



HAL
open science

Nouveaux indicateurs d'efficacité de l'azote à l'échelle de l'exploitation

Olivier Godinot, Françoise Vertès, Philippe Leterme, Matthieu Carof

► **To cite this version:**

Olivier Godinot, Françoise Vertès, Philippe Leterme, Matthieu Carof. Nouveaux indicateurs d'efficacité de l'azote à l'échelle de l'exploitation. Fourrages, 2020, 241, pp.45-56. hal-02571982

HAL Id: hal-02571982

<https://institut-agro-rennes-angers.hal.science/hal-02571982>

Submitted on 15 May 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.

Cet article de la revue **Fourrages**,
est édité par l'Association Française pour la Production Fourragère

Pour toute recherche dans la base de données
et pour vous abonner :

www.afpf-asso.org

Nouveaux indicateurs d'efficience de l'azote à l'échelle de l'exploitation

O. Godinot^{1,2}, F. Vertès¹, P. Leterme², M. Carof¹

RESUME

Les pertes d'azote ont des impacts majeurs sur l'environnement et la santé humaine. L'amélioration de l'efficience d'utilisation de l'azote et la réduction de l'excédent du bilan azoté sont des priorités pour l'agriculture. Nous proposons de nouveaux indicateurs plus pertinents que ceux existants afin d'évaluer les systèmes de production sur leur capacité à mieux gérer l'azote.

Ces nouveaux indicateurs prennent en compte les impacts azotés des produits importés et la variation de matière organique des sols. Un troisième indicateur permet de comparer les résultats d'une exploitation à son potentiel.

Ces trois indicateurs ont été calculés sur 38 exploitations laitières bretonnes pour analyser les performances « azote » de ces exploitations. Ils démontrent leur intérêt, notamment pour évaluer des exploitations de polyculture élevage.

Un calculateur en libre accès sur le site <https://www.nefficiencycalculator.fr/en/> permet aux éleveurs, conseillers et chercheurs de réaliser le calcul des indicateurs, aidant à diagnostiquer les voies d'amélioration de leurs systèmes.

SUMMARY

New indicators for assessing farm nitrogen performance

The excessive use of nitrogen (N) has significant negative impacts on the environment and human health. Increasing N use efficiency and reducing N surplus balances are agricultural priorities. Here, we have developed new indicators that can be used to help manage N levels in production systems. These indicators represent an improvement over those currently in use.

We describe a new nitrogen use efficiency indicator and a new N balance indicator; both account for the impact of N inputs and variation in soil organic matter. Our third indicator makes it possible to compare a farm's current nitrogen use efficiency with its potential nitrogen use efficiency.

We calculated values for these three indicators for 38 dairy farms in Brittany to assess the farms' nitrogen performance. We found that our indicators yield useful results, especially when evaluating conditions on mixed crop-livestock farms.

Farmers, agricultural advisors, and researchers can use a free online tool (<https://www.nefficiencycalculator.fr/en/>) to calculate indicator values, which can help them identify strategies for improving their agricultural systems.

L'azote (N) est l'un des principaux facteurs limitants de la production agricole. Il est de ce fait apporté aux plantes et aux animaux en quantités croissantes pour nourrir la population mondiale : aujourd'hui, près de la moitié de celle-ci dépend des engrais minéraux azotés pour son alimentation (Erisman et al., 2008). Cependant, une part majoritaire de l'azote apporté est rejetée dans l'environnement sous diverses formes (la « cascade de l'azote » ; Galloway et al., 2003) et s'accumule dans l'air, dans l'eau et dans les sols, avec des conséquences parfois désastreuses. L'agriculture est de loin la première cause d'anthropisation du cycle biogéochimique de l'azote

continental (Liu et al., 2010). Les pertes azotées sont une des menaces environnementales les plus préoccupantes à l'échelle planétaire (Rockström et al., 2009). Un défi se pose donc pour l'agriculture mondiale : nourrir une population croissante tout en réduisant les pollutions azotées. L'amélioration de l'efficience d'utilisation de l'azote en agriculture est identifiée comme l'une des pistes les plus prometteuses pour répondre à ce défi (Bodirsky et al., 2014 ; Sutton et al., 2011).

L'efficience exprime le rapport entre un résultat et les ressources utilisées pour y parvenir (Allwood et al., 2013). De nombreux indicateurs d'efficience d'utilisation de l'azote existent, selon le centre d'intérêt

AUTEURS

1 : SAS, INRAE, Institut Agro, 35042, Rennes, France

2 : Institut Agro – Agrocampus Ouest, 65 rue de Saint-Brieuc, CS 84215, 35042 Rennes cedex, France.

olivier.godinot@agrocampus-ouest.fr

MOTS-CLES : Indicateur, efficience, bilan, azote, système de production, calculateur

KEY-WORDS : Indicator, performance, balance, nitrogen, production system, calculator

REFERENCES DE L'ARTICLE : Godinot O., Vertès F., Leterme P., Carof M. (2020). Nouveaux indicateurs d'efficience de l'azote à l'échelle de l'exploitation. *Fourrages*, 241, 45-56

de l'utilisateur et l'échelle étudiée (Good et al., 2004). A titre d'exemple, l'efficacité de conversion de l'azote alimentaire par les animaux (en anglais, Feed Nitrogen Use Efficiency) 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) alors que l'efficacité agronomique des engrais azotés (aussi appelée coefficient apparent d'utilisation de l'azote, ou, en anglais, Agronomic Efficiency of Nitrogen fertilizer) est calculée comme le ratio entre la différence de rendement d'une culture fertilisée et de la même culture non fertilisée d'une part, et la quantité d'azote apporté par les engrais d'autre part (Cassman et al., 1996).

A l'échelle de l'exploitation agricole, l'indicateur le plus employé est l'efficacité d'utilisation de l'azote (en anglais, Nitrogen Use Efficiency ou NUE). La forme courante de cet indicateur est indiquée dans l'équation suivante (Simon et Le Corre, 1992 ; Watson et Atkinson, 1999) :

$$NUE = \text{sorties N} / \text{entrées N}$$

avec : sorties N = quantité d'azote quittant l'exploitation agricole (e.g., l'azote contenu dans les produits animaux et les produits végétaux) et entrées N = quantité d'azote entrant dans l'exploitation agricole (e.g., l'azote contenu dans les aliments du bétail et les produits fertilisants).

De même, l'indicateur de bilan apparent de l'azote est généralement calculé selon l'équation suivante (Schröder et al., 2003 ; Simon et Le Corre 1992) :

$$\text{Bilan apparent N} = \text{entrées N} - \text{sorties N}$$

Un excédent du bilan apparent indique une pression potentielle d'émissions d'azote (vers l'eau, l'air) ou une variation de stock d'azote, essentiellement dans les sols.

L'indicateur NUE présente des intérêts évidents : il est simple à calculer à différentes échelles (Dalgaard et al., 2012; Lassaletta et al., 2014) et adapté pour la prise de décision, individuelle, collective ou publique (Sutton et al., 2011). En revanche, il présente plusieurs défauts, décrits ci-après, qui limitent son intérêt pour la comparaison de systèmes agricoles.

i) Une première limite est que les entrées et les sorties d'azote prises en compte, ainsi que leur estimation, diffèrent selon les auteurs (Sveinsson et al., 1998) :

- La fixation symbiotique de l'azote est parfois négligée parce qu'elle est délicate à estimer (Oenema et al., 2003). De même, les dépôts atmosphériques et la fixation libre d'azote par les micro-organismes du sol ne sont pas toujours pris en compte (Eickhout et al., 2006 ; Oenema et al., 2003). Ces entrées d'azote peuvent varier de quelques kilogrammes d'azote par hectare (dépôts atmosphériques, fixation libre) à plusieurs centaines de kilogramme d'azote par hectare dans le cas de la fixation symbiotique des légumineuses (Anglade et al., 2015 ; Schneider et Huyghe 2015)).

