres travaux, faisant appel à des modèles spatialisés, permettent de désagréger les données nationales à l'échelle régionale (Leip et al., 2008) ou locale (Velthof et al., 2014). Il est donc envisageable d'appliquer la méthode présentée ici pour calculer l'efficacité d'utilisation de l'azote (SyNE, RNE) et les pertes azotées potentielles (SyNB) sur de plus petits territoires.

L'échelle nationale est celle à laquelle les données liées aux échanges internationaux de matières premières agricoles sont disponibles. En revanche, les moyennes des données par Etat utilisées dans cette étude ne représentent pas l'efficacité de l'agriculture européenne, puisqu'elles ne tiennent pas compte des surfaces relatives des différents Etats (Malte et Chypre ayant dans ces moyennes un poids équivalent à la France ou à l'Espagne). C'est cependant la méthode qui nous semblait la plus adaptée à la comparaison entre Etats.

De plus, les moyennes pondérées par la SAU des flux nets et des indicateurs d'efficacité des 27 Etats ne représenteraient pas non plus l'efficacité de l'agriculture européenne. En effet, une large part des matières agricoles importées par chaque pays d'Europe provient d'autres pays d'Europe. A l'échelle de la « ferme Europe », ces échanges entre Etats membres sont des flux internes qui ne devraient pas être comptabilisés. Le changement d'échelle entre les 27 Etats et l'Union européenne ne peut donc pas être réalisé sans des informations complémentaires sur l'origine des importations et des exportations, afin d'identifier l'importance des pays tiers dans les flux agricoles de l'UE.

5. Conclusion

Ce travail démontre la faisabilité et l'intérêt du calcul d'indicateurs de gestion de l'azote à l'échelle nationale. Les trois indicateurs proposés (bilan systémique, efficacité et efficacité relative d'utilisation de l'azote), calculés pour la période 2000-2008, ne sont pas directement comparables avec les références existantes mais semblent cohérents.

Ces indicateurs sont calculés selon un périmètre intégrant l'amont de la production agricole (du berceau aux portes de la ferme). Cette approche intégrative permet de comparer des pays ayant des modes de production et des intrants différents. De plus, notre méthodologie intègre des intrants azotés rarement pris en compte, notamment les variations d'azote du sol et la fixation non-symbiotique. Bien que l'estimation de ces variables soit incertaine, leur inclusion dans les calculs légitime la comparaison entre pays.

L'utilisation conjointe des trois indicateurs illustre leur complémentarité. Efficacité et bilan systémique se complètent pour évaluer la durabilité économique (liée à la production) et environnementale (liée au risque de pertes azotées) de chaque pays. L'efficacité relative permet quant à elle de situer chaque pays par rapport à son efficacité potentielle en fonction de ses productions agricoles, et d'enrichir l'analyse de l'efficacité par une prise en compte de la nature des productions.

Enfin, l'étude des variations de ces indicateurs dans le temps est un outil intéressant pour comprendre les évolutions de l'agriculture d'un pays. Elle permet également de juger de l'efficacité de politiques publiques.

Ces indicateurs nous apparaissent plus pertinents que les indicateurs actuellement utilisés (balance globale azotée et NUE) pour étudier et comparer la gestion de l'azote des agricultures des différentes nations du monde.

Chapitre V. Discussion générale

Deux indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote, SyNE et RNE, ainsi qu'un indicateur de pertes azotées, SyNB, ont été présentés dans les chapitres précédents. Ce chapitre conclusif de ma thèse a pour objectif d'approfondir la discussion sur leur validité, leur fiabilité et leur intérêt, ainsi que de proposer des pistes de recherche pour prolonger ce travail.

1. Validité des indicateurs proposés

Selon Bockstaller et Girardin (2003), un indicateur est valide s'il est construit scientifiquement, si l'information qu'il fournit est pertinente et s'il est utilisable par les acteurs auxquels il est destiné. Pour chacun des indicateurs mis au point au cours de ma thèse, je discute, dans les paragraphes ci-dessous, de leur validité au travers de ces trois critères (qualité scientifique, pertinence, utilité).

1.1. Qualité scientifique des indicateurs

Les indicateurs SyNE et SyNB sont basés sur des indicateurs existants, NUE et bilan apparent, validés et utilisés dans les milieux scientifique et politique (Aarts et al., 2000 ; Schröder et Neeteson, 2008). NUE et bilan apparent sont jugés robustes et fiables du fait de leur échelle intégrative (exploitation ou territoire), du peu de données nécessaires et de la simplicité d'estimation de la plupart d'entre elles (EUROSTAT, 2013). Leur qualité scientifique, reconnue, est en partie transposable aux nouveaux indicateurs SyNE et SyNB. Toutefois, il est légitime de se demander si les modifications de calcul et ajouts proposés dans ce travail sont de nature à modifier la qualité scientifique des indicateurs :

- La prise en compte des entrées et sorties nettes d'azote n'a aucune incidence sur l'indicateur de bilan systémique (SyNB) et n'a donc aucun effet sur sa qualité scientifique. En revanche, elle résout un biais méthodologique attaché à NUE (voir chapitre II) et améliore ainsi la qualité scientifique de l'indicateur d'efficacité SyNE par rapport à l'indicateur d'efficacité NUE, comme proposé par Dalgaard et al. (2012).
- L'utilisation de données d'inventaires de cycle de vie (norme ISO 14040) nous a permis d'intégrer la production des intrants dans les limites des systèmes étudiés. L'indicateur SyNE autorise alors la comparaison, sans biais, d'exploitations qui produisent une partie de leurs intrants par rapport à des exploitations qui les achètent en totalité (voir chapitre II).
- Selon les auteurs, les effluents exportés peuvent être considérés comme des produits et comptabilisés comme tels (Halberg, 1999), ou comme des déchets non comptabilisés dans les produits du système de production (p. ex. Simon et al., 2000). Une troisième option, adoptée récemment par différents auteurs (Dalgaard et al., 2012 ; EUROSTAT, 2013 ; Leip et al., 2011b) et reprise ici pour le calcul de l'indicateur SyNE, est de déduire les effluents exportés de ceux importés, même lorsque la quantité des premiers est supérieure à celle des derniers (voir chapitre II). Cette troisième option est la plus

satisfaisante sur le plan de l'interprétation des indicateurs, puisqu'elle permet de ne pas donner la même importance aux effluents qu'aux produits agricoles, tout en considérant leur valeur fertilisante.

- La prise en compte de la variation du stock d'azote du sol est reconnue depuis de nombreuses années comme un défi majeur pour les calculs de bilans d'azote (Watson et Atkinson, 1999). La solution habituellement retenue est de considérer que le résultat des bilans azotés inclut le risque de pertes azotées *ainsi que* les variations d'azote du sol. Cela rend ces indicateurs de bilan difficiles à interpréter et biaise considérablement les comparaisons entre des exploitations qui entretiennent ou améliorent la fertilité de leurs sols et d'autres qui l'épuisent. Ceci est valable également pour les indicateurs d'efficacité.

Il existe de nombreux modèles (AMG, APSIM, CENTURY, DNDC, ROTH-C, etc.) qui simulent les variations de matière organique du sol à l'échelle d'une parcelle, d'une exploitation ou d'un territoire. Cependant, ils sont difficiles à utiliser pour le calcul de bilans de l'azote ou de l'efficacité. En premier lieu, ils modélisent souvent des flux de carbone ; leur conversion en azote est alors une source d'incertitude. De plus, ils requièrent des données difficilement disponibles pour un agriculteur (température et humidité des sols au cours de l'année, teneur en matière organique des différentes parcelles, quantité de résidus de récoltes restituée, etc.). En outre, ils nécessitent pour la plupart d'être calibrés dans chaque contexte à partir de mesures de terrain. Enfin, ils ne donnent pas systématiquement des résultats concordants : la comparaison de neuf modèles sur plusieurs jeux de données expérimentales a démontré que leurs performances sont variables selon le contexte, mais qu'aucun modèle n'est plus fiable que les autres dans toutes les situations (Smith et al., 1997).

Dans le chapitre II, nous avons choisi d'utiliser le modèle AMG (Andriulo et al., 1999) pour estimer les variations d'azote du sol car il nécessite peu de données, que certaines de ces données sont disponibles dans une importante base de données d'analyses de sol (GIS Sol, 2013) et qu'il a été calibré au contexte breton à partir de données d'expérimentations de long terme (Vertès et Mary, 2007). Dans les chapitres III et IV, en l'absence des données nécessaires à l'utilisation du modèle AMG, nous avons utilisé les résultats publiés du modèle CESAR (Vleeshouwers et Verhagen, 2002) à l'échelle des 557 exploitations agricoles étudiées (chapitre III) et des 27 pays d'Europe (chapitre IV). N'ayant pas accès au modèle lui-même, nous avons appliqué les résultats moyens à tous les systèmes de production, ce qui limite fortement la sensibilité des estimations aux différents contextes. Le recours à la modélisation, malgré ses limites pratiques (accès aux données), permet une estimation des variations d'azote du sol qui améliore la qualité des indicateurs SyNB et SyNE par rapport au bilan apparent et à NUE : ils sont plus explicites et rendent la comparaison entre exploitations ou territoires plus pertinente.

- Plusieurs façons de prendre en compte des variations d'azote du sol sont envisageables dans le calcul des indicateurs azotés. EUROSTAT (2013) suggère d'inclure les

variations d'azote du sol (qu'elles soient positives ou négatives) dans les sorties d'azote de façon à ce que (i) l'amélioration de la fertilité soit comptabilisée comme un produit utile et (ii) la production agricole au dépens de la matière organique du sol soit pénalisée. Au contraire de ces auteurs, nous avons choisi de considérer les variations (positives ou négatives) d'azote du sol comme des intrants. Puisque l'azote organique du sol a un effet comparable aux engrais organiques sur la production végétale, il ne nous paraît pas cohérent de considérer d'une part les effluents comme des intrants et d'autre part la matière organique du sol comme un produit, d'autant que les effluents sont une des sources majeures d'apports organiques au sol. De plus, le stockage de matière organique dans les sols, s'il apporte de nombreux effets positifs (fertilité chimique, stabilité structurale, support de l'activité biologique, etc.), n'est pas le but premier de la production agricole ; il ne nous semble donc pas logique de le considérer comme un produit au même titre que la production végétale et animale. Enfin, la cohérence des modes de calcul des effluents et de la matière organique nous semble améliorer la qualité scientifique des indicateurs.

- Pour le calcul de RNE, des efficacités atteignables ont été définies pour les différentes productions animales et végétales (chapitre III). Issues de la bibliographie, elles sont basées sur des données expérimentales et peuvent donc être atteintes dans des conditions favorables. La pertinence de ces valeurs a été validée par comparaison entre RNE et une méthode alternative de calcul d'efficacité relative (chapitre III).

1.2. Pertinence des indicateurs

Un indicateur est pertinent s'il est adapté à l'usage que l'utilisateur souhaite en faire. Comme cela a déjà été discuté dans les chapitres II, III et IV, le calcul net des entrées et sorties, la clarification du statut des effluents d'élevage exportés, la prise en compte de la production des intrants et de la variation d'azote du sol améliorent notablement la pertinence des indicateurs développés dans ce travail par rapport aux indicateurs existants. De fait, les indicateurs développés :

- prennent en compte tout l'azote associé à la production de manière directe (intrants) et indirecte (pertes liées à la fabrication des intrants) ;
- ne sont pas faussés par les transferts d'impacts liés à la délégation de certaines opérations productives (production d'aliment du bétail, élevage des reproducteurs et des jeunes animaux) ;
- expriment l'efficacité de production de produits souhaités par l'agriculteur : produits végétaux et animaux uniquement ;
- prennent cependant en compte la valeur fertilisante des effluents exportés et les variations d'azote du sol.

Ce sont donc des outils mieux adaptés que les indicateurs existants pour la comparaison de systèmes de production et l'évaluation de scénarios d'amélioration de l'efficacité, qui sont les usages habituels qu'en font les agriculteurs, les scientifiques et les décideurs.

