

Partie III

Outils d'évaluation et de régulation des flux d'azote liés aux élevages

Chapitre 8 : Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

Chapitre 9 : Le droit face à la gestion des effluents et des émissions d'azote

Chapitre 10 : Les instruments de régulation : une analyse économique des pollutions des élevages

Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

Auteurs

Christian Bockstaller
Françoise Vertès
Frans Aarts
Jean-Louis Fiorelli
Jean-Louis Peyraud
Philippe Rochette

Résumé

Ce chapitre présente les indicateurs et méthodes disponibles pour estimer les flux et bilans d'azote et discute de leurs choix, intérêts et limites en fonction des résultats attendus, impacts visés et type d'utilisateurs. Il existe aujourd'hui de très nombreux indicateurs. Les indicateurs de pratiques sont faciles renseigner mais sont peu prédictifs des pertes azotées. Les bilans azotés, fondés sur le calcul d'un solde entre les entrées et les sorties sont de très loin les indicateurs les plus couramment utilisés pour évaluer la gestion de l'azote. Le bilan sol-surface a pour objectif d'aider à la gestion de la fertilisation des parcelles. Il est utilisé en France sous sa forme simplifiée (la Balance Globale Azotée) mais ce calcul fait alors appel à des valeurs forfaitaires et est donc peu sensible aux variations des pratiques. Ce bilan ne concerne aussi qu'une partie de l'exploitation d'élevage contrairement au bilan apparent de l'exploitation qui comptabilise toutes les entrées et permet de hiérarchiser tous les postes. En comptabilisant toutes les pertes, le solde du bilan d'exploitation est logiquement plus élevé que celui du bilan sol-surface mais ce solde ne présage pas des formes de pertes. Les indicateurs d'émissions permettent d'évaluer les pertes soit par des mesures directes comme la mesure des reliquats azotés soit par l'intermédiaire de facteurs d'émission surtout utilisés pour les émissions gazeuses, soit par des modèles qui permettent d'aborder les phénomènes en dynamique. Le couplage des bilans et d'indicateurs d'émissions offre un potentiel certain d'amélioration à des fins de diagnostic et d'aide à la décision. Enfin les indicateurs d'impacts, dont le plus utilisé est aujourd'hui l'Analyse du cycle de vie, permet de qualifier les effets des systèmes de production sur la qualité des milieux. Compte-tenu de la multiplicité des indicateurs disponibles, l'utilisateur doit clarifier ses besoins pour sélectionner les plus adaptés.

Mots clés

Indicateur, méthode, mesure, modèle, pratique agricole, impact, prédiction, diagnostic, évaluation, incertitude, bilan azoté, agrégation, analyse de cycle de vie

Chapitre 8. Méthodes d'évaluation environnementale et choix des indicateurs

8.1. Les grands types d'indicateurs et leurs fonctions.....	339
8.1.1. De l'évaluation aux impacts, des impacts aux indicateurs.....	339
8.1.2. Différents types d'indicateurs et typologie associée.....	340
8.1.3. Choix préalables à la sélection d'indicateurs.....	343
8.1.4. Spécificités liées à l'évaluation des flux d'azote en élevage.....	343
8.2. Indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu.....	345
8.2.1. Les principaux indicateurs relevant de cette catégorie.....	345
8.2.2. Les principales limites de ces indicateurs.....	346
8.3. Indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde.....	347
8.3.1. Principaux types de bilans.....	348
8.3.2. Les échelles de calculs de bilans.....	353
8.3.1. Intérêts et limites des différents bilans.....	353
8.3.2. Utilisation et interprétation des bilans.....	357
8.3.3. Utilisation des bilans comme outil pour améliorer les pratiques d'élevage.....	365
8.4. Indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation des nitrates.....	367
8.4.1. Facteurs d'émission de l'ammoniac et de N ₂ O au niveau des bâtiments et de la gestion des effluents.....	367
8.4.2. Indicateurs prédictifs au champ.....	369
8.4.1. Indicateurs prédictifs issus de modèles.....	370
8.4.2. Indicateurs de mesures de terrain.....	373
8.5. Indicateurs d'état et d'impacts.....	374
8.6. Les méthodes intégrées d'évaluation des impacts.....	376
8.6.1. L'analyse de cycle de vie.....	376
8.6.2. L'empreinte écologique et méthodes dérivées.....	379
8.7. Les questions et les incertitudes liées à l'utilisation des indicateurs.....	379
8.7.1. Les problèmes liés au changement d'échelle.....	379
8.7.2. Valeurs de référence et unités de l'indicateur.....	380
8.7.3. Evaluation de l'incertitude liée aux indicateurs produits.....	381
8.7.4. Qualité prédictive de l'indicateur.....	383
8.7.5. Intégration d'autres impacts : quels indicateurs pour le phosphore ?.....	384
8.7.6. La question de l'agrégation des indicateurs.....	385
8.8. Conclusion : quels indicateurs choisir ?.....	388
Références bibliographiques.....	389
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 8.....	412

La question des indicateurs a émergé dans les années 1990 avec l'apparition sur le devant de la scène de la problématique environnementale et plus généralement du débat autour de la durabilité suite à la conférence de Rio en 1992. La mise en évidence des effets négatifs collatéraux ou secondaires des politiques de croissance, de certaines innovations technologiques a conduit les acteurs à porter une attention de plus en plus forte à l'étape de l'évaluation. Celle-ci est devenue indispensable en décision publique, dans la recherche, dans la conception de solution innovante, dans les démarches de progrès comme dans la norme ISO 14 000, dans le travail des ONG (López-Ridaura et al., 2005 ; Niemeijer and de Groot, 2008) etc. Face à ces nouveaux enjeux, les acteurs et porteurs d'enjeux ont exprimé un besoin accru de méthodes d'évaluation et de suivi, qui a conduit à une multiplication d'initiatives et de propositions aboutissant selon certains à une « explosion d'indicateurs » (Riley, 2001a ; Rosnoblet et al., 2006). Pour certains auteurs, les indicateurs ne servent pas juste comme instruments « innocents » à l'évaluation mais comme moyen de conceptualiser le problème et/ou les solutions (Gudmundsson, 2003). Le développement d'indicateurs de durabilité est même considéré comme une condition préliminaire à la mise en œuvre du concept de durabilité (Hansen, 1996).

D'une manière générale, le recours à des indicateurs à la place d'une mesure directe des impacts s'explique aisément par les problèmes de faisabilité d'une approche directe (coût de la mesure, temps d'acquisition des réponses...), des problèmes de métrologie face à la complexité des concepts, système ou processus (Gras et al., 1989 ; Heink and Kowarik, 2010; Maurizi and Verrel, 2002 ; Mitchell et al., 1995 ; Rigby et al., 2001). C'est bien le besoin de procédure d'évaluation et ses difficultés de mise en œuvre de mesures directes à grande échelle et dans les conditions de la pratique en dehors du champ de l'expérimentation scientifique, qui expliquent ce formidable développement de travaux sur indicateurs. De nombreuses initiatives dans les premiers temps ont été initiées en dehors de la recherche académique, d'où de nombreuses publications dans la « littérature grise » (Levitan, 2000) mais le thème des indicateurs a été de plus en plus investi dans le domaine de la recherche. Ainsi, depuis 2001 existe même un journal scientifique spécialement dédié au sujet, *Ecological Indicators*. Des travaux méthodologiques et génériques sur le sujet ont commencé à être publiés (e.g. (Andreoli et al., 1999 ; Girardin et al., 1999 ; Goodlass et al., 2003; Merkle and Kaupenjohann, 2000). De même, au sein de l'Inra, un groupe de travail a fait un état des lieux général sur l'avancement de la science sur la question (Capillon et al., 2005).

La question des indicateurs est devenu un sujet d'études et de débats scientifiques, tandis que leur mise en œuvre reste primordiale pour de nombreux acteurs et notamment comme support des politiques publiques (Gudmundsson, 2003). C'est bien à ce niveau que le choix des indicateurs est l'objet d'après négociations et de discussions entre acteurs évalués, évaluateurs et groupes d'acteurs associés, ayant des intérêts dans les résultats de l'évaluation. En effet, les acteurs évalués peuvent craindre des pertes financières ou l'apparition de nouvelles exigences quand les résultats ne sont pas la hauteur des attentes des évaluateurs. On se trouve là dans la problématique des frontières entre contrôle et évaluation proprement dit qui a été conceptualisé par Chémery (Chémery and Boissier, 2002). Du côté des évaluateurs, il s'agira d'être certain que les indicateurs reflètent bien l'atteinte des objectifs fixés et les phénomènes recherchés. Le choix des indicateurs et leur mise en œuvre peuvent donc porter sur des aspects dépassant le seul champ de la science (Gudmundsson, 2003). Les indicateurs étant utilisés à l'interface entre science et politique, une clarification sur le terme d'indicateur est indispensable pour éviter des incompréhensions (Heink and Kowarik, 2010). C'est pourquoi, nous présentons ci-après une revue de différents types d'indicateurs pouvant être utilisés.

Ce chapitre va présenter les différents indicateurs utilisables pour évaluer les systèmes de production, qu'il s'agisse d'indicateurs de pratiques, de bilans d'azote, de mesures de terrain, de modèles, d'approches opérationnelles à partir d'indicateurs classiques, ou encore de méthode intégrée d'analyse d'impact. Pour finir, le chapitre aborde les problèmes d'agrégation et de choix des indicateurs en fonction des objectifs.

8.1. Les grands types d'indicateurs et leurs fonctions

8.1.1. De l'évaluation aux impacts, des impacts aux indicateurs

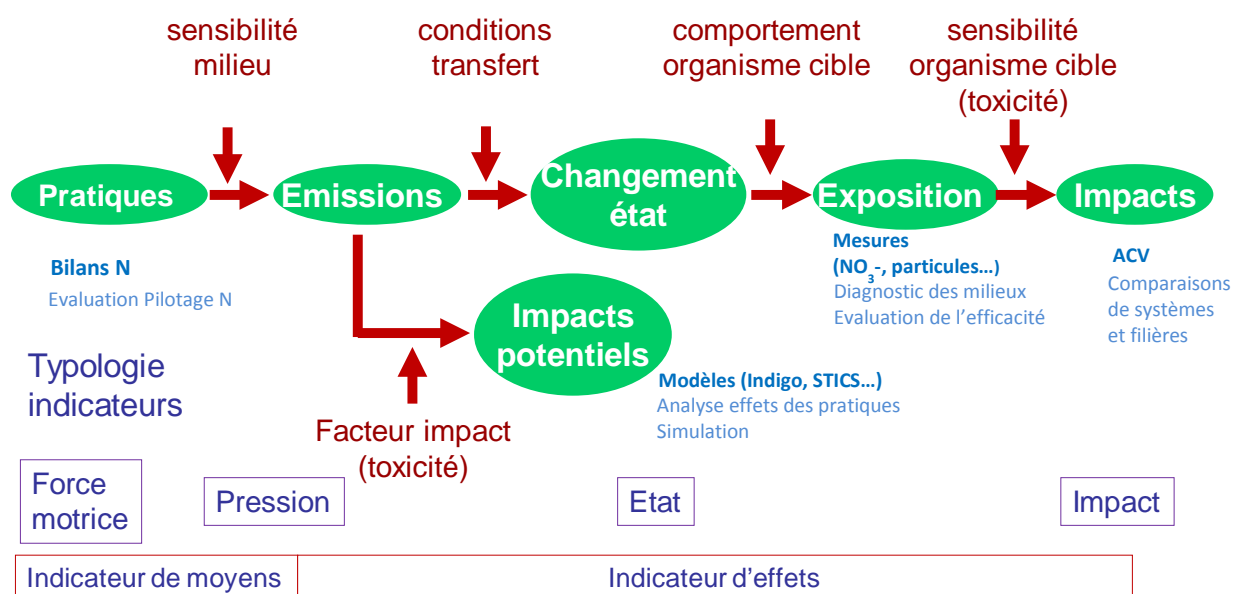
Les politiques environnementales à l'origine de travaux sur les indicateurs (Niemeijer and de Groot, 2008) visent toutes à réduire les impacts négatifs des activités humaines sur une ou plusieurs composantes de l'environnement. Le terme « impact » mérite d'être précisé. S'il est communément utilisé pour désigner des effets

dans le langage courant, de nombreux travaux lui confère une place spécifique dans la chaîne causale comme les effets en bout de chaîne sur les organismes cibles, effets biologiques en termes de santé, croissance, survie mais aussi économiques résultant donc des émissions, modifications d'état, etc. (Figure 8.1).

Ainsi :

- Dans la littérature de l'Analyse de cycle de vie (ACV), on parle de « endpoint » pour les impacts au sens restreint, tandis que les « midpoints » représentent un effet situé quelque part sur la chaîne causale entre émission et impact final (Bare and Gloria, 2006; Hertwich and Hammit, 2001).
- On parlera d'impact potentiel quand il y a simplification et non prise en compte de tous les facteurs (Freyer et al., 2000).
- S'il est possible de réaliser une prédiction par une modélisation complexe d'un effet à un endroit de la chaîne, comme par exemple pour les émissions ou bien par mesure au travers du suivi des nitrates dans des bougies poreuses, ces sorties resteront un indicateur de l'effet sur l'état de la masse d'eau ou des impacts lié à la dégradation de la qualité de l'eau.

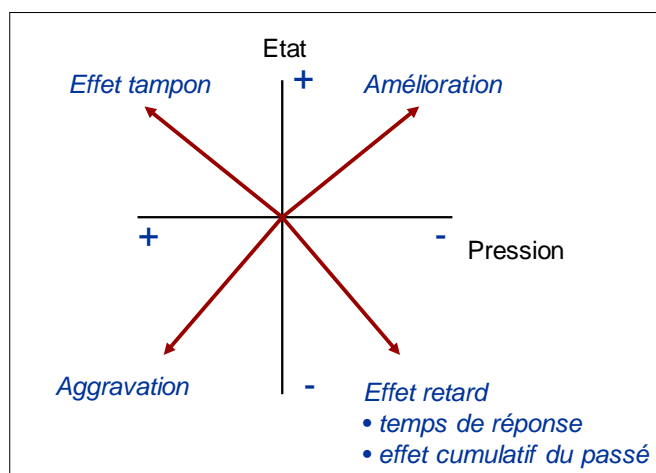
Figure 8.1 : Positionnement de différentes forces motrices et typologies de méthodes et indicateurs (EEA, 2005 ; Smeets and Weterings, 1999 ; van der Werf and Petit, 2002) selon la chaîne causale inspirée de (Bockstaller et al., 2008b).



8.1.2. Différents types d'indicateurs et typologie associée

Deux typologies pression/état/réponse de l'OCDE (OECD, 1999) et une dérivée, force-motrice/pression/état/impact/réponse (DPISR) de l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA), (Smeets and Weterings, 1999) inspirées de la chaîne présentée dans la Figure 8.1 sont utilisées couramment au niveau national et international (Maurizi and Verrel, 2002). Oenema et al. les présentent comme des outils conceptuels pour analyser les relations de cause à effets (Oenema et al., 2011). Ceci reste à démontrer car il n'est pas toujours évident de pouvoir relier des indicateurs d'impact ou d'état, reposant sur des mesures, aux causes. Certains auteurs plaident pour des indicateurs de pression qui puissent être reliés à l'état d'un compartiment environnemental (Crabtree and Brouwer, 1999). Plus récemment, d'autres auteurs (Thenail et al., 2008) identifient plusieurs cas de figure quant à la relation entre état et pression, qui sont fonctions des caractéristiques du milieu (Figure 8.2). Dans un milieu à temps de réponse rapide, comme c'est le cas de la pollution nitrique dans une nappe proche de la surface, toute réduction de la pression se traduit par une évolution rapide et positive de l'état du milieu. Dans d'autres cas, le temps de réponse peut être beaucoup plus lent (Sohier and Degre, 2010). L'accroissement de la pression peut donc ne pas avoir de conséquences immédiates sur la qualité des milieux dans le cas d'effet retard mais peut le dégrader rapidement dans d'autres cas.

Figure 8.1 : Relations entre indicateurs de pression et d'état (Thenail et al., 2008).



Cependant, ces typologies utilisées à l'interface entre politique et sciences souffrent de plusieurs défauts majeurs (Oenema et al., 2011). Elles donnent l'impression d'une linéarité et de processus mono-factoriels, ce qui n'est généralement pas le cas. Niemeijer et de Groot (Niemeijer and de Groot, 2008) ont préféré parler de « réseau causal » (Figure 8.2) pour insister sur la complexité. Cette approche a aussi été appliquée pour hiérarchiser les indicateurs et montrer leurs interrelations (Schröder et al., 2004). Par ailleurs, les différents concepts n'ont pas une définition claire (Figure 8.1). Si la notion de pression fait référence aux causes, celles-ci correspondent selon les auteurs, aux pratiques agricoles (Aveline et al., 2009 ; Corpen, 2006 ; Guillaumin et al., 2007) ou encore aux émissions (Oenema et al., 2011; Vertès et al., 2010), avec pour conséquence le choix d'indicateurs totalement différents. Les émissions peuvent aussi être considérées comme des « effets » de premier niveau sur la chaîne d'où le terme d'indicateur d'effets utilisés par van der Werf et Petit (van der Werf and Petit, 2002). Ces indicateurs d'effet ne peuvent être comparés aux indicateurs de moyens basés sur les pratiques agricoles. La même chose est vraie pour les indicateurs d'état qui englobe dans la typologie OCDE (OECD, 1999) l'état et l'impact de la typologie de l'EEA (Smeets and Weterings, 1999). Ceci explique aussi les difficultés de classification de ces indicateurs dans cette typologie que certains ont rencontrées dans plusieurs groupes de travail (Girardin et al., 2005).

A partir de ce qui vient d'être dit sur les limites des typologies utilisées, nous préconisons une typologie plus claire fondée sur la chaîne causale en partant d'indicateurs de pratiques agricoles, d'émissions, de changement d'état, d'impacts, etc. Nous proposons de croiser cette première typologie par une seconde qui fait référence à la nature de la grandeur derrière l'indicateur inspirée de (Bockstaller et al., 2008b), (Figure 8.3) :

- Les indicateurs « simples » qui sont basés sur une variable ou une combinaison mathématique simple sous forme de ratio ou de solde. Le terme « simple » s'applique à la structure de l'indicateur, sachant que leur mise en œuvre à l'échelle d'un pays comme la France peut poser de nombreux problèmes opérationnels. Ils sont cependant en général plus faciles à utiliser que les suivants mais intègrent faiblement les processus et pris isolément ne donnent qu'une estimation incertaine des processus et des impacts (Corpen, 2006), (Tableau 8.1).
- Les indicateurs prédictifs reposant sur une fonction estimatrice, modèle opérationnel à nombre réduit de variables accessibles ou modèles complexes à base mécanistiques. Cette approche a l'avantage d'intégrer les processus à des degrés divers selon le type de modèle et surtout de pouvoir relier la variable estimée à des variables d'entrées représentant des causes.
- Ceci est le défaut majeur du troisième groupe des indicateurs reposant sur des mesures de terrain (des émissions de nitrate jusqu'aux mesures d'impact sur une population d'organismes vivants). Ceux-ci ne permettent pas de tracer directement les causes et il faut des mesures complémentaires (Merkle and Kaupenjohann, 2000). Dans cette catégorie nous rangerons aussi les bio-indicateurs (McGeoch, 1998 ; Pitcairn et al., 2003) qui ne sont pas à confondre avec les indicateurs de biodiversité (Duelli and Obrist, 2003).

Ainsi, le choix d'un type d'indicateur n'est pas sans conséquences pratiques sur les qualités des indicateurs. Cette opposition entre des indicateurs relativement faciles à mettre en œuvre si tant est qu'il n'y ait pas d'obstacle à la mise à disposition des données, et l'intégration des processus qui donnera une estimation de la qualité de prédiction a été pointée par plusieurs auteurs (Dabbert et al., 1999 ; Payraudeau and van der Werf, 2005; Schröder et al., 2003). Dans le travail du Corpen sur les indicateurs azote, le critère « pertinence agronomique » intègre cette notion de prise en compte des processus ((Corpen, 2006), p. 41), cf. *Tableau 8.1*) et s'oppose aussi au critère de faisabilité.

Figure 8.3 : Exemple de chaîne de causalité pour aider au choix d'indicateurs d'évaluation (d'après Niemeijer et de Groot, 2008 dans (Vertès et al., 2010)).