- Les effluents d'élevage exportés peuvent être considérés comme des déchets (Aarts et al., 2000 ; Simon et al., 2000), comme des déchets ou des fertilisants (Leip et al., 2019), ou comme des produits fertilisants (Halberg, 1999 ; Schröder et al., 2003). Ces derniers auteurs démontrent que considérer les effluents comme des produits fertilisants (et donc, des sorties d'azote) améliore sensiblement l'indicateur NUE dans les exploitations d'élevage spécialisées exportant une partie importante de leurs effluents.

- La variation de la teneur en matière organique (et donc en azote organique) des sols n'est pas prise en compte dans l'indicateur NUE (Watson et Atkinson, 1999). Cela est lié à la difficulté de quantifier cette variable plutôt qu'au fait qu'elle soit négligeable. Le postulat que la matière organique du sol est à l'équilibre, s'il a le mérite de la simplicité, est en réalité rarement pertinent au-delà du court terme (Schröder et al., 2003). Cela améliore artificiellement l'efficacité des systèmes qui appauvrissent les sols, diminue l'efficacité de ceux qui les enrichissent (Eickhout et al., 2006) et rend l'indicateur insensible aux pratiques de gestion de la matière organique du sol, ne permettant pas de tester l'effet de scénarios d'amélioration de la qualité du sol.

ii) Une autre limite de l'indicateur NUE tient au fait que le choix de produire ou d'acheter les aliments du bétail modifie l'efficacité (Schröder et al., 2003 ; Van der Hoek, 1998). En effet, les agriculteurs qui font le choix d'acheter des aliments du bétail ne se voient pas attribuer les impacts associés à cette production : jusqu'à 40 % des pertes de nitrate et 50 % de celles de protoxyde d'azote sont ainsi ignorées car elles adviennent à l'extérieur de l'exploitation étudiée (Cederberg et Mattsson, 2000). Cette asymétrie de périmètre améliore l'efficacité des éleveurs qui achètent les aliments du bétail par rapport à ceux qui les produisent. Elle résulte d'un transfert d'impact entre l'exploitation acheteuse et l'exploitation productrice d'aliments.

iii) A ceci se rajoute un biais arithmétique : l'indicateur NUE étant un ratio compris entre 0 et 1, lorsqu'une unité est ajoutée au numérateur et au dénominateur, le ratio tend vers 1. Cela implique que lorsqu'une unité d'azote supplémentaire entre dans l'exploitation et qu'une unité supplémentaire en sort, l'indicateur NUE est amélioré. Il en résulte qu'une exploitation qui achète des aliments du bétail et qui vend des cultures produites sur l'exploitation à une meilleure efficacité qu'une exploitation similaire qui ferait le choix d'acheter moins d'aliment du bétail et d'auto-consommer une partie de sa production végétale plutôt que de la vendre.

iv) Enfin, lorsque l'on veut comparer les valeurs de l'indicateur NUE entre exploitations ayant des productions différentes, une dernière limite est liée aux différences biologiques entre animaux et végétaux, et entre type d'animaux. Les plantes, autotrophes, transforment directement l'azote minéral du sol en azote organique, alors que les animaux d'élevage,

hétérotrophes, doivent consommer des sources d'azote organique, généralement issues des plantes. La production végétale est donc, par nature, plus efficace que la production animale qui dépend d'elle. De plus, certaines plantes et certains animaux sont plus efficaces que d'autres : par exemple les omnivores (porcs, volailles) ont une meilleure efficacité de conversion alimentaire que les herbivores (bovins, ovins, caprins, équins), en partie liée à la plus grande digestibilité de leur alimentation (Wilkinson 2011). Les exploitations produisant des cultures seront systématiquement plus efficaces que celles produisant des porcs, elles-mêmes plus efficaces que celles produisant des bovins viande (Simon et al., 2000). Ceci amène plusieurs auteurs à recommander de ne comparer que des exploitations similaires (i.e., avec le même ensemble de productions ; Nevens et al., 2006 ; Schröder et al., 2003), ce qui représente une limite importante pour l'utilisation de l'indicateur.

L'ensemble des remarques précédentes s'applique également à l'indicateur de bilan apparent de l'azote. Nous nous sommes donc attachés à proposer des indicateurs d'efficacité et de bilan apparent levant les limites identifiées (Godinot et al., 2014, 2015). Les nouveaux indicateurs devaient répondre aux objectifs suivants : (i) permettre d'estimer l'efficacité d'utilisation de l'azote à l'échelle de l'exploitation ; (ii) être utilisables par les agriculteurs, les conseillers agricoles et les décideurs ; (iii) corriger les biais et limites des indicateurs existants, et (iv) permettre une comparaison pertinente entre des exploitations ayant des productions différentes. Cet article présente les indicateurs systémiques élaborés ainsi qu'un outil en ligne facilitant le calcul, illustre leurs intérêts sur un cas d'étude constitué de 38 exploitations laitières d'Ille-et-Vilaine (France), puis discute leurs avantages et limites.

1. Description des indicateurs et du calculateur

1.1. Développement des indicateurs « System Nitrogen Efficiency » (SyNE) et « System Nitrogen Balance (SyNB) »

L'indicateur SyNE, basé sur la même logique que l'indicateur NUE, en diffère par certaines propriétés destinées à corriger les biais et limites de ce dernier (Godinot et al., 2014).

Exhaustivité. La fixation symbiotique a été estimée à partir des rendements et de références scientifiques récentes (Anglade et al., 2015 ; Schneider et Huyghe 2015). Les dépôts atmosphériques ont été estimés à 15 kg N ha⁻¹ et la fixation libre à 5 kg N ha⁻¹. Les flux d'azote liés aux achats de semences et à la combustion des hydrocarbures ont également été estimés à partir des données fournies par les agriculteurs.

Périmètre. Afin de prendre en compte les émissions d'azote liées à la fabrication et au transport

des différents intrants utilisés par l'exploitation (engrais, aliments du bétail, animaux de renouvellement, etc.), le périmètre de l'indicateur SyNE a été élargi par rapport à celui de l'indicateur NUE, selon les principes de l'analyse du cycle de vie (ACV). Cela permet de considérer les pertes indirectes d'azote, c'est à dire celles n'ayant pas lieu sur l'exploitation acheteuse mais sur l'exploitation productrice ou pendant le transport des intrants (Fig. 1, A). Des données moyennes nationales d'inventaire de cycle de vie ont été utilisées pour les aliments du bétail (Colomb et al., 2015 ; Wilfart et al., 2016) ; pour les engrais et semences, les données internationales de référence EcoInvent ont été utilisées (Nemecek et Kagi, 2007). Une méthode d'allocation économique a été utilisée pour répartir les pertes d'azote lorsque la fabrication d'un intrant génère également des co-produits (huile et tourteau par exemple). Les pertes d'azote liées à la production et au stockage des effluents d'élevage ont été affectées à l'éleveur, alors que les pertes liées à l'épandage et à leur devenir dans le sol ont été affectées à l'utilisateur final, en accord avec la méthodologie nationale d'ACV AGRIBALYSE (Koch et Salou 2016).

Flux nets. Pour corriger le biais arithmétique lié à de possibles achats et ventes de produits similaires, il a été choisi de calculer les entrées et les sorties nettes d'azote des produits comparables selon les formules ci-après :

Entrées nettes N = (entrées N - variations de stock N) - sorties N

Sorties nettes N = sorties N - (entrées N - variations de stock N)

Lorsque les entrées moins les variations de stock sont supérieures aux sorties, on obtient une entrée nette positive et une sortie nette nulle ; lorsque les sorties sont supérieures aux entrées moins les variations de stock, on obtient une sortie nette positive et une entrée nette nulle. Ce calcul concerne chacun des éléments pouvant être à la fois une entrée et une sortie : animaux vendus et achetés ; lait vendu et poudre de lait achetée ; végétaux vendus et aliments du bétail achetés (Fig. 1, B). En revanche, un choix différent a été fait pour les matières organiques et effluents d'élevage (voir paragraphe suivant).

Statut des effluents. Compte tenu du fait que les effluents d'élevage sont majoritairement valorisés comme des engrais organiques, nous avons décidé de comptabiliser systématiquement les flux nets d'effluents du côté des entrées d'azote. Lorsque les sorties sont supérieures aux entrées, on obtient une entrée d'azote négative, qui peut être considérée comme un « crédit » d'engrais (Fig. 1, C).