1.3. Utilisation potentielle des indicateurs développés

Un indicateur n'est utile pour la prise de décision que s'il intègre les sujets importants pour les utilisateurs, si les données nécessaires à son calcul sont disponibles et si les résultats sont compréhensibles et pertinents (Bockstaller et Girardin, 2003).

Le bilan systémique répond à ces trois impératifs ; il est par ailleurs relativement proche d'autres indicateurs (bilan apparent, balance globale azotée) déjà utilisés par les agriculteurs, les scientifiques et les décideurs (OECD et EUROSTAT, 2007 ; Oenema et al., 2003).

Les indicateurs d'efficacité SyNE et RNE ont un intérêt opérationnel pour les agriculteurs que n'ont pas les indicateurs de pression azotée. En effet, ils lient les aspects économiques (production, intrants) et techniques (utilisation de l'azote des intrants). Malgré cela, l'indicateur NUE à l'échelle de l'exploitation, pourtant développé depuis plus de vingt ans (Aarts et al., 1992), est encore très peu employé par la profession agricole et le développement. L'efficacité d'utilisation des ressources étant un sujet identifié comme prioritaire par de nombreux auteurs (Eickhout et al., 2006 ; Foley et al., 2011 ; Sutton et al., 2011), la recherche doit travailler à la conception d'outils de calcul facilitant la diffusion de ces indicateurs auprès du développement agricole et des agriculteurs eux-mêmes.

Pour que ces indicateurs soient utilisés, il faut veiller à ce que les données nécessaires au calcul soient facilement disponibles. Il est donc important de mettre à disposition des utilisateurs les cartes de déposition atmosphérique, les inventaires de cycle de vie des différents intrants ainsi que les feuilles de calcul pour l'estimation des variations de stock d'azote organique des sols (dans le cas d'AMG). Différents outils informatiques de diffusion et de calcul de modèles et d'indicateurs agri-environnementaux (plateforme INRA MEANS : <http://www6.inra.fr/means> ; plateforme d'évaluation agri-environnementale PLAGE : <http://www.plage-evaluation.fr>) pourraient être utilisés dans cette optique.

Par ailleurs, les aspects socio-économiques, non abordés par ce travail de thèse, ne doivent pas être négligés. Il est évident que l'efficacité maximale d'utilisation de l'azote d'un système de production ne correspond pas à l'optimum économique pour l'agriculteur, puisque des investissements importants en temps ou en argent sont nécessaires pour l'atteindre (analyses régulières, bâtiments peu émissifs, matériels de précision pour la fertilisation et l'épandage des effluents, pilotage individualisé de la ration des animaux, etc.). Il convient donc de lier les indicateurs d'efficacité à des indicateurs économiques pour favoriser leur diffusion.

Pour cela, il est nécessaire d'identifier d'une part les mesures d'amélioration de l'efficacité qui génèrent des économies ou sont neutres sur le plan financier, et d'autre part les mesures qui ont un coût pour l'agriculteur. Les premières doivent être diffusées largement. Compte-tenu du coût important pour la société de l'usage d'azote réactif en agriculture (voir chapitre I), les secondes doivent faire l'objet d'une évaluation technico-économique permettant aux décideurs politiques d'établir un cadre financier propice à leur développement : prêts et subventions pour les investissements coûteux mais efficaces, taxation des engrais azotés, éco-conditionnalité renforcée des aides de la Politique Agricole Commune, etc.

2. La question de l'incertitude

Il existe différentes sources d'incertitude dans le calcul des indicateurs azotés (Oenema et al., 2003).

L'incertitude fondamentale est liée au modèle de calcul lui-même. L'estimation de cette incertitude est essentielle lors du développement de modèles représentant des phénomènes dont notre compréhension est imparfaite. Le modèle de calcul des indicateurs azotés étant basé sur le seul principe de la conservation des masses, nous considérerons que ce type d'incertitude est faible dans notre cas d'étude.

A l'incertitude fondamentale s'ajoute l'incertitude opérationnelle, liée aux données et aux paramètres utilisés dans le calcul. Elle se subdivise en trois catégories (Oenema et al., 2003) :

- l'incertitude vraie, liée au manque de données, à l'imprécision des données ou à la mauvaise connaissance des phénomènes en jeu ;
- la variabilité naturelle liée à l'hétérogénéité des données dans le temps et dans l'espace ;
- l'évolution de certains paramètres de calcul en fonction de facteurs externes au modèle, comme la teneur en azote du blé avec la sélection variétale.

Ces trois formes d'incertitude limitent la précision des données, et par conséquent la fiabilité des indicateurs proposés. Nous discutons de l'importance de l'incertitude pour les différentes variables, ainsi que de l'utilisation de données incertaines. Des pistes sont proposées pour réduire l'incertitude des indicateurs azotés.

2.1. Quelle est la fiabilité des variables utilisées dans le calcul des indicateurs ?

Certaines estimations sont fiables, comme les entrées d'azote par les engrais minéraux ou les sorties d'azote par les produits animaux, tandis que d'autres, plus difficiles à mesurer avec précision, sont plus incertaines, comme le dépôt atmosphérique ou la fixation biologique (Oenema et al., 2003 ; Oenema et Heinen, 1999 ; Payraudeau et al., 2007). Le Tableau V.1 présente des ordres de grandeur d'incertitude (relatives aux valeurs moyennes des flux d'azote) dans l'évaluation des flux d'azote à l'échelle de l'exploitation.

Comme présenté dans le Tableau V.1, la fixation biologique d'azote par les bactéries libres du sol et la variation d'azote du sol sont les données les moins bien connues. Leur incertitude relative n'a pas pu être définie précisément dans notre travail mais dépasse probablement 50% : par exemple, Herridge et al. (2008) estiment que les données concernant la fixation libre sont insuffisantes quantifier l'incertitude, tandis que Wang et Hsieh (2002) qualifient de formidable (en anglais, *tremendous*) l'incertitude de la dynamique de la matière organique du sol sans pouvoir la quantifier non plus. Les émissions liées à la combustion du fioul ainsi que les pertes liées à la fabrication des intrants sont également très incertaines, car liées à des données génériques d'inventaire de cycle de vie. La fixation symbiotique et le dépôt atmosphérique le sont dans une moindre mesure.

Tableau V.1. Estimation de l'incertitude liée aux différents flux azotés nets utilisés pour le calcul des indicateurs azotés

Flux d'azote	Incertainitude relative (%)
Entrées d'azote	
Variation du stock d'azote du sol	très élevée
Fixation par les bactéries libres du sol	très élevée
Emissions par combustion de fioul	50 ^b
Pertes pour fabrication des intrants	40-50 ^b
Fixation symbiotique	30 ^a
Dépôt atmosphérique	10-30
Effluents et engrais organiques	10-20
Aliments du bétail	5-10
Engrais minéraux	1-3
Sorties d'azote	
Cultures	5-10
Produits animaux	2-10

Valeurs exprimées en pourcentage de la valeur moyenne observée des flux. Toutes les données sont d'après Oenema et Heinen (1999) sauf ^a F. Vertès, communication personnelle, 06/09/2014 ; ^b Jolliet et al., 2010.

L'incertitude absolue tient non seulement compte de l'incertitude relative des données, mais aussi de l'intensité des flux d'azote. Elle représente donc mieux l'impact de l'incertitude des variables sur les indicateurs azotés. En effet, une grande incertitude concernant de faibles quantités d'azote a relativement peu d'impact sur le résultat : c'est le cas des émissions liées à la combustion de fioul et, selon les situations, des effluents d'élevage et des pertes liées aux intrants. La variation d'azote du sol, très incertaine et pouvant représenter des flux importants, est probablement la variable dont l'incertitude affecte le plus la qualité des résultats des indicateurs. L'analyse de sensibilité menée dans le chapitre II montrait l'impact important de cette variable sur l'indicateur d'efficacité SyNE ; l'incertitude élevée associée à cette variable impacte donc également ces résultats. Les incertitudes de la fixation symbiotique et du dépôt atmosphérique peuvent aussi avoir un impact fort, mentionné par Swensson (2003). Enfin, les achats d'aliments et les sorties nettes de cultures, bien que beaucoup plus fiables, peuvent sensiblement affecter les résultats (voir chapitre II) du fait des quantités d'azote qu'ils représentent dans certains systèmes de production : achats d'aliments du bétail dans les systèmes d'élevage hors-sol, vente de cultures dans les systèmes de grandes cultures.

Compte tenu du mode de calcul de RNE, l'incertitude sur les seuils d'efficacité atteignable peut également affecter le résultat de manière importante.

Les résultats des indicateurs développés dans ce travail de thèse sont donc plus incertains que ceux du bilan apparent et de l'efficacité NUE, puisqu'ils utilisent des données complémentaires incertaines (notamment la variation d'azote du sol).

En revanche, le calcul des indicateurs à l'échelle de l'exploitation ou du territoire reste plus fiable que le calcul de la balance azotée globale, notamment parce qu'il ne nécessite pas de calculer la productivité des fourrages pâturés ni les restitutions au champ par les déjections du bétail, deux variables sources d'une incertitude additionnelle (EUROSTAT, 2013 ; Oenema et al., 2003).

Par ailleurs, les échelles d'approche englobantes atténuent les effets de la variabilité à de plus petites échelles (variabilité intra-parcellaire, entre parcelles, entre exploitations et entre régions ; p. ex. Payraudeau et al., 2007). De ce fait, l'estimation à l'échelle nationale de la variation d'azote du sol ou de la fixation biologique est plus fiable que l'estimation de ces mêmes variables à des échelles plus fines. Par conséquent, le calcul des indicateurs azotés est plus fiable à l'échelle nationale qu'à l'échelle de la parcelle.

2.2. Faut-il inclure les variables incertaines dans le calcul des indicateurs ?

Certains chercheurs suggèrent de ne pas inclure, dans des indicateurs, des variables incertaines. C'est le cas de la nouvelle méthodologie d'EUROSTAT (2013) qui n'inclut plus dans le calcul de la balance globale azotée la fixation non-symbiotique, ni la variation d'azote dans le sol. Il nous a cependant semblé important d'intégrer les variables incertaines dans nos calculs pour plusieurs raisons :

- La conservation des masses est le principe fondamental sur lequel se basent les calculs de bilan des minéraux et d'efficience. Ignorer une source d'azote peut conduire à un bilan négatif ou à une efficience supérieure à 1, deux incohérences scientifiques.
- La variation d'azote du sol est une variable très influente sur les résultats des indicateurs (voir l'analyse de sensibilité de SyNE ; chapitre II), qui peut prendre des valeurs élevées et discrimine fortement les systèmes cultureux. Il est donc illégitime de comparer des résultats d'efficience ou de bilan apparent pour différents systèmes (exploitations, territoires) lorsque cette variable n'est pas prise en compte.
- Lorsqu'on ne prend pas en compte une variable incertaine dans le calcul d'un indicateur, on ne cherche pas à en améliorer la fiabilité. L'inclure explicitement dans les calculs incite au contraire à combler le manque d'information.
- Bien qu'il soit le plus souvent précisé que le solde du bilan apparent inclut un possible stockage ou déstockage d'azote organique, cet indicateur est utilisé comme estimateur des risques de pollution azotée auprès des décideurs et des agriculteurs, qui ignorent souvent cette précision importante. A notre connaissance, la non-considération de ces variables n'est jamais mentionnée pour les indicateurs d'efficience. Leur inclusion dans le calcul des indicateurs azotés correspond donc mieux à la signification que ces indicateurs revêtent pour la majorité de leurs utilisateurs.

Il faut souligner que l'incertitude n'empêche pas la prise de décision (Hayes et al., 2013 ; Polasky et al., 2011), même si les méthodes de décision et l'aversion au risque peuvent être différentes entre l'agriculteur, le conseiller et le décideur politique. Si l'on souhaite améliorer l'efficience de la production agricole ou réduire les excédents azotés, des indicateurs aux

résultats incertains mais qui intègrent tous les flux d'azote connus sont donc plus utiles que des indicateurs plus précis mais qui négligent une partie importante des flux d'azote.

La prise en compte de ces variables, si elle augmente l'incertitude des résultats, nous semble donc améliorer la qualité et l'utilité des indicateurs, dès aujourd'hui mais encore plus demain quand des mesures, estimations ou modélisations réduiront leur incertitude.