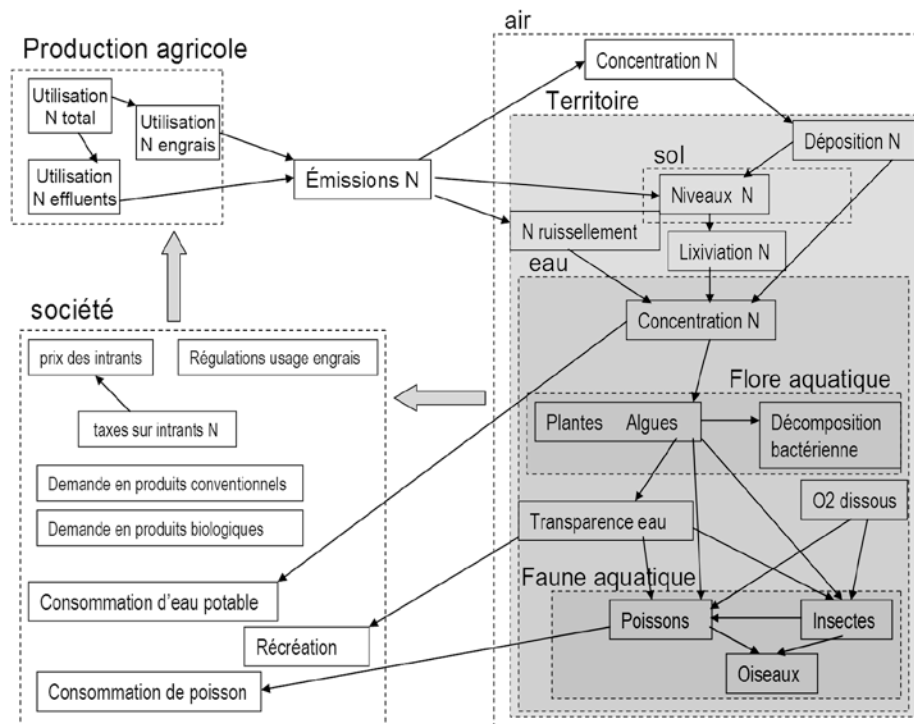
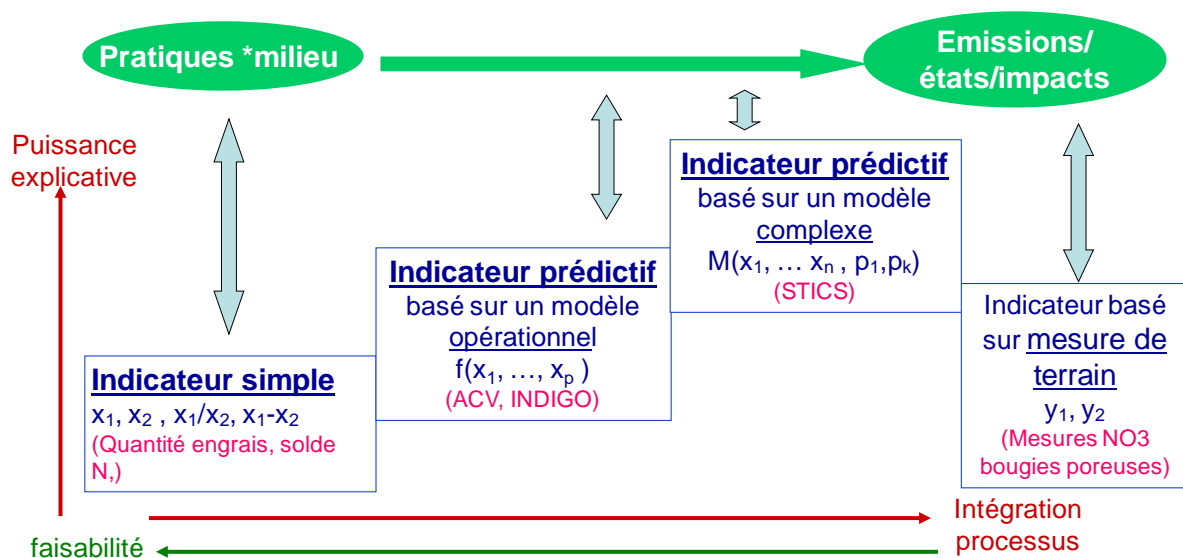


Figure 8.2 : Typologie des indicateurs en fonction des modalités d'obtention des valeurs et de leur atouts et limites (inspirée de (Bockstaller et al., 2008b))



8.1.3. Choix préalables à la sélection d'indicateurs

La multiplicité des indicateurs proposés s'explique en partie par la diversité des types d'indicateurs existants et les compromis que les concepteurs font entre faisabilité et ce qui est regroupé sous la rubrique plus générale de « pertinence scientifique », laquelle englobe toute la démarche d'évaluation (Bockstaller et al., 2009). Girardin et al. recommandent de s'interroger d'abord sur les utilisateurs et sur les objectifs (Girardin et al., 1999). Bosshard ajoute une étape préalable de clarification du système de valeurs « Leitbild », terme allemand employé dans le texte en anglais (Bosshard, 2000).

Plus concrètement, l'utilisateur qui a à choisir des indicateurs doit se demander (Bockstaller et al., 2008a ; Bockstaller et al., 2008b) :

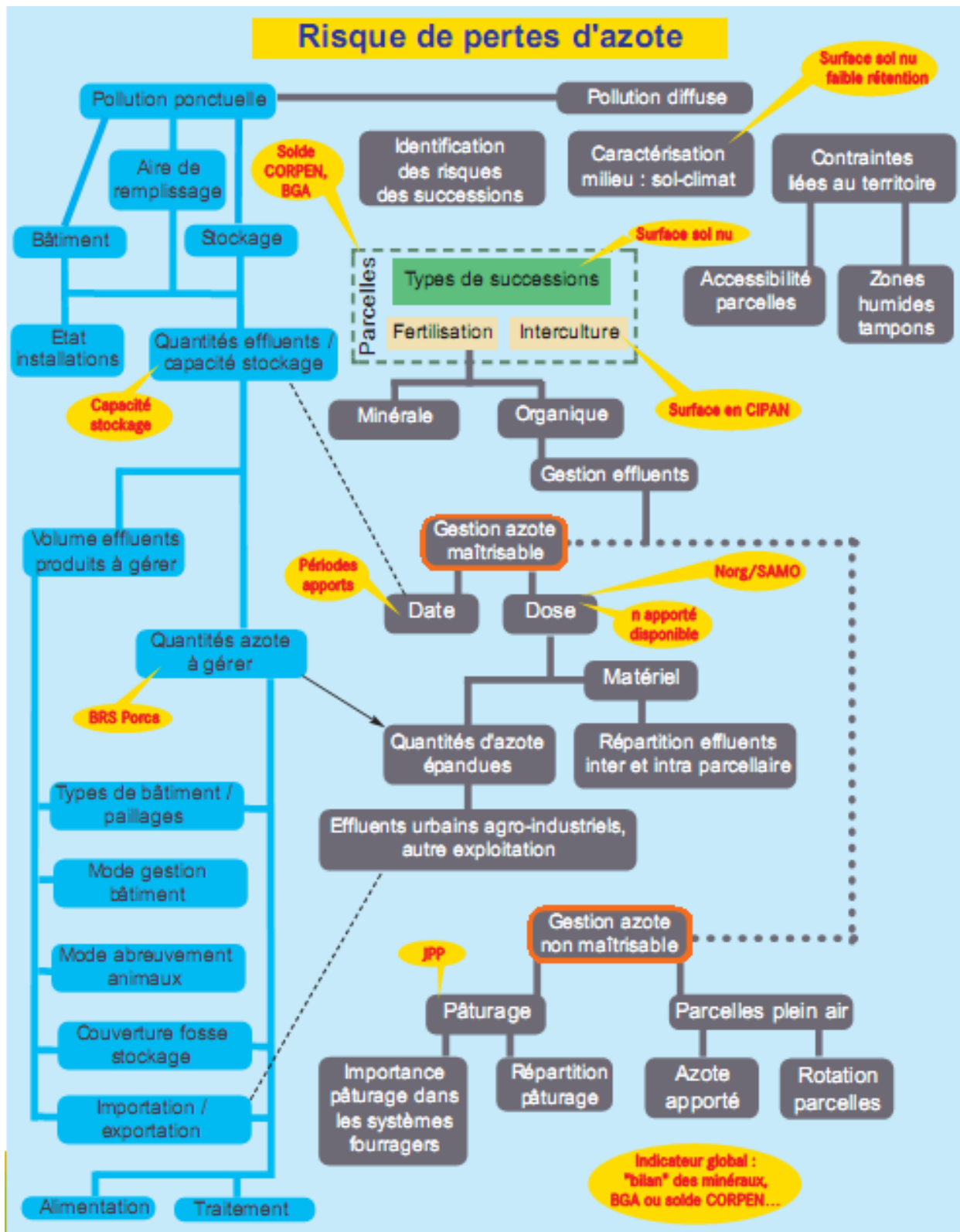
- Quel diagnostic préalable motive l'évaluation ? (*Pourquoi ?*)
- Qui va réaliser l'évaluation (utilisateur) et à qui sont destinés les résultats finaux (bénéficiaires) ? (*Qui ? Pour qui ?*)
- -Les finalités de l'évaluation (*Pour quoi ?*) : s'agit-il d'une évaluation a priori (*ex ante*) pour sélectionner des actions dans un ensemble de possible, a posteriori (*ex post*) pour faire le bilan d'une action, ou au cours de cette action pour l'améliorer ? L'évaluation peut aussi avoir pour but le pilotage en temps réel d'un système, ou être motivée principalement par des objectifs de communication. Enfin, elle peut avoir pour objectif la vérification d'une conformité réglementaire.
- Quelles sont les limites du système évalué, les échelles spatiales (*Où ?*) et temporelles (*Quand ?*) retenues qui dépendront des choix faits pour les points précédents et détermineront la pertinence des résultats. Dans le cas de l'évaluation de la durabilité environnementale, certains auteurs distinguent la « résolution », échelle la plus fine, qui correspond au niveau où les impacts environnementaux sont déterminés, et l'« étendue » (Faivre et al., 2004 ; Purtauf et al., 2005) qui correspond à l'échelle pertinente d'observation des impacts et/ou l'échelle à laquelle sont prises les décisions. L'« étendue » peut correspondre à « l'échelle pertinente pour l'action » (Mancebo, 2006).
- Quelles sont les contraintes budgétaires et temporelles pour conduire l'évaluation ? (*quels moyens ?*)
- Quelles sont les données disponibles que le commanditaire veut valoriser ? (*avec quoi ?*)

A partir des réponses à ces questions, l'utilisateur peut définir un cahier de charges auquel doit répondre les indicateurs à sélectionner. Certains auteurs (Niemeijer and de Groot, 2008) ont passé en revue un certain nombre de critères de projets de recherche et de travaux des instances comme l'OCDE, l'EEA. Ils les regroupent sous les dimensions : scientifique, historique, systémique, intrinsèque, financière et pratique, politique et de gestion. D'autres auteurs (Bockstaller et al., 2009) proposent une quinzaine de critères qui recourent certains des précédents pour des méthodes d'évaluation à l'échelle de l'exploitation agricole, et qui ont été regroupés sous trois chapitres généraux : pertinence scientifique (e.g. degré de couverture des impacts environnementaux, risque de fausse conclusion), faisabilité (e.g. temps de mise en œuvre, accessibilité des données, etc.) et utilité (e.g. couverture des besoins des utilisateurs, lisibilité, etc.). Vertès et al. dressent aussi une liste de critères autour des en-têtes, compréhension/appropriation, faisabilité, pertinence, convivialité, pédagogie (Vertès et al., 2010), qui recouvrent ceux de Bockstaller (Bockstaller et al., 2009).

8.1.4. Spécificités liées à l'évaluation des flux d'azote en élevage

Une étape importante dans la clarification des choix préalable est la définition du système, de ses composantes et de ses limites. Dans le cas de la problématique des systèmes d'élevage et de l'azote, ce travail a été réalisé par exemple dans le groupe Corpen sur les indicateurs azote (Corpen, 2006). La représentation montrée à la Figure 8.4 est un autre exemple de réseau causal. Les systèmes d'élevage ont une composante « pollution ponctuelle » bien plus développée que les exploitations sans animaux. Pour ces dernières, la pollution ponctuelle concerne éventuellement le stockage et la manipulation d'engrais et de produits phytosanitaires. Dès qu'il y a des animaux, il faut intégrer la partie stockage des effluents organiques et surtout le ou les bâtiments de stabulation des animaux, ce qui complexifie le système. La composante « pollution diffuse » concerne les parcelles cultivées, les prairies de fauches, et la partie « pâturage » où l'azote est souvent qualifié de « non maîtrisable ». Dans un tel système ouvert, avec des organismes vivants émetteurs dont le comportement est aléatoire, l'estimation des émissions et des flux restera bien plus compliquée que dans un système industriel fermé. Ceci nécessite des indicateurs spécifiques reposant sur des méthodes d'estimation différentes (Lewis et al., 1999).

Figure 8.3 – Un exemple de représentation du réseau causal sur les flux d'azote en exploitation de polyculture-élevage à la base de la définition d'indicateurs (dans les bulles jaunes) (Corpen, 2006).



8.2. Indicateurs simples de pratiques et de sensibilité du milieu

Nous ne présenterons pas ici chaque indicateur en détail mais plutôt des familles d'indicateurs au sein desquelles, il peut y avoir des variantes en fonction des éléments pris en compte (fertilisation minérale ou totale), des surfaces de références (surface totale de l'exploitation ou fourragère), etc. Ces indicateurs visent principalement le risque de lixiviation des nitrates et pour bon nombre ont été présentés dans le rapport Corpen (Corpen, 2006).

8.2.1. Les principaux indicateurs relevant de cette catégorie

8.2.1.1. Indicateurs basés sur les quantités d'intrants

Parmi ces indicateurs, on peut distinguer ceux qui portent :

- *sur les quantités d'azote épandues* : minérale, organique, totale, disponible, etc. Ces indicateurs reposent sur l'hypothèse que plus les quantités d'azote sont élevées, plus les risques de pertes le sont. Ces indicateurs (notamment la quantité d'azote minéral) se retrouvent dans plusieurs initiatives aux échelles supérieures (Geniaux et al., 2009), comme la liste des indicateurs IRENA au niveau européen (EEA, 2005). L'azote disponible (n°10 dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006) nécessite une estimation de l'azote disponible pour les cultures à partir des sources organiques, ce qui demande des données supplémentaires généralement hors de portée des non-agronomes.
- *sur les modalités d'épandage*. Dans la liste Corpen, on trouve ainsi le nombre d'apports d'azote (n°11) et les quantités d'azote disponible hors besoin des cultures (n°12). Ces indicateurs reposent sur les recommandations des agronomes à fractionner les apports d'azote pour que les apports collent au plus près des besoins des cultures et éviter que des quantités d'azote importantes restent dans le sol hors des périodes d'absorption par les cultures, ce qui est un facteur de risque important de perte d'azote (Recous et al., 1997). Ces indicateurs spécifiques aux cultures sont utilisés dans les opérations Ferti-Mieux lesquelles se poursuivent dans l'Est de la France (Burtin, 2008).
- *sur les surfaces ou proportion de surfaces fertilisée ou non, par rapport à la surface totale du territoire, ou encore sur les surfaces dépassant un seuil de fertilisation*. Ces indicateurs sont souvent utilisés par les écologues pour estimer les effets de la fertilisation azotée sur la biodiversité (Billeter et al., 2008; Oppermann, 2003).

8.2.1.2. Indicateurs basés sur la gestion des animaux

D'autres indicateurs souvent utilisés reposent :

- *sur la composition et la taille des cheptels*. Dans ce cas, l'indicateur est souvent le pourcentage de variation d'une période à une autre comme dans la liste IRENA (EEA, 2005).
- *Le chargement (UGB/ha) utilisé dans les méthodes d'évaluation centrée sur l'exploitation* telle la méthode REPRO utilisée communément en Allemagne (Hülsbergen, 2003). L'hypothèse est bien sûr que plus le chargement animal est élevé, plus le risque de pertes croît aussi.
- *Le nombre de journées de présence au pâturage* (JJP, jour/ha/an, n°17 dans le rapport du Corpen). Cet indicateur renseigne à travers des « journées équivalent plein temps UGB au pâturage » l'importance des rejets azotés via les restitutions animales. Cet indicateur permet d'affiner l'indicateur chargement moyen, il se calcule au niveau de la parcelle mais nécessite de renseigner les calendriers de pâturage. Or cette donnée n'est pas toujours disponible.

8.2.1.3. Indicateurs de pratiques agricoles au champ

Les indicateurs de pratiques se fondent :

- *Sur des écarts à la dose conseillée* (n°19 dans le rapport du Corpen), utilisés dans les opérations Agri-Mieux (Burtin, 2008) ou au besoin de la culture tel l'indicateur EQUIF (n°14 dans le rapport du Corpen) composante de l'indicateur MERLIN (Aveline et al., 2009). Ces indicateurs visent à estimer l'excès de fertilisation sur une culture, non de manière globale par entrée-sortie mais en s'approchant des besoins de la culture (ces besoins couvrent une quantité supérieure d'azote que les simples exportations dans les bilans).

- sur l'estimation du degré de couverture de sol (e.g. surface en Cipan, n°4 dans le rapport Corpen) ou de sol nu (n°2 dans le rapport du Corpen) durant la phase de lixiviation du nitrate ou sur la succession culturale (n°5 dans le rapport Corpen).

8.2.1.4. Indicateurs de pratiques à l'échelle de l'exploitation

Dans ce groupe, on peut citer :

- Les indicateurs exprimant le *potentiel de réduction des doses de déjection animale à partir des surfaces utilisées pour l'épandage (SAMO) par rapport à la surface de référence (SR)* : SAMO/SR (n°8 dans le rapport Corpen)
- Les indicateurs estimant la *capacité de stockage des déjections animales par rapport aux besoins basés sur la capacité agronomique de stockage* (n°8 dans le rapport Corpen). Cette capacité agronomique correspond au volume de stockage qu'il est souhaitable d'avoir sur la ferme compte tenu de la gestion actuelle du cheptel de façon à n'épandre les déjections animales qu'aux périodes recommandées par les agronomes.

8.2.1.5. Indicateurs de sensibilité du milieu

Le rapport du Corpen fait référence à un seul indicateur, l'indice de drainage, tandis que le site de l'Observatoire des Activités Agricoles sur les Territoires (site internet du RMT OAAT¹, (Guillaumin et al., 2007)) propose deux indicateurs exprimés en pourcentage de la SAU.

- *L'indice de drainage* : Pluie/réserve utile du sol (RU). Cet indicateur, présent dans le rapport du Corpen, nécessite donc une estimation de la réserve utile des sols. Cette donnée est de plus en plus disponible dans les bases de données, guide des sols (Party et al., 1999). Il est à noter que Buczko et al. ont analysé certains indicateurs analogues (Buczko and Kuchenbuch, 2010) dont l'indice de drainage prenant non pas les précipitations mais le drainage ce qui avait été aussi envisagé dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006), ou d'autres variables hydrologiques. L'équation simplifiée de Burns calculant un pourcentage de lixiviation de l'azote disponible est aussi cité dans le guide Corpen et est utilisé dans les *Guides de sols en Alsace* (Party et al., 1999).
- Les surfaces drainées : Ceci repose sur le fait que le drainage favorise le transfert des éléments nutritifs (et substances actives) vers les eaux de surface.
- *Les surfaces de sols sensibles au lessivage*. Si un référentiel local existe, l'indicateur sera égal aux surfaces de parcelles correspondant aux types de sols concernés. S'il n'y a pas de référentiel l'indicateur peut être estimé avec les parcelles « craignant le sec » au moins 1 an sur 2 et non hydromorphes (non engorgées l'hiver).

8.2.2. Les principales limites de ces indicateurs

Ces informations sont détaillées dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006). D'une manière générale, ces indicateurs sont de très faibles prédicteurs des émissions et pertes azotées, surtout s'ils sont considérés indépendamment, comme cela a été souligné par Schröder (Schröder et al., 2003). La quantité d'azote apportée semble mieux reliée aux pertes au champ en système laitier qu'en système de grandes cultures (ten Berge et al., 2004). Ces auteurs ont bien montré les faiblesses des indicateurs fondés sur les quantités d'intrants en grandes cultures (ten Berge, 2002) à partir d'un travail sur une base de données rassemblant des essais sur les doses d'azote sous différents systèmes. Dans des situations de très forts excès d'apports azotés, une relation assez étroite a été mise en évidence entre les JPP et les fuites par lixiviation (Vertès et al., 2007) (voir aussi chapitre 6). Ces indicateurs nécessitent par ailleurs l'accès à de nombreuses données. Au niveau d'un territoire comme la France, seules certaines données existent. Les informations sur les pratiques de fertilisation (nombre d'apport, etc.) ou encore sur la quantité d'azote disponible (estimation à partir de l'azote organique via des coefficients spécifiques) le sont moins. On peut les recueillir via des enquêtes chez les exploitants, ce qui s'est fait couramment dans les opérations Agri-Mieux, opérations qui ont pris le relais des opérations Ferti-Mieux dans le bassin Rhin-Meuse (Burtin, 2008). Pour les surfaces en sol nu et Cipan, des données existent dans les enquêtes « pratiques agricoles » du Ministère (Cassagne, 2008 ; Rabaud, 2004).