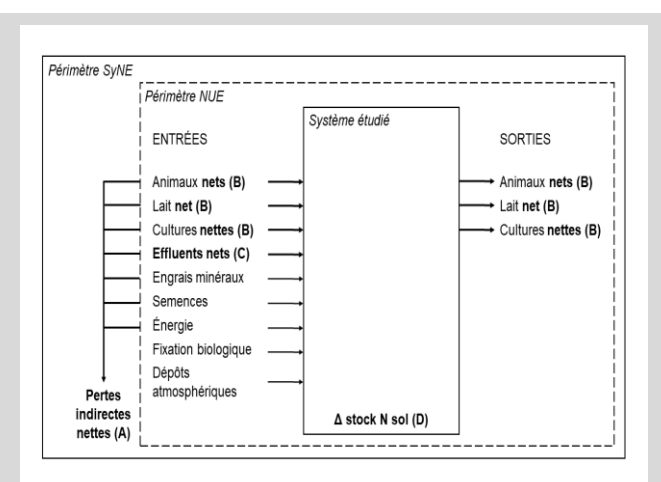
Variation d'azote organique des sols. Contrairement aux auteurs qui considèrent stable la teneur en matière organique du sol, nous avons fait le choix d'estimer les variations de celle-ci avec le modèle AMG (Andriulo et al., 1999 ; Saffih-Hdadi et Mary, 2008). Les apports de matière organique par les résidus de cultures, les cultures intermédiaires, les effluents

d'élevage et les autres engrais organiques ont été évalués, de même que la minéralisation de la matière organique du sol. La variation de matière organique du sol (et donc, d'azote) n'étant pas un produit délibérément recherché par l'agriculteur (même s'il cherche parfois par ses pratiques à augmenter la teneur en matière organique de ses sols), nous avons, comme pour les effluents d'élevage, considéré systématiquement ce terme comme une entrée, qui peut donc être négative si l'agriculteur enrichit son sol en matière organique (Fig. 1).

En intégrant toutes ces modifications par rapport à l'indicateur NUE, l'indicateur SyNE se calcule de la manière suivante :

$$SyNE = \frac{\sum \text{sorties nettes N}}{\sum \text{entrées nettes N} + \sum \text{pertes indirectes nettes N} - \Delta N \text{ sol}}$$

avec : \sum pertes indirectes nettes N, les pertes indirectes liées à la fabrication et au transport des différents intrants en amont de l'exploitation. On ne calcule les pertes indirectes que sur les entrées nettes afin d'éviter un double comptage, d'où le nom de pertes indirectes nettes.



Les différences avec l'indicateur NUE sont figurées en gras. (A) : prise en compte des pertes indirectes nettes liées à la fabrication des intrants ; (B) : calcul des entrées et sorties nettes de produits similaires ; (C) : calcul des flux nets d'effluents, toujours considérés comme des entrées ; (D) : calcul des variations de stock d'azote du sol.

FIGURE 1: **Représentation schématique de l'indicateur SyNE (d'après Godinot et al., 2014).**

Figure 1: **Schematic representation of the SyNE indicator (see Godinot et al., 2014)**

Les différences avec l'indicateur NUE sont figurées en gras. (A) : prise en compte des pertes indirectes nettes liées à la fabrication des intrants ; (B) : calcul des entrées et sorties nettes de produits similaires ; (C) : calcul des flux nets d'effluents, toujours considérés comme des entrées ; (D) : calcul des variations de stock d'azote du sol.

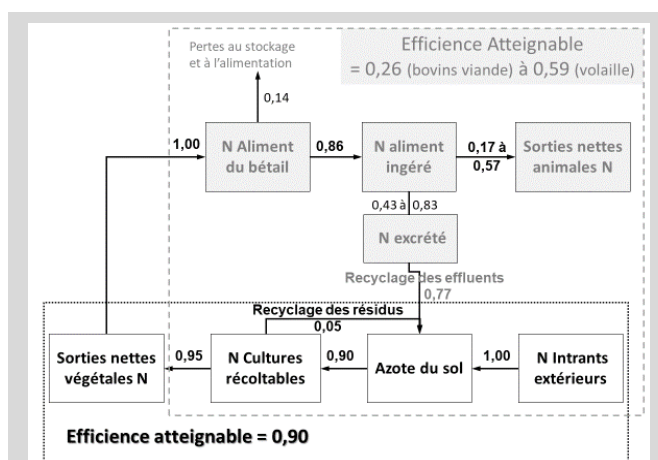
L'ensemble de ces modifications est également appliqué au calcul de SyNB, le bilan apparent systémique d'azote à l'échelle de l'exploitation.

L'équation de son calcul est donc :

$$SyNB = \sum \text{entrées nettes N} + \sum \text{pertes indirectes nettes N} - \sum \text{sorties nettes N} - \Delta N \text{ sol}$$

1.2. Développement de l'indicateur « Relative Nitrogen Efficiency » (RNE)

Comme expliqué en introduction, les productions animales étant par nature moins efficaces que les productions végétales, il est peu pertinent de comparer l'efficacité d'utilisation de l'azote d'exploitations ayant des proportions différentes de productions animales et végétales. Ce problème est particulièrement handicapant pour l'analyse et la comparaison d'exploitations de polyculture-élevage. Pour remédier à ce biais des indicateurs NUE et SyNE, un indicateur d'efficacité relative, RNE, a été conçu (Godinot et al., 2015). Pour cela, l'efficacité maximale d'utilisation de l'azote à chacune des étapes de production a été estimée à partir de la littérature (Fig. 2). En tenant compte d'un recyclage optimal des effluents, on obtient une efficacité atteignable de 90 % pour les végétaux, 59 % pour les



La partie culture est encadrée en pointillés noirs et la partie élevage est encadrée en tirets gris. Les valeurs citées proviennent de l'article de Godinot et al., (2015).

FIGURE 2: **Représentation simplifiée des compartiments d'une exploitation avec élevage, illustrant les efficacités maximales d'utilisation de l'azote aux différentes étapes du processus de production.**

Figure 2: **Simplified representation of the components making up a mixed crop-livestock farm that shows maximum possible nitrogen use efficiency at different steps of the production process**

volailles de chair, 49 % pour les porcs, 48 % pour les œufs, 39 % pour le lait et 26 % pour la viande bovine.

L'efficacité atteignable pour une exploitation combinant plusieurs productions est calculée de la manière suivante :

Efficience atteignable =

$$\frac{\sum \text{Sorties nettes N}}{\frac{SN \text{ cultures}}{0,90} + \frac{SN \text{ lait}}{0,39} + \frac{SN \text{ bovin}}{0,26} + \frac{SN \text{ porc}}{0,49} + \frac{SN \text{ volaille}}{0,59} + \frac{SN \text{ oeuf}}{0,48}}$$

avec SN = sorties nettes d'azote

L'indicateur RNE pour une exploitation donnée est ensuite calculé comme le ratio entre son efficience actuelle, SyNE, et son efficience atteignable, soit :

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

L'efficience relative, RNE, permet donc d'exprimer l'efficience en fonction d'un potentiel dépendant de la nature des productions de l'exploitation.

1.3. Le calculateur SyNE : un outil, en ligne, pour le calcul de SyNE, SyNB et RNE

La conception d'un indicateur, quel qu'il soit, ne doit pas s'arrêter à la prise en compte de sa seule pertinence scientifique mais doit aussi considérer ses usages possibles. Pour les trois indicateurs conçus, les usages que nous avons envisagés concernent le pilotage du fonctionnement d'une exploitation (utilisateur cible : l'agriculteur, le conseiller agricole), l'évaluation de la durabilité d'un système en vue de son amélioration (utilisateur cible : le chercheur en agronomie) et l'estimation des conséquences de choix politiques affectant les exploitations d'un territoire (utilisateur cible : le décideur public). Ces usages ne seront possibles que si les utilisateurs s'approprient les indicateurs ; pour cela, il faut leur fournir un outil de calcul ergonomique présentant les résultats de ces calculs sous une forme synthétique, simple et transparente. C'est ainsi que nous avons choisi de mettre au point un calculateur disponible en libre accès à l'adresse suivante : <https://www.nefficiencycalculator.fr/>.