2.3. Quelles pistes pour réduire l'incertitude des indicateurs ?

Pour travailler sur la réduction de l'incertitude des indicateurs, il est utile de savoir l'estimer et de la faire apparaître dans l'expression des résultats. Les variables biologiques suivent généralement une distribution connue, le plus souvent normale ou lognormale, dont on connaît les paramètres (moyenne, écart-type, etc.). Il est également possible de représenter les variables incertaines en se basant sur des valeurs calculées et en leur appliquant une distribution normale et une marge d'incertitude, comme proposé dans le Tableau V.1. Lorsque les données sont très incertaines, une approche prudente consiste à solliciter l'avis d'experts pour déterminer les bornes de la variable étudiée, puis de lui appliquer une distribution uniforme (« loi du pire » maximisant sa variance). Une fois l'incertitude de chaque variable déterminée, il est possible, par des méthodes d'échantillonnage aléatoire conservant les corrélations entre variables (comme la méthode décrite au chapitre II), de réaliser un très grand nombre de simulations basées sur les distributions et les incertitudes préalablement définies. Une analyse de sensibilité permettra ensuite de déterminer les variables les plus influentes sur l'incertitude du résultat. Cela permet de prioriser les besoins de recherche pour réduire l'incertitude des résultats.

2.3.1. Réduction de l'incertitude de la variation d'azote organique du sol

A l'échelle de l'exploitation, l'utilisation de modèles dynamiques comme AMG (chapitre II) offre une meilleure précision que l'application de coefficients par grand type d'usage du sol (cultures annuelles / cultures pérennes), telle que réalisée à partir des travaux de Vleeshouwers et Verhagen (2002) dans le chapitre III. Une analyse de sensibilité du modèle AMG permettrait d'identifier les variables dont l'incertitude impacte le plus la précision du résultat, afin de cibler les données dont la précision doit être améliorée en priorité.

L'utilisation de modèles plus détaillés qu'AMG (p. ex. CENTURY, DNDC ; Smith et al., 1997) pourrait être intéressante pour prendre en compte le travail du sol ou l'influence de l'état hydrique du sol sur la variation d'azote organique. Cependant, l'utilisation de ces modèles requiert une quantité importante de données qui restreint son usage à la recherche scientifique. De plus, les données supplémentaires portent elles-aussi une part d'incertitude ; il n'est donc pas évident que des modèles mécanistes complexes donnent un résultat moins incertain que des modèles plus empiriques.

A l'échelle territoriale, la mise à disposition de résultats de modèles spatialisés, par exemple ceux diffusés par le European Soil Portal (<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu>) est prometteuse, mais cet organisme ne propose pour l'instant qu'une évaluation du stock de matière organique du sol et pas encore d'évaluation de l'évolution de la teneur en azote organique sur le moyen terme.

Il existe enfin, pour certaines régions ou pays, des bases de données permettant le suivi dans le temps des propriétés physico-chimiques des sols : en France par exemple, la base de données d'analyses de terre du GIS Sol (2013) rassemble plus de deux millions d'analyses de terre depuis 1990, et environ 250 000 analyses y sont ajoutées chaque année. L'utilisation de ce type de base de données permet de calculer les tendances d'évolution de la matière organique du sol à l'échelle d'un territoire de manière fiable.

2.3.2. Réduction de l'incertitude de la fixation biologique de l'azote

La fixation non symbiotique par les microorganismes du sol est très mal connue et représente sous les climats tempérés des quantités d'azote généralement inférieures à 5 kg N.ha⁻¹ SAU (Herridge et al., 2008). Son influence est donc modérée sur l'incertitude du résultat final de l'indicateur. Des recherches sur les bactéries fixatrices d'azote pourraient contribuer à réduire l'incertitude de cette variable.

La fixation symbiotique, pour l'essentiel par les légumineuses, est difficile à quantifier avec précision ainsi qu'extrêmement variable entre exploitations. Pour les exploitations en agriculture biologique, elle représente généralement la principale source d'azote du système de production, alors qu'elle est de moindre importance voire nulle dans les exploitations de grandes cultures conventionnelles. Les quantités fixées dépendent de la production de la légumineuse et de son taux de fixation, lequel est réduit en présence d'azote minéral dans le sol (Naudin et al., 2010; Peoples et al., 2009), qu'il vienne d'un apport d'engrais azoté (Soussana et Tallec, 2009), des déjections au pâturage (Vertès et al., 1997) ou de la minéralisation de l'azote du sol (Liu et al., 2011). Dans le cas de peuplements purs de légumineuses, l'estimation à partir de coefficients proposés dans la littérature (Unkovich et al., 2010) est relativement précise. La difficulté d'estimation est accrue dans le cas de cultures associées et notamment pour les prairies plurispécifiques contenant du trèfle. En effet, la proportion de trèfle est variable au cours de l'année, le rendement de ces prairies généralement pâturées est rarement connu avec précision et l'effet des restitutions d'effluents au pâturage est difficile à quantifier (Hutchings et Kristensen, 1995). A partir du taux de trèfle et du rendement des prairies, des estimations peuvent néanmoins être proposées (p. ex. Carlsson et Huss-Danell, 2003 ; COMIFER, 2013 ; Høgh-Jensen et al., 2004).

A l'échelle parcellaire, l'utilisation de modèles mécanistes dynamiques (STICS, APSIM, PASIM, etc.) simulant l'évolution conjointe du pourcentage de légumineuses dans les prairies, de la teneur en azote minéral du sol et de son état hydrique permettrait de mieux quantifier la fixation symbiotique, et permettrait de différencier les pratiques des agriculteurs (Liu et al., 2011).

Les estimations de fixation proposées à l'échelle territoriale (Baddeley et al., 2014 ; Billen et al., 2009) utilisent des coefficients de fixation atmosphérique spécifiques de chaque espèce de légumineuse. L'amélioration de l'estimation des surfaces de prairies incluant des légumineuses, de leur proportion dans les prairies et de leur rendement réduirait fortement l'incertitude du calcul. Pour les cultures de légumineuses pures, l'inclusion de facteurs modulant la fixation comme la température, l'humidité ou la fertilisation pourrait également améliorer ces estimations (Baddeley et al., 2014).

2.3.3. Réduction de l'incertitude des autres variables influentes

La mesure du dépôt atmosphérique étant complexe, elle est le plus souvent basée sur la modélisation des flux d'azote aériens. Le modèle EMEP MSC-W (EMEP, 2014a) est actuellement une des sources les plus utilisées pour l'évaluation du dépôt aérien d'azote en l'Europe. Malgré cela, l'incertitude liée à ce flux reste importante, notamment du fait de l'incertitude des modèles météorologiques concernant la localisation des phénomènes gouvernant le dépôt d'azote, précipitations notamment (EMEP, 2014b). L'amélioration du modèle ainsi que de la quantification des émissions gazeuses d'azote permettrait de réduire ces incertitudes.

Les flux de végétaux représentent d'importantes quantités d'azote dans la plupart des systèmes de production. Bien que leur incertitude soit modérée, elle affecte donc les résultats des indicateurs azotés. Il est particulièrement important, afin de réduire cette source d'incertitude, de renseigner précisément la teneur en azote (ou en protéines brutes) des aliments du bétail achetés, information généralement précisée dans les caractéristiques du produit lors de l'achat. De même, une estimation du taux de protéine des cultures sortantes est généralement pratiquée lors des contrôles de qualité. L'estimation de la teneur en matière sèche des produits sortants est également importante pour le calcul des flux d'azote. Là encore, les données d'analyses de qualité sont une source fiable d'information.

Les seuils d'efficience atteignable proposés dans les chapitres III et IV ne tiennent pas compte du contexte pédoclimatique. Pourtant, de nombreux facteurs pédoclimatiques ont un effet sur l'efficience d'utilisation de l'azote (voir chapitre IV). La modulation de l'efficience atteignable par les cultures en fonction du contexte pédoclimatique pourrait être envisagée à partir des données du modèle spatialisé *Global Agro Ecological Zones* (GAEZ ; FAO et IIASA, 2012). Cela réduirait sensiblement l'incertitude de l'indicateur RNE pour les régions présentant des conditions pédoclimatiques limitant l'efficience d'utilisation de l'azote par les plantes.

3. Efficience d'utilisation de l'azote ou bilan azoté ?

3.1. Les indicateurs azotés en analyse systémique

Le modèle conceptuel DPSIR (*Driving Forces, Pressure, State, Impact, Response*), en français, Forces motrices, Pression, Etat, Impact, Réponse (FPEIR ; Figure V.1) est un cadre fréquemment utilisé pour l'analyse systémique de problèmes environnementaux et le développement d'indicateurs, notamment par l'Agence Européenne de l'Environnement (Smeets et al., 1999) et Eurostat (Lammers et Gilbert, 1999). Dans cette approche, le postulat est que les évolutions de la société (forces motrices) exercent une pression sur l'environnement, ce qui modifie son état. Ce changement d'état résulte en des impacts, qui à leur tour impliquent des réponses de la société. Des indicateurs sont nécessaires pour évaluer les différents éléments de la chaîne causale, mais aussi les liens entre ces éléments.

Les indicateurs azotés les plus employés sont généralement des indicateurs de pression (bilan apparent, balance globale azotée), ou d'état (teneur en nitrates dans l'eau, teneur en gaz azotés dans l'atmosphère). Les indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote ne sont pas destinés à évaluer précisément les pertes azotées ni leurs impacts (Halberg, 1999) mais apportent une information sur le lien entre forces motrices (pratiques de production agricole) et pression (risques potentiels de pertes d'azote sous toutes ses formes) (Smeets et al., 1999).

Le modèle conceptuel FPEIR permet d'analyser des problèmes environnementaux liés à l'azote dans un cadre intégrateur, et resitue les différents indicateurs dans la chaîne causale. Il permet de ne pas se focaliser uniquement sur les indicateurs de pression, d'état ou d'impact, mais plutôt de se doter d'indicateurs pour représenter tous les éléments et leurs liens. Dans ce cadre, les indicateurs d'efficacité sont donc complémentaires des indicateurs de pression plus couramment utilisés.

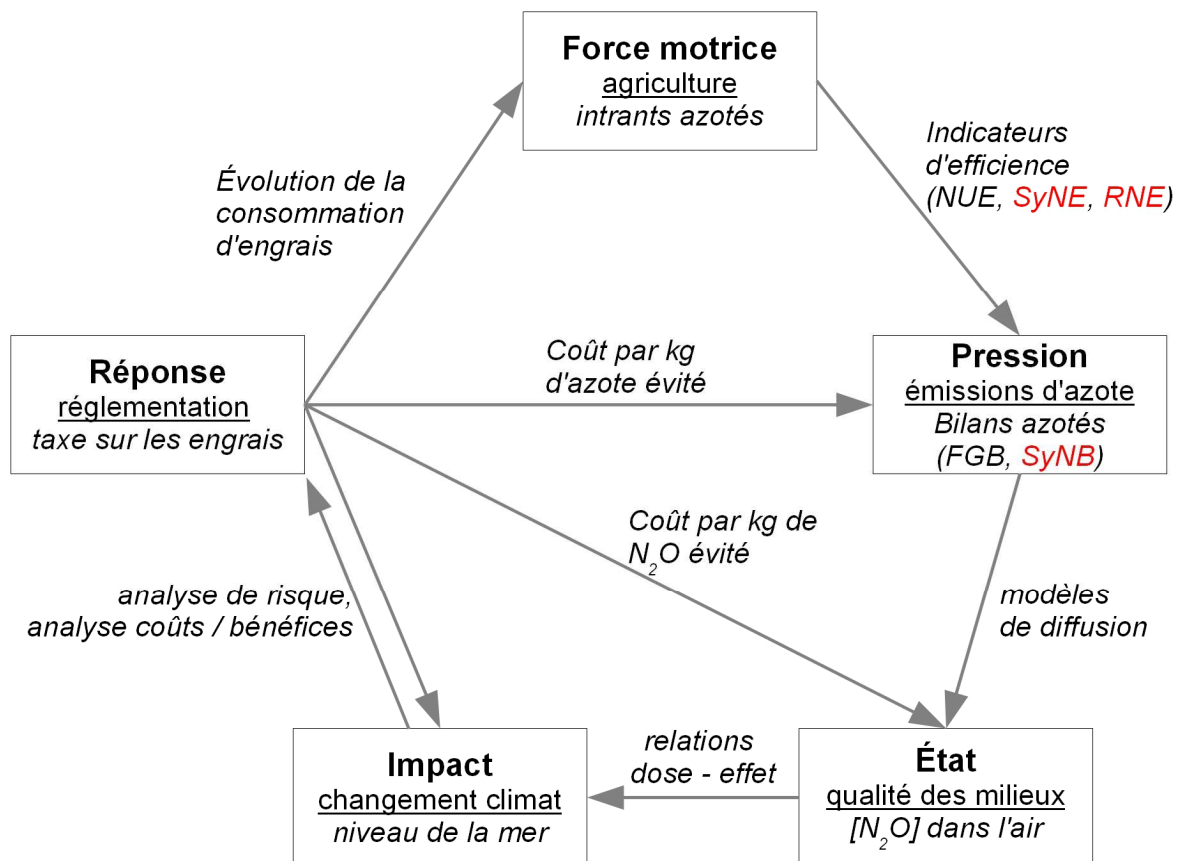


Figure V.1. Représentation du modèle conceptuel FPEIR pour l'analyse systémique des problèmes environnementaux