¹ <http://www.obsagri.fr/>

Dans tous les cas, pour pallier la faible qualité prédictive de ces indicateurs, il est généralement conseillé d'en utiliser plusieurs, ce qui peut vite conduire à une longue liste. Dans le cas du nitrate, les recommandations issues des connaissances disponibles tablent sur au minimum deux indicateurs : l'un renseignant sur les quantités d'intrants entrants ou encore mieux les surplus (voir 8.3.1) et l'autre sur la gestion de l'interculture, ceci sur la base des mécanismes de lixiviation des nitrates venant à la fois des excès de fertilisation et de la gestion de l'interculture (Machet et al., 1997). Seules les situations de fort excès peuvent justifier l'utilisation d'un indicateur unique sur les quantités d'intrants ou de surplus. Pour les émissions gazeuses, des indicateurs fondés sur les quantités d'intrants et le chargement donneront une vague idée de l'importance des émissions liées à l'intensification de l'agriculture.

Tableau 8.1 : Evaluation d'indicateurs « azote » à l'échelle parcellaire à partir de leur pertinence agronomique (notée de 1 : à éviter à utiliser seul à 4 : recommandé) et de leur facilité de mise en œuvre (1 : peu facile à 4 : facile d'utilisation).

Facteurs	N° de fiche à consulter	Intitulé	Pertinence agronomique	Faisabilité
Fertilisation azotée	Fiche n°9	N minéral apporté	1	4
	Fiche n°10	N apporté disponible	1	3
	Fiche n°11	Nombre d'apports d'azote (organique et minéral)	1	3
	Fiche n°19	Ecart au conseil	2	3
	Fiche n°12	Périodes d'apport	1	3
	Fiche n°17	JPP (jours de présence au pâturage) en jours UGB/ha/an	3	2
Couverture du sol	Fiche n°5	Durée annuelle en Cult. de production (CP), Cult. Intermédiaire (CI) et sol nu (SN)	2	4
Estimation des pertes d'azote		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat à la récolte ou RAR (mesures/modèles)	3	2
		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat sortie hiver ou RSH* (mesures/modèles)	1	2
		Quantités d'azote minéral dans le sol : reliquat début drainage ou RDD (mesures/modèles)	4	2
	Fiche n°13	Solde CORPEN	2	3
	Fiche n°14	Bilan fourniture-absorption : EQUIF	3	2
	Fiche n°20	Méthode d'estimation des risques de pertes d'azote par lessivage : MERLIN	4	3*
	Fiche n°21	Modèle d'estimation des pertes d'azote : I _N d'INDIGO	4	3*
	Fiche n°22	Modèle d'estimation des pertes d'azote par lessivage : DEAC	4	3*
Pertinence notée de 1 (indicateur à éviter seul) à 4 (indicateur recommandé) Faisabilité notée de 1 (indicateur difficile à mettre en œuvre) à 4 (indicateur facile à mettre en œuvre) * une fois le paramétrage réalisé				

8.3. Indicateurs fondés sur le calcul d'un bilan ou d'un solde

Cette famille d'indicateurs est la plus couramment utilisée pour évaluer la gestion de l'azote (Langeveld et al., 2007). On parle communément de *bilan* bien que le terme traduise, dans l'équation du « bilan de masse », la conservation de la masse, c'est-à-dire l'équilibre sur une période donnée, entre la variation de stock et la différence de flux. Appliqué à la quantité d'azote dans le sol, ce bilan peut s'écrire de la manière très simplifiée suivante :

$$\text{Stock final} - \text{stock initial} = \text{flux entrant} - \text{flux sortant}$$

Ces indicateurs reposent en fait sur un calcul d'un solde :

$$N \text{ entrée} - N \text{ sortie} = \text{solde N.}$$

Ce solde (en anglais *surplus*) représente la somme des pertes et/ou du stockage net dans le système considéré (Watson and Atkinson, 1999). Ainsi le Corpen recommande de parler de solde (Comifer, 2011; Corpen, 2006). Mais dans la pratique, comme dans ce chapitre, nous utiliserons les deux termes de manière interchangeable ce qui est aussi le cas dans la littérature scientifique (e.g. numéro spécial de *l'European Journal of Agronomy* de 2003 consacré à ces indicateurs (Nilsson and Edwards, 2003)).

Les calculs de bilans N (P, K) sont utilisés de longue date pour gérer la fertilisation des cultures : la satisfaction des besoins de plantes (cultures et prairies) en azote minéral (c'est-à-dire la dose à apporter) correspond au bilan entre besoins des plantes et fournitures par le sol (Comifer, 2011). Le solde idéal est, dans la pratique actuelle, conditionné par l'efficacité maximale d'utilisation des intrants.

Les bilans sont aussi employés pour quantifier des excédents et des risques : Dès la fin des années 1960 Coppenet précisait (Coppenet, 1974; Coppenet, 1975), à partir de calculs théoriques de bilans de minéraux à l'exploitation, l'influence des densités animales sur les excédents en N, P, K, Cu et Zn en exploitations porcines, et prévoyait un enrichissement des sols recevant des doses élevées de lisier en éléments non solubles (P, Cu et Zn), effectivement constaté dans le réseau de parcelles suivis sur le long terme par cet auteur (Coppenet et al., 1993). Les éléments solubles (N, N organique dissous, K) également excédentaires ont été entraînés vers les eaux de surface ou profondes. Pour l'azote, Benoit a proposé un indicateur « BASCULE » reposant sur le calcul à la parcelle d'un solde simplifié entrée-sortie pour identifier les zones à risques quant à la lixiviation des nitrates (Benoit, 1992). Les bilans N peuvent donc être utilisés comme indicateur d'état (du sol, de l'exploitation) et comme indicateur de pression azotée sur le milieu. Dans l'objectif d'optimiser l'utilisation des ressources, l'utilisation du calcul de bilans N et des efficacités d'utilisation de l'azote est une pratique très courante en agriculture à la parcelle et s'est développé depuis une vingtaine d'années à l'échelle de l'exploitation dans le domaine de l'évaluation agronomique et environnementale (Goodlass et al., 2003; Oenema et al., 2003; Schröder et al., 2003; Simon et al., 2000; Watson and Atkinson, 1999). L'amélioration de l'efficacité du bilan azoté est retenue par la « Task Force on Reactive Nitrogen »² comme option possible pour limiter les émissions azotées vers les écosystèmes dans le cadre de la révision en cours du protocole de Göteborg.

Nous décrivons dans cette partie, les principaux types de bilans et leurs paramètres de calcul (en particulier les sources de ces données) afin d'analyser la pertinence de chaque bilan en terme d'indicateur et quelles informations ils peuvent apporter. Quelques exemples de résultats obtenus en systèmes d'élevage, pour différents types et modes de production sont présentés en fin de chapitre.

8.3.1. Principaux types de bilans

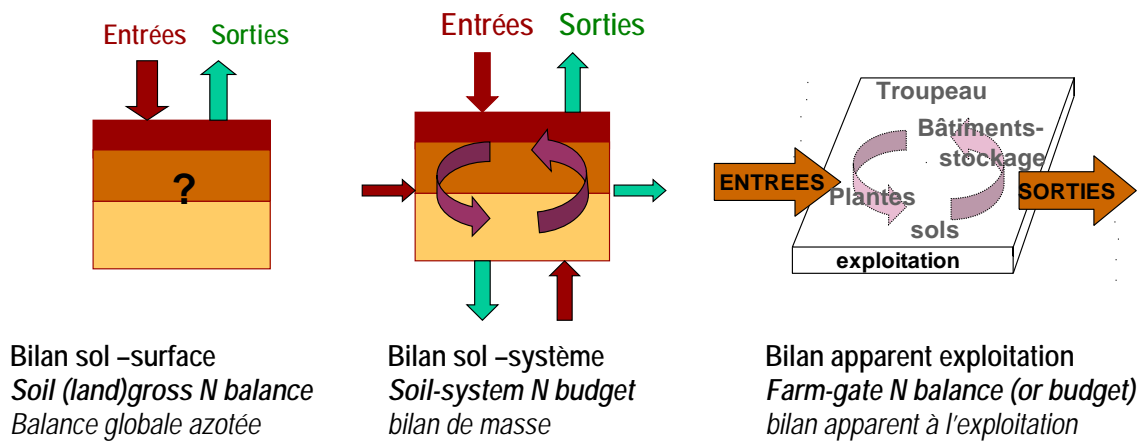
On identifie couramment trois principaux types de bilans (Leip et al., 2011; Oenema et al., 2003; Simon et al., 2000; Topp et al., 2007; Watson and Atkinson, 1999) : les bilans « sol-surface », les bilans sol-système, et les bilans apparents à l'exploitation (Figure 8.5).

² Le groupe de travail sur l'azote réactif a pour mission de développer des références techniques et scientifiques et de proposer des stratégies de gestion du cycle de l'azote dans le cadre de l'UNECE et de la convention sur la pollution transfrontalière longue distance afin d'encourager la coordination en matière de politique de réduction des pollutions atmosphériques liées à l'azote.

Il est co-conduit par le Royaume-Uni et les Pays-Bas (Co-présidence Mark Sutton pour le Royaume-Uni et Oene Oenema pour les Pays-Bas) et comporte trois sous-groupes de travail (« expert panel » en anglais) dont l'un traite plus particulièrement les bilans azotés.

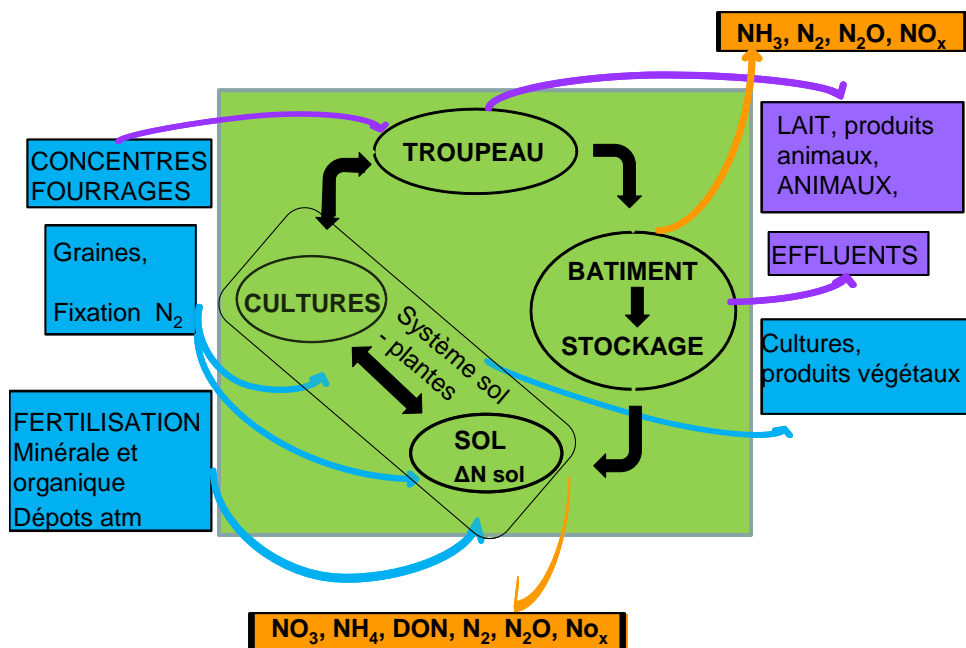
La Task Force entretient des liens étroits avec le « European Nitrogen Assessment » tout juste publié.
<http://www.clrtap-tfrn.org/?q=node/1>

Figure 8.5 : Différences conceptuelles dans les frontières et les flux de nutriments entre bilan apparent à l'exploitation, bilan surface sol et bilan système sol, d'après (Oenema et al., 2003) et exemples types couramment utilisés en France.



La Figure 8.6 précise les principaux flux entrants et sortant et les limites des objets étudiés : exploitation ou sol. Ce schéma est très proche de celui proposé par la Task Force on Reactive Nitrogen (Task Force on Reactive Nitrogen, 2011) (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/300) repris par Jarvis et al. (Jarvis et al., 2011), mais propose de prendre en compte séparément les compartiments plantes et sols.

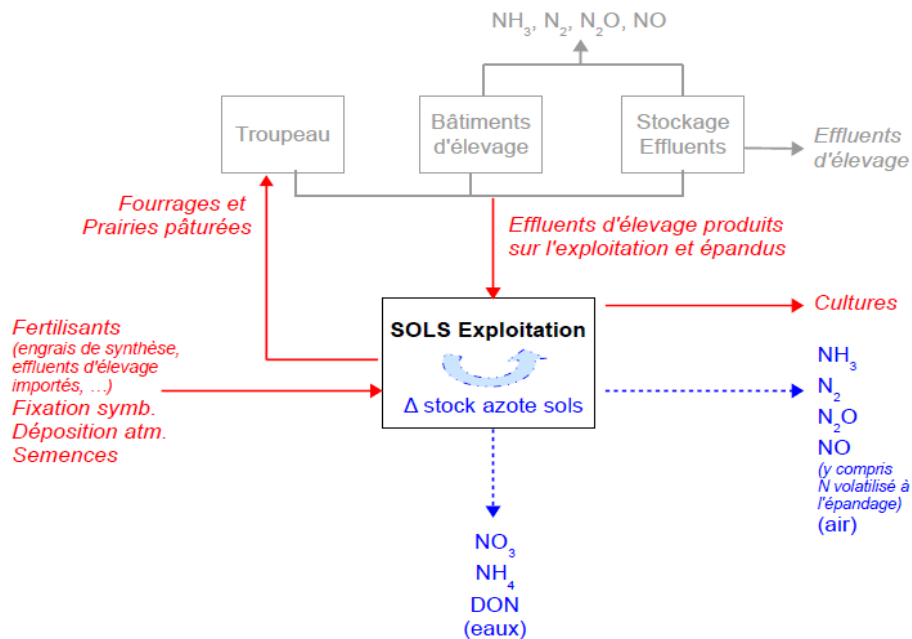
Figure 8.6 : Bilans d'azote pour une exploitation de polyculture-élevage. Adapté du Task Force on Reactive Nitrogen (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/300).



8.3.1.1. Le bilan sol – surface (la BGA en France)

Ce bilan prend en compte les intrants azotés arrivant sur la surface sur sol, les sorties étant constituées de l'azote contenu dans les cultures récoltées/pâturées. Un tel bilan permet d'estimer la charge nette d'azote par ha de sol (agricole ou non). La Figure 8.7 détaille les postes pris en compte dans le calcul. Son utilisation à différentes échelles est par exemple proposée par l'OCDE (OCDE, 2001) et mise en œuvre par Leip et al. (Leip et al., 2011). En France le bilan Corpen, et la balance globale azotée (BGA) appartiennent à cette famille. En anglais ces bilans sont dénommés *soil nitrogen balance*.

Figure 8.7 : Exemple de solde azote sur le système « sols de l'exploitation » : les flux entrants et sortants calculés figurent en trait plein rouge, les flux et différences de stock non estimés et intégrés au résultat du solde figurent en trait pointillé bleu, la partie grisée est représentée pour mémoire car servant au calcul de la quantité d'azote épandue issue des effluents d'élevage. (Solde N = Δ flux rouge = Δ stock bleu - Δ flux bleu)



La balance globale azotée (BGA), (Corpen, 2006) est une version actualisée du solde Corpen avec des références revues depuis 1988 et des précisions apportées quant à l'évaluation des exportations par l'herbe pâturée. Elle consiste à calculer le solde entre les apports d'azote et les sorties d'azote sur les sols de l'exploitation, considérés globalement. Plusieurs hypothèses permettent de simplifier le calcul : i) les apports d'azote par les dépôts atmosphériques sont compensés par les pertes par dénitrification et ii) la fixation symbiotique des légumineuses est compensée par l'exportation d'azote par les légumineuses récoltées ou prise en compte par le bilan fourrager dans le cas des prairies mixtes pâturées.

Les apports d'azote concernent donc les engrais azotés et les effluents d'élevage épandus. Les sorties d'azote correspondent aux quantités d'azote exportées par les cultures. L'exportation d'azote par l'herbe pâturée est estimée par un bilan fourrager selon l'équation :

Quantité d'herbe valorisée au pâturage = Besoins du troupeau (5,1 t de MS/UGB) – (consommation de fourrages stockés).

Le calcul du bilan fourrager suppose une cohérence entre les valeurs de matière sèche ingérée par les animaux, la teneur en azote des prairies et les valeurs de rejets d'azote par les animaux. Le document Corpen sur les calculs de rejets par les vaches laitières (Corpen, 1999) a proposé des équations de calcul et quelques exemples pour des systèmes fourragers types. Giovanni et al. ont élargi la palette d'exemples et complété pour les autres bovins (Giovanni and Dulphy, 2008).

L'azote épandu issu des effluents d'élevage est calculé en multipliant les effectifs animaux de l'exploitation par des valeurs d'excrétion, forfaitaires (norme directive nitrates en France) ou « réelles » (équations proposées par le Corpen (Corpen, 1999). Pour les herbivores, les normes d'excrétion ayant été établies sur la base de rations équilibrées, le calcul ne tient pas compte de la quantité de concentrés ingérés en écart à l'équilibre.

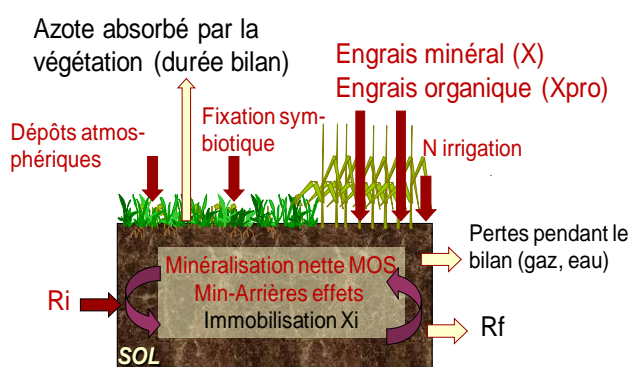
Les dépôts atmosphériques et les pertes par dénitrification « basale » du sol sont, pour la BGA, considérés comme s'annulant de même que dans d'autres outils de calcul en France. Au final, le solde de la BGA est calculé

pour une année culturale et ramené aux hectares de Surface agricole utile (SAU) de l'exploitation, le plus souvent en kg/ha, mais il peut aussi être rapporté aux hectares de la surface d'épandage (DK, NL). Ce solde en excès correspond aux pertes d'azote vers l'eau, aux pertes gazeuses liées à l'épandage (celles au bâtiment et dues au stockage sont déduites des effluents épandus), ainsi qu'aux différences de stock d'azote du sol.

8.3.1.2. Le bilan sol – système

Ce bilan prend en compte tous les flux d'azote externes et internes au sol. Un exemple typique est le bilan de masse à la parcelle, illustré par la Figure 8.8 (d'après (Comifer, 2011)), qui met le raisonnement de la fertilisation azotée au centre de cinq enjeux : la productivité, la qualité des récoltes, les qualités de l'eau et de l'air, la performance énergétique et le changement climatique.

Figure 8.8. Bilan de masse pour le calcul des apports fertilisant, d'après (Comifer, 2011).



Le bilan porte sur l'azote minéral dans le sol, résultante des flux d'azote sur la profondeur explorée par les racines de la culture durant son cycle cultural (de quelques semaines à une année). Il s'écrit :

Etat final - Etat initial = Entrées – Sorties, soit

$$R_f - R_i = [M_h + F_s + F_{ns} + M_{hp} + M_r + M_{rCi} + M_{pro} + A + N_{irr} + X + X_{pro}] - [P_f - P_i + I_x + G_s + G_x + L]$$

Avec R_f et R_i = Quantité d'azote minéral dans le sol à la fermeture et à l'ouverture du bilan.