Dans ce calculateur, chaque utilisateur peut saisir autant d'exploitations qu'il le souhaite. Pour chaque exploitation, les données d'entrée, saisies en une quinzaine de minutes, concernent (i) les principales caractéristiques de l'exploitation (e.g., surface agricole utile, type de productions, principales caractéristiques du sol dominant), (ii) les productions végétales (e.g., surface dédiée à chaque culture, densité de semis, gestion des résidus), (iii) les productions animales, si présentes (e.g., nombre d'animaux élevés, type de bâtiments, périodes de pâturage, gestion des effluents), (iv) l'achat d'intrants pour l'alimentation animale et pour la fertilisation des cultures et (v) les ventes de produits végétaux et animaux. Sont ensuite calculées les entrées nettes d'azote, les pertes indirectes nettes d'azote durant la production et le transport des intrants, les sorties nettes d'azote, SyNE, SyNB et RNE ; pour ce calcul, les données d'entrée sont mobilisées ainsi que des valeurs de référence sur la teneur en azote des végétaux, le taux de fixation par les légumineuses, etc. Les valeurs de référence décrites dans Godinot et al., (2014, 2015) sont

utilisées par défaut, mais l'utilisateur est en mesure de les modifier s'il le désire. La variation du stock d'azote du sol est calculée grâce aux équations du modèle AMG et aux ratios C/N moyens des cultures, des effluents d'élevage et de la matière organique des sols. Pour chaque exploitation, le calculateur produit deux sorties principales, téléchargeables :

- un tableau contenant les données d'entrée et les valeurs calculées (i.e., les entrées nettes d'azote, les pertes indirectes nettes d'azote durant la production et le transport des intrants, les sorties nettes d'azote, la variation de stock d'azote du sol, SyNE, SyNB et RNE) ;
- un diagramme de flux, où les valeurs précédentes sont positionnées (Fig. 3).

De plus amples informations sur ce calculateur sont données dans l'article de Carof et Godinot (2018a).

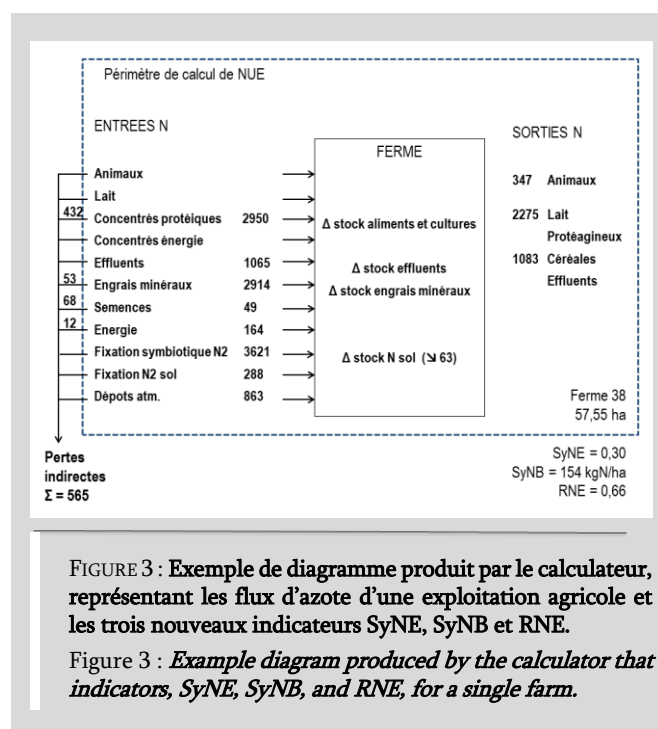


FIGURE 3 : Exemple de diagramme produit par le calculateur, représentant les flux d'azote d'une exploitation agricole et les trois nouveaux indicateurs SyNE, SyNB et RNE.

Figure 3 : *Example diagram produced by the calculator that indicators, SyNE, SyNB, and RNE, for a single farm.*

Le diagramme détaille les entrées nettes d'azote (inputs) ; les pertes indirectes nettes d'azote durant la production et le transport des intrants (indirect losses) ; les sorties nettes d'azote (outputs) ; la variation de stock d'azote du sol (Δ stock soil N). Toutes les valeurs sont exprimées en kg N, sauf pour SyNE et RNE, sans unité et pour SyNB, en kg N ha⁻¹. L'exploitation prise en exemple produit 413 359 L de lait grâce à 55 vaches laitières et leur suite, rationnées principalement avec du maïs fourrage, de la luzerne, des prairies de graminées et d'association produits sur l'exploitation, ainsi que du foin et un correcteur azoté achetés. De la paille est importée pour la litière des animaux. Les productions végétales sont fertilisées avec les déjections animales de l'exploitation (dont une partie est tout de même exportée), des déjections animales importées, et des engrais minéraux simples et composés. Les 57,55 ha de l'exploitation permettent aussi de cultiver du blé, qui est vendu.

2. Application des indicateurs à un échantillon d'exploitations bretonnes

2.1. Présentation du cas d'étude

38 exploitations laitières ont été enquêtées en Ille-et-Vilaine, France, en 2012, pour quantifier leurs entrées et sorties d'azote ainsi que leurs flux internes. Ces 38 exploitations produisant toutes de la luzerne adhéraient à une même coopérative, Coopédome (aujourd'hui DESHYOUEST). Elles présentaient une diversité importante mais n'étaient pas représentatives des exploitations laitières du département. Les données récoltées concernaient la structure de l'exploitation, l'assolement et les rotations, les rendements des cultures, les achats de fertilisants et d'aliments du bétail, les ventes, échanges et dons de produits végétaux, d'animaux et de déjections, la gestion de la fertilisation minérale et des déjections animales. L'ensemble de ces données a permis de calculer les différents indicateurs mentionnés précédemment.

2.2. Calcul des indicateurs et analyse des résultats

Caractéristiques des 38 exploitations et valeurs des indicateurs

Les données détaillées par exploitation sont disponibles dans Carof et Godinot (2018b).

La comparaison entre les indicateurs classiques et les indicateurs proposés dans ce travail (NUE vs. SyNE ; Bilan apparent de l'azote vs. SyNB) illustre deux différences : une forte corrélation ($R^2 = 0,93$) entre les deux indicateurs d'efficacité, avec une baisse d'environ 20 % des valeurs pour SyNE par rapport à NUE, et une corrélation moins forte entre les deux indicateurs d'excédent ($R^2 = 0,81$), avec un surplus moyen de 35 kg ha^{-1} de plus pour SyNB par rapport au bilan apparent de l'azote (Fig. 4).

Sur chaque graphique, la droite est la représentation de la régression linéaire entre les deux variables d'intérêt. L'équation de celle-ci ainsi que son coefficient de détermination R^2 étant rapportés en haut, à droite, de chaque graphique.

Typologie des exploitations enquêtées

Les valeurs de l'indicateur d'efficacité SyNE varient d'un facteur 1 à 3 et celles de SyNB d'un facteur 1 à 4 pour les 38 exploitations (Fig. 4). Afin de préciser quelles caractéristiques expliquent ces différences, les variables descriptives et flux d'azote calculés ont été traités par une analyse en composante principale (données non présentées). Celle-ci a permis de définir un premier axe discriminant, expliquant 39,5 % de la variabilité, qui correspond à un gradient entre les exploitations spécialisées en production laitière et les exploitations mixtes produisant du lait et des grandes cultures. Ces dernières ont plus d'entrées de fertilisants et plus de sorties de céréales que les premières. Le