Les textes en gras sont les intitulés des éléments de la chaîne causale ; les textes soulignés sont des exemples de facteurs clés à évaluer ; les textes en italique sont des exemples d'indicateurs destinés à évaluer les facteurs clés ou les relations qui les lient. Les textes en rouge représentent les indicateurs développés dans le cadre de ce travail. NUE : Nitrogen Use Efficiency ; SyNE : System Nitrogen Efficiency ; RNE : Relative Nitrogen Efficiency ; FGB : Farm-Gate Nitrogen Balance ; SyNB : System Nitrogen Balance ; [N₂O] : concentration en protoxyde d'azote.

3.2. Complémentarité d'approches entre efficacité et bilan systémique

Comme l'illustre la Figure V.1, les indicateurs d'efficacité et les indicateurs de bilan azoté proposent deux angles de vue complémentaires sur l'azote : SyNB est un indicateur de pression environnementale, alors que SyNE est un indicateur de valorisation de la ressource liant force motrice et pression. Aucun de ces deux types d'indicateurs ne permet d'analyser le problème de manière satisfaisante à lui seul. En effet, il est possible d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote (SyNE) tout en dégradant le bilan systémique (SyNB) et réciproquement (voir chapitre II). La combinaison des deux indicateurs permet d'identifier les mesures qui améliorent l'un ou l'autre des deux indicateurs sans dégrader l'autre.

Nous avons démontré dans le chapitre II que selon la situation d'une exploitation agricole, la priorité peut être de diminuer le bilan systémique (SyNB) dans les situations de fort excédent azoté, ou d'améliorer l'efficacité (SyNE) lorsque le bilan systémique est jugé satisfaisant. Il convient de noter que les mesures pour améliorer l'un ou l'autre des indicateurs ne sont pas les mêmes. Par exemple, la réduction de la fertilisation minérale est une option très efficace pour réduire le bilan systémique, alors qu'il est plus pertinent d'améliorer l'efficacité d'assimilation de l'azote par les cultures pour améliorer l'efficacité (van Bruchem et al., 1999). Plus généralement, la recherche conjointe d'une réduction des impacts environnementaux et d'une amélioration de l'efficacité d'utilisation des ressources sont l'un des fondements de l'agroécologie (Doré et al., 2011 ; Dumont et al., 2013), qui vise à établir des compromis plus durables entre production, utilisation des ressources et environnement.

3.3. Choix des unités

Le choix de l'unité fonctionnelle d'un indicateur revêt une importance considérable car il peut fortement influencer sur les résultats. Par exemple, des résultats contradictoires sont souvent observés lors de comparaisons entre agriculture biologique et conventionnelle, selon qu'on étudie leurs impacts par hectare, unité favorable à l'agriculture biologique et aux systèmes à faibles intrants, ou par kilogramme de produit, unité plus favorable à l'agriculture conventionnelle plus intensive en intrants (Cederberg et Mattsson, 2000 ; de Boer, 2003). On trouve aujourd'hui des travaux d'analyse de cycle de vie exprimant les résultats des indicateurs selon ces deux unités fonctionnelles (p. ex. van der Werf et al., 2007).

Ces deux unités fonctionnelles existent également pour les indicateurs de bilan azoté, qui sont généralement exprimés par hectare de SAU (bilan apparent, balance globale azotée) mais peuvent parfois l'être par kilogramme de produit (éco-efficacité ; Halberg et al., 2005b). Certains auteurs préconisent d'exprimer les indicateurs ciblant des impacts locaux ou régionaux (pollution de l'eau) par hectare, et ceux ciblant des impacts globaux (changement climatique) par unité de produit (Halberg et al., 2005a). Cependant, les indicateurs de bilan azoté rentrent dans ces deux catégories, puisqu'ils ne différencient pas les émissions d'azote selon leur nature chimique ni leurs impacts.

Halberg et al. (2005a) suggèrent également de ne pas inclure les émissions liées à la production des intrants dans le calcul des indicateurs exprimés par hectare, et de le faire pour les indicateurs exprimés par kilogramme de produit. En effet, les pertes liées à la fabrication des intrants n'ayant pas lieu sur les hectares de la ferme, il n'est pas logique de les y rattacher.

En revanche, les pertes ayant lieu à l'extérieur de la ferme sont bien liées aux produits de l'exploitation. D'après ces auteurs, il serait donc plus cohérent d'exprimer le bilan systémique par kilogramme de produit quittant la ferme que par hectare. Cependant, le « kilogramme de produit » n'est pas non plus une unité fonctionnelle satisfaisante dans le cas, relativement courant, où l'exploitation a plusieurs productions. En effet, il n'est pas pertinent d'additionner des kilogrammes de viande, de lait, de grain ou de fourrage, qui ne nécessitent pas la même quantité d'azote pour leur fabrication. Compte tenu de la meilleure efficacité des productions végétales par rapport aux productions animales (voir chapitre III), cette unité favoriserait fortement les exploitations de production végétale, qui produisent plus de kilogrammes de produits par unité d'azote entrant sur l'exploitation que les exploitations d'élevage. Le choix du kilogramme d'azote contenu dans les produits plutôt que le kilogramme de produit brut corrigerait en partie ce biais puisque les produits animaux contiennent en moyenne plus d'azote que les produits végétaux, mais resterait très favorable aux produits végétaux. Ce mode de calcul équivaut à l'éco-efficacité telle que définie par Halberg et al. (2005b).

Aucune des deux unités n'étant totalement satisfaisante, nous avons fait le choix d'exprimer le bilan systémique par hectare de l'exploitation, car c'est l'unité la plus parlante pour les agriculteurs. C'est également l'unité la plus pertinente pour comparer des exploitations plus ou moins autonomes en intrants. Par ailleurs, le bilan systémique n'est pas un indicateur d'état de l'environnement mais un indicateur de pression (Figure V.1). Par conséquent, son expression par hectare de SAU n'est pas destinée à exprimer les pertes ayant lieu sur l'exploitation, mais les pertes totales du système de production. Cet indicateur évalue donc l'intensité du système de production par unité de surface de l'exploitation ou du territoire.

Deux pistes sont envisageables pour exprimer cet indicateur d'une autre manière. Ces deux solutions nécessitent de recourir à des données d'inventaires de cycle de vie :

- Répartir les pertes d'azote entre tous les produits et exprimer le bilan systémique sous forme d'empreinte azote de chaque produit du berceau aux portes de la ferme.
- Exprimer les pertes de l'exploitation par hectare de SAU (direct) et les pertes liées à la fabrication des intrants par hectare (indirect) de surface ayant servi à les produire.

L'expression par hectares directs et indirects est simple à obtenir : elle ne nécessite, par rapport à l'unité actuelle, que des données sur les surfaces destinées à la production des intrants. L'expression par type de produit nécessite de recourir à des méthodes d'allocation des impacts entre les différents coproduits, utilisées en analyse de cycle de vie, et qui ont elles aussi une influence notable sur les résultats (p. ex. Cederberg et Stadig, 2003 ; Luo et al., 2009). Cependant, si l'on considère que la production agricole est la fonction première de l'agriculture, l'expression des résultats par unité de produit peut s'avérer plus pertinente.

La question du choix des unités ne se pose pas, en revanche, pour les indicateurs d'efficacité, qui sont par définition sans unité. La prise en compte de la fabrication des intrants ne modifie donc pas l'unité de ces indicateurs.

3.4. Adaptabilité des indicateurs aux changements d'échelle

La question des changements d'échelle est également un point important pour le calcul des indicateurs azotés. En effet, l'amélioration de ces indicateurs à une échelle donnée n'engendre pas systématiquement des gains à l'échelle supérieure (Peyraud et Delaby, 2008 ; van Bruchem et al., 1999). Il n'est donc pas évident que les indicateurs adaptés à une échelle le soient à une échelle différente.

Toutefois, le changement d'échelle entre exploitation et territoire est généralement considéré comme peu problématique dans l'étude des flux d'azote, car la « ferme-territoire » est alors représentée de manière identique à une exploitation classique, avec un périmètre plus étendu (EUROSTAT, 2013). Seule la dimension change, l'objet d'étude reste le même. Pour le calcul d'indicateurs basés sur le périmètre du bilan apparent (bilan apparent, SyNB, SyNE, RNE), il n'est cependant pas possible de construire la « ferme-territoire » à partir des données des exploitations du territoire. En effet, lorsque des échanges d'azote (cultures, effluents) ont lieu entre exploitations, ils sont considérés comme des entrées et des sorties à cette échelle, mais devraient être considérés comme des flux internes au système à l'échelle territoriale, et par conséquent déduits des entrées et sorties à l'échelle du territoire (voir chapitre IV). En revanche, ce problème de non-additivité des entrées et sorties ne se pose pas pour les approches basées sur la balance azotée globale (balance azotée globale, bilan du pays ; Leip et al., 2011b), pour lesquelles seuls les flux apportés au sol sont comptabilisés ; les exportations d'effluents et les importations d'aliments sont donc ignorées.

C'est pourquoi il est essentiel de définir l'échelle d'approche et le périmètre des indicateurs en lien avec les objectifs visés. Les actions à prioriser ne seront pas les mêmes si l'on cherche à améliorer l'efficacité ou à réduire le bilan systémique, et si l'on cherche à améliorer l'efficacité à l'échelle de l'animal ou de l'exploitation (van Bruchem et al., 1999).

Les changements d'échelle peuvent par ailleurs permettre de faire des parallèles intéressants entre le fonctionnement d'une exploitation et le fonctionnement d'un territoire. Par exemple, certains échanges d'azote couramment pratiqués entre les ateliers d'une exploitation, comme la fertilisation des cultures de vente par des effluents d'élevage ou l'exportation de fourrages des parcelles cultivées vers l'élevage, sont moins courants entre les exploitations d'un territoire. A l'échelle territoriale, des échanges d'effluents et de produits végétaux entre exploitations d'élevage et exploitations de cultures (Moraine et al., 2014) pourraient permettre d'améliorer l'efficacité du système agricole. Par exemple, l'échange de paille ou de cultures contre du lisier entre une exploitation de grandes cultures et une exploitation d'élevage peut permettre à l'exploitation d'élevage de trouver un débouché à un effluent en excès (plutôt que de le résorber par le biais d'une station de dénitrification) et de réduire ses achats de paille extérieurs au territoire, tout en réduisant les achats d'engrais minéraux de l'exploitation de grandes cultures. De même, l'implantation de prairies de fauche dans les parcelles peu adaptées aux cultures d'une exploitation porcine (scénario envisagé dans le projet ANR *Acassya* ; <http://www6.inra.fr/acassya>) pourrait permettre de mieux valoriser agronomiquement le lisier produit, dans l'hypothèse d'une contractualisation avec un éleveur bovin demandeur de fourrages.