Les entrées d'azote dans le système sol-plante sont :

- Les apports contrôlables, objets du calcul: Apport engrais azoté minéral (X), Fraction minérale de l'azote d'un produit résiduaire organique apporté après la date d'ouverture du bilan (X_{pro})
- La minéralisation nette de l'humus du sol (= minéralisation – organisation) (M_h)
- La fixation symbiotique (F_s) (et non symbiotique, F_{ns}) d'azote atmosphérique
- Min-Arrière effets : Minéralisation due à un retournement de prairie (M_{hp}), minéralisation des résidus de récolte (M_r), des résidus de culture intermédiaire (M_{rCi}), des produits résiduaires organiques (M_{pro}).
- Les apports atmosphériques (dépôts secs ou humides) (A)
- L'azote apporté par l'eau d'irrigation (N_{irr})

Les sorties d'azote du système sol sont

- La quantité d'azote absorbé par la culture entre ouverture et fermeture du bilan ($P_f - P_i$)
- L'immobilisation microbienne de l'azote minéral (I_x) apporté (X et X_{pro})
- Les pertes pendant le cycle cultural, par voie gazeuse (G_s et G_x) aux dépens des apports d'azote minéral (X et X_{pro}) et par lixiviation du nitrate durant la période de calcul (L) ;

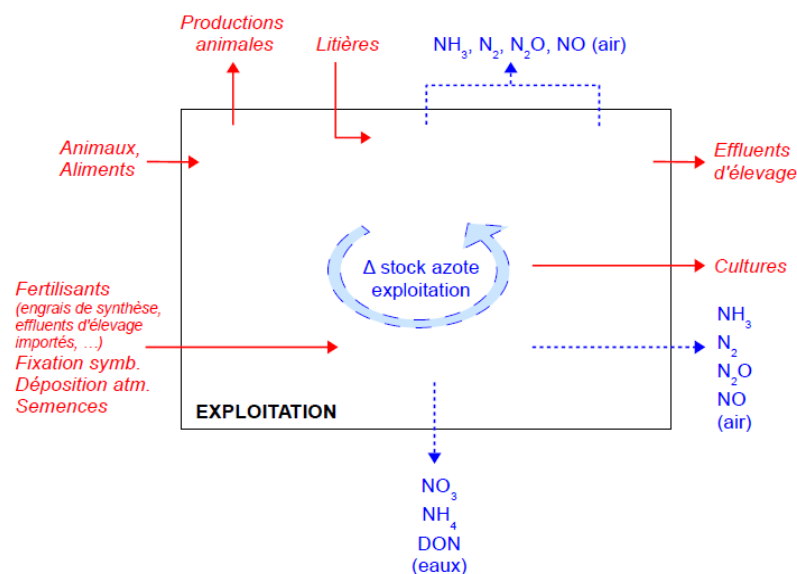
Certaines données nécessaires à ce calcul sont ou peuvent être facilement disponibles sur une exploitation : composition des engrais minéraux, analyses des produits résiduaires organiques (fumiers, lisiers,...) et tables de références sur leur minéralisation (Morvan et al., 2001). L'azote minéral du sol à l'ouverture et fermeture de bilan peut être fourni par les mesures de reliquats dans les parcelles (proposées en routine par Scholefield et Titcher (Scholefield and Titcher, 1995) ou en utilisant des valeurs de réseaux de références locales. D'autres données

sont moins accessibles et/ou peu prévisibles car très variables selon les conditions pédoclimatiques, la dynamique de végétation (niveau de production et de fixation symbiotique, minéralisation nette de l'azote organique du sol). Elles peuvent pourtant concerner des quantités importantes d'azote. Malgré de nombreux travaux sur les déterminants de la minéralisation dans le sol (Valé, 2006), les prédictions restent entachées d'une forte incertitude : la connaissance des reliquats d'azote minéral « sol » en fin d'hiver/début de culture est donc importante pour diminuer le risque d'apport excédentaire bien que cette mesure soit elle-même controversée (cf. section 8.7.3).

8.3.1.3. Le bilan apparent à l'exploitation

Le bilan apparent à l'exploitation appelé « bilan des minéraux » quand il prend en compte à la fois l'azote, le phosphore et la potasse (Corpen, 2006), considère l'exploitation comme une boîte noire (Oenema et al., 2003; Simon et al., 2000) : la Figure 8.9 illustre les flux entrant (pour la plupart des achats) et sortant (pour la plupart des ventes) enregistrés dans les livres comptables. Il est réalisé sur une année comptable, mise en cohérence avec une année culturale. Il hiérarchise les postes contributifs et les quantifie pour estimer une pression globale d'azote sur l'environnement de l'exploitation. Ce bilan rend compte de l'efficacité de l'utilisation de l'azote sur une exploitation donnée, en comparaison à des exploitations de même type

Figure 8.9. Exemple de solde azote à l'échelle de l'exploitation Les flux entrants et sortants calculés figurent en trait plein rouge, les flux et différences de stock non estimés figurent en trait pointillé bleu. Solde N = Δ flux rouge = somme des flux bleus



Les quantités de matières étant décrites dans les livres comptables, leurs teneurs en azote sont nécessaires au calcul : valeurs de références pour les produits standards, valeurs réelles pour les autres (étiquettes de produits ou résultats d'analyses auprès des éleveurs). La fixation symbiotique est estimée à partir des données fournies par l'exploitant sur la sole en légumineuses, les niveaux de production et les taux de légumineuses dans les prairies ou associations céréales légumineuses), données à partir desquelles les divers outils de calcul de bilans apparents intègrent des équations de calcul de la fixation symbiotique. Ces calculs ne sont pas normalisés, mais une première étape en ce sens a été franchie grâce à des programmes et groupes de travail internationaux (par exemple projet Green dairy, (Pflimlin et al., 2006), programme Legumes-Future (<http://www.legumefutures.eu/>) en cours). Les dépôts atmosphériques et les pertes par dénitrification « basale » du sol sont, de même que pour la BGA, considérés comme s'annulant dans les outils de calcul en France. Un choix différent est fait dans la plupart des autres pays, et les progrès des connaissances et références locales permettront de les intégrer aux calculs de solde. (van der Werf et al., 2009).

8.3.2. Les échelles de calculs de bilans

Les principales échelles d'espaces sont la parcelle et l'exploitation, mais les bilans peuvent aussi être réalisés à l'échelle infra parcellaire (par exemple en agriculture de précision, ou dans les études de processus) ou à l'échelle d'un territoire (bassin-versant, région, pays...) (Tableau 8.2). Les bilans apparents et bilans sols à l'exploitation sont généralement calculés sur une année, ce qui correspond à la fois au pas de temps de décision de l'éleveur et à celui de l'enregistrement des données comptables, mais les valeurs et leur interprétation seront plus fiables en moyennant les résultats de 3 années. L'approche pluriannuelle est importante pour sécuriser l'interprétation. Elle permet de lisser la variabilité climatique et celles des stocks mais aussi d'intégrer des arrières effets.

L'exploitation, unité de décision et de gestion par l'éleveur, peut être considérée comme 1) une boîte noire dans laquelle entrent et sortent des flux d'azote ; 2) une somme de parcelles, sur lesquelles sont calculés des bilans « sols-surface ». Dans le modèle « Bascule » (Benoît, 1992), le solde final est la somme des soldes de bilans parcellaires positifs, assumant le fait que les parcelles à bilan nul ou négatif ne réduisent pas le risque de fuite des autres parcelles. Elle peut aussi être vue comme un ensemble de compartiments entre lesquels circulent des flux d'azote. Cette dernière représentation conceptuelle permet d'analyser les efficacités d'utilisation de l'azote au sein de l'exploitation, comme l'ont proposé par exemple Schröder et al. (Schröder et al., 2003). Elle est également à la base de la plupart des modèles de flux de nutriments à l'échelle de l'exploitation (Chardon et al., 2008)

La plupart des pays se sont dotés de logiciels de calcul accessibles aux agriculteurs et leur encadrement professionnel : e.g. MINAS aux Pays-Bas (Oenema et al., 1998), FarmN³ au Danemark (Kristensen et al., 2005), Planet au Royaume Uni, OVERSEER⁴ en Nouvelle Zélande. En France la BGA est calculée dans le cadre du Dixel⁵. Le calcul de bilan apparent est réalisé par des tableurs Excel[®] (logiciel commercial de Microsoft) ou intégré à des outils de suivis des exploitations bovines (Diapason de l'IE) ou d'évaluation environnementale (ACV EDEN, van der Werf et al., 2009). Néanmoins l'explicitation et la comparaison des modes de calcul proposés dans les divers outils nationaux de calcul de bilans (apparents ou sol) serait très utile par souci d'harmonisation, pour la validité des comparaisons et pour mieux gérer l'azote entrant par cette voie (d'avenir) dans l'agrosystème.

8.3.1. Intérêts et limites des différents bilans

Oenema et al. ont listé les principales sources d'erreurs et incertitudes : réponses fausses, incomplètes, ou données manquantes (sur les teneurs en N des produits entrés ou sortis), données approximatives sur des postes importants (Oenema and Heinen, 1999). Peu d'études ont abordé cette question. Dans tous les cas, la collaboration de l'éleveur est essentielle pour la bonne réalisation des bilans et pour l'estimation de 2 postes importants : 1) les importations/ exportations d'effluents, pour lesquels les quantités et les teneurs des produits transportés sont connus avec une incertitude variable (pesées, analyses, variabilité des effluents) et 2) la fixation symbiotique des légumineuses. Enfin, les postes dépôts atmosphériques ou N apporté par l'irrigation peuvent être renseignés par les références locales et/ou les cartes existantes (Sutton et al., 2011b). Cette question de l'incertitude sera aussi abordée de manière plus générale au chapitre 8.7.3.

8.3.1.1. Le bilan sol surface

Le calcul des bilans sols-surface nécessite des données quantitatives sur la biomasse produite et azote exporté par les cultures, les productions fourragères et par le pâturage, qui ne sont pas faciles à estimer. L'ensemble des données nécessaires est enregistré dans les cahiers de fertilisation, document imposé (et objet de contrôles par l'administration) par la mise en œuvre de la Directive « Nitrates ». La valeur réglementaire de ce document peut inciter les éleveurs à faire appel à des prestataires (agronomes ou non) pour le remplir afin d'assurer sa conformité.

³ FARM : <http://www.farm-n.dk/>

⁴ OVERSEER® Nutrient Budgets model : <http://www.overseer.org.nz/>

⁵ (Diagnostic d'Exploitation d'ELevage (http://www.inst-elevage.asso.fr/IMG/pdf/Dixel_Methode_et_referentiel.pdf)).

Tableau 8.2 : Répartition des bilans réalisés dans les études du corpus bibliographique selon les échelles de temps et d'espace concernées.

Echelles espace /temps	Pays-région	Bassin versant	Exploitation	Parcelles/sole Atelier, troupeau, ...	Animal m ²
Pluri-annuel	(Bouwman et al., 2005 ; de Vries et al., 2011 ; Le Gall et al., 2005 ; Leip et al., 2011 ; Velthof et al., 2009)	(Billen et al., 2009 ; Gascuel-Odoux et al., 2010b ; Gascuel-Odoux et al., 2009)	(Fagerberg et al., 1996 ; Kobayashi et al., 2010)	(Benoît, 1992 ; Hansen et al., 2000 ; Kobayashi et al., 2010)	
Annuel	Bilans sols (Le Gall et al., 2005 ; Osterburg and Schmidt, 2009 ; van Bruchem et al., 1999)		Bilans apparents (Aarts et al., 2000 ; Bassanino et al., 2007 ; Bonneau et al., 2008 ; Hanegraaf, 1998 ; Humphreys et al., 2008 ; Kohn et al., 1997 ; Le Gall et al., 2005 ; Nevens et al., 2006 ; Schröder et al., 2003 ; Simon et al., 2000 ; Spears et al., 2003 ; van Bruchem et al., 1999)	(Ammann et al., 2009 ; Bonneau et al., 2008 ; de Vries et al., 2002 ; Farruggia et al., 1997 ; Hansen et al., 2000 ; Schröder et al., 2003 ; Spears et al., 2003 ; Topp et al., 2007 ; Verloop et al., 2006) Outils de fertilisation (Gesufer, Azobil, Plan prévisionnels de fertilisation...)	(Arriaga et al., 2010 ; Castillo et al., 2000)
Jours/heures Mois/saison			Modèles (Knudsen et al., 2006 ; Kustermann et al., 2010)	(Dou et al., 1996 ; Hansen et al., 2000 ; Vertès et al., 1997)	(Decau et al., 2003 ; Dou et al., 1996 ; Leterme et al., 2003 ; Stevenson et al., 2010 ; Verloop et al., 2006 ; Vertès et al., 1997)

Tous les postes du bilan sont affectés d'incertitudes qu'ils soient calculés à l'exploitation ou à la parcelle. Les principales sources de biais et d'erreur concernent la fixation symbiotique (sauf pour la BGA où les légumineuses ne sont pas prises en compte), les déjections animales qui sont « normées » et donc non réactives au changement de pratiques et parfois plus faibles que les valeurs réellement observées, la production des cultures et plus particulièrement sur les cultures fourragères et les prairies qui sont très difficiles à observer. Aux échelles des territoires (régions, bassin versant, pays ...) Britz et al. (Britz et al., 2011) ont récapitulé les méthodologies proposées par l'OCDE, qui incluent des bases de données internationales (Britz and Leip, 2009). La fixation biologique est considérée égale à 75% de la biomasse récoltée pour les légumineuses à graines (Corpen, et à 5% de celle des prairies (de façon globale), sauf si des données plus précises sont disponibles dans les zones à forte présence de légumineuses. Le modèle Miterra (Velthof et al., 2009), s'appuie sur des bases de données sur les teneurs en N des cultures, et les niveaux de production peuvent être déduites de bases de données des réseaux économiques (CAPRI, RICA ...), ou des données de télédétection. En France, la balance globale azotée (BGA) a largement été utilisée pour les exploitations d'élevage notamment dans le cadre du Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (Manneville et al., 2010) où son calcul était obligatoire et intégré au projet agronomique de l'exploitation. Son calcul souffre des limites de tout bilan sol-surface et recourt souvent à des valeurs forfaitaires.

- Dans les systèmes bovins, les limites de la BGA sont liées à 1) l'estimation des quantités de fourrages exportées, Ici la fiabilité des données pourrait être considérablement améliorée grâce aux progrès technologiques en matière de télédétection par exemple, et par la mutualisation des références locales acquises par divers partenaires (essais variétaux, fermes pilotes, réseaux de parcelles et d'exploitations dans les bassins versants sensibles....) ; 2) elles sont aussi liées au fait que les rejets des animaux sont normés ; et 3) que les ingestions de fourrages résultent d'une approche très globale et figée (ingestion de 5,1 t de MS/UGB). Ainsi, les entrées d'azote par les aliments concentrés -et leurs variations éventuelles- n'interviennent pas dans le calcul et la méthode est au final insensible aux changements de pratiques alimentaires des troupeaux. Un premier progrès pour améliorer la méthode reviendrait à bien connaître les caractéristiques des effluents épandus (teneur en azote au moins).
- Il y a une forte incertitude sur les effluents épandus, à la fois sur les volumes et sur les teneurs en azote, pas toujours analysées directement, la constitution d'un échantillon représentatif pour analyse étant par ailleurs délicate.

De façon plus large, proposer comme mode de régulation l'équilibre de la fertilisation suppose que les bilans de masse puissent être renseignés de façon très fiable. Les données nécessaires au calcul de la BGA sont principalement celles inscrites dans le cahier d'épandage (cultures et rendements réalisés, bordereaux d'échange d'effluents). Il reste que les données relatives aux animaux n'y sont pas obligatoirement renseignées même si dans les zones en contentieux (bassins algues vertes par exemple), la déclaration annuelle des flux d'azote permet de disposer des données nécessaires. La BGA est aussi parfois mise en œuvre avec des apports moyens en fertilisants et des exportations moyennes par les cultures ce qui peut s'avérer très imprécis. Il faut signaler que dans d'autres pays (NL, DK, B) l'ensemble des flux nécessaires aux différents calculs de bilans sont enregistrés et la réalisation des bilans sols (et exploitations) est un outil d'optimisation agronomique couramment utilisés, qui permet des progrès significatifs (voir section 8.3.4.5)

Les progrès de la modélisation sont indispensables pour quantifier certains flux internes et peu de travaux ont explorés l'incertitude liée à ces bilans (cf. section 8.7.3).

8.3.1.2. Le bilan sols-système

Le calcul des bilans sols –système : dans les bilans de masse, la fourniture d'azote par la minéralisation de l'humus du sol et les arrières effets d'apports organiques sont renseignés au moyen de références locales disponibles auprès des chambres d'agriculture et dans les outils de Plans Prévisionnels de Fertilisation (PPF). L'actualisation des références par le Comifer a confirmé la variabilité de ces postes et la difficulté de leur quantification, particulièrement sous les prairies qui occupent des sols très divers (Comifer, 2011). Les mesures directes de reliquats acquises dans des réseaux de parcelles et rassemblés en bases de références (locales et par années) permettent d'améliorer la qualité des bilans

8.3.1.3. Le bilan apparent à l'exploitation

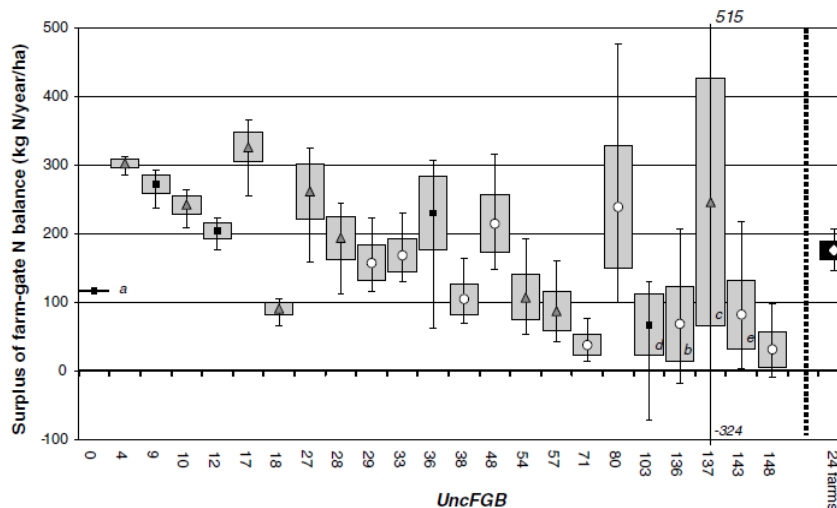
Ce bilan a largement été utilisé pour des exploitations d'élevage bovin, qui sont très divers et dont les performances sont très variables au sein d'un système (Le Gall et al., 2005). Les projets européens *Green Dairy* et maintenant *Dairyman* permettent une mutualisation des connaissances et fournissent des valeurs de références permettant d'établir un diagnostic. Le calcul de bilan apparent est intégré à des outils d'évaluation globale (IDEA (Vilain et al., 2008 ; Zahm et al., 2008), www.idea.portea.fr/82.0.html), ACV (Payraudeau et al., 2007), EDEN (van der Werf et al., 2009)). Ce bilan s'avère moins facile à interpréter pour les élevages hors-sols : le résultat du solde peut être rapporté à la SAU de l'exploitation ou à la SAU augmentée des surfaces du plan d'épandage (Jarvis et al., 2011). L'accès à de enregistrements fiables est alors indispensable. Les acteurs concernés par ces filières explorent plutôt des outils « atelier » dans le cadre de démarches de progrès.

Le calcul du bilan est lié à l'approche comptable de l'exploitation. Tandis que la BGA recourt à plusieurs valeurs forfaitaires ; le bilan apparent repose sur la situation réelle de l'exploitation ; les livres comptables complétés par les données de composition des produits achetés permettent notamment de calculer tous les postes « maitrisables » des bilans apparents. Les teneurs en azote des produits achetés sont le plus souvent disponibles. Le solde est alors sensible aux variations de toutes les entrées d'azote dans l'exploitation (aliments, fertilisants) et constitue un indicateur de suivi des évolutions de l'exploitation. Les données renseignées pour calculer le bilan apparent permettent par ailleurs de calculer quelques indicateurs d'efficacité d'utilisation de l'azote, de gaspillage (Simon et al., 2000) et de les comparer à des valeurs de références pour des systèmes de production analogues.

Comme la BGA, le bilan « apparent » ne permet pas de prendre en compte la façon dont l'exploitant gère son système : mode d'utilisation des prairies, cultures intermédiaires pièges à nitrate (Cipan) ou sols nus en hiver, pailles enfouies ou exportées, gestion des effluents, etc., autant de postes qui feront la différence en termes d'émissions polluantes, malgré des bilans égaux. Le calcul est aussi sensible aux incertitudes/erreurs concernant les échanges d'effluents et la fixation symbiotique. Ce dernier point est illustré par le travail de Payraudeau et al. (Payraudeau et al., 2007). Ils ont analysé la sensibilité des calculs de bilans apparents aux entrées avec la méthodologie Monte Carlo (cf. section 8.7.3) appliquée aux échanges d'effluents et à la fixation symbiotique. Ce travail a montré la forte incertitude au niveau d'une ferme en cas d'import-exportations massives d'effluents, incertitude qui est fortement réduite à l'échelle du bassin versant lorsque l'on considère l'ensemble des fermes entre lesquelles ces échanges ont lieu (phénomènes de compensation) (Figure 8.10). L'incertitude liée à l'estimation de la fixation symbiotique a un réel impact sur le résultat du calcul pour les exploitations y ayant massivement recours. C'est le cas au Danemark où ce poste continue à faire l'objet d'investigation importantes car la production laitière, intensive, est basée sur des rotations rapides prairies graminées/légumineuses – cultures très productives grâce à l'importance de la fixation (Eriksen et al., 2004). C'est également le cas des systèmes biologiques dans toute l'Europe, mais leurs niveaux de production et de surplus par hectare sont souvent modérés et l'incertitude, grande en valeur relative, concerne des valeurs absolues faibles.

Le bilan apparent ne peut être calculé et interprété que pour des exploitations en fonctionnement stable, et les calculs n'ont pas de signification en année de changement de mode ou de systèmes de production. La réalisation des calculs ne peut se faire de façon fiable à partir du simple livre comptable sans une bonne connaissance des systèmes de production animales et une bonne compétence de l'utilisateur.