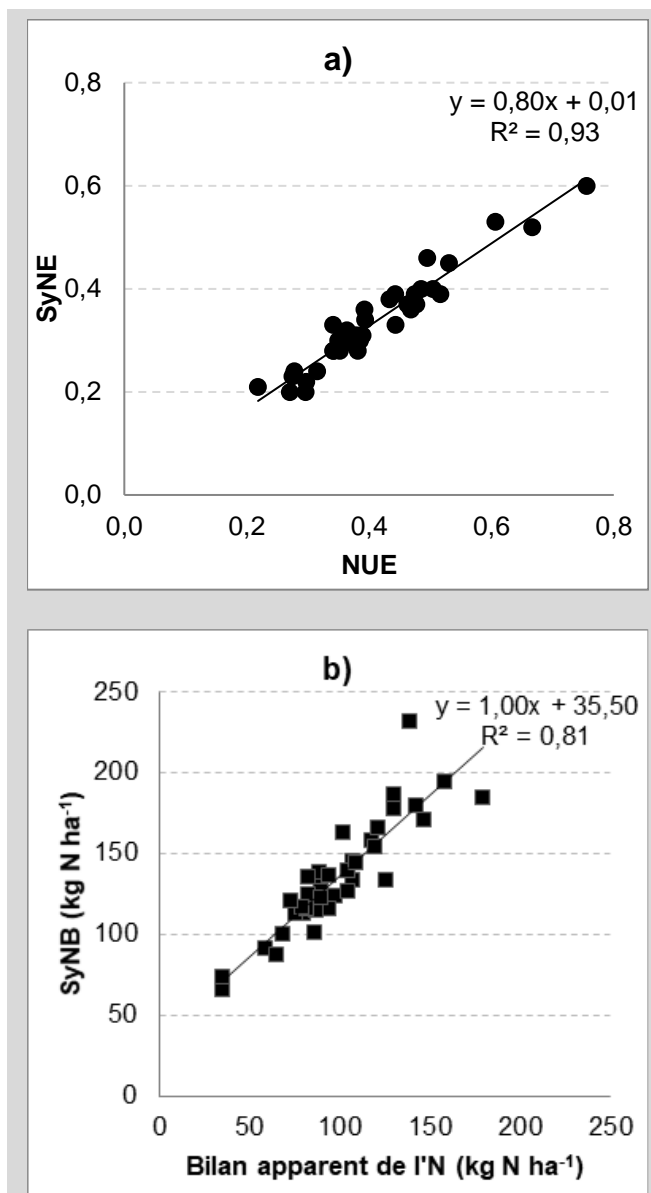


FIGURE 4 : Relation entre les nouveaux indicateurs et leur formulation classique, pour l'efficacité d'utilisation de l'azote (a) et pour l'excédent d'azote (b) dans les 38 exploitations enquêtées.

Figure 4: Relationships between the new indicators and their more traditional equivalents when assessing (a) nitrogen use efficiency and (b) N surplus for the 38 farms studied

deuxième axe (11,0 % de la variabilité) suit un gradient d'intensification animale avec les variables de lait par vache et/ou de lait par hectare de surface fourragère, ainsi que d'achats de concentrés. Une classification permet de dégager trois groupes d'exploitations dont les caractéristiques moyennes sont indiquées dans le tableau 1.

	Unité	Groupe 1 (5 exploitations)		Groupe 2 (11 exploitations)		Groupe 3 (22 exploitations)	
		moyenne	σ	moyenne	Σ	moyenne	σ
Caractéristiques							
SAU	ha	107	40	86	38	120	71
SFP / SAU	%	86	10	77	6	57	11
Maïs / SFP	%	14	7	35	6	47	8
SAU avec légumineuses	%	81	13	48	8	27	10
Nombre de VL	Nombre	80	31	69	35	68	35
Chargement / ha SFP	UGB ha ⁻¹	1,3	0,2	1,5	0,2	1,7	0,4
Lait / vache	L VL ⁻¹	6921	1020	8846	974	8996	916
Lait / ha SFP	L ha ⁻¹	5957	866	8936	964	9654	2327
Intensité de pâturage	UGB.JPE ha prairie ⁻¹	407	53	559	199	686	153
Entrées d'azote, variations de stock et pertes							
Engrais azotés	kg N ha ⁻¹	10,8	17,0	59,6	257	90,4	24,5
Fixation symbiotique	kg N ha ⁻¹	78,0	27,0	51,0	24,8	32,0	16,2
Aliment riche en protéines (net)	kg N ha ⁻¹	6,8	7,5	39,9	21,6	33,6	18,1
Aliment pauvre en protéines (net)	kg N ha ⁻¹	2,8	4,6	1,1	3,7	0,0	0,0
Effluents (net)	kg N ha ⁻¹	10,3	18,0	18,0	13,3	21,2	19,0
Semences	kg N ha ⁻¹	0,6	0,2	0,8	0,1	1,1	0,1
Variation N du sol	kg N ha ⁻¹	-8,5	6,4	-2,3	14,4	-4,7	13,0
Pertes indirectes totales	kg N ha ⁻¹	2,5	1,4	12,3	11,9	7,7	3,1
Sorties d'azote							
Animaux (net)	kg N ha ⁻¹	4,9	1,3	4,9	1,7	4,3	1,2
Lait (net)	kg N ha ⁻¹	26,5	4,2	35,8	4,7	27,5	5,9
Cultures pauvres en protéines (net)	kg N ha ⁻¹	3,7	7,8	21,8	12,5	45,9	13,8
Indicateurs de gestion de N							
SyNE		0,24	0,04	0,31	0,09	0,37	0,09
SyNB		108	12,9	145	45,0	137	29,6
RNE		0,63	0,08	0,67	0,15	0,65	0,13

TABLEAU 1 : Moyennes et écart-types (σ) pour différentes variables décrivant les exploitations et pour les indicateurs SyNE, SyNB et RNE.

Table 1: Means and standard deviations (σ) for the farms' descriptive characteristics and for the values of the indicators SyNE, SyNB, and RNE

Les trois groupes ont été définis par classification sur leurs caractéristiques et flux d'azote. Les entrées, sorties, pertes indirectes totales et variations d'azote sont exprimées en kg N ha⁻¹ tout comme SyNB. Les UGB.JPE ha prairie⁻¹ correspondent à l'intensité de

pâturage du troupeau sur les prairies. JPE : jours de pâturage équivalent ; SAU : surface agricole utile ; SFP : surface fourragère principale ; VL : vache laitière ; UGB : unité gros bétail ; σ : écart-type.

Le **groupe 1** (groupe « herbager ») est constitué de cinq exploitations spécialisées en production de lait, dont le système fourrager est très herbager ; les prairies occupent 86 % de la Surface Fourragère Principale (SFP) et 74 % de la Surface Agricole Utile (SAU). Les légumineuses ont une place importante, pures en luzerne (10 % SAU) ou en mélange avec des graminées dans certaines prairies temporaires. La luzerne assure l'essentiel des concentrés riches en protéines (34,2 kg N ha⁻¹ auto-produits contre 6,8 kg N ha⁻¹ achetés, soit une autonomie protéique moyenne de 82 %). Ce groupe importe prioritairement des concentrés énergétiques. Il regroupe, par ailleurs, les quatre exploitations biologiques de l'échantillon.

Le **groupe 2** (groupe « lait intensif ») rassemble 11 exploitations également spécialisées en lait mais plus intensives à l'animal et à l'hectare (8846 L par vache et 8936 L par ha, en moyenne) avec un système fourrager basé sur le maïs (35 % de la SFP) et les prairies, dont la luzerne sur 7 % de la SAU en moyenne. Celle-ci fournit en moyenne le tiers des concentrés protéiques (21 kg N ha⁻¹ auto-produits contre 40 kg N ha⁻¹ achetés, soit en moyenne 35 % d'autonomie protéique). Des achats de concentrés riches en protéines (tourteaux de soja ou de colza) complètent le maïs.

Le **groupe 3** (groupe « polyculture-élevage ») est composé de 22 exploitations de polyculture-élevage, avec une part importante de cultures de vente mobilisant 43 % de la SAU en moyenne. Le fonctionnement de l'atelier lait montre toujours une forte production individuelle des animaux (près de 9000 L par vache chaque année, en moyenne) mais le lait produit par ha de SFP, le plus élevé des trois groupes, varie du simple au double au sein de ce groupe, en général basé sur un système maïs (en moyenne 47 % SFP). La luzerne occupe en moyenne 5 % de la SAU, fournissant 16 kg N ha⁻¹ contre 33 kg N ha⁻¹ importés (autonomie protéique moyenne 34%). Nous notons dans ce dernier groupe une exploitation qui vend intégralement la luzerne qu'elle produit et achète des concentrés protéiques, et deux exploitations avec des prairies uniquement fauchées, les animaux restant toujours en bâtiment.