4. Bilan et perspectives

L'objectif de ce travail était de contribuer à l'élaboration d'indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote levant les limites des indicateurs existants, utilisables par différents acteurs, et permettant de comparer des systèmes de production variés à différentes échelles.

Les indicateurs SyNE et SyNB, développés dans le chapitre II, apportent des améliorations notables à l'indicateur d'efficacité NUE et au bilan apparent : calcul net des entrées et sorties, statut des effluents clarifié, prise en compte de la variation d'azote du sol et de la production des intrants. Ces modifications améliorent la qualité des deux indicateurs, clarifient leur signification et favorisent la comparaison entre exploitations similaires. En revanche, elles impliquent un effort supplémentaire concernant la collecte des données et accroissent leur incertitude.

Néanmoins l'indicateur d'efficacité SyNE n'est pas pertinent pour comparer des systèmes de production différents. L'indicateur d'efficacité relative RNE résout ce problème en exprimant l'efficacité de l'exploitation relativement à son potentiel atteignable, lié à ses différentes productions (chapitre III). Il permet donc de comparer des systèmes de production différents d'une même région et de proposer une référence d'efficacité atteignable pour chaque système de production. En l'état actuel, ni RNE ni SyNE ne sont cependant adaptés à la comparaison de systèmes situés dans des contextes pédoclimatiques différents (chapitre IV).

Ces trois indicateurs ont également été utilisés pour étudier la gestion de l'azote à l'échelle nationale pour les 27 pays de l'Union Européenne. Cela valide leur utilisation à différentes échelles, et par conséquent leur intérêt pour différents utilisateurs, de l'agriculteur et du conseiller au décideur politique.

Ce travail, s'il a permis d'atteindre les objectifs initiaux, a révélé certaines limites, discutées dans le présent chapitre. Les perspectives pour son amélioration incluent notamment une prise en compte de l'incertitude des variables servant au calcul des indicateurs, ainsi que l'évaluation de son impact sur les résultats.

Afin d'être facilement utilisable par les différents acteurs ciblés (agriculteurs, conseillers, décideurs), le développement d'un outil de calcul ergonomique serait également utile. Cet outil devrait inclure de façon simple pour l'opérateur des références d'inventaire de cycle de vie pour les différents intrants, un modèle de calcul de la variation d'azote du sol, ainsi que des données par défaut pour la déposition atmosphérique et la fixation biologique de l'azote. Les références d'efficacité atteignable nécessaires au calcul de RNE devraient également être adaptées en fonction des contraintes pédoclimatiques de la zone d'étude.

Le calcul des indicateurs d'efficacité et de bilan systémique, quoique intéressant pour comprendre la gestion de l'azote d'un système de production, n'est pas une fin en soi. Ces indicateurs sont en effet destinés à permettre l'amélioration de l'efficacité et la réduction des émissions d'azote à l'échelle du système de production. Pour cela, il est nécessaire de modéliser le fonctionnement du système de production dans son ensemble, car il existe de nombreuses interactions entre les différents flux d'azote, entre systèmes de culture et systèmes d'élevage, et entre ces flux d'azote et la productivité de l'exploitation. Différents modèles existants permettent de simuler les flux d'azote à l'échelle de l'exploitation.

IFSM (Rotz et al., 2012), Mélodie (Chardon et al., 2012) et Overseer (Cichota et al., 2010), entre autres, permettent d'estimer les flux de nutriments d'exploitations produisant à la fois des cultures de vente et des animaux. Leur utilisation permettrait de tester des scénarios d'amélioration de l'efficacité ou de réduction du bilan systémique, afin de quantifier leur intérêt et de proposer un diagnostic et des pistes d'action aux agriculteurs et aux décideurs.

Les résultats de ces scénarios devront également être évalués sur le plan économique, afin de fournir aux décideurs des outils d'aide à la décision permettant de mieux faire coïncider les décisions micro-économiques des agriculteurs avec l'intérêt général d'une amélioration de l'efficacité de l'azote en agriculture.

Références bibliographiques

- Aarts, H.F.M., Biewinga, E.E., van Keulen, H., 1992. Dairy farming systems based on efficient nutrient management. *Neth. J. Agric. Sci.* 40, 285–299.
- Aarts, H.F.M., Habekotté, B., Van Keulen, H., 2000. Nitrogen (N) management in the “De Marke” dairy farming system. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 56, 231–240. doi:10.1023/A:1009885419512
- Agreste, 2010. *Pratiques culturales 2006, Les Dossiers* (No. 8), Agreste, Paris, France.
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. *World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision* (ESA Working paper No. 12-03). FAO, Rome, Italy.
- Allison, F.E., 1955. The enigma of soil nitrogen balance sheets. *Adv Agron* 7, 213–250. doi:10.1016/s0065-2113(08)60339-9
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., L. De Paepe, J., 2014. A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 184, 1–8. doi:10.1016/j.agee.2013.11.003
- Andrews, M., Scholefield, D., Abberton, M.T., McKenzie, B.A., Hodge, S., Raven, J.A., 2007. Use of white clover as an alternative to nitrogen fertiliser for dairy pastures in nitrate vulnerable zones in the UK: productivity, environmental impact and economic considerations. *Ann. Appl. Biol.* 151, 11–23. doi:10.1111/j.1744-7348.2007.00137.x
- Andriulo, A., Mary, B., Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19, 365–377. doi:10.1051/agro:19990504
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel (Eds.), 2002. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? : contribution à la lutte contre l’effet de serre : rapport d’expertise réalisé par l’INRA, Expertise scientifique collective, à la demande du Ministère de l’écologie et du développement durable, octobre 2002.* INRA, Paris.
- Ashley, D.A., Bennett, O.L., Doss, B.D., Scarsbrook, C.E., 1965. Effect of Nitrogen Rate and Irrigation on Yield and Residual Nitrogen Recovery by Warm-Season Grasses 1. *Agron. J.* 57, 370. doi:10.2134/agronj1965.00021962005700040018x
- Avnery, S., Mauzerall, D.L., Liu, J., Horowitz, L.W., 2011. Global crop yield reductions due to surface ozone exposure: 1. Year 2000 crop production losses and economic damage. *Atmos. Environ.* 45, 2284–2296. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.11.045
- Baddeley, J.A., Jones, S., Topp, C.F.E., Watson, C.A., Helming, J., Stoddard, F.L., 2014. *Biological nitrogen fixation (BNF) in Europe. Legume Futures, Report No. 1.5.*
- Bassanino, M., Grignani, C., Sacco, D., Allisiardi, E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122, 282–294. doi:10.1016/j.agee.2007.01.023
- Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 127–144. doi:10.1016/j.agee.2004.05.007

- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437, 245–248. doi:10.1038/nature04038
- Benoît, M., 1992. Un indicateur des risques de pollution nomme BASCULE (Balance Azotee Spatialisee des systemes de CULTure de l'Exploitation). *Courr. Cell. Environ.* 18, 23–28.
- Berg, W.A., Sims, P.L., 1995. Nitrogen Fertilizer Use Efficiency in Steer Gain on Old World Bluestem. *J. Range Manag.* 48, 465. doi:10.2307/4002254
- Biagini, D., Lazzaroni, C., 2013. Nitrogen excretion in fattening beef in conventional vs. extensive and sustainable farm systems, in: EAAP Book of Abstracts. Presented at the 64th Annual Meeting of the European Association for Animal Production, Wageningen Academic Publishers, Nantes, France, p. 198. doi:10.3920/978-90-8686-782-0
- Billen, G., Barles, S., Garnier, J., Rouillard, J., Benoit, P., 2009. The food-print of Paris: long-term reconstruction of the nitrogen flows imported into the city from its rural hinterland. *Reg. Environ. Change* 9, 13–24. doi:10.1007/s10113-008-0051-y
- Billen, G., Beusen, A., Bouwman, L., Garnier, J., 2010. Anthropogenic nitrogen autotrophy and heterotrophy of the world's watersheds: Past, present, and future trends. *Glob. Biogeochem. Cycles* 24, GB 0-11. doi:10.1029/2009GB003702
- Bleeker, A., Hicks, W.K., Dentener, F., Galloway, J., Erisman, J.W., 2011. N deposition as a threat to the World's protected areas under the Convention on Biological Diversity. *Environ. Pollut.* 159, 2280–2288. doi:10.1007/978-94-007-7939-6_31
- Bleken, M.A., Steinshamn, H., Hansen, S., 2005. High Nitrogen Costs of Dairy Production in Europe: Worsened by Intensification. *Ambio* 34, 598–606. doi:10.1579/0044-7447-34.8.598
- Bockstaller, C., Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agric. Syst.* 76, 639–653. doi:10.1016/S0308-521X(02)00053-7
- Bockstaller, C., Guichard, L., Makowski, D., Aveline, A., Girardin, P., Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 139–149. doi:10.1051/agro:2007052
- Bodirsky, B.L., Popp, A., Lotze-Campen, H., Dietrich, J.P., Rolinski, S., Weindl, I., Schmitz, C., Müller, C., Bonsch, M., Humpenöder, F., Biewald, A., Stevanovic, M., 2014. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution. *Nat. Commun.* 5:3858, 1–7. doi:10.1038/ncomms4858
- Boiffin, J., KéLi Zagbahi, J., Sebillotte, M., 1986. Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais: application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie* 6, 437–446. doi:10.1051/agro:19860503
- Bordet, A.C., Bochu, J.L., Trevisiol, A., 2010. Références PLANETE 2010, Fiche 4 - Production "Bovins lait et cultures." Solagro, Toulouse, France.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M., Batjes, N.H., 2002. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16:2, 1–11. doi:10.1029/2000GB001389

- Brown, R.H., 1978. A difference in N use efficiency in C3 and C4 plants and its implications in adaptation and evolution. *Crop Sci.* 18, 93–98.
- Buckwell, A., Nordang Uhre, A., Williams, A., Poláková, J., Blum, W.E.H., Schiefer, J., Lair, G.J., Heissenhuber, A., Schiefl, P., Krämer, C., Haber, W., 2014. Sustainable Intensification of European Agriculture. RISE Foundation, Brussels, Belgium.
- Carlsson, G., Huss-Danell, K., 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant Soil* 253, 353–372.
- Carof, M., Colomb, B., Aveline, A., 2013. A guide for choosing the most appropriate method for multi-criteria assessment of agricultural systems according to decision-makers' expectations. *Agric. Syst.* 115, 51–62. doi:10.1016/j.agsy.2012.09.011
- Cassman, K.G., Gines, G.C., Dizon, M.A., Samson, M.I., Alcantara, J.M., 1996. Nitrogen-use efficiency in tropical lowland rice systems: contributions from indigenous and applied nitrogen. *Field Crops Res.* 47, 1–12. doi:10.1016/0378-4290(95)00101-8
- Castel, F., Pous, B., 1998. Alimentation animale: la réforme de la PAC a favorisé le recours aux céréales et aux tourteaux. *Agreste Cah.* 11–17.
- Castillo, A.R., Kebreab, E., Beever, D.E., France, J., others, 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *J. Anim. Feed Sci.* 9, 1–32.
- Cederberg, C., Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *J. Clean. Prod.* 8, 49–60. doi:10.1016/S0959-6526(99)00311-X
- Cederberg, C., Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8, 350–356. doi:10.1007/BF02978508
- Cederberg, C., Flysjö, A., 2004. Environmental assessment of future pig farming systems - Quantification of Three Scenarios from the FOOD21 Synthesis Work, SIK-rapport (No. 723). SIK, Göteborg, Sweden.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.P., Le Gall, A., Dourmad, J.Y., Piquemal, B., 2012. MELODIE: a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in dairy and pig farms with crops. *Animal* 6, 1711–1721. doi:10.1017/s1751731112000687
- Chase, L.E., 2004. Estimated Nitrogen Excretion in 46 Commercial Dairy Herds in New York. <https://www.dairyn.cornell.edu/pages/40dairy/410utilization/416excretion.shtml>
- Chatzimpiros, P., Barles, S., 2013. Nitrogen food-print: N use related to meat and dairy consumption in France. *Biogeosciences* 10, 471–481. doi:10.5194/bg-10-471-2013
- Ciais, P., Soussana, J.F., Vuichard, N., Luysaert, S., Don, A., Janssens, I.A., Piao, S.L., Dechow, R., Lathière, J., Maignan, F., Wattenbach, M., Smith, P., Ammann, C., Freibauer, A., Schulze, E.D., the CARBOEUROPE Synthesis Team, 2010a. The greenhouse gas balance of European grasslands. *Biogeosciences Discuss* 7, 5997–6050. doi:10.5194/bgd-7-5997-2010
- Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S.L., Don, A., Luysaert, S., Janssens, I.A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P., Beer, C., Van Der Werf,