Figure 8.10 : Variabilité des surplus de bilans apparent à l'exploitation pour 23 fermes laitières (rond) ou porcines (triangles) classées par niveau d'incertitude croissante. Les boîtes représentent 95% des 50000 simulations Monte-Carlo et les moustaches indiquent les valeurs min et max des simulations. Les 5 fermes identifiées par des lettres sont : a : porc, FIX 0, EFF 0 ; b : lait, FIX ++, EFF 0 ; c : mixte porc-lait, FIX = 0, EFF ++ ; d : porc, FIX = 0, EFF ++ ; e : lait, FIX ++, EFF ++



L'accès aux données personnelles de l'exploitation peut poser des difficultés. Pourtant, sous réserve de la mise à disposition d'outils de calcul accompagné d'un protocole d'utilisation et d'un guide d'interprétation, ce bilan pourrait devenir aussi courant qu'un calcul de fertilisation. La mutualisation des bases de données permettrait d'établir et d'affiner les niveaux de références par type de systèmes et de mieux comprendre les déterminants pour guider le choix de pistes d'améliorations (cf. section 8.3.5)

Pour les conseillers, agronomes et utilisateurs en évaluation environnementale, le couplage avec des modèles de flux entre composantes de l'exploitation (modèles mécanistes, ACV, ...) est nécessaire pour améliorer les performances (diagnostic et aide à la décision) et prédire le devenir de l'azote excédentaire (sous ses différentes formes). En effet, le solde apports-exports renseigne les pertes d'azote par volatilisation (bâtiment, stockage, épandage), par dénitrification liée aux apports de fertilisant ou d'effluents, par lixiviation/ruissellement vers les masses d'eau ainsi que les postes de stockage/déstockage éventuels en les comptabilisant en sorties ou entrées respectivement. Le solde porte sur les pertes potentielles + delta MO sol. Le calcul ne permet pas de répartir les flux d'azote entre ces différentes voies, sauf en utilisant des coefficients d'émissions tels ceux de l'ACV Eden (van der Werf et al., 2009) ou encore un modèle prédisant les pertes. Par ailleurs, une meilleure prise en compte des effets des systèmes de culture sur les statuts organique des sols permettrait de déterminer la part du stockage et des pertes dans le surplus, et donc de mieux évaluer la pression N de l'exploitation.

8.3.2. Utilisation et interprétation des bilans

Les principaux objectifs des calculs de bilans étaient d'identifier les processus dominants, d'étudier des interactions entre processus afin d'aider à l'amélioration des performances environnementales, d'estimer des pertes (indicateur de pression N sur l'environnement). Les bilans d'azote peuvent être réalisés pour réaliser un état des lieux, comparer des pratiques ou des systèmes de production, prédire un risque (Makowski et al., 2009). Ils peuvent aussi aider à la décision comme par exemple pour améliorer la gestion de l'azote à la parcelle ou à l'exploitation (DeXel⁵) ou sur un territoire. Ils interviennent aussi dans des évaluations de risques, sous réserve qu'un lien soit avéré entre excédent de bilan et pertes, dans des régulations (normes de réglementations environnementales), ou encore comme calcul intermédiaire utilisé dans des outils d'évaluation globale agro-environnementaux comme l'Analyse de cycle de vie (Payraudeau et al., 2007) ou en combinaison avec des indicateurs économiques (Dupraz et al., 2010 ; Leip et al., 2011). Le Tableau 8.3 récapitule les indications et limites des bilans N étudiés.

Tableau 8.3 : Indications et limites de 3 types de bilan de minéraux à l'exploitation / parcelle (Bilan apparent, bilans Corpen et BGA-Dexel, bilan de masse) (d'après (Vertès et al., 2010))

	Bilan apparent	Bilan Corpen	DEXEL	Bilan de masse
Risques pratiques fertilisation	Oui/non	Oui/non	Oui	Oui
flux NP(K) globaux exploitation	Oui	Oui	Oui	Non
Approche économique	Non/oui	Non	Non	Non
Conseils sur choix agriculteur	Oui/non*	Oui	Oui	Oui
Conseils sur pratiques	Non	Oui/non	Oui/non**	Oui
Contrôle facile	Oui	Non	Oui	Oui/non
Références systèmes disponibles	Oui	Oui	Oui	Oui***
Quantifier une pression en azote	Oui	Oui	oui	oui
Prédire des pertes (formes)	Si modèle	Oui/non	Oui/non	Oui/non

* les calculs des coefficients d'efficacité (sorties / entrées) et de gaspillage (excédent du bilan / sorties « utiles », (Simon et al., 2000) permettent à l'utilisateur de caler ses performances par rapport à des références (même type de production et même contexte climatique par exemple) (cf. section **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

** l'utilisation réglementaire de l'outil (contrôle) en a fait sous-utiliser les possibilités d'outil de conseil

*** références cultures disponibles

8.3.2.1. Qualité prédictive des bilans par rapport aux pollutions

Un bilan à l'équilibre ne veut pas dire absence de risque de pertes. Nombreux auteurs sont réservés sur les qualités prédictives des bilans apparents ou à la surface (de Ruijter et al., 2007 ; Lord et al., 2002 ; Oenema et al., 2005 ; ten Berge, 2002 ; Vertès et al., 2007). Plusieurs raisons peuvent être invoquées : l'imprécision concernant l'azote organique et la fixation symbiotique, l'hypothèse de stabilité des taux de MOS (Oenema et al., 2005) et surtout la variabilité interannuelle de la lixiviation du nitrate en fonction du niveau de la lame drainante et donc de la pluviométrie hivernale.

Si tous les bilans quantifient une pression azotée sur le milieu, des auteurs posent la question de la pertinence de l'indicateur surplus-azote pour évaluer les réels risques de pollution par l'azote (Topp et al., 2007). En fait, la relation entre surplus du bilan et N lixivié n'est pas étroite (Bockstaller et al., 2006; Simon et al., 2000). Il existe une tendance générale positive entre excédent de bilan et émissions polluantes surtout lorsque l'on considère des bilans en fort excès et une large gamme de variation des bilans. Ainsi un surplus de 300 kg N/ha génère plus de pertes que en excédent de 100 kg/ha. Langeveld et al. trouvent un coefficient de détermination de 54% entre les deux grandeurs pour des exploitations en majorité sur sols sableux (Langeveld et al., 2007). Une synthèse des données de dispositifs expérimentaux de l'ouest (F. Vertès et T. Morvan, non publié) a mis en évidence un coefficient de détermination de 65% entre excédent de bilans de masse parcellaires et lixiviation d'azote (mesurée). C'est à la fois rassurant puisqu'il y a un lien significatif de cause à effet entre excédent de bilans parcellaires et pertes par lixiviation et aussi inquiétant car malgré la qualité des données expérimentales, plus précises et fiables que celles elles que l'on peut acquérir dans les exploitations agricoles, la gamme de variation de la lixiviation (drainage entre 250 et plus de 500 mm) reste grande pour un même surplus N. En considérant un grand nombre de données un lien a pu être établi entre niveaux de bilan apparent et gammes de pertes par lixiviation en fonction des systèmes fourragers et niveau d'intensification de la production laitière par ha (Tableau 8.4). En revanche, pour les gammes de valeurs rencontrés sous les cultures aux fertilisations ajustées (surplus < 50 kg N/ha, e.g. dans les opérations Agri-Mieux, (Burtin, 2008), la relation est peu étroite et il peut être difficile d'établir un lien direct étroit entre surplus de bilan apparent et lixiviation d'azote, comme l'ont montré les auteurs cités au début de cette section. De même, Makowski et al. ont montré les limites de prédiction des reliquats et des pertes à partir de calculs de bilans N, simples ou complexes, à l'échelle de la parcelle (Makowski and Guichard, 2008).

Tableau 8.4 : Récapitulatif des performances environnementales dans des exploitations laitières (types de l'ouest de la France) en fonction des systèmes fourragers (vaches à 7 000 l/an, à complémentation équivalente) (d'après (Peyraud et al., 2009)).

Systèmes basés sur	Système maïs	Maïs-herbe	Herbe
Maïs dans SFP (%)	50-60	20-50	<20
Stocks / vache (t MS/an)	4 - 5	2.5 – 3.5	2 – 2.5
Chargements (UGB/ha SFP)	1.6 – 2	1.6 – 1.8	1.4 -1.8
Production l (lait / hectare SFP)	8 – 11 000	7 - 11 000	6 - 9 000
Bilan apparent N exploitation (kg N/ha SAU)	80 – 120	80 – 100	60 – 80
N lixivié (kg N/ha SAU)	50 - 70	40 – 60	30 – 40

Buczko et al. considèrent que le bilan azote est un indicateur pertinent des risques de lixiviation, non pas à l'échelle annuelle, mais sur un pas de temps de plusieurs années (Buczko et al., 2010). Cette variabilité interannuelle est difficile à étudier expérimentalement mais peut l'être par modélisation sur un pas de temps long à partir de séries climatiques. Une telle étude a été récemment réalisée avec le modèle MELODIE (Chardon, 2008) pour simuler sur 22 ans les performances de deux systèmes fourragers, l'un très herbager et l'autre utilisant beaucoup de maïs et pour chacun des systèmes tester 3 niveaux d'apport de concentré aux animaux (Figure 8.11). Les résultats montrent que le surplus des bilans à l'exploitation ainsi que le lessivage annuel total des nitrates varient plus en fonction de l'année que des modalités des systèmes, mais qu'en dépit de cette variabilité interannuelle, il reste une liaison globalement positive entre le surplus du bilan simulé par modélisation et la quantité d'azote lixiviée simulée, comme l'ont montré Le Gall et Cabaret (2002) (cité dans Le Gall et al. (Le Gall et al., 2005) à l'échelle de l'exploitation et Farruggia et al. à l'échelle des parcelles (Farruggia et al., 1997). Les progrès de la modélisation permettront de tester de façon fiable des scénarios alternatifs aux différentes échelles (exploitations et territoire), comme proposé par exemple par Chardon (Chardon, 2008) et Moreau et al. (Moreau et al., 2012) Au-delà du phénomène temporel, la qualité de la relation entre niveau du bilan et flux de lixiviation dépend aussi de la surface considérée. La relation entre un bilan sol-surface et la lixiviation des nitrates s'améliore par rapport à des comparaisons à la parcelle lorsque l'on considère la surface de l'exploitation agricole (de Ruijter et al., 2007).

Les seuls calculs de bilans sont donc insuffisants pour avérer un niveau de pertes vers l'eau ou l'air, que seule la modélisation peut prédire avec une certaine fiabilité.

8.3.2.2. Variabilité des postes pris en compte dans les bilans

Bien qu'un solde de bilan soit toujours la différence entre des entrées et des sorties, une variabilité certaine existe sur les postes pris en compte. Ces choix dépendent de l'objet du calcul de bilan et des objectifs de l'utilisateur, mais aussi des connaissances, moyens et données disponibles, ainsi que des contextes territoriaux. Une littérature assez large permet de passer en revue les différents types de bilans et postes pris en compte et montre la complexité des comparaisons entre résultats publiés (Bassanino et al., 2007 ; Le Gall et al., 2005 ; Leip et al., 2011 ; Oenema et al., 2003 ; Schröder et al., 2003; Topp et al., 2007). Le Tableau 8.5 récapitule des postes pris en compte et la façon de les évaluer pour l'ensemble de ces bilans. Si les principaux postes font consensus, la variabilité des points de vue, des connaissances et des données disponibles entre pays ou équipes s'exprime au travers des différentes options dont le Tableau 8.5 ne donne probablement pas une vision exhaustive.

Tableau 8.5. Paramètres pris en compte pour le calcul des bilans à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation, ou dans le cadre des exploitations des Pays-Bas (Dutch mineral accounting system, MINAS). D'après (Oenema et al., 2003 ; Schröder et al., 2003) (partie droite) ; (Leip et al., 2011; Simon et al., 2000) (partie gauche)

	Parcelle	BGA	Land	ferme		Parcelle	Ferme	MINAS
entrées					Entrées			
Engrais	x	x	x	x	Engrais minéraux	x	x	x
Fixation symbiotique	x		x	x	Fixation biologique de N	x	x	x
Dépôts atmosphériques	x	x	x	(x)	Dépôt atmosphérique de N	x	x	
Aliments concentrés				x	Aliments achetés		x	x
Fourrages importés / litière				x	(Fourrages importés / litière)		(x)	(x)
Semences	x		x	x	Semences et autres intrants	x	x	x
Animaux achetés				x	Animaux achetés		x	x
Effluents importés				x	Déjections animales importées	x	x	x
Effluents épandus (dont pâturage)	x	x			Déjections animales de l'exploitation	x		
Effluents émis			x					
Résidus végétaux restant au sol	x	(x) ?	x					
Minéralisation sol et arrière effets apports organiques (bilan masse)	x				Minéralisation	x	x	x
					Sédimentation	x	x	x
sorties					Sorties			
cultures (ou fourrages) vendus				x	Produits végétaux exportés	x	x	x
cultures et herbe récoltés/ pâturée	x	x sauf lég.	x		Produits végétaux autoconsommés	x		
produits animaux/ animaux, viande effluents exportés			x	x	Produits animaux exportés		x	x
					Déjections animales exportées	x	x	x
					Pertes gaz (bâtiment, stockage, pâture)	x		x
					Pertes gazeuse à l'épandage	x		
changement MO sol	x				Immobilisation	x	x	
					Erosion	x	x	
Surplus					Surplus			
Pertes gazeuses (bâtiments, stockage)			x	(x)	Pertes gaz (bâtiment, stockage, pâture)		x	
Emissions gazeuses du sol	x	x	x	(x)	Pertes gazeuse à l'épandage		x	x
changement Norg sol		(x)	x	(x)	Accumulation / Diminution	x		x
Lixiviation nitrate	x	x	x	(x)	Lixiviation	x	x	x
					Dénitrification	x	x	x
					Correction / erreurs			x

Ce tableau fait apparaître des points communs et des divergences dans les postes pris en compte ;

- Les postes d'entrées / apports sont pour la plupart clairement identifiés de façon commune à tous les calculs de bilans : les entrées/apports de fertilisants minéraux et organiques, la fixation symbiotique (sans préjuger de la façon de l'estimer) et les apports de N par dépôts atmosphériques.
- Le devenir du surplus de bilan est traité de manière très différente selon les études. Le poste lixiviation est souvent bien identifié (intégré dans le surplus d'N pour les bilans apparents à l'exploitation) tandis que les pertes gazeuses sont plus ou moins subdivisées et prises en compte dans les sorties ou dans le surplus
- De même les postes qui concernent les flux internes au sol : minéralisation –immobilisation – stockage net, sont parfois mentionnés en entrée (bilan de masse) pour les sols et les exploitations, souvent négligés en faisant l'hypothèse d'une stabilité de la MOS. Les processus peuvent être globalisés (changement de statut organique des sols intégré dans le surplus d'azote) ou intégrés en entrée (minéralisation) et sorties (immobilisation).
- Certains postes sont mentionnés par peu d'auteurs : les entrées par sédimentation et les sorties par érosion (NL), le poste restitutions résidus de cultures, le poste « erreurs ».

Ces différences proviennent de l'importance des processus considérés dans le contexte de l'étude, l'accès aux données permettant de renseigner les postes, et la disponibilité et le choix d'utiliser des modèles de flux pour estimer des flux internes (sols en particulier). Les phénomènes de sédimentation / érosion, les dépôts atmosphériques par exemple peuvent avoir une importance quantitative très variable, qui les fait prendre en compte ou négliger. Les travaux menés à des échelles très larges (Europe à différents maillages, NUTS 1 à 3)⁶ intègrent les émissions gazeuses et dépôts atmosphériques cartographiés par différents auteurs (chapitre 1)

⁶ La Commission européenne a subdivisé les pays de l'Espace économique européen (l'Union européenne et les pays de l'Association européenne de libre-échange qui participent aussi à des programmes communs de développement) en régions appelées aussi « NUTS » (Nomenclature d'unités territoriales statistiques). Ces unités territoriales sont définies uniquement pour les besoins statistiques et ne constituent pas forcément des unités administratives officielles, mais souvent des groupements de ces unités administratives, en fonction de leur population résidente moyenne dans le pays correspondant :
 NUTS 1 : de 3 à 7 millions d'habitants en moyenne sur les unités territoriales statistiques de ce type dans le pays correspondant ;
 NUTS 2 : de 800 000 à 3 000 000 habitants ;
 NUTS 3 : de 150 000 à 800 000 habitants.

Voir http://fr.wikipedia.org/wiki/Nomenclature_d'unit%C3%A9s_territoriales_statistiques

8.3.2.3. Comparaison de résultats produits par différents bilans

Peu de publications permettent de comparer les résultats des différents calculs à l'échelle de l'exploitation. Nous retiendrons trois exemples du Tableau 8.6. Celui-ci récapitule les postes pris en compte et les résultats pour la ferme De Marke (NL) d'après Oenema (Oenema et al., 2003).

Tableau 8.6 : Postes pris en compte dans les différents calculs de bilans N et résultats sur la ferme laitière De Marke (en kg N/ha/an) d'après (Oenema et al., 2003).

	Exploitation	Sol-surface	Sol-système		Exploitation	Sol-surface	Sol-système
Engrais	74	74	74	Lait exporté	64		
Fixation symbiotique	8	8	8	Animaux	10		
Dépôts atmosphériques	49	49	49	Effluents	0		
Aliments	83			Effluents vendus	3		
Effluents importés	0			Mais et herbe récoltés		170	170
Animaux achetés	1			Herbe pâturée		89	89
Litière	5			Volatilisation (3 postes)			10
Effluents épandus		191	195	Dénitrification			42
Dépôt et bouses		49	53	Lixiviation			52
Recyclage végétaux morts		18	20	Immobilisation nette sol			40
				Total pertes			144
Total	220	389	399	Total	77	259	399
				Solde	143	130	-4

Le surplus le plus élevé est calculé avec le bilan apparent. Dans cet exemple la différence est assez faible entre bilans apparent et bilans sol-surface, ce qui s'explique à la fois par des exportations modérées (données mesurées) et une la gestion optimisée des épandages d'effluents qui permet de les valoriser au mieux et de minimiser les pertes (enfouissement). La modélisation des flux internes dans le bilan sols-système fournit la compartimentation des pertes sous les diverses formes et intègre l'immobilisation nette d'azote dans les sols, qui constitue 28% de l'excédent de bilan, à égalité avec la dénitrification. Cet exemple montre à la fois le travail nécessaire pour réaliser des bilans précis et interprétables, et l'importance d'intégrer le stockage/déstockage d'azote (carbone) organique dans les sols.

Bassanino et al. ont comparé le calcul d'un bilan apparent à l'exploitation et le calcul d'un bilan sol-surface pour 41 exploitations de la plaine du Pô en Italie (Bassanino et al., 2007). Ils mettent en évidence une assez bonne corrélation entre deux types de bilan ($R^2 = 0,78$), sachant que la pente de la droite est de 2,1, le bilan apparent étant donc largement supérieur au bilan sol-surface. Cette différence entre le bilan sol-surface et bilan apparent de l'exploitation est également bien illustrée à partir des cas types présentés dans la Figure 7.6 et repris dans le Tableau 8.7. Les écarts entre les bilans varient selon les types d'élevages laitiers mais sont plus importants pour les élevages de monogastriques, notamment parce que les entrées d'azote par les aliments sont en général importantes et qu'elles ne sont pas comptabilisées dans un bilan Sol-surface.

En production laitière, les soldes de bilans des exploitations laitières types françaises sont compris entre 50 et 85 kg, valeurs de références atteintes par les exploitations optimisées équivalentes des réseaux d'élevage. Les bilans des fermes laitières conventionnelles (non optimisées) sont plutôt compris entre 80 et 160 kg N excédent / ha SAU, ainsi que l'exemple de ferme anglaise proposé par Jarvis et al. (Jarvis et al., 2011). Les balances globales azotées (BGA, bilan sol) représentent 77 à 95% du bilan apparent.

En production porcine, lorsque l'élevage est lié au sol (porc + cultures) les excédents de bilans apparents sont modérés, autour de 120 kgN/ha, du même ordre de grandeur que ceux des élevages laitiers. Si le lien au sol est moindre, malgré le traitement d'un part importante du lisier l'excédent de bilan apparent s'accroît. Les BGA et les

bilans apparents restent très proches dans la situation danoise (et des BGA calculées dans les systèmes laitiers) du fait du fort lien au sol et de l'absence d'exportation d'effluents. Au fur et à mesure que ce lien diminue, le décalage entre les 2 types de bilans augmente rapidement : les pratiques d'épandages et de fertilisation sont les mêmes dans les 2 cas traités (Dourmad et al., 2010) mais les pertes gazeuses en bâtiments et au stockage, prises en compte dans le seul bilan apparent, n'apparaissent pas dans la BGA.

Tableau 8.7 : Bilan d'azote en kgN/haSAU/an pour des exploitations françaises types de production laitière et de production porcine (synthèse ESCo adaptée de Jarvis et al, 2011, détail chapitre 7, Figure 7.6).