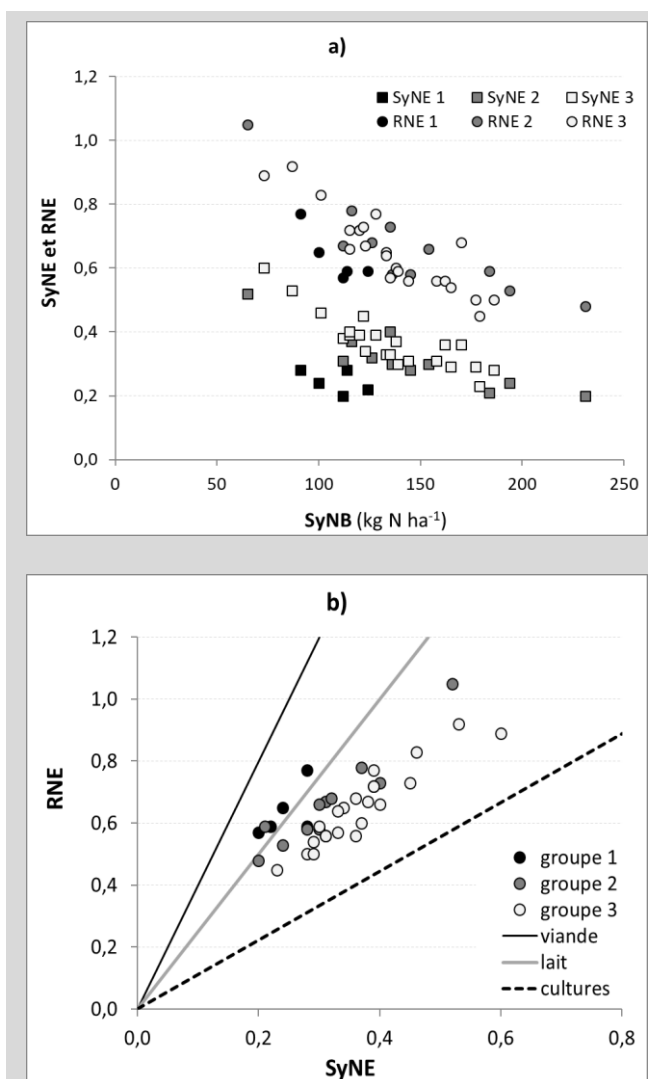
Sur l'ensemble des exploitations, nous n'observons pas de corrélation entre production de luzerne et achat de concentrés protéiques.

Effet du groupe d'exploitations sur les trois indicateurs

La valeur moyenne de l'indicateur SyNE est de 0,24 (avec une étendue allant de 0,20 à 0,28) pour le groupe 1 « herbager » ; elle augmente pour le groupe 2 « lait intensif » à 0,31 (avec une étendue de 0,21 à 0,40) et pour le groupe 3 « polyculture-élevage » à 0,37 (avec une étendue de 0,23 à 0,60) (Tableau 1). Une analyse de corrélations montre que les sorties nettes de cultures sont la variable la plus fortement corrélée à l'indicateur SyNE ($r = 0.77$; $p < 0.001$). Les productions végétales ayant par nature une efficacité plus élevée que les

productions animales, les exploitations herbagères spécialisées en production animale ont une efficacité plus faible que les exploitations de polyculture élevage.

Les valeurs de l'indicateur SyNB varient significativement entre le groupe 1 (en moyenne, 108 kg N ha⁻¹) et les deux autres groupes (en moyenne, 145 et 137 kg N ha⁻¹ pour les groupes 2 et 3, respectivement). La fixation représente une entrée importante dans ces exploitations productrices de luzerne et ayant souvent largement recours à d'autres légumineuses prairiales comme le trèfle blanc (en moyenne, tous groupes confondus, 46 kg N ha⁻¹). Ces surplus importants sont à mettre en relation avec un niveau d'intensification de la production supérieur à la moyenne bretonne.



Le groupe 1 est un groupe dit « herbager », le groupe 2 est un groupe dit « lait intensif », le groupe 3 est un groupe dit « polyculture-élevage ».

FIGURE 5 : Relation entre les indicateurs d'efficacité SyNE et RNE, et les excédents d'azote SyNB (a) ; relation entre les deux nouveaux indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote, RNE et SyNE (b).

Figure 5: Relationship between (a) the N surplus indicator, SyNB, and the nitrogen use efficiency indicators, SyNE and RNE; (b) relationship between the two nitrogen use efficiency indicators, SyNE and RNE

La variabilité de l'indicateur RNE est en revanche très faible entre les groupes, en moyenne de 0,63 à 0,67. Cela illustre une maîtrise technique des flux d'azote similaire dans les trois systèmes identifiés. En revanche, la variabilité de RNE est plus importante au sein de chaque groupe, illustrant les différences de maîtrise technique de la gestion de l'azote existant entre les agriculteurs au sein de chaque groupe.

La relation entre les surplus azotés et l'efficacité d'utilisation de l'azote, absolue (SyNE) ou relative (RNE), est illustrée avec la figure 5a pour chacun des trois groupes.

La figure 5a montre une relation linéaire négative entre les indicateurs SyNB et SyNE ($r = -0,63$; $p = 0,012$) et entre SyNB et RNE ($r = -0,79$; $p < 0,001$). A valeur de SyNB égale, l'indicateur SyNE distingue le groupe 1 des groupes 2 et 3, traduisant l'effet positif sur l'efficacité de l'importance des cultures de vente.

La figure 5b situe les performances des 38 exploitations étudiées selon les deux indicateurs d'efficacité, RNE et SyNE. Trois droites indiquent les valeurs repères d'exploitations spécialisées en viande (efficacité atteignable de 26 %), lait (efficacité atteignable de 39 %) et grandes cultures (efficacité atteignable de 90 %). Les exploitations du groupe 1 n'exportant aucune culture se situent entre les droites « viande » et « lait ». Nous retrouvons les exploitations des groupes 2 et 3 entre les droites « lait » et « cultures ». Une exploitation dépasse l'efficacité atteignable de 100 %, ce qui s'explique probablement par une erreur d'estimation de l'un des flux azotés sur l'exploitation, ou par une sous-estimation de l'efficacité atteignable.

3. Retour critique sur les indicateurs et le calculateur

3.1. Intérêts et limites des nouveaux indicateurs mis au point

SyNE et SyNB, des indicateurs améliorés

Les indicateurs SyNE et SyNB améliorent ceux couramment utilisés pour évaluer respectivement, l'efficacité azotée d'une exploitation (NUE) et les pertes azotées potentielles engendrées par celle-ci (bilan apparent de l'azote).

L'élargissement du périmètre considéré pour l'évaluation de l'exploitation permet de prendre en compte les transferts de pollution qui surviennent lors de l'externalisation de la production d'intrants. Cela permet de comparer de manière plus pertinente une exploitation qui achète beaucoup d'intrants et une autre plus autonome. Par exemple, la ferme F33 perd 6 points d'efficacité par la prise en compte de ses achats d'intrants (engrais et aliments notamment), alors que plusieurs fermes sont autonomes en intrants azotés et conservent donc une efficacité inchangée pour ce critère (caractéristiques individuelles disponibles dans Carof et Godinot (2018b)).

Le **calcul des entrées et sorties nettes** facilite la comparaison entre des exploitations qui achètent et vendent des produits similaires, et d'autres qui font le choix de l'autoconsommation et du recyclage. La ferme F11 perd 9 points d'efficacité du fait de ses achats conséquents d'aliments riches en protéines, qui contrebalancent ses ventes importantes de produits riches en protéines. A l'opposé, les exploitations qui n'achètent pas d'aliments, celles qui ne vendent pas de cultures ou celles qui achètent des aliments riches en protéines (tourteau de soja et colza par exemple) et produisent des aliments pauvres en protéines (céréales par exemple) ne sont pas affectées par cette méthode de calcul. C'est le cas des fermes F10, F13 et F17 par exemple. **L'exclusion des effluents d'élevage** des produits d'une exploitation permet d'évaluer l'efficacité d'une exploitation à transformer ses ressources (externes et internes) en produits finis ou souhaités, et évite de favoriser les exploitations exportatrices d'effluents. Par exemple, la ferme F06 perd 6 points d'efficacité du fait d'une catégorisation de l'azote des effluents non plus comme un produit mais comme un engrais qui vient en déduction des autres achats d'engrais de l'exploitation. Toutefois, dans d'autres contextes que celui de l'agriculture européenne, ce choix méthodologique pourrait être revu dès lors que l'azote d'origine animale, nécessaire à la production végétale, est une ressource fortement limitée.