- G.R., Gervois, S., Van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E.D., Carboeurope Synthesis Team, 2010b. The European carbon balance. Part 2: croplands. *Glob. Change Biol.* 16, 1409–1428. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x
- Cichota, R., Brown, H., Snow, V., Wheeler, D., Hedderley, D., Zyskowski, R., Thomas, S., 2010. A nitrogen balance model for environmental accountability in cropping systems. *N. Z. J. Crop Hortic. Sci.* 38, 189–207. doi:10.1080/01140671.2010.498401
- COMIFER, 2013. Calcul de la fertilisation azotée: Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales - Cultures annuelles et prairies. Comifer, Paris, France.
- CORPEN, 1988. Bilan de l'azote à l'exploitation. Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, Paris, France.
- CORPEN, 2006. Des indicateurs AZOTE pour gérer des actions de maîtrise des pollutions à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation et du territoire. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.
- Dalgaard, T., Bienkowski, J.F., Bleeker, A., Drouet, J.L., Durand, P., Dragosits, U., Frumau, A., Hutchings, N.J., Kedziora, A., Magliulo, V., Olesen, J.E., Theobald, M.R., Maury, O., Akkal, N., Cellier, P., 2012. Farm nitrogen balances in six European agricultural landscapes, a method for farming system assessment, emission hotspot identification, and mitigation measure evaluation. *Biogeosciences Discuss.* 9, 8859–8904. doi:10.5194/bgd-9-8859-2012
- De Boer, I.J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Sci., Organic Livestock Production* 80, 69–77. doi:10.1016/S0301-6226(02)00322-6
- Delhaize, E., Ryan, P.R., 1995. Aluminum toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiol.* 107, 315.
- De Vries, W., Leip, A., Reinds, G.J., Kros, J., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F., 2011. Comparison of land nitrogen budgets for European agriculture by various modeling approaches. *Environ. Pollut., Assessment of Nitrogen Fluxes to Air and Water from Site Scale to Continental Scale* 159, 3254–3268. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.038
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926–929. doi:10.1126/science.1156401
- Dobermann, A.R., 2005. Nitrogen use efficiency—state of the art. *Agronomy -- Faculty Publications* (No. 316). <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>
- Doré, T., Makowski, D., Malézieux, E., Munier-Jolain, N., Tchamitchian, M., Tittonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *Eur. J. Agron.* 34, 197–210. doi:10.1016/j.eja.2011.02.006
- DRAAF Bretagne, 2011. Statistique agricole annuelle 2010, Agreste Bretagne (No. 25). Rennes, France.
- Dumont, B., Fortun-Lamothe, L., Jouven, M., Thomas, M., Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal* 7:6, 1028–1043. doi:10.1017/S1751731112002418

- Ebling, P., Ribeiro, A., Trevizan, L., Silva, I. da, Kessler, A. de M., Rubin, L., 2013. Effect of different dietary concentrations of Amino Acids on the performance of two different Broiler Strains. *Rev. Bras. Ciênc. Avícola* 15, 339–346. doi:10.1590/S1516-635X2013000400008
- Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- Eickhout, B., Bouwman, A.F., van Zeijts, H., 2006. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 4–14. doi:10.1016/j.agee.2006.03.009
- EMEP, 2014a. EMEP MSC-W modelled air concentrations and depositions. http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/
- EMEP, 2014b. Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components, EMEP Status Report (No. 1/2014). UNECE, Norway.
- Erismann, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J.N., Klimont, Z., Winiwarter, W., 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nat. Geosci.* 1, 636–639. doi: 10.1038/ngeo325
- Erismann, J.W., Galloway, J.N., Seitzinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.M.R., Leach, A.M., de Vries, W., 2013. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20130116. doi:10.1098/rstb.2013.0116
- European Commission, 2000. Indicators for the Integration of Environmental Concerns into the Common Agricultural Policy (No. COM(2000) 20). European Commission, Brussels, Belgium.
- EUROSTAT, 2013. Eurostat (2013). Nutrient Budgets - Methodology and Handbook. Version 1.0 2. Eurostat and OECD, Luxembourg.
- EUROSTAT, 2014. Eurostat Database. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/statistics/search_database
- FAO, 2009. How to Feed the World in 2050. FAO, Rome, Italy.
- FAO, 2010. Greenhouse gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment (No. K7930E). FAO, Rome (Italy).
- FAO, IIASA, 2012. GAEZ v3.0: Global Agro-Ecological Zones. <http://www.fao.org/nr/gaez/en/>
- FAO, 2014. FAOSTAT Statistical Database. <http://faostat3.fao.org/>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574. doi:10.1126/science.1111772
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert,

- S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342. doi:10.1038/nature10452
- Foy, C.D., 1984. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. *Soil Acidity Liming* 57–97. doi: 10.2134/agronmonogr12.2ed.c2
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1–23. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.021
- Fresco, L.O., Westphal, E., 1988. A hierarchical classification of farm systems. *Exp. Agric.* 24, 399–419.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53(4), 341–356. doi: 10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2
- Galloway, J.N., Dentener, F., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P., Cleveland, C.C., Green, P.A., Holland, E.A., others, 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70, 153–226. doi: 10.1007/s10533-004-0370-0
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A., 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320, 889–892. doi : 10.1126/science.1136674
- GIS Sol, 2013. Base de Données Analyses de Terre. <http://bdat.gissol.fr/>
- Godinot, O., Carof, M., Vertès, F., Leterme, P., 2014. SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems. *Agric. Syst.* 127, 41–52. doi:10.1016/j.agsy.2014.01.003
- Good, A.G., Shrawat, A.K., Muench, D.G., 2004. Can less yield more? Is reducing nutrient input into the environment compatible with maintaining crop production? *Trends Plant Sci.* 9, 597–605. doi:10.1016/j.tplants.2004.10.008
- Goulding, K., Jarvis, S., Whitmore, A., 2008. Optimizing nutrient management for farm systems. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 667 –680. doi:10.1098/rstb.2007.2177
- Gourley, C.J.P., Dougherty, W.J., Weaver, D.M., Aarons, S.R., Awty, I.M., Gibson, D.M., Hannah, M.C., Smith, A.P., Peverill, K.I., 2012. Farm-scale nitrogen, phosphorus, potassium and sulfur balances and use efficiencies on Australian dairy farms. *Anim. Prod. Sci.* 52, 929. doi:10.1071/AN11337
- Gras, R., Benoit, M., Deffontaines, J.P., Duru, M., Lafarge, M., Langlet, A., Osty, P.L., 1989. *Le fait technique en agronomie: Activité agricole, concepts et méthodes d'étude.* INRA, l'Harmattan, Paris, France.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., Plutzer, C., Gingrich, S., Lucht, W., Fischer-Kowalski, M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104, 12942–12947. doi: 10.1073/pnas.0704243104

- Halberg, N., Steen Kristensen, E., Sillebak Kristensen, I., 1995. Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. *J. Agric. Environ. Ethics* 8, 30–51. doi:10.1007/BF02286400
- Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 76, 17–30. doi:10.1016/S0167-8809(99)00055-9
- Halberg, N., van der Werf, H.M.G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I.J.M., 2005a. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livest. Prod. Sci.* 96, 33–50. doi:10.1016/j.livprodsci.2005.05.013
- Halberg, N., Verschuur, G., Goodlass, G., 2005b. Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 195–212. doi: 10.1016/j.agee.2004.04.003
- Hart, E.B., Humphrey, G.C., others, 1918. The relation of the quality of proteins to milk production. IV. *J. Biol. Chem.* 35, 367–383.
- Hayes, K.R., Barry, S.C., Hosack, G.R., Peters, G.W., 2013. Severe uncertainty and info-gap decision theory. *Methods Ecol. Evol.* 4, 601–611. doi:10.1111/2041-210X.12046
- Helton, J.C., Davis, F.J., 2003. Latin hypercube sampling and the propagation of uncertainty in analyses of complex systems. *Reliab. Eng. Syst. Saf.* 81, 23–69. doi:10.1016/S0951-8320(03)00058-9
- Herridge, D.F., Peoples, M.B., Boddey, R.M., 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant Soil* 311, 1–18. doi:10.1007/s11104-008-9668-3
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F.V., Vinther, F.P., Jensen, E.S., 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agric. Syst.* 82, 181–194. doi:10.1016/j.agsy.2003.12.003
- Holloway, J.M., Dahlgren, R.A., 2002. Nitrogen in rock: occurrences and biogeochemical implications. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16, 65–1. doi: 10.1029/2002gb001862
- Hristov, A.N., Hazen, W., Ellsworth, J.W., 2006. Efficiency of Use of Imported Nitrogen, Phosphorus, and Potassium and Potential for Reducing Phosphorus Imports on Idaho Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 89, 3702–3712. doi:10.3168/jds.S0022-0302(06)72411-0
- Huber, V., Neher, I., Bodirsky, B.L., Höfner, K., Schellnhuber, H.J., 2014. Will the world run out of land? A Kaya-type decomposition to study past trends of cropland expansion. *Environ. Res. Lett.* 9, 024011. doi:10.1088/1748-9326/9/2/024011
- Hutchings, N.J., Kristensen, I.S., 1995. Modelling mineral nitrogen accumulation in grazed pasture: will more nitrogen leach from fertilized grass than unfertilized grass/clover? *Grass Forage Sci.* 50, 300–313. doi:10.1111/j.1365-2494.1995.tb02325.x
- Hyytiäinen, K., Niemi, J.K., Koikkalainen, K., Palosuo, T., Salo, T., 2011. Adaptive optimization of crop production and nitrogen leaching abatement under yield uncertainty. *Agric. Syst.* 104, 634–644. doi:10.1016/j.agsy.2011.06.006
- INRA, CIRAD, AFZ, FAO, 2013. Feedipedia - Animal Feed Resources Information System. <http://www.feedipedia.org/>

- IPCC, 2014. Summary for Policymakers, in: *Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, p. 33.
- Jarvis, S., 2001. Improving nitrogen use efficiency from balance sheets: opportunities to reduce losses?, in: *Element Balances as a Sustainability Tool: Workshop in Uppsala on March 16–17, 2001*, JTI-Rapport Lantbruk & Industri 281. Presented at the Element balances as a sustainability tool Workshop, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering, Uppsala, Sweden, p. 25.
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., 2010. *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*. PPUR Presses polytechniques.
- Kätterer, T., Andrén, O., 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72, 165–179. doi:10.1016/S0167-8809(98)00177-7
- Kelman, S., 1981. Cost-benefit analysis: an ethical critique. *Regulation* 5, 33.
- Klein Goldewijk, K., Beusen, A., van Drecht, G., de Vos, M., 2011. The HYDE 3.1 spatially explicit database of human-induced global land-use change over the past 12,000 years. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 73–86. doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00587.x
- Konopka, P., Engel, A., Funke, B., Müller, R., Groß, J.-U., Günther, G., Wetter, T., Stiller, G., von Clarmann, T., Glatthor, N., Oelhaf, H., Wetzol, G., López-Puertas, M., Pirre, M., Huret, N., Riese, M., 2007. Ozone loss driven by nitrogen oxides and triggered by stratospheric warmings can outweigh the effect of halogens. *J. Geophys. Res. Atmospheres* 112, D05105. doi:10.1029/2006JD007064
- Lammers, P.E.M., Gilbert, A.J., 1999. Towards environmental pressure indicators for the EU: Indicator definition. European Commission, Eurostat.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., 2014a. The relationship between crop yield and nitrogen input to cropland in 131 countries: 50 years trends, in: *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop - The Nitrogen Challenge: Building a Blueprint for Nitrogen Use Efficiency and Food Security*. 30 June - 3 July 2014, Lisbon, Portugal. Instituto Superior d'Agronomia, pp. 545–546.
- Lassaletta, L., Billen, G., Grizzetti, B., Garnier, J., Leach, A.M., Galloway, J.N., 2014b. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118, 225–241. doi:10.1007/s10533-013-9923-4
- Leach, A.M., Galloway, J.N., Bleeker, A., Erisman, J.W., Kohn, R., Kitzes, J., 2012. A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environ. Dev.* 1, 40–66. doi:10.1016/j.envdev.2011.12.005
- Lebacqz, T., Baret, P.V., Stilmant, D., 2013. Sustainability indicators for livestock farming. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 311–327. doi:10.1007/s13593-012-0121-x