Type d'exploitation		Bilan apparent	Bilan Sol- surface
LAIT + CEREALES (Bretagne) 80 ha SAU, 25 ha céréales, 82 UGB	Entrées	148	238
	Sorties	72	177
	Solde	76	61
LAIT (Franche Comté) 80 ha SAU, 100 % Prairies Permanentes, 80 UGB	Entrées	108	214
	Sorties	24	146
	Solde	84	68
LAIT BIO (Vosges) 160 ha SAU, 65 ha céréales, 107 UGB	Entrées	87	134
	Sorties	21	93
	Solde	46	41
PORC + CEREALES, (Bretagne) 84 ha SAU, 150 truies	Entrées	386	199
	Sorties	285	140
	Solde	121	59
PORC+CEREALES (Bretagne) 84 ha SAU, 400 truies, traitement de 60% des effluents	Entrées	952	199
	Sorties	730	140
	Solde	222	59

A l'échelle des 27 pays de l'union européenne, Leip et al. comparent les résultats des surplus d'azote calculés par les 3 méthodes bilans apparents exploitations, bilan sol et bilan territoire (méthode OCDE) avec des surplus d'azote systématiquement plus élevées pour les bilans apparent ferme et plus faibles pour les bilans sols (Leip et al., 2011). Les différences entre les 3 calculs apparaissent néanmoins assez faibles (moins de 5-7% d'écart entre bilans exploitation et territoire, de 10 à 30% entre bilans sols et territoire. On peut s'interroger sur l'effet de la maille de calcul : Velthof et al. ont appliqué le modèle de calcul MITERRA (voir chapitre 2) à différentes échelles (NUTS 1 à 3)⁶ ce qui pour des grands pays hétérogènes quant à leurs systèmes de production comme la France fait apparaître l'intérêt relatif de données moyennes sur le plan opérationnel de la réduction des pollutions N pour respecter la Directive cadre sur l'eau (Velthof et al., 2009).

Rappelons qu'un certain nombre de bonnes pratiques agricoles internes à l'exploitation, comme par exemple la bonne répartition des effluents sur la sole épandable, ou la couverture des sols en hiver, ne sont pas prise en compte dans le calcul de bilan apparent, ou pas garanties dans le calcul de la BGA. Les calculs de bilans constituent bien des indicateurs de résultats et de risque de pertes, mais ne peuvent être utilisés directement pour évaluer celles-ci.

Rappelons enfin que la prise en compte du stockage éventuel de N (et C) dans les sols est importante pour estimer la part du stockage (non polluant) dans le surplus de bilan, et affiner ainsi le risque de pertes directement polluantes. L'enjeu est particulièrement important pour les systèmes herbagers, où l'on voit le décalage entre bilans « classique » et bilans intégrant dépôts atmosphérique et stockage dans le sol, à l'aide d'un modèle simple basé sur la connaissance des assolements et rotations principales. Des travaux en cours dans le cadre de l'analyse du cycle de vie s'attachent à quantifier cette composante parmi plusieurs critères de qualité des sols.

8.3.2.1. Indicateurs dérivés du calcul des bilans

Un des intérêts majeurs d'un calcul du bilan à l'exploitation est sa valeur pédagogique pour l'exploitant afin de mieux comprendre le fonctionnement de son système. Des indicateurs dérivés permettent de renforcer le

diagnostic. Plusieurs auteurs ont ainsi défini des indices dérivés des calculs de bilans, afin d'évaluer l'efficacité d'utilisation de l'azote ou des indices de gaspillage, voire un indice de recyclage (Kobayashi et al., 2010). Les modes de calcul de ces indices peuvent différer entre les travaux.

Simon et al. ont proposé le calcul de 3 indicateurs de fonctionnement permettant d'acquérir des références sur des exploitations de même type et pouvoir les comparer, ce qui indique des marges de manœuvre et les principaux postes à améliorer (Simon et al., 2000).

Indice d'efficacité de l'azote, EFF = Somme des sorties N / Somme des entrées

Indice de conversion de l'azote en protéines alimentaires CVE = Somme des sorties utiles N / Somme des entrées

Un Indice de gaspillage de l'azote GAS = surplus N / Somme des sorties utiles N

Dans le tableau 8.8, les coefficients d'efficacité et de conversion des systèmes très spécialisés sont assez proches, légèrement inférieur en lait spécialisé herbager, et supérieur en lait + cultures. Les coefficients de gaspillage sont beaucoup plus faibles en exploitation porc culture qu'en lait, cet écart se réduisant lorsqu'on affine le bilan en intégrant l'azote stocké dans le sol (pas de stockage en rotations culturales, stockage en prairies de longue durée).

Finn a aussi proposé de calculer un coefficient de recyclage interne comme le ratio des flux internes rapporté aux flux totaux (internes + entrées externes) (Finn, 1980). Ce coefficient varie entre 1 lorsque le système fonctionne sans importation d'azote (engrais et aliments) et se rapproche de 0 si les flux internes sont faibles par rapport aux flux externes. De façon générale ce coefficient de recyclage est lié négativement au surplus de bilans N exploitations et positivement au coefficient d'efficacité d'utilisation global. Kobayashi et al. ont calculé ce coefficient pour différents systèmes et ont obtenu des valeurs variant de 0,10 à 0,43, valeur obtenue pour des systèmes en production biologique (Kobayashi et al., 2010).

Tableau 8.8 : Résultats des différents types de bilans pour des fermes « typiques », appliquant de bonnes pratiques agricoles, et correspondant aux différents systèmes de production (décrits plus en détail dans la partie II) ; calculs Esco à partir de la littérature.

Type de ferme :	Lait herbager UK	Lait – culture Bretagne	Lait herbager Franche comté	Lait Bio (Mirecourt)	Lait polyculture bio	Porc culture DK	Porc culture Bretagne	Porc cultures + traitement biologique
Calculs de bilans	Jarvis 2011	Delaby et al 2011		Fiorelli 2011		Jarvis 2011	Dourmad 2011	
Bilan apparent "classique"	150	73	85	55	51	125	121	231
Balance globale azotée (BGA)	128	64	67	53	39	97	68	68
BGA en % bilan apparent	85	88	79	95	77	78	56	29
Bilan apparent sans fixation	119	65	67	-14	-13			
BGA sans fixation	97	55	6	-16	-25			
Bilan apparent avec dépôt atmosphérique et stockage N sol	143	73	55	22	40	140	136	246
BGA avec dépôt atmosphérique et stockage N sol	121	64	37	20	29	102	83	83
* coefficient efficacité= sorties N / entrées N	0.27	0.48	0.22	0.24	0.28	0.56	0.69	0.76
**coefficient conversion= sorties utiles / entrées	0.27	0.48	0.22	0.21	0.28	0.56	0.69	0.50
coefficient gaspillage= excédent N / sorties utiles	2.68	1.01	3.60	3.69	2.54	0.78	0.46	0.49
coefficient gaspillage en intégrant dépôt atmosphérique et stockage N sol	2.34	0.73	2.33	1.49	2.02	0.88	0.51	0.52

* calculs d'après Simon et al, 2000 : sorties utiles = produits animaux et végétaux, sorties totales = sorties utiles + exportations d'effluents

** ce coeff proposé par Simon correspond au coefficient d'efficacité du système proposé par Dourmad et F. Aarts

8.3.3. Utilisation des bilans comme outil pour améliorer les pratiques d'élevage

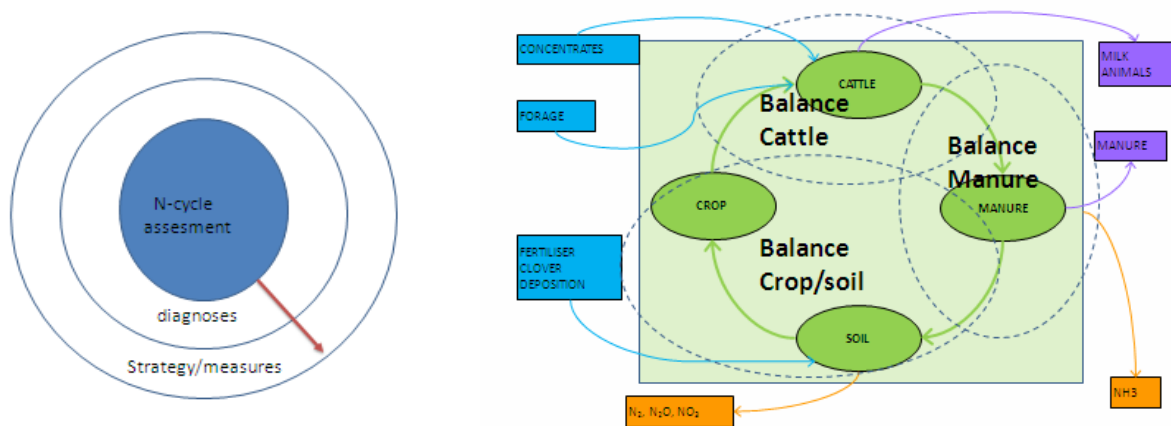
L'analyse des différents postes d'un bilan d'exploitation permet de préciser des voies d'amélioration de façon plus fine que le simple bilan apparent en pointant des maillons particulièrement peu efficaces au sein du système. Cette approche est d'autant plus facile à mettre en œuvre que le système est spécialisé et simple.

Kobayashi et al. ont ainsi réalisé des bilans apparents simplifiés en exploitation laitière expérimentale en comptabilisant des intrants (= engrais + aliments + litière) des sorties (= lait + veaux) et des bilans d'étape (Kobayashi et al., 2010). L'exploitation a été décomposée en 4 ateliers entre lesquels s'échangent des flux de matières azotées : l'atelier sol-plante qui produit les fourrages, l'atelier fourrages stockés, l'atelier des troupeaux-bâtiments (qui consomme les fourrages et produit lait, viande et déjections), et l'atelier des déjections stockées qui seront épandues. L'efficacité d'utilisation du N correspond pour chaque étape au rapport entre la quantité de N sortie et la quantité de N entrée, quelle que soit la forme des sorties. Les coefficients d'efficacité tournent ainsi autour de 60% pour les fourrages (entièrement récoltés) avec un coefficient de variation (CV) de 18%, 80% pour le stockage des fourrages (CV=32%), 84% pour l'étape animal -bâtiment (CV =2 %) (valeur qui tombe à 25% si l'on considère les seules sorties lait - veaux) et 45% pour l'étape stockage-épandage d'effluent vers le système sol/plante (CV=37%). Le coefficient global apparent (à l'exploitation) est de 25 % (CV = %) pour des niveaux d'excédent de bilan de 380 kg N par ha de SAU. Le défaut d'efficacité d'utilisation correspond aux pertes et/ou au stockage aux différentes étapes. On voit que l'efficacité globale correspond à celle de l'étape « animal », au travers de la faible valorisation de l'ingestion de protéines en produits animaux et de la faible variabilité affectant cette transformation.

8.3.3.1. L'expérience en cours aux Pays-Bas

Aux Pays-Bas, au printemps 2011, la filière lait (syndicat d'éleveur-LTO, industries de l'alimentation animale et des engrais, la coopérative de transformation du lait, les laboratoires d'analyse et le gouvernement national et l'université de Wageningen) a décidé de créer un indicateur annuel des cycles de l'azote et du phosphore de toutes les fermes laitières du pays (i.e. « *farm specific environmental score* ». L'objectif est d'encourager les éleveurs laitiers à améliorer leurs pratiques en récompensant les plus performants d'un point de vue environnemental, comparativement à des normes nationales. Plutôt que de raisonner sur des valeurs forfaitaires, des calculs sont effectués au niveau de chaque exploitation. La démarche consiste à réaliser un diagnostic précis du système d'élevage en s'intéressant séparément aux bilans N des 3 composantes du système : troupeaux, gestion des effluents et Sol-surface (Figure 8.11). Le bilan permet de rechercher des améliorations en fonction des sources d'inefficacité mises en évidence. Les motivations de la coopération laitière tiennent dans la garantie qui pourra être apportée aux consommateurs que le lait a été produit dans des conditions durables, résultant de critères environnementaux, à l'instar des critères sanitaires déjà en place. S'il n'y a pas respect de cette conditions environnementale, le prix payé au producteur serait diminué ou l'approvisionnement interrompu pour cette exploitation. De leur côté, les éleveurs préfèrent cet indicateur plutôt que d'autres mesures contraignantes prescrites pour réduire les pertes, car cette démarche est moins coûteuse et elle encourage l'amélioration des pratiques : l'indicateur fournissant des informations sur le fonctionnement de leur exploitation. La motivation principale du gouvernement tient dans sa volonté de coupler les paiements directs aux performances environnementales des exploitations, comme transposition des politiques européennes. Surtout, le gouvernement préfère donner aux éleveurs l'opportunité de trouver eux-mêmes les voies pour atteindre les objectifs environnementaux fixés plutôt que de prescrire des mesures a priori. Cette approche sera étendue aux autres filières animales. L'expérience intégrée à l'échelle de la filière a le mérite de la cohérence entre approche économique et environnementale pour faire évoluer progressivement les systèmes.

Figure 8.11 : les étapes pour réduire les pertes d'azote dans une ferme laitière. A partir de l'évaluation du cycle de l'azote en fonction des intrants et des produits, déclinés selon 3 bilans : le bilan « troupeau », le bilan « effluents » et le bilan « culture ».



Le Bilan « troupeaux » (« BEX » (Bedrijfseigen Excretie = données d'excrétion de l'exploitation) intègre les fourrages produits sur l'exploitation et les aliments achetés en entrée de bilan et les ventes de lait et d'animaux comme sorties. L'excrétion d'azote et de phosphore (dans les lisiers) correspond au surplus du bilan. La consommation d'aliments est estimée à partir des besoins énergétiques des troupeaux majorés de 2%. Les aliments produits sur l'exploitation sont estimés par différence entre les besoins et l'énergie des aliments achetés. Si le bilan de l'exploitation est inférieur aux références d'excrétion nationales, le gouvernement accepte le BEX ce qui peut être intéressant pour l'éleveur car cela réduit ses coûts d'exportation du surplus d'effluents. Pour estimer les gains possibles en termes d'achats de N à l'extérieur, il est nécessaire de connaître la teneur en N de la ration annuelle. L'objectif est d'atteindre 15% (N x 6.25) de la matière sèche (mais cela dépend des caractéristiques de l'exploitation). En commençant à utiliser le « BEX » beaucoup d'éleveurs ont pris conscience que les apports en protéines étaient supérieurs aux besoins des animaux. Ces protéines ayant un coût, les éleveurs peuvent ainsi revoir à la baisse leurs achats de protéines (première mesure). En 2010, environ 40% des 17 000 exploitations laitières hollandaises utilisait ce calcul. L'objectif est que la majorité des éleveurs utilisent le BEX d'ici 2015. Récemment, le syndicat des exploitants hollandais et l'industrie de l'alimentation du bétail ont proposé au gouvernement de réduire les consommations de P afin d'éviter tout gaspillage et faire baisser le surplus national. Le BEX sera également utilisé pour calculer et contrôler les flux de P.

Le bilan « effluents » considère en entrée l'excrétion par les animaux, qui était la sortie du BEX, à laquelle on ajoute les importations de fertilisants organiques et minéraux pour calculer la volatilisation sur l'ensemble. Les produits correspondent aux ventes de lisiers et aux quantités épandues sur les champs après soustraction des pertes par volatilisation de l'ammoniac dans les bâtiments, durant le stockage des effluents et au pâturage. Ainsi la volatilisation d'ammoniac est le solde ou surplus de ce bilan « effluents ». Le calcul de volatilisation de l'ammoniac prend en compte les caractéristiques des rations, des types de bâtiments et d'ouvrage de stockage, des périodes de pâturage, les quantités épandues (et modes d'épandage) sur les prairies et cultures annuelles et enfin les quantités et les types d'engrais minéraux apportés. En 2010, le bilan « effluent » a été utilisé par 100 fermes pilotes mais leur nombre devrait s'accroître si le calcul des émissions devient obligatoire. L'estimation des pertes par volatilisation repose actuellement sur des références nationales, non adaptées au cas spécifique de chaque exploitation. Le bilan « effluent » réel aiderait les éleveurs à choisir et mettre en œuvre les solutions les moins onéreuses et les plus adaptées à leur situation propre : par exemple, les investissements dans des bâtiments sont pour beaucoup de fermes très coûteux et moins efficaces comparés à un changement dans les pratiques d'alimentation. Éviter les pertes par volatilisation est aussi vu comme un bon moyen de réduire les besoins en achat d'engrais minéral.

Le bilan « sol-surface » considère les fertilisants organiques et minéraux comme des entrées après avoir enlevé les pertes ammoniacales. Les dépôts atmosphériques sont des entrées estimées à partir des données régionales. Les entrées par fixation symbiotique dépendent de la proportion de trèfle mais sont négligeables pour la majorité des exploitations. Les sorties correspondent aux exportations d'azote par les cultures et à la

consommation d'herbe pâturée ou récoltée sous la forme d'ensilage. Le solde du bilan « cultures-sol » est partagé entre N_2 , N_2O et NO_3 en fonction du type de sol, de l'hydrologie et de la proportion de prairie dans la sole, mais l'accumulation d'azote organique n'est pas prise en compte. En 2010 ce bilan a été testé sur 16 exploitations pilotes et il est maintenant disponible pour l'ensemble des éleveurs. Comme la plupart des éleveurs n'est pas sensibilisée aujourd'hui aux rendements des prairies et du maïs ensilage, ni à l'efficacité de la fertilisation azotée, l'idée est que la réalisation de ce bilan sera le point de départ d'une démarche d'amélioration. Une discussion est actuellement engagée pour remplacer les normes actuelles de fertilisation qui sont une moyenne nationale par des données plus précises issues du calcul de ce bilan.

Accès aux données : Les données sont déjà centralisées dans une base nationale pour 90% des élevages laitiers, ce qui permet à chaque exploitation de se comparer aux autres, d'acquérir des références nationales de plus en plus précises et de faire évoluer à terme les normes. La base est alimentée par les différents acteurs et gérée par l'organisation des producteurs de lait. Au début, cette base de données visait l'amélioration génétique des troupeaux, d'où son nom (Cooperatieve RundveeVerbetering = coopérative d'amélioration des troupeaux) mais aujourd'hui y sont enregistrées tous les achats et ventes, les analyses de sols, les types de bâtiments et les différentes cultures. Cette base de données est connectée avec les industries concernées, les laboratoires de recherche et les autorités publiques, et fournit les données nécessaires aux calculs des bilans. Ainsi, l'administration ne consacre pas beaucoup de temps à acquérir les informations et le risque d'erreur est minimisé. De plus, les résultats des bilans peuvent facilement (automatiquement) être vérifiés par des organes publics de contrôle.

8.4. Indicateurs de pertes d'azote par émissions gazeuses et lixiviation des nitrates

Cette section présente les indicateurs permettant d'estimer les pertes d'azote depuis le système étudié au-delà du calcul des surplus de bilans. Les systèmes concernent ici la parcelle agricole qui s'arrête au niveau de la limite d'enracinement, du volume directement au-dessus du couvert ou des limites latérales, et les bâtiments d'élevage. Ces indicateurs reposent, soit sur des mesures de terrain soit sur une modélisation opérationnelle ou plus complexe. Dans tous les cas, ces indicateurs intègrent différents processus en combinant des variables de différentes natures, pratiques agricoles, sols, climats.

Au plus simple, l'indicateur peut être présenté sous forme de coefficient d'émission qui repose sur des connaissances, observations et mesures ayant intégré des processus arrivant aux pertes observées vers l'extérieur du système. Le coefficient d'émission donne alors une valeur d'effet reliée à une variable d'entrée unique, généralement la quantité d'intrant. Une majorité d'indicateurs entrent dans la catégorie des indicateurs opérationnels. Ceux revus par Buczko et Kuchenbuch portent au niveau des émissions, bien que certains indicateurs aillent jusqu'à l'estimation des quantités atteignant les masses d'eau (Buczko and Kuchenbuch, 2010). Nous ferons un rapide point sur les approches reposant sur la modélisation et traiteront aussi des indicateurs mesurés.

8.4.1. Facteurs d'émission de l'ammoniac et de N_2O au niveau des bâtiments et de la gestion des effluents

Le devenir de l'azote au niveau des bâtiments d'élevage et durant le stockage des effluents pose des problèmes de pollution ponctuelle de pertes d'azote vers les eaux, et surtout d'émissions gazeuses traitées par des coefficients d'émission. Les facteurs d'émission (FE) sont surtout utilisés pour les émissions gazeuses, notamment de NH_3 et N_2O . Ils sont en général déterminés à partir de sommaire de résultats expérimentaux. Il s'agit donc d'un outil empirique dont la précision des estimés n'a été mesurée que pour les conditions sous lesquelles les données expérimentales ont été obtenues ce qui peut limiter leur pertinence lorsqu'ils sont utilisés dans d'autres situations que celles sur lesquelles ils ont été calés. De nombreuses publications et revues sont disponibles sur le sujet (Bouwman, 1996 ; Bouwman et al., 2002a ; 2002b ; Freibauer and Kaltschmitt, 2000 ; Harrison and Webb, 2001 ; Sutton et al., 2011b).

8.4.1.1. Propositions de l'IPCC

Le Tableau 8.9 rassemble les facteurs d'émission des différentes sources d'azote proposés par le GIEC pour les différentes filières de gestion des effluents d'élevage et espèces animales. Le tableau illustre aussi la très forte variabilité autour de la valeur moyenne et montre bien que la plus grande partie des pertes est liée à la volatilisation de l'ammoniac. L'état des connaissances sur les facteurs affectant les émissions de NH₃ et N₂O a été analysé dans les chapitres 1 et 6.