La prise en compte de la variation du stock d'azote du sol est également un point important dans une optique de préservation de la fertilité des sols. Une analyse de sensibilité a par ailleurs démontré l'influence majeure de cette variable sur SyNE (Godinot et al., 2014). De même, sa prise en compte dans SyNB affine le calcul du potentiel de pertes en N de l'exploitation. La principale difficulté posée par cette variable est son incertitude, puisqu'il n'existe pour l'instant pas d'outils de prédiction à la fois simples et fiables. Toutefois, les progrès récents dans la compréhension et la modélisation des dynamiques de la matière organique du sol (Clivot et al., 2019) permettent d'envisager à terme une amélioration de sa quantification.

Les indicateurs développés (SyNE, SyNB et RNE) ont par ailleurs été calculés à l'échelle nationale pour les 27 pays membres de l'Union Européenne, ce qui a permis de démontrer qu'ils conservent cette faculté d'être utilisables à différentes échelles (Godinot et al., 2016). Cependant, ce changement d'échelle n'est pas sans poser de défis méthodologiques, notamment concernant l'évaluation des variations d'azote dans le sol à grande échelle, ou l'efficacité maximale atteignable pour les différentes productions dans différents contextes pédoclimatiques.

RNE, un nouvel indicateur

L'indicateur RNE apporte une nouveauté utile par rapport aux indicateurs d'efficacité habituels : il permet de connaître la « marge d'amélioration » possible de l'exploitation évaluée, en positionnant celle-ci par

rapport à un optimum. Un autre intérêt de l'indicateur RNE est qu'il permet la comparaison d'exploitations avec des combinaisons de production différents, en particulier des exploitations spécialisées vs. des exploitations mixtes. Les valeurs de l'indicateur RNE ne diffèrent pas significativement entre les trois groupes d'exploitations, indiquant que la part d'herbe ou de cultures dans la SAU, de même que la culture de luzerne ou le niveau d'intensification animale (lait par VL ou par ha), ne déterminent pas l'efficacité relative d'utilisation de l'azote.

La principale limite de l'indicateur RNE concerne les valeurs maximales atteignables que nous avons retenues pour chaque type de production, qui sont les valeurs maximales trouvées dans la littérature internationale. De ce fait, nous considérons identiques ces valeurs quelles que soient les conditions locales de production (qualité du sol, climat, disponibilité en eau, flore adventice, etc.), quelles que soient les espèces (par exemple, la valeur maximale est la même pour les espèces végétales en C3 et pour celles en C4, pour celles récoltées plante entière ou non). Un travail serait à mener pour affiner les efficacités atteignables selon les conditions pédoclimatiques, les espèces, le mode d'exploitation, etc.

3.2. Retours sur le calculateur

Le calculateur SyNE est le premier outil, en ligne et gratuit, permettant le calcul des trois indicateurs présentés dans cet article. Il est l'un des rares outils d'aide à la décision aidant à mieux gérer l'azote à l'échelle de l'exploitation ; il vient en complément d'outils fonctionnant à l'échelle de la parcelle (Meynard et al., 2002). En combinant l'utilisation d'outils à ces deux échelles, la gestion globale de l'azote devrait être améliorée, puisqu'on évitera les problèmes pouvant survenir lors de changement d'échelle d'étude (l'optimisation de la gestion d'un élément à une échelle peut ne pas permettre l'optimisation de cette gestion à une échelle supérieure).

Un avantage du calculateur est qu'il inclut de nombreuses références difficiles à obtenir, en particulier celles relatives aux pertes indirectes d'azote, pour lesquelles il est nécessaire de compiler des données issues d'inventaires de cycle de vie.

Les limites actuelles du calculateur reposent surtout sur le fait qu'il ne prend pas en compte, pour l'instant, les productions de porcs et de volailles. Nous envisageons de les ajouter. Une autre limite concerne la teneur en azote organique initiale du sol. En effet, van Leeuwen et al., (2019) montrent qu'il existe de fortes variations de teneur en azote organique, d'une parcelle à l'autre, au sein d'une même exploitation. Ils recommandent donc, pour cet élément, de réaliser des bilans à l'échelle parcellaire plutôt qu'à l'échelle de l'exploitation et ce, afin de prendre les décisions techniques les plus pertinentes possibles. Dans le calculateur, nous avons fait le choix de la simplicité en

ne retenant qu'une seule valeur de teneur en azote organique initiale pour l'ensemble des parcelles de l'exploitation. Ceci pourrait être amélioré en proposant la possibilité de saisir soit une valeur par parcelle soit une valeur indiquant la variabilité entre parcelles (par exemple, un coefficient de variation).

Le calculateur est, au moment où nous publions cet article, utilisé par 67 personnes. Par exemple, Le Fahler (2018) a utilisé le calculateur pour évaluer l'efficacité azotée du système laitier agroécologique OasYs mis en place par l'INRA à Lusignan (86).

Les indicateurs développés, ainsi que l'outil de calcul mis à disposition, ont pour objectif de permettre aux agriculteurs et aux conseillers agricoles d'évaluer l'efficacité azotée de systèmes de production, afin d'identifier des marges de progrès potentielles. Dans le cadre du modèle « Efficience – Substitution – Reconception » (Hill et MacRae 1996), ces outils permettent d'identifier des pratiques ou des systèmes de production plus efficaces. Mais ils peuvent également être utilisés pour évaluer l'intérêt de la substitution d'intrants azotés, ou, par comparaison entre systèmes, d'envisager des modifications plus profondes des systèmes de production (reconception).

Conclusion

Les indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote (SyNE) et d'excédent d'azote (SyNB) présentés dans cet article présentent des améliorations notables par rapport à NUE et au bilan apparent de l'azote en corrigeant plusieurs biais importants. En revanche, le calcul de ces nouveaux indicateurs requiert plus de données et mobilise des méthodes de calcul qui ajoutent de l'incertitude au résultat, notamment concernant la variation du stock d'azote dans les sols. Il nous semble néanmoins que la considération de ces processus, même incertains, améliore la pertinence des indicateurs et encourage un travail sur la réduction des incertitudes.

L'indicateur original RNE permet de comparer une exploitation à une valeur de référence ou différentes exploitations entre elles, ce que ne permettaient pas les indicateurs préexistants. En revanche, la qualité de calcul et d'interprétation de cet indicateur reste liée à la pertinence des valeurs maximales de référence, qui ne sont pas forcément atteignables pour toutes les cultures, dans tous les contextes ni dans tous les systèmes de production.

Les indicateurs d'efficacité ont par ailleurs un intérêt opérationnel pour les agriculteurs et conseillers agricoles que n'ont pas les indicateurs de pression azotée. En effet, ils relient les aspects économiques (production, achat d'intrants) et techniques (valorisation de l'azote des intrants dans les processus de production). Malgré cela, même l'indicateur d'efficacité classique, NUE, est encore peu employé par la profession agricole et le développement, à l'échelle de l'exploitation. C'est pourquoi nous avons développé un outil de calcul gratuit et accessible à tous pour faciliter

la diffusion de ces indicateurs d'efficacité et d'excédent auprès du développement agricole et des agriculteurs eux-mêmes.

Ces indicateurs sont à même d'identifier les exploitations les plus efficaces, mais ne sont pas toujours suffisants pour identifier les pratiques expliquant cette efficacité. L'expertise technique doit permettre de mettre en évidence ces pistes d'amélioration de l'efficacité. Celles qui génèrent des économies doivent être diffusées largement. Compte tenu du coût important pour la société de l'usage d'azote réactif en agriculture, les solutions coûteuses pour l'agriculteur doivent faire l'objet d'une évaluation technico-économique permettant aux décideurs politiques d'établir un cadre financier propice à leur développement.