- Leip, A., Marchi, G., Koeble, R., Kempen, M., Britz, W., Li, C., 2008. Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences* 5, 73–94. doi:10.5194/bg-5-73-2008
- Leip, A., Achermann, B., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., de Vries, W., Dragosits, U., Döring, U., Fennell, D., Geupel, M., Herolstab, J., Johnes, P., Le Gall, A.C., Monni, S., Nevečeřal, R., Orlandini, L., Prud'homme, M., Reuter, H.I., Simpson, D., Seufert, G., Spranger, T., Sutton, M.A., van Aardenne, J., Voß, M., Winiwarter, W., 2011. Integrating nitrogen fluxes at the European scale, in: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 345–376. doi: 10.1017/cbo9780511976988.019
- Leip, A., Britz, W., Weiss, F., de Vries, W., 2011b. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environ. Pollut.* 159, 3243–3253. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.040
- Leip, A., Weiss, F., Britz, W., 2011c. Agri-Environmental Nitrogen Indicators for EU27, in: Flichman, G. (Ed.), *Bio-Economic Models Applied to Agricultural Systems*. Springer Netherlands, pp. 109–123.
- Leip, A., 2014. How long is the nitrogen cascade?, in: *Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop*. Presented at the The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security, Instituto Superior d'Agronomia, Lisbon, Portugal, pp. 551–552.
- Lemercier, B., Walter, C., Schwartz, C., Saby, N.P.A., Arrouays, D., Follain, S., 2006. Suivi des teneurs en carbone organique et en phosphore extractible dans les sols agricoles de trois régions françaises. *Etude Gest. Sols* 13, 165–180.
- Liu, C., Watanabe, M., Wang, Q., 2008. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 80, 19–37. doi:10.1007/s10705-007-9118-2
- Liu, J., You, L., Amini, M., Obersteiner, M., Herrero, M., Zehnder, A.J.B., Yang, H., 2010. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 8035–8040. doi:10.1073/pnas.0913658107
- Liu, Y., Wu, L., Baddeley, J.A., Watson, C.A., 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 155–172. doi:10.1051/agro/2010008
- Luo, L., Voet, E. van der, Huppes, G., Haes, H.A.U. de, 2009. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 529–539. doi:10.1007/s11367-009-0112-6
- Mahieu, S., Germon, F., Aveline, A., Hauggaard-Nielsen, H., Ambus, P., Jensen, E.S., 2009. The influence of water stress on biomass and N accumulation, N partitioning between above and below ground parts and on N rhizodeposition during reproductive growth of pea (*Pisum sativum* L.). *Soil Biol. Biochem.* 41, 380–387. doi:10.1016/j.soilbio.2008.11.021

- Mazoyer, M., Roudart, L., 1997. Histoire des agricultures du monde. Ed. du Seuil, Paris, France.
- Micol, D., Hoch, T., Agabriel, J., 2003. Besoins protéiques et maîtrise des rejets azotés du bovin producteur de viande. *Fourrages* 174, 231–242.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA.
- Moll, R.H., Kamprath, E.J., Jackson, W.A., 1982. Analysis and Interpretation of Factors Which Contribute to Efficiency of Nitrogen Utilization. *Agron. J.* 74, 562–564. doi:10.2134/agronj1982.00021962007400030037x
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Glob. Biogeochem. Cycles* 22, GB1022. doi:10.1029/2007GB002947
- Monti, A., Di Virgilio, N., Venturi, G., 2008. Mineral composition and ash content of six major energy crops. *Biomass Bioenergy* 32, 216–223. doi:10.1016/j.biombioe.2007.09.012
- Moraine, M., Grimaldi, J., Murgue, C., Duru, M., Therond, O., 2014. Integrating crop and livestock activities at territorial level in the watershed of Aveyron river: from current issues to collective innovative solutions, in: European IFSA Symposium, 1-4 April 2014. Berlin, Germany.
- Moreau, P., Ruiz, L., Vertès, F., Baratte, C., Delaby, L., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Piquemal, B., Ramat, E., Salmon-Monviola, J., Durand, P., 2013. CASIMOD’N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions. *Agric. Syst.* 118, 41–51. doi:10.1016/j.agry.2013.02.007
- Mueller, N.D., Gerber, J.S., Johnston, M., Ray, D.K., Ramankutty, N., Foley, J.A., 2012. Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature* 490, 254–257. doi:10.1038/nature11420
- Naudin, C., Corre-Hellou, G., Pineau, S., Crozat, Y., Jeuffroy, M.-H., 2010. The effect of various dynamics of N availability on winter pea–wheat intercrops: Crop growth, N partitioning and symbiotic N₂ fixation. *Field Crops Res.* 119, 2–11. doi:10.1016/j.fcr.2010.06.002
- Nemecek, T., Kägi, T., 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems, data v2.0, Ecoinvent report (No. 15). Ecoinvent Center, Zürich and Dübendorf Switzerland.
- Nevens, F., Verbruggen, I., Reheul, D., Hofman, G., 2006. Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals. *Agric. Syst.* 88, 142–155. doi:10.1016/j.agry.2005.03.005
- Nguyen, C., 2003. Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie* 23, 375–396. doi:10.1051/agro:2003011
- Nimmo, J., Lynch, D.H., Owen, J., 2013. Quantification of nitrogen inputs from biological nitrogen fixation to whole farm nitrogen budgets of two dairy farms in Atlantic Canada. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 96, 93–105. doi:10.1007/s10705-013-9579-4
- OECD, EUROSTAT, 2007. *Gross Nitrogen Balances Handbook*.
<http://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40820234.pdf>

- Oenema, O., Heinen, M., 1999. Uncertainties in nutrient budget due to biases and errors, in: Smaling, E.M.A., Oenema, O., Fresco, L.O. (Eds.), *Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case Studies*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 75-97.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3–16. doi:10.1016/S1161-0301(03)00067-4
- Oenema, O., Witzke, H.P., Klimont, Z., Lesschen, J.P., Velthof, G.L., 2009. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 280–288. doi:10.1016/j.agee.2009.04.025
- Ondersteijn, C.J.M., Beldman, A.C.G., Daatselaar, C.H.G., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M., 2002. The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: implications for N and P management and farm performance. *Agric. Ecosyst. Environ.* 92, 283–296. doi:10.1016/S0167-8809(01)00288-2
- Ondersteijn, C.J.M., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M., 2003. Identification of farmer characteristics and farm strategies explaining changes in environmental management and environmental and economic performance of dairy farms. *Agric. Syst.* 78, 31–55. doi:10.1016/S0308-521X(03)00031-3
- Oomen, G.J.M., Lantinga, E.A., Goewie, E.A., Van der Hoek, K.W., 1998. Mixed farming systems as a way towards a more efficient use of nitrogen in European Union agriculture. *Environ. Pollut.* 102, 697–704. doi:10.1016/S0269-7491(98)80101-2
- Parris, K., 2011. Impact of Agriculture on Water Pollution in OECD Countries: Recent Trends and Future Prospects. *Int. J. Water Resour. Dev.* 27, 33–52. doi:10.1080/07900627.2010.531898
- Payne, W.A., Hossner, L.R., Onken, A.B., Wendt, C.W., 1995. Nitrogen and Phosphorus Uptake in Pearl Millet and Its Relation to Nutrient and Transpiration Efficiency. *Agron. J.* 87, 425. doi:10.2134/agronj1995.00021962008700030007x
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G., Vertes, F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agric. Syst.* 94, 416–430. doi:10.1016/j.agry.2006.11.014
- Peoples, M.B., Brockwell, J., Herridge, D.F., Rochester, I.J., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Dakora, F.D., Bhattarai, S., Maskey, S.L., Sampet, C., Rerkasem, B., Khan, D.F., Hauggaard-Nielsen, H., Jensen, E.S., 2009. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 48, 1–17. doi:10.1007/BF03179980
- Peyraud, J.L., Delaby, L., 2008. Maîtrise des flux d'azote dans la gestion des prairies et du pâturage en systèmes laitiers intensifs. *Prod. Anim.* 21, 167–180.
- Pimm, S.L., Raven, P., 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845. doi:10.1038/35002708
- Polasky, S., Carpenter, S.R., Folke, C., Keeler, B., 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends Ecol. Evol.* 26, 398–404. doi:10.1016/j.tree.2011.04.007

- Postel, S.L., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., 1996. Human Appropriation of Renewable Fresh Water. *Science* 271, 785–788. doi:10.1126/science.271.5250.785
- Powell, J.M., Gourley, C.J.P., Rotz, C.A., Weaver, D.M., 2010. Nitrogen use efficiency: A potential performance indicator and policy tool for dairy farms. *Environ. Sci. Policy* 13, 217–228. doi:10.1016/j.envsci.2010.03.007
- Ramírez, E., Reheul, D., 2009. Statistical modelling of nitrogen use efficiency of dairy farms in Flanders. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 14. doi:10.1051/agro/2008065
- Rasmussen, J., Sjøgaard, K., Pirhofer-Walzl, K., Eriksen, J., 2012. N₂-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *Eur. J. Agron.* 36, 66–74. doi:10.1016/j.eja.2011.09.003
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475. doi:10.1038/461472a
- Rotz, C.A., 2004. Management to Reduce Nitrogen Losses in Animal Production. *J. Anim. Sci.* 82, E119–E137.
- Rotz, C.A., Corson, M.S., Chianese, D.S., Montes, F., Hafner, S.D., Coiner, C.U., 2012. Integrated Farm System Model (IFSM): Reference Manual Version 3.6. USDA, Washington, USA.
- Rouillé, B., Brunschwig, P., Le Gall, A., 2008. Evaluation des consommations globales de concentrés par les vaches laitières et disponibilités possibles en coproduits d'agroc carburants, Résultats (No. 140831027). Institut de l'Élevage, CNIEL, Paris France.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., Beaujouan, V., 2002. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany: I. Annual nitrogen budgets. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 497–506. doi:10.5194/hess-6-497-2002
- Saffih-Hdadi, K., Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biol. Biochem.* 40, 594–607. doi:10.1016/j.soilbio.2007.08.022
- Schindler, D.W., 1988. Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. *Science* 239, 149–157. doi:10.1126/science.239.4836.149
- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur. J. Agron.* 20, 33–44. doi:10.1016/S1161-0301(03)00070-4
- Schröder, J.J., Neeteson, J.J., 2008. Nutrient management regulations in The Netherlands. *Geoderma* 144, 418–425. doi:10.1016/j.geoderma.2007.12.012

- Sheng, W., Ren, S., Yu, G., Fang, H., Jiang, C., Zhang, M., 2011. Patterns and driving factors of WUE and NUE in natural forest ecosystems along the North-South Transect of Eastern China. *J. Geogr. Sci.* 21, 651–665. doi:10.1007/s11442-011-0870-5
- Simon, J., Le Corre, L., 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole : méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages* 129, 79–94.
- Simon, J.-C., Grignani, C., Jacquet, A., Corre, L.L., Pagès, J., 2000. Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole : recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie* 20, 21. doi:10.1051/agro:2000118
- Singh, R., Cheng, K.M., Silversides, F.G., 2009. Production performance and egg quality of four strains of laying hens kept in conventional cages and floor pens. *Poult. Sci.* 88, 256–264. doi:10.3382/ps.2008-00237
- Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G., 2003. Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. *Soil Use Manag.* 19, 166–171. doi:10.1111/j.1475-2743.2003.tb00299.x
- Smeets, E., Weterings, R., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No. 25, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
- Smil, V., 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13, 647–662. doi:199910.1029/1999GB900015
- Smil, V., 2001. *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production.* MIT Press, Cambridge, USA.
- Smil, V., 2002. Nitrogen and Food Production: Proteins for Human Diets. *Ambio* 31, 126–131. doi:10.1639/0044-7447(2002)031[0126:NAFPPF]2.0.CO;2
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frohling, S., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A.S., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M., Whitmore, A.P., 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma, Evaluation and Comparison of Soil Organic Matter Models* 81, 153–225. doi:10.1016/S0016-7061(97)00087-6
- Smith, P., Andrén, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., Van Wesemael, B., 2005. Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Glob. Change Biol.* 11, 2153–2163. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.01052.x
- Soussana, J.-F., Tallec, T., 2009. Can we understand and predict the regulation of biological N₂ fixation in grassland ecosystems? *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 88, 197–213. doi:10.1007/s10705-009-9335-y
- Spears, R.A., Kohn, R., Young, A.J., 2003. Whole-Farm Nitrogen Balance on Western Dairy Farms. *J. Dairy Sci.* 86, 4178–4186. doi:10.3168/jds.S0022-0302(03)74033-8
- Spiertz, J.H.J., 2010. Nitrogen, sustainable agriculture and food security. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 43–55. doi:10.1051/agro:2008064
- Spriensma, R., 2004. *SimaPro database manual: the BUWAL 250 library.* PRé Consult. Amersfoort, The Netherlands.