Tableau 8.8 : Valeur par défaut des pertes gazeuses d'azote par volatilisation d'ammoniac et totales pour différentes filières de gestion des effluents (GIEC, 2006, Revised Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC/OECD/IEA/IGES, Vol. 4, Agriculture, Forestry and other land use. Chapter 10. Emissions from livestock and manure management. <http://www.ipcc-ngqip.iges.or.jp/public/2006ql/ppd.htm>)

		Volatilisation de N-NH ₃ et N-Nox (%)	Pertes totales* (%)
Pig	Anaerobic lagoon	40 (25 -75)	78 (55-99)
	Pit storage	25 (15-30)	25 (15-30)
	Deep Bedding	40 (10-60)	50 (10-60)
	Solid storage	48 (15-60)	48 (15 -60)
Dairy cows	Anaerobic lagoon	35 (20-80)	77 (55-99)
	Liquid slurry	40 (15-45)	40 (15-45)
	Pit storage	28 (10-40)	28 (10-40)
	Dry lot	20 (10-35)	30 (10-35)
	Solid storage	30 (10-40)	40 (10-65)
	Daily spread	7 (5-60)	22 (15-60)
Poultry	Poultry without litter	55 (40-70)	55 (40-70)
	Anaerobic lagoon	40 (25-75)	77 (50-99)
	Poultry with litter	40 (10-60)	50 (20-80)
Autres bovins	Dry lot	30 (20-50)	40 (20-50)
	Solid storage	45 (10-65)	50 (20-70)
	Deep Bedding	30 (20-40)	40 (10-50)

*: NH₃+NO_x+N₂O + N₂ + lessivage

Pour les émissions de NH₃, Sommer et al. concluent que des approches empiriques ne suffisent pas et que des approches plus mécanistiques sont nécessaires (Sommer and Hutchings, 2001) tandis que Sheppard et al. plaident pour une poursuite des travaux sur la compréhension des déterminants des FE pour NH₃ (Sheppard et al., 2007).

Pour les émissions de N₂O, l'IPCC a proposé deux « rangs » de détermination des coefficients d'émission. Le rang 1 porte sur un coefficient unique. Sa détermination pour les émissions liées au sol est basée en grande partie sur l'étude de Bouwman et al. qui estiment que 1% de l'azote apporté au sol, sera émis sous forme de N₂O (Bouwman et al., 2002a). Le facteur d'émission du GIEC exprime le taux moyen d'émission observé dans une grande partie des études publiées avant 2001, sans distinctions entre les formes de l'azote (organiques et minérales), les types de sol ou de culture, les régions géographiques et le climat. Bien que sa valeur ait été confirmée dans plusieurs études, il a été démontré que son utilisation peut entraîner d'importants biais dans plusieurs situations (Rochette et al., 2008). En effet, la grande majorité des études utilisées par Bouwman et al. ont été obtenues sous des conditions relativement fraîches et humides (est canadien, Royaume-Uni, Centre

ouest de l'Europe) et il est possible que le FE de rang 1 du GIEC surestime les émissions lorsque utilisé dans des situations plus sèches (Bouwman et al., 2002a). Des études menées en climat méditerranéen (Meijide et al., 2009) et dans les Prairies canadiennes (Malhi et al., 2010) sont en accord avec cette hypothèse. Le rang 2 correspond à la détermination de FE spécifiques à la région (ou pays) où les estimés sont désirés. On a ainsi montré que les valeurs de FE peuvent varier de 0,16 à 1,7 % au Canada en fonction de l'aridité du climat et de la texture des sols (Rochette et al., 2008). Ces FE, dits de rang 2, sont considérés plus précis que ceux de rang 1 car exprimant plus fidèlement l'effet des pratiques agricoles et des conditions locales de sol et de climat sur les émissions de N₂O. Pour les émissions résultant de l'application d'effluents d'élevage, un effort de représentation de ces conditions mais aussi du type de gestion des effluents doit être fait pour que les estimés soient réalistes (Sommer et al., 2009). En raison de la grande variabilité spatiale et temporelle des émissions, cette option nécessite cependant de nombreux résultats expérimentaux couvrant un large spectre d'émissions afin d'obtenir un FE robuste. Le nombre limité d'études portant sur les émissions de N₂O suivant l'application d'effluents d'élevage (Chadwick et al., 2000; Dambreville et al., 2008 ; Laville et al., 2011) ne permet pas la détermination de FE de rang 2 en France.

8.4.1.2. Autres propositions

A l'instar d'I_N dans la méthode INDIGO®, Peigné a développé une méthode d'évaluation basée sur un modèle opérationnel évaluant toutes les émissions gazeuses liées à la gestion de l'azote sur les exploitations agricoles depuis les bâtiments jusqu'au champ, en développant des coefficients d'émissions sensibles aux pratiques des agriculteurs (Peigné, 2003). Ainsi pour chaque atelier d'élevage, le modèle calcule à partir d'une compilation de valeurs issues de la bibliographie des émissions de NH₃ et N₂O (auxquelles s'ajoute le CH₄) en fonction des animaux, de leur âge, du type de bâtiment (stabulation libre, entravée), du mode de stockage et des quantités d'effluent stockés, etc, et dans un second temps des doses et du mode d'épandage des effluents. Les sorties de ce modèle sont ensuite transformées en valeurs d'indicateur. Une application de cet indicateur a été la comparaison des émissions de différents types de compostages (Peigné and Girardin, 2004) et de gestion des effluents (Peigné et al., 2004).

Pour les pollutions ponctuelles, Berzina et al. ont eu recours à une analyse multivariée (par classification) pour identifier des facteurs impliqués dans la dégradation de l'eau par transfert de nutriment vers les eaux depuis les bâtiments (Berzina et al., 2009). Ces auteurs sont partis d'un jeu de données, en l'occurrence sur un bassin versant, pour développer un modèle empirique faisant fonction d'indicateurs, comme préconisé par Nardo et al. pour l'agrégation de variables dans la construction d'un indicateur composite (Nardo et al., 2005). Se pose la question comme pour tous les modèles empiriques de l'extrapolation du modèle à d'autres bassins versants et situations.

8.4.2. Indicateurs prédictifs au champ

Ces indicateurs sont plus élaborés que les facteurs d'émission et ils concernent plus particulièrement les pertes par lixiviation des nitrates. Buczko et Kuchenbuch ont analysé une quinzaine d'indicateurs qui entrent dans cette catégorie. Plusieurs ont été développés dans un contexte étranger, notamment aux USA et sont très liés au contexte (Buczko and Kuchenbuch, 2010). D'autres auteurs ont également fait des propositions. Nous ne citerons que des approches qui pourraient être appliquées au contexte français voire développées en France. Certains indicateurs visent à anticiper les risques de fuites à partir d'une analyse quantitative des pratiques et d'autres s'intéressent à l'état du système à un moment donné pour anticiper les risques.

Parmi les indicateurs liés aux pratiques il faut citer :

- L'indicateur « concentration potentielle en nitrate dans les eaux de drainage » développé en Allemagne Bach 1987 (Buczko and Kuchenbuch, 2010). Il repose sur le calcul d'un solde azoté à la surface (cf. section 8.3.1.1) divisé par la quantité d'eau drainée. Cet indicateur repose sur les hypothèses que la minéralisation et la réorganisation de l'azote se compensent en régime d'équilibre et que le surplus calculé est entièrement sujet au lessivage. Cet indicateur a fait l'objet d'amélioration dans la méthode Stoffbilanz et a été utilisé pour une modélisation des concentrations de nitrates en plaine du Rhin (projet MoNit, (LUBW, 2006)). D'autres indicateurs revus par reposent sur une approche similaire croisant bilan et données pédoclimatiques, IROWC-N (Canada), ALRP index (USA) et le Norway N Index (Norvège) qui ne traite pas juste de l'azote dissout mais aussi particulaire.

- L'approche qualitative MERLIN (Aveline et al., 2009) prenant en compte trois sous-composantes exprimés sous forme de score : EQUIF (1 à 6) : écart entre les apports et les besoins de la culture, SENSIB (1 à 3) : sensibilité du sol au lessivage, IC (1 à 3) donnant l'aptitude du couvert suivant la culture à absorber l'azote. Ces trois sous-indicateurs sont croisés dans un tableau de contingence. MERLIN ne traite donc que du lessivage des nitrates et est paramétré pour la région du Poitou-Charentes principalement et les régions Centre et Haute Normandie (Attoumani, 2008).
- L'approche de Lewis repose sur des équations prenant en compte le surplus de fertilisation et donne une estimation de la lixiviation en fonction de la culture et du type de sol (Lewis et al., 1999). Le surplus de fertilisation est calculé par la différence entre la dose totale et la dose recommandée par des tables de calcul officielles en UK. La quantité d'azote lixiviée est calculée à partir de règle de décision comme par exemples : 50 % du surplus est en général susceptible d'être lixivié, avec une valeur pouvant monter à 80 % en grandes cultures. En situation d'équilibre de la fertilisation ou de sous-fertilisation, des quantités significatives d'azote peuvent être lessivées en grandes culture, en fonction de l'historique de la parcelle, des pratiques et du climat. Ce corps de règles va déterminer des coefficients du modèle.
- L'approche développée à l'Agroscope de Zurich pour l'Analyse de cycle de vie (Richner et al., 2006) reposant sur un calcul d'un bilan ou solde mensuel.
- L'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO® (Bockstaller and Girardin, 2006 ; Bockstaller et al., 1997 ; Bockstaller et al., 2009) développé à l'Inra de Colmar. Il porte sur la gestion de l'azote au champ cultivé (Bockstaller et al., 2008b) ou prairie (Pervanchon et al., 2005) (voir encadré infra).
- L'approche AzoPât pour parcelles pâturées qui estime les flux d'azote sous prairies de fauche ou pâturée au moyen de coefficient et de relation simples, prenant en compte l'absorption d'azote totale par le couvert en fonction de la production (et non juste l'azote exporté comme dans un bilan) et les différentes sources d'azote et les différents sources de pertes (Decau et al., 1997).
- Enfin à l'échelle de la parcelle et du bassin versant, il convient de citer une nouvelle approche, Territ'eau, développée en Bretagne et en cours de test en Lorraine aussi (Gascuel-Oudou et al., 2010a). Au niveau parcellaire, un calcul assez semblable à I_N d'INDIGO® est mis en œuvre mais en prenant des valeurs moyenne de lixiviation sur la succession et un calcul de bilan sur la période de l'interculture, présenté de façon détaillé dans cet article (Gascuel-Oudou et al., 2010b). A ceci s'ajoute une estimation des pertes d'azote en cas de sur-fertilisation comme dans I_N . Dans un second temps, la prise en compte des caractéristique du bassin (zone de dilution, zone tampon de dénitrification) sont pris en compte pour estimer les pertes à l'échelle du bassin versant.

8.4.1. Indicateurs prédictifs issus de modèles

De très nombreux modèles existent. Cannavo et al. ont rassemblé 62 modèles quantitatifs dans leur revue de la littérature, qui pour la plupart approchent les phénomènes en dynamique (Cannavo et al., 2008). C'est en particulier le cas de certains modèles de culture, comme STICS (Brisson et al., 2003), le modèle développé par les équipes Inra, des modèles plutôt basés sur le sol, DAISY (Hansen et al., 1991), MINERVA (Richter et al., 1998), des modèles d'émissions gazeuses DAYCENT (Del Grosso et al., 2000), DNDC (Brown et al., 2004; Li, 2000), NOE (Hénault et al., 2005) ou encore de volatilisation NH_3 VOLT'AIR (Génermont and Cellier, 1997). D'autres modèles sont plus statiques mais avec des visées opérationnelles plus directes comme I_N , l'indicateur azote d'INDIGO® (Bockstaller et al., 2008b ; Pervanchon et al., 2005), MANNER, un modèle d'estimation du lessivage d'azote et de la volatilisation de NH_3 (Chambers et al., 1999) ainsi qu'un logiciel de calcul de la fertilisation AZOFERT (Dubrulle et al., 2004).

Les approches par modélisation souffrent encore de nombreuses limites. Dans l'ensemble peu de modèles prennent en compte tous les processus, la fixation symbiotique étant le processus le moins traité. Les modèles travaillent généralement au niveau de la parcelle (51 sur 62) et seulement 9 % d'entre eux traitent des prairies et 13 % des légumineuses. Les modèles intégrant au mieux de nombreux processus ne sont pas forcément plus performants que des approches plus empiriques. Enfin, dans la plupart des cas, la mise en œuvre de ces modèles pose des problèmes de faisabilité car ils réclament de nombreuses données d'entrées et de paramétrage, notamment à des échelles territoriales. Des exceptions existent avec des projets lourds où un grand effort est fait pour l'acquisition de données (e.g. STICS en France (Billen et al., 2009), DAISY au

Danemark (Kronvang et al., 2008)). Plus récemment a été lancé par des équipes Inra avec les Instituts Techniques le développement d'un modèle plus opérationnel basé sur une interface conviviale Syst'N⁷

L'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO®

L'indicateur azote I_N est un des huit indicateurs de la méthode INDIGO® (Bockstaller and Girardin, 2006; Bockstaller et al., 1997 ; Bockstaller et al., 2009) développé à l'Inra de Colmar.

L'indicateur I_N développé pour grandes cultures (Bockstaller et al., 2008b) et prairie (Pervanchon et al., 2005) repose sur un modèle opérationnel résumé sur la Figure 8.12 qui estime émissions gazeuses (NH₃ et N₂O) via des coefficients d'émissions pondérés par des facteurs prenant en compte le type de sol, le travail du sol, le type et mode d'apport de l'engrais (incorporation). Il estime les risques de lixiviation pendant les 2 principales phases du cycle cultural,

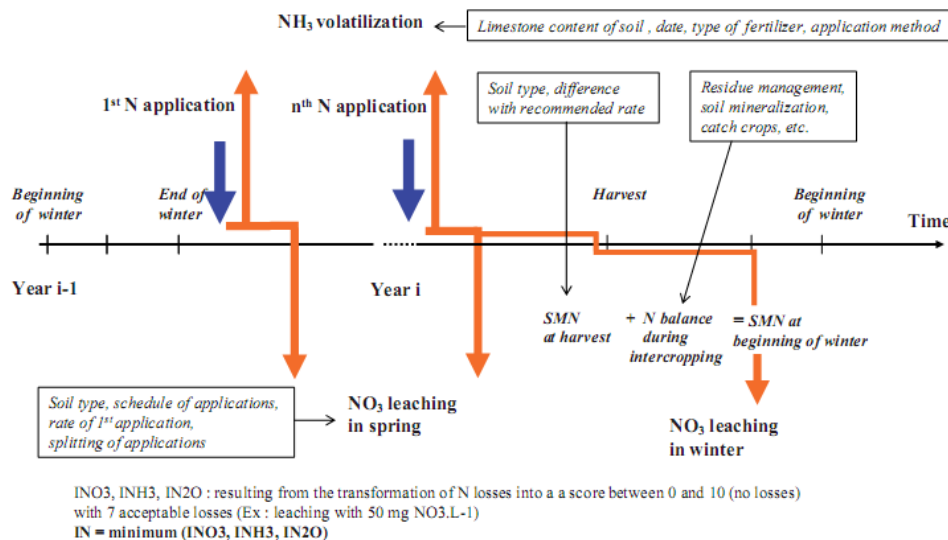
a) sous la culture après apport d'azote via la dose pondérée coefficient de lixiviation fonction du sol, climat et date d'apport,

b) après la culture avant l'hiver à l'aide d'un bilan d'azote minéral « partiel » sur la période post-récolte, de la récolte jusqu'au début la période de drainage supposée coïncider avec le début de l'hiver. Il s'agit en fait d'un bilan d'azote minéral sol-système (cf. Figure 8.5) sur une période à risque comme préconisé par Lord (Lord et al., 2002). Ce bilan, prenant en compte la minéralisation ou la réorganisation de l'azote des résidus de culture, la minéralisation de la matière organique, l'azote absorbé par la culture suivante ou une Cipan, estime les quantités potentiellement lixiviables durant la période de drainage. Cette quantité sera multipliée par un coefficient de lessivage.

Dans les deux cas, après apport et durant la phase de drainage, les coefficients de lixiviation sont obtenus à partir de l'équation de Burns classiquement utilisée en France (Laurent and Castillon, 1987 ; Party et al., 1999). Dans ce cas, il faut un bilan hydrique sur la précipitation (précipitations – ETP) tels qu'on en trouve dans les guides des sols ARAA ou d'autres sources, ainsi que la profondeur d'enracinement et la texture du profil.

Les quantités exprimées en kg/ha sont ensuite transformées en note selon l'échelle d'INDIGO®, entre 0 (pertes inacceptables) et 10 (perte nulle). La valeur recommandée 7 sur l'échelle d'INDIGO® correspondra aux pertes d'azote maximales acceptables : quantité d'azote lixiviée entraînant une concentration moyenne de 50 mg NO₃/L, 20 kg NH₃-N de volatilisé tiré de valeurs sur les *critical loads* (Bobbink et al., 1996).

Figure 8.12 : Vue d'ensemble de l'indicateur azote I_N de la méthode INDIGO (Bockstaller et al., 2008b)



⁷http://www.rennes.inra.fr/umrsas/faits_marquants/2009/syst_n_un_outil_de_diagnostic_environmental_pour_l_azote

8.4.1.1. Emissions de N₂O

Pour les émissions de N₂O à partir des sols agricoles, plusieurs modèles mathématiques ont été développés. S'ils proposent tous de déterminer le N₂O émis comme un produit ou sous-produit de la nitrification et de la dénitrification, ils présentent des niveaux de complexité différents. Les modèles les plus utilisés sont DAYCENT (Del Grosso et al., 2000) et DNDC (Brown et al., 2004; Li, 2000), dont une version a été adaptée aux conditions européennes. En France, plusieurs modèles ont été développés pour les systèmes de grandes cultures (CERES-EGC (Gabrielle et al., 2006) et NOE (Hénault et al., 2005)) et de pâturage (PaSiM (Vuichard et al., 2007)). Ces modèles visent à prédire les processus décrivant les cycles biochimiques du carbone et de l'azote dans la biosphère en lien avec les pratiques agricoles. Les taux de nitrification et de dénitrification sont déterminés par la concentration des substrats et les conditions physiques et chimiques du sol.

L'approche mécaniste de ces modèles leur permet de mieux tenir compte des conditions locales du milieu sur la production du N₂O. Cependant, ils ne peuvent inclure l'effet de toutes les interactions entre les facteurs physiques, chimiques et biologiques qui déterminent les émissions de N₂O et recourent donc à plusieurs coefficients empiriques pour l'estimation du N₂O. Leur utilisation pour les situations où du fumier est ajouté au sol a rarement été testée et leurs prédictions pour ces situations sont particulièrement incertaines. Si beaucoup de ces travaux de modélisation ont été réalisés à la parcelle, d'autres sont allés à l'exploitation (Janzen et al., 2006; Rotz and Oenema, 2006). Par ailleurs, des tentatives de démarche intégrée depuis la parcelle jusqu'à l'Europe ont été menées, (van Groenigen et al., 2008). Dans le projet Seamless⁸ plutôt centrées sur les cultures, une telle approche a été tentée sur la problématique nitrates (Ewert et al., 2009; van Ittersum et al., 2008).

8.4.1.2. Modèles de fonctionnement de l'exploitation

Différents travaux de modélisation proposent de caractériser les flux d'azote et les impacts environnementaux des exploitations d'élevage (éventuellement après couplage à de l'ACV). Toutefois, les modèles qui représentent l'exploitation agricole dans sa globalité sont encore relativement rares. Schils et al. ont comparé 4 modèles estimant les émissions de gaz à effet de serre dont le N₂O au niveau du système de l'exploitation agricole, modèles qui ne donnent pas juste des émissions pour les principaux postes en fonction des pratiques mais qui simulent le système, l'évolution du troupeau, la croissance de l'herbe et les flux de N, de C etc. entre les différents postes (Schils et al., 2007). Les auteurs ont pu montrer l'intérêt de ces modèles pour simuler des techniques alternatives visant à réduire les émissions tels la méthanisation, la gestion des jours de pâturage, le changement de système fourrager, etc. Dans tous les cas, ils ont pu montrer une relation étroite entre les calculs de surplus et les émissions, ceci pour une gamme d'excédent entre + 100 kg N/ha et 300 kg/ha. Les auteurs relèvent que seuls 2 modèles tiennent compte de ce qui se passe en amont de l'exploitation dans le sens d'une analyse de cycle de vie (cf. section 8.6.1.), et aucun de l'aval.