REFERENCES

- Aarts H. F. M., Habekotté B., and Van Keulen H. (2000). "Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56(3), 231–240.
- Allwood J. M., Ashby M. F., Gutowski T. G., and Worrell E. (2013). "Material efficiency: providing material services with less material production." *Phil. Trans. R. Soc. A*, 371(1986), 20120496.
- Andriulo A., Mary B., and Guerif J. (1999). "Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas." *Agronomie*, 19, 365–377.
- Anglade J., Billen G., and Garnier J. (2015). "Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe." *Ecosphere*, 6(3), art37.
- 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., and Stevanovic M. (2014). "Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution." *Nature Communications*, 5(3858), 1–7.
- Carof M., and Godinot O. (2018a). "A free online tool to calculate three nitrogen-related indicators for farming systems." *Agricultural Systems*, 162, 28–33.
- Carof M., and Godinot O. (2018b). "Survey data from 38 integrated crop-livestock farming systems in Western France." *Data in Brief*, 18, 723–726.
- Cassman K. G., Gines G. C., Dizon M. A., Samson M. I., and Alcantara J. M. (1996). "Nitrogen-use efficiency in tropical lowland rice systems: contributions from indigenous and applied nitrogen." *Field Crops Research*, 47(1), 1–12.
- Cederberg C., and Mattsson B. (2000). "Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming." *Journal of Cleaner Production*, 8(1), 49–60.
- Clivot H., Mouny J.-C., Duparque A., Dinh J.-L., Denoroy P., Houot S., Vertès F., Trochard R., Bouthier A., Sagot S., and Mary B. (2019). "Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model." *Environmental Modelling & Software*, 118, 99–113.
- Colomb V., Amar S. A., Mens C. B., Gac A., Gaillard G., Koch P., Mousset J., Salou T., Tailleur A., and Werf H. M. G. van der. (2015). "AGRIBALYSE®, the French LCI Database for agricultural products: high quality data for producers and environmental labelling." *OCL*, 22(1), D104.
- 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., and 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 Discussions*, 9(7), 8859–8904.
- Eickhout B., Bouwman A. F., and van Zeijts H. (2006). "The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability." *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(1–2), 4–14.
- Erisman J. W., Sutton M. A., Galloway J. N., Klimont Z., and Winiwarter W. (2008). "How a century of ammonia synthesis changed the world." *Nature Geoscience*, 1(10), 636–639.
- Galloway J. N., Aber J. D., Erisman J. W., Seitzinger S. P., Howarth R. W., Cowling E. B., and Cosby B. J. (2003). "The nitrogen cascade." *BioScience*, 53(4), 341–356.
- Godinot O., Carof M., Vertès F., and Leterme P. (2014). "SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems." *Agricultural Systems*, 127, 41–52.
- Godinot O., Leterme P., Vertès F., and Carof M. (2016). "Indicators to evaluate agricultural nitrogen efficiency of the 27 member states of the European Union." *Ecological Indicators*, 66, 612–622.
- Godinot O., Leterme P., Vertès F., Faverdin P., and Carof M. (2015). "Relative nitrogen efficiency, a new indicator to assess crop livestock farming systems." *Agronomy for Sustainable Development*, 35(2), 857–868.
- Good A. G., Shrawat A. K., and Muench D. G. (2004). "Can less yield more? Is reducing nutrient input into the environment compatible with maintaining crop production?" *Trends in Plant Science*, 9(12), 597–605.
- Halberg N. (1999). "Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers." *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 76(1), 17–30.
- Hill S. B., and MacRae R. J. (1996). "Conceptual Framework for the Transition from Conventional to Sustainable Agriculture." *Journal of Sustainable Agriculture*, Taylor & Francis, 7(1), 81–87.
- Koch P., and Salou T. (2016). *AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique - Version 1.3*. Ed. Ademe, Ademe, Angers, France, 343.
- Lassaletta L., Billen G., Grizzetti B., Anglade J., and Garnier J. (2014). "50 year trends in nitrogen use efficiency of world cropping systems: the relationship between yield and nitrogen input to cropland." *Environmental Research Letters*, 9(10), 105011.
- Le Fahler M. (2018). *Évaluation de l'empreinte carbone et de l'efficacité d'utilisation de l'azote sur le système laitier Oas'Ys en 2017*. Mémoire de pré-spécialisation, Bordeaux Sciences Agro, Bordeaux, 32.
- Van Leeuwen M. M. W. J., van Middelaar C. E., Oenema J., van Dam J. C., Stoorvogel J. J., Stoof, C. R., and de Boer, I. J. M. (2019). "The relevance of spatial scales in nutrient balances on dairy farms." *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 269, 125–139.
- Leip A., Ledgard S., Uwizeye A., Palhares J. C. P., Aller M. F., Amon B., Binder M., Cordovil C. M. d. S., De Camillis C., Dong H., Fusi A., Helin J., Hörtenhuber, S., Hristov A. N., Koelsch R., Liu C., Masso C., Nkongolo N. V., Patra A. K., Redding M. R., Rufino M. C., Sakrabani R., Thoma G., Vertès F., and Wang Y. (2019). "The value of manure - Manure as co-product in life cycle assessment." *Journal of Environmental Management*, 241, 293–304.
- Liu J., You L., Amini M., Obersteiner M., Herrero M., Zehnder A. J. B., and Yang H. (2010). "A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland." *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(17), 8035–8040.
- Meynard J.-M., Cerf M., Guichard L., Jeuffroy M.-H., and Makowski D. (2002). "Which decision support tools for the environmental management of nitrogen?" *Agronomie*, 22(7–8), 817–829.
- Nemecek T., and Kägi T. (2007). *Life cycle inventories of agricultural production systems, data v2.0*. Ecoinvent report, Ecoinvent Center, Zürich and Dübendorf (Switzerland), 360.
- Nevens F., Verbruggen I., Reheul D., and Hofman G. (2006). "Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals." *Agricultural Systems*, 88, 142–155.
- Oenema O., Kros H., and de Vries W. (2003). "Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies." *European Journal of Agronomy*, 20(1–2), 3–16.
- 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., and Foley J. A. (2009). "A safe operating space for humanity." *Nature*, 461(7263), 472–475.
- Saffih-Hdadi K., and Mary B. (2008). "Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon." *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 594–607.
- Schneider A., and Huyghe C. (2015). *Les légumineuses pour des systèmes agricoles et alimentaires durables*. Synthèses, Editions Quae, Versailles.

- Schröder J. J., Aarts H. F. M., ten Berge H. F. M., van Keulen H., and Neeteson J. J. (2003). "An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use." *European Journal of Agronomy*, 20(1–2), 33–44.
- Simon J., and 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., and Pagès J. (2000). "Typologie des bilans d'azote de divers types d'exploitation agricole: recherche d'indicateurs de fonctionnement." *Agronomie*, 20(2), 175–195.
- Sutton M. A., Howard C. M., Erisman J. W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., van Grinsven H., and Grizzetti B. (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Sveinsson T., Halberg N., and Kristensen I. S. (1998). "Problems associated with nutrient accounting and budgets in mixed farming systems." *Mixed Farming Systems in Europe, A.P. Minderhoudhoeve - reeks 2, Wageningen*, Dronten, The Netherlands, 135–140.
- Van der Hoek K. W. (1998). "Nitrogen efficiency in global animal production." *Environmental Pollution*, 102(1), 127–132.
- Watson C., and Atkinson D. (1999). "Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 53(3), 259–267.
- Wilfart A., Espagnol S., Dauguet S., Tailleur A., Gac A., and Garcia-Launay F. (2016). "ECOALIM: A Dataset of Environmental Impacts of Feed Ingredients Used in French Animal Production." *PLOS ONE*, 11(12), e0167343.
- Wilkinson J. M. (2011). "Re-defining efficiency of feed use by livestock." *animal*, Cambridge University Press, 5(7), 1014–1022.