- Stark, J.M., 1996. Modeling the temperature response of nitrification. *Biogeochemistry* 35, 433–445. doi:10.1007/BF02183035
- Sutton, M.A., Reis, S. (Eds.), 2011. The nitrogen cycle and its influence on the European greenhouse gas balance. Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, UK.
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., 2011. The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Sutton, M.A., Bleeker, A., Howard, C.M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H.J.M., Abrol, Y.P., Adhya, T.K., Billen, G., Davidson, E.A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J.W., Liu, X.J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R.W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F.S., 2013. Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK.
- Sveinsson, T., Halberg, N., Kristensen, I.S., 1998. Problems associated with nutrient accounting and budgets in mixed farming systems, in: *Mixed Farming Systems in Europe*, A.P. Minderhoudhoeve - Reeks 2, Wageningen. Dronten, The Netherlands, pp. 135–140.
- Swensson, C., 2003. Analyses of mineral element balances between 1997 and 1999 from dairy farms in the south of Sweden. *Eur. J. Agron.* 20, 63–69. doi:10.1016/S1161-0301(03)00074-1
- Task Force on Reactive Nitrogen, 2011. Draft guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources (Informal document No. 49), Working Group on Strategies and Review. UNECE, Geneva, Switzerland.
- Thiébeau, P., Larbre, D., Usunier, J., Cattin, G., Parnaudeau, V., Justes, E., 2004. Effets d'apports de lisier de porcs sur la production d'une luzerne et la dynamique de l'azote du sol. *Fourrages* 511–525.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677. doi:10.1038/nature01014
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 20260–20264. doi:10.1073/pnas.1116437108
- Tirard, S., 2011. Bilans des Minéraux du Réseau Lait en Bretagne. *Cap Elevage* 54, 4–5.
- UMR 1069 SAS, Unpublished results. Life cycle inventory data from French agricultural productions. INRA, Rennes, France.
- UNECE, 2012. Draft decision on adoption of guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources (No. ECE/EB.AIR/2012/L.9). Economic Commission for Europe - Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Geneva, Switzerland.
- UNIFA, 2014. La fertilisation en France.
<http://www.unifa.fr/le-marche-en-chiffres/la-fertilisation-en-france.html>

- United Nations, 2013. World Population Prospects: The 2012 Revision, Highlights and Advance Tables (No. ESA/P/WP.228). United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York, USA.
- Unkovich, M.J., Baldock, J., Peoples, M.B., 2010. Prospects and problems of simple linear models for estimating symbiotic N₂ fixation by crop and pasture legumes. *Plant Soil* 329, 75–89. doi:10.1007/s11104-009-0136-5
- UribeArrea, M., Moose, S.P., Below, F.E., 2007. Divergent selection for grain protein affects nitrogen use in maize hybrids. *Field Crops Res.* 100, 82–90. doi:10.1016/j.fcr.2006.05.008
- Valin, H., Sands, R.D., van der Mensbrugge, D., Nelson, G.C., Ahammad, H., Blanc, E., Boudry, B., Fujimori, S., Hasegawa, T., Havlik, P., Heyhoe, E., Kyle, P., Mason-D'Croz, D., Paltsev, S., Rolinski, S., Tabeau, A., van Meijl, H., von Lampe, M., Willenbockel, D., 2014. The future of food demand: understanding differences in global economic models. *Agric. Econ.* 45, 51–67. doi:10.1111/agec.12089
- Van Beek, C.L., Brouwer, L., Oenema, O., 2003. The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 67, 233–244. doi:10.1023/B:FRES.0000003619.50198.55
- Van Bruchem, J., Schiere, H., van Keulen, H., 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livest. Prod. Sci.* 61, 145–153. doi:10.1016/S0301-6226(99)00064-0
- Van der Hoek, K.W., 1998. Nitrogen efficiency in global animal production. *Environ. Pollut.* 102, 127–132. doi:10.1016/S0269-7491(98)80025-0
- Van der Hoek, K.W., 2001. Nitrogen efficiency in agriculture in Europe and India. *Sci. World J.* 1, 148–154. doi: 10.1100/tsw.2001.385
- Van der Werf, H.M.G., Tzivilakis, J., Lewis, K., Basset-Mens, C., 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118, 327–338. doi:10.1016/j.agee.2006.06.005
- Van Grinsven, H.J.M., Holland, M., Jacobsen, B.H., Klimont, Z., Sutton, M.A., Willems, W.J., 2013. Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation. *Environ. Sci. Technol.* doi:10.1021/es303804g
- Van Noordwijk, M., Brussaard, L., 2014. Minimizing the ecological footprint of food: closing yield and efficiency gaps simultaneously? *Curr. Opin. Environ. Sustain., SI: Sustainability governance and transformation* 8, 62–70. doi:10.1016/j.cosust.2014.08.008
- Vellinga, T.V., Bannink, A., Smits, M.C.J., Van den Pol-Van Dasselaar, A., Pinxterhuis, I., 2011. Intensive dairy production systems in an urban landscape, the Dutch situation. *Livest. Sci.* 139, 122–134. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.010
- Velthof, G.L., Lesschen, J.P., Webb, J., Pietrzak, S., Miatkowski, Z., Pinto, M., Kros, J., Oenema, O., 2014. The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000–2008. *Sci. Total Environ.* 468-469, 1225–1233. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.04.058

- Vertès, F., Simon, J., 1991. Pourquoi et comment estimer le pourcentage de trèfle dans les associations graminée-légumineuse. *Fourrages* 127, 297–312.
- Vertès, F., Simon, J., Le Corre, L., Decau, M., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II-Étude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages* 151, 263–280.
- Vertès, F., Mary, B., 2007. Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. Presented at the International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems, Poitiers (France), pp. 549–550.
- Vertès, F., Hatch, D., Velthof, G., Taube, F., Laurent, F., Loiseau, P., Recous, S., 2007. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations, in: *Grassland Science in Europe, Grassland Science in Europe*. Presented at the Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy, European Grassland Federation, Ghent, Belgium, pp. 227–246.
- Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A., 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Glob. Change Biol.* 8, 519–530. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x
- Wang, Y., Hsieh, Y.-P., 2002. Uncertainties and novel prospects in the study of the soil carbon dynamics. *Chemosphere* 49, 791–804. doi: 10.1016/s0045-6535(02)00381-8
- Watson, C., Atkinson, D., 1999. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 53, 259–267.
- Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J., Stockdale, E.A., 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use Manag.* 18, 264–273. doi:10.1111/j.1475-2743.2002.tb00268.x
- Westhoek, H., Lesschen, J.P., Rood, T., Wagner, S., De Marco, A., Murphy-Bokern, D., Leip, A., van Grinsven, H., Sutton, M.A., Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Glob. Environ. Change*. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004
- Wilkins, R., 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 363, 517–525. doi:10.1098/rstb.2007.2167
- Wood, S., Sebastian, K.L., Scherr, S.J., 2000. Pilot analysis of global ecosystems: agroecosystems. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Xu, C., Gertner, G.Z., 2008. Uncertainty and sensitivity analysis for models with correlated parameters. *Reliab. Eng. Syst. Saf.* 93, 1563–1573. doi:10.1016/j.ress.2007.06.003
- Zahm, F., 2011. De l'évaluation de la performance globale d'une exploitation agricole à l'évaluation de la politique publique agro-environnementale de la Politique Agricole Commune. Une approche par les indicateurs agro-environnementaux. Thèse de doctorat en économie de l'agriculture et des ressources, sous la direction de C. Mouchet, Agrocampus Ouest et Université européenne de Bretagne, Rennes, France.

RÉSUMÉ ABSTRACT

L'amélioration de l'efficacité de l'azote en agriculture est une piste prometteuse pour répondre aux besoins d'une population croissante en réduisant ses impacts environnementaux. L'identification des solutions adaptées à l'atteinte de cet objectif requiert l'utilisation d'indicateurs. Cependant, l'indicateur existant, *Nitrogen Use Efficiency* (NUE), présente différents biais et insuffisances limitant sa pertinence. L'objectif de la thèse consiste à développer de nouveaux indicateurs résolvant ces biais pour quantifier l'efficacité d'utilisation de l'azote de différents systèmes de production, à différentes échelles.

Un indicateur d'efficacité, *System Nitrogen Efficiency* (SyNE), est proposé pour résoudre les biais de NUE. Ce nouvel indicateur intègre entre autres les variations d'azote du sol et les émissions liées à la fabrication des intrants. Il est particulièrement pertinent lorsqu'il est couplé avec l'indicateur de pression azotée *System Nitrogen Balance* (SyNB).

L'efficacité d'utilisation de l'azote étant plus faible pour les productions animales que végétales, l'indicateur *Relative Nitrogen Efficiency* (RNE) exprime l'efficacité en fonction de l'efficacité atteignable selon la nature des productions. Cet indicateur permet de comparer l'efficacité des pratiques quelle que soit la production.

L'application de SyNE, SyNB et de RNE aux 27 Etats membres de l'Union européenne démontre l'adaptation de ces indicateurs à l'échelle territoriale. L'analyse conjointe des trois indicateurs permet d'obtenir une meilleure compréhension de la gestion de l'azote à cette échelle large.

La thèse fournit enfin une analyse des intérêts et limites des indicateurs d'efficacité proposés et identifie les axes de travail prioritaires pour en faire des outils opérationnels.

The improvement of nitrogen efficiency in agriculture is a promising option to fulfil the needs of the growing population while reducing its environmental impacts. Identification of the solutions most adapted for reaching this goal requires the use of indicators to evaluate efficiency. However, the existing indicator, called Nitrogen Use Efficiency (NUE), has several biases and shortcomings. The goal of this thesis is to develop new indicators that solve these biases and allow for the estimation of nitrogen efficiency for a variety of farming systems at multiple scales.

An efficiency indicator called System Nitrogen Efficiency (SyNE) was developed to solve the main biases of NUE. In particular, it takes into account soil nitrogen changes and considers nitrogen losses from input production. SyNE is particularly useful when used in combination with an environmental risk indicator, System Nitrogen Balance (SyNB).

As animals have lower nitrogen efficiency than plants, Relative Nitrogen Efficiency (RNE) expresses efficiency relative to the attainable efficiency of crops and animal products. It thus allows comparing the efficiency of practices regardless of the nature of production.

The use of SyNE, SyNB and RNE at the scale of member states of the European Union illustrates the suitability of these indicators at the territory scale. The joint use of all three indicators provides comprehensive understanding of the use of nitrogen in each country and illustrates the interests of proposed improvements at this integrative scale.

This thesis provides an analysis of the main advantages and limitations of these indicators. It also identifies some priorities to turn these indicators into readily usable tools.



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex
Tél. : 02 23 48 50 00
www.agrocampus-ouest.fr