A cette famille de modèle, on peut aussi ajouter le simulateur MELODIE (Modélisation des Élevages en Langage Objet pour la Détermination de leurs Impacts Environnementaux) (Chardon et al., 2007; Faverdin et al., 2011) qui est bâti sur une architecture générique originale faisant interagir un modèle simulant le pilotage et un modèle simulant les processus biotechnique dont les émissions d'azotes (Faverdin et al., 2011). Il a été développé pour évaluer l'impact environnemental de stratégies de production pour des fermes associant cultures et production laitière et porcine. Il s'agit d'un modèle de recherche et non pas d'un système d'aide à la décision pour la conduite d'exploitation. Grâce à la simulation dynamique des flux d'éléments au sein de la ferme, il est possible d'étudier à la fois l'hétérogénéité spatiale et temporelle des risques environnementaux. Grâce à l'association d'un modèle biotechnique et d'un modèle de décision, MELODIE rend possible des évaluations multicritères de l'impact de stratégies de production. Il fournit ainsi le cadre pour une expérimentation virtuelle sur les systèmes de production animale, et pourrait être étendu pour prendre en compte d'autres dimensions que les flux d'éléments

Le modèle dynamique, GAMEDE (Global Activity Model for Evaluating the sustainability of Dairy Enterprises) a été conçu pour les élevages laitiers d'outre-mer (Vayssieres et al., 2009). GAMEDE représente les actions de conduite d'une exploitation bovine laitière complète et les flux de matières générés au sein de l'exploitation et avec l'environnement. Il articule un système décisionnel (qui simule la réalisation de 19 opérations de conduite) à un système biophysique complexe constitué de six modules. Il s'agit d'une représentation dynamique, à un pas

⁸ <http://www.seamlessassociation.org>

de temps quotidien, du fonctionnement d'un agro-écosystème complexe

Enfin citons encore un travail sur les modèles estimant la dynamique de l'excrétion des animaux (bovins) pour affiner le calcul des bilans d'azote et prendre en compte l'aspect dynamique (Cabrera et al., 2006). Ces auteurs ont comparé un nouveau modèle avec deux développés précédemment et ont montré que ses sorties se situaient entre les deux autres. Le modèle de Duru et al. porte sur tout le système de pâturage à la parcelle avec un modèle dynamique de croissance de l'herbes couplé avec un modèle d'azote pour aider à la gestion du pâturage (Duru et al., 2007). Il identifie les périodes de risques de lixiviation d'azote au travers des surplus d'azote par rapport à la capacité d'absorption par le couvert végétal.

8.4.2. Indicateurs de mesures de terrain

Le recours à des indicateurs mesurés sur le terrain pour caractériser l'état du système porte uniquement sur la problématique des nitrates. Deux approches ont dépassé le cadre de la recherche : les mesures de la teneur du sol en azote minéral ou « reliquats » et les mesures de concentration de nitrates dans les bougies poreuses. La mesure d'azote minérale dans le sol peut se faire à différentes périodes de l'année :

- Le « reliquat sortie hiver » est préconisé depuis le début des travaux sur l'ajustement de la fertilisation azotée du blé d'hiver (Meynard et al., 1997). Une variante est proposée au printemps avant semis des cultures d'été comme le maïs (Schröder et al., 2000). Cependant, ces valeurs dépendent de la lixiviation hivernale plutôt qu'elles ne l'estiment.
- Le « reliquat récolte » mesuré à la récolte a fait l'objet de nombreuses études pour montrer les liens entre le niveau de la fertilisation azotée et la valeur du reliquat. Le reliquat augmente en cas de surfertilisation alors que pour des fertilisations correspondant aux besoins de la culture, les niveaux restent relativement faibles et sont surtout fonction des conditions pédoclimatiques et de la culture considérée. Des auteurs ont développé des fonctions entre niveau de fertilisation ou excès de fertilisation et la valeur du reliquat récolte (Makowski et al., 1999 ; ten Berge, 2002 ; ten Berge et al., 2007). Au Canada Drury et al. proposent d'estimer le reliquat à partir du bilan entrée-sorties (Drury et al., 2007) alors que d'autres auteurs ont montré une faible relation entre les deux (Makowski and Guichard, 2008; ten Berge, 2002). Dans tous les cas, cette mesure reste un estimateur encore approximatif des risques de fuite car il ne tient pas compte des processus de minéralisation (Machet et al., 1997), sauf si la culture est récolté à une date proche du début drainage, comme c'est le cas pour le maïs (ten Berge et al., 2007).
- Le reliquat « entrée hiver » correspond mieux au début de la période de drainage et semble de ce fait le plus approprié pour estimer le lessivage de nitrates (de Ruijter et al., 2007; Machet et al., 1997). Cet indicateur est utilisé systématiquement dans certaines régions comme outil de contrôle : au Bade-Wurtemberg en Allemagne sur les zones de protection Schalko (25 % environ de la SAU, (Anonyme, 2002) en Wallonie sur les zones vulnérables (Anonyme, 2008). En lien avec cet indicateur, Graveline et al. parlent de « normes d'émissions » et notent qu'elles sont rares en France (Graveline and Louvier, 2004).

Certains auteurs considèrent la mesure des reliquats comme un indicateur plus fiable que le calcul d'un solde (van Bol and Peeters, 1997). Toutefois la mesure des reliquats reste délicate et la littérature est riche en travaux sur les problèmes métrologiques liées à cette mesure, taille et stratégie d'échantillonnage, etc. ((Anger, 2002 ; Clay et al., 1997 ; Giebel et al., 2006; Ilsemann et al., 2001 ; Schmidhalter et al., 1992), cf. section 8.7.3.). Dans tous les cas, la mesure du reliquat reste lourde. Pour pallier ce problème, des auteurs ont proposé une approche non-destructive de mesure des teneurs en azote minéral à partir de disques en céramique recueillant par diffusion les quantités d'azote dans le sol. Cette technique donne des résultats corrélées aux mesures classiques quand le sol est à l'équilibre (Thomsen and Schjonning, 2003). Il ne semble pas que cette technique ait fait l'objet d'une poursuite de travaux. Pour réduire le nombre de mesures de reliquats une autre approche a été mise en œuvre notamment en Bretagne. Elle consiste à mesurer les reliquats entrée hiver et sortie hiver sur un réseau de parcelles de référence et à calculer la lixiviation et la minéralisation à l'aide du modèle LIXIM développé à l'Inra de Laon (Mary et al., 1999).

La mesure de la concentration en nitrates au niveau des racines à l'aide de bougies poreuses est utilisée depuis de nombreuses années (Lord and Shepherd, 1993). Elle a fait l'objet de nombreuses applications dans la

recherche (e.g. résultats de l'Inra de Mirecourt sur la zone de Vittel (Mary et al., 1997 ; Mignolet et al., 1997). En France, des structures de développement régionales ont créé des observatoires, comme par exemple en Saône-et-Loire (Novak et al., 2006), en Alsace (Burtin and Rapp, 2008). En Alsace, cette approche a été adaptée à des sols pierreaux, pour lesquels jusqu'à là peu d'observations avaient été faites. Ces sols posent aussi des problèmes pour des mesures de reliquats, lorsque les racines descendent plus profondément que la tarière (Meynard et al., 1997). Anger a comparé les 2 approches sous une parcelle en pâturage intensif et extensif (Anger, 2002). Dans tous les cas, le recours à des mesures de concentration en nitrates sous les racines reste une approche très lourde à mettre en œuvre qui est réservée pour des actions de recherche et développement ou dans des dispositifs d'observatoires afin d'acquérir des références sur les valeurs de lixiviation sous différents systèmes de culture ou types de sol (Burtin and Rapp, 2009), comme d'autres dispositifs « lourds » (cases lysimétriques, parcelles drainées (Addiscott, 1990).

Enfin, il existe encore un indicateur mesuré totalement différent, basé sur les signatures isotopiques du C et N dans les poils d'animaux qui peuvent être reliés à certains mode d'alimentation du bétail (Schwertl et al., 2005).

8.5. Indicateurs d'état et d'impacts

Cette catégorie d'indicateurs repose sur des mesures de terrain qui vont donner une information sur les changements d'état, voire les impacts finaux comme montré sur la Figure 8.1. Ces indicateurs présentent donc l'avantage de donner une information plus « proche » des états et impacts par rapport aux indicateurs de pratiques et d'émissions. Cependant, leur nature même montre qu'ils ne donnent pas une information directe sur les causes. Un indicateur de base en est la concentration en nitrates dans l'eau (Sapek and Sapek, 2005) mais il en existe beaucoup d'autres. Nous reprendrons ici le travail de revue réalisé dans le cadre de l'European Nitrogen Assessment (Sutton et al., 2011a). Ces auteurs s'appuient sur l'ensemble des travaux du programme Nitrogen in Europe (NinE) networking (financé par the European Science Foundation). Ceci a abouti à une hiérarchisation des problèmes environnementaux réduits à 9 thématiques principales. Les experts ont aussi évalué la pertinence du lien à l'azote sur une échelle de 1 à 5. Tout deux ont conduit au classement suivant :

1. Maladies respiratoires causées par les fines particules dans l'atmosphère ;
2. Prolifération d'algues toxiques et réduction des possibilités de natation près des côtes ;
3. Eutrophisation des écosystèmes du littoral induisant une hypoxie (incluant leur biodiversité) ;
4. Saturation en azote des sols (incluant les effets sur la balances des gaz à effet de serre) ;
5. Impacts sur la biodiversité des écosystèmes terrestres (incluant ravageurs et maladies).

Les Tableaux 8.10 à 8.12 donnent une vue d'ensemble des différents indicateurs disponibles et des limites ou seuils disponibles. Il en existe un certain nombre qui demandent un investissement certain en dispositifs de mesures dans le cadre d'observatoires. Dans le cadre des effets sur les écosystèmes il existe notamment des indicateurs basés sur les charges critiques (*critical loads*). En fait, il s'agit de mesures des dépôts d'azote (et d'autres polluants comme le soufre), comparées à des valeurs seuil ou charge critique pour différents effets sur les écosystèmes (Bobbink et al., 1996). Ces valeurs « seuil » ont fait l'objet d'une analyse de leur incertitude (Skeffington, 2006 ; Skeffington et al., 2006).

Tableau 8.10 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur la santé. La pertinence du lien (noté de 1 à 5) fournit une hiérarchisation (adapté de Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Direct effects on humans	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Respiratory disease in people caused by exposure to high concentrations of:				
-- ozone	O ₃ conc. values including SOMO35	Yes	NO _x emission	3
-- other photochemical oxidants	Organic NO ₃ , PAN	No	NO _x emissions	5
-- fine particulate aerosol	PM10, PM2.5	Yes	NH ₃ , NO _x emissions	1
-- direct toxicity of NO ₂	NO ₂	Yes	NO _x emissions	2
Nitrate contamination of drinking water	NO ₃ conc (aq.)	Yes	NO ₃ leaching	2
Increase allergenic pollen production, and several parasitic and infectious human diseases	-	No	N fertilizer and N deposition	5
Blooms of toxic algae and decreased swimability of in-shore water bodies	Chlorophyll A NO ₃ (aq.)	No	Run-off, N deposition	1

Indicateurs : SOMO35: Somme des concentrations en ozone au-dessus de 35 ppb ; PAN : peroxyacétyle nitrate; PM10, PM2.5: particules dans l'air diamètres médians supérieurs à 10 μ m and 2.5 μ m respectivement.

Tableau 8.11 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur la qualité des écosystèmes La pertinence et le lien à l'azote (notés de 1 élevé à 5 faible) fournissent une hiérarchisation (basé sur Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Direct effects on ecosystems	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Ozone damage to crops, forests, and natural ecosystems	O ₃ flux, AOT40	Yes	NO _x emission	2
Acidification effects on forests, soils, ground waters, and aquatic ecosystems	Critical loads	Yes	N deposition	2
Eutrophication of freshwaters, lakes (incl. Biodiversity)	BOD, NO ₃ (aq) Critical loads	Yes No	Run-off, N deposition	3
Eutrophication of coastal ecosystems inducing hypoxia (incl. Biodiversity)	BOD, NO ₃ (aq) Critical loads	Yes No	Run-off, N deposition	1
Nitrogen saturation of soils (incl. effects on GHG balance)	Critical loads	Yes	N deposition	1
Biodiversity impacts on terrestrial ecosystems (incl. Pests and diseases)	Critical loads, critical level (NH ₃ in air)	Yes	N deposition	1

Indicateurs : AOT40: concentrations dans l'air en ozone accumulées pour des concentrations supérieures à 40 ppb; BOD: Demande biologique en oxygène dans l'eau.

Tableau 8.12 : Indicateurs d'impact des excès d'azote sur différents enjeux La pertinence et le lien à l'azote (notés de 1 élevé à 5 faible) fournissent une hiérarchisation (basé sur Erisman 2007 dans (Sutton et al., 2011a))

Effects on other societal values	Indicators	Limit?	Link to N cascade	Relevance and link to N
Odour problems associated with animal agriculture	NH ₃ concentration	No	NH ₃ emission	5 (in Europe)
Effects on monuments and engineering materials	Precipitation acidity, O ₃ , PM10, PM2.5 concentrations.	Yes	NO _x , NH ₃	3
Regional hazes that decrease visibility at scenic vistas and airports	PM2.5	No	NO _x , NH ₃	4 (for Europe)
Depletion of stratospheric ozone	NO _x , N ₂ O concentrations	No	NO _x , N ₂ O	3
Global climate warming induced by excess nitrogen	N ₂ O, CH ₄ , CO ₂ concentrations	No	N ₂ O (direct & indirect sources, CH ₄ , CO ₂)	1
Regional climate cooling induced by aerosol	PM2.5 concentration	No	NO _x , NH ₃	1

Indicateurs : PM10, PM2.5: particules dans l'air de diamètres médians supérieurs à 10 μ m and 2.5 μ m respectivement.

Dans le cas des formes azotées dissoutes dans l'eau, il est possible à l'aide de mesures du *ratio d'isotopes N15* dans les tissus biologiques d'identifier l'azote d'origine anthropique. La mesure de la variance de la teneur en *N15 biotique dans les invertébrés* peut être relié aux quantités d'azote minéral ou à la dénitrification dans le bassin versant, mais non à l'azote organiques (Diebel and van der Zanden, 2009). Cet indicateur ne semble pas pertinent sur un petit bassin versant (500 ha) si ce n'est pour la dénitrification (Kellman and Hillaire-Marcel, 2003). Une autre possibilité est le recours à la modélisation (voir ci-dessus) préconisé par (Aneja et al., 2001) pour simuler les impacts liés à la redéposition. Cependant la revue de Zhang identifie plusieurs verrous qui limitent les performances des modèles actuels modélisant la qualité de l'air et le devenir des polluants suite aux émissions (Zhang et al., 2008).

Concernant les mesures de l'effet des pratiques de gestion de l'azote sur les variables d'état du sol, on peut citer le travail de Ginting et al. qui ont comparé des traitements, azote minéral, fumier, compost (annuel ou tous les 2 ans) (Ginting et al., 2003). En plus d'un bilan sur les émissions, ils ont utilisé comme indicateurs de la qualité du sol, la biomasse microbienne, l'azote hautement minéralisable et le pH.

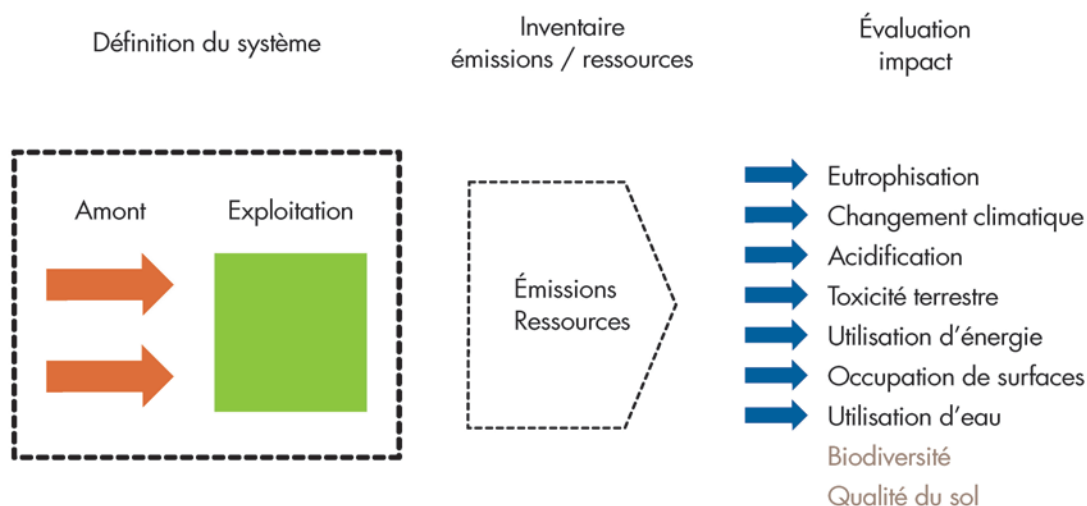
8.6. Les méthodes intégrées d'évaluation des impacts

8.6.1. L'analyse de cycle de vie

Issue de l'industrie dans les années 1980, l'Analyse de cycle de vie (ACV) est à considérer comme un cadre méthodologique ou une « méta-méthode », plutôt que comme une méthode unique. Les premières adaptations à l'agriculture remontent aux années 1990. L'ACV regroupe aujourd'hui une véritable communauté scientifique qui travaille autour de ces approches avec un journal scientifique propre, *International Journal of Life Cycle Analysis*. La bibliographie abonde d'études sur des systèmes d'élevage dans le domaine de la production de lait (Basset-Mens et al., 2009; Casey and Holden, 2004 ; Cederberg, 1998 ; Cederberg and Flysjo, 2004 ; Roger et al., 2007 ; Thomassen et al., 2008), de viande de bœuf (Beauchemin et al., 2010), de porc (Basset-Mens and van der Werf, 2005), de volaille (Williams et al., 2009), de laine (Biswas et al., 2010) ou du traitement des déchets via la production de biogaz (Michel et al., 2010), d'une analyse entre différentes production animale (Williams and Audsley, 2009). Par rapport à toutes les autres approches basées sur des indicateurs, l'ACV présente l'avantage d'avoir fait l'objet d'une normalisation ISO 14 042. Nous présentons dans cette partie les principales spécificités de l'ACV.

L'ACV est une méthode bien normée. Ainsi, dans la démarche de l'ACV, la définition des frontières du système est primordiale et doit permettre des comparaisons rigoureuses entre processus et solutions techniques. L'évaluation ne porte pas uniquement sur le processus (le système de production) mais aussi sur l'amont, au niveau de la production des intrants et sur l'aval, l'utilisation du produit, son élimination et les déchets qui en résultent. L'ACV cherche à traquer les transferts d'impacts le long de la chaîne de production (Figure 8.13). Cette spécificité qui a donné le nom à l'approche est certainement la grande force de l'ACV et donne une rigueur incomparable aux études qui comparent notamment des processus de production totalement différents comme exemple les impacts liés au traitement du lisier par rapport à un épandage chez des céréaliers distants de 50 km environ (van der Werf, 2009). Les indicateurs concernent les impacts, le plus souvent des impacts potentiels, qu'ils soient intermédiaires (entre les émissions et les impacts finaux (*midpoints*) ou finaux (*endpoints*), (cf. section 8.1.1, (Bare and Gloria, 2006; Hertwich and Hammit, 2001)). Dans tous les cas, on ne se contentera pas d'une émission susceptible de changer la teneur de cette substance environnementale dans un compartiment environnemental. Ces émissions sont caractérisées via des facteurs d'impacts. Les émissions et les consommations de ressources non renouvelables doivent être inventoriées de manière systématique et seront agrégés via les facteurs d'impacts en une série d'impacts. Cette agrégation est quantitative via la conversion en équivalent d'une substance de référence pour chaque impact. Pour l'impact « effet de serre », l'unité est l'équivalent CO₂, pour l'impact « eutrophisation », l'unité est l'équivalent PO₄. Ainsi 1 kg de N₂O émis correspond à 310 équivalent CO₂ tandis que 1 kg NO₃ à 0,1 équivalent PO₄ (Brentrup et al., 2004a).

Figure 8.13 : L'analyse de vie et ses étapes dans le cas d'une étude au niveau de l'exploitation sans prise en compte de l'aval, d'après (van der Werf, 2009) (lui-même d'après Geier 1999)



Pour autant tout n'est pas totalement défini par la norme et il demeure des zones où l'interprétation est possible ce qui peut être à l'origine de divergences entre études. Ainsi dans une revue récente de Vries et al. recommandent une harmonisation des approches pour pouvoir comparer les résultats entre ruminants et non ruminants (de Vries and de Boer, 2010). Les points les plus problématiques concernent :

- **La définition des limites du système étudié** suit des recommandations. Pour rester opérationnel, il n'est pas toujours possible d'être totalement exhaustif et le travail de délimitation des frontières est souvent itératif au cours de l'étude. Une composante ou un processus présentant une contribution faible peut être exclue. Des éléments peuvent être exclus faute de données précises. Ainsi, dans le domaine des grandes cultures, l'évaluation des impacts liés au pesticides a longtemps été problématique faute de données sur les substances actives. Un travail récent dans le réseau d'excellence Endure⁹ a permis d'aller plus loin (Kägi et al., 2008). Ceci concerne heureusement peu les impacts liés à l'azote, gaz à effet de serre, consommation en ressources non renouvelable, eutrophisation, etc. Il est à noter que dans des études au niveau des exploitations agricoles, le système s'arrête souvent à la limite de l'exploitation agricole.

⁹ <http://www.endure-network.eu>

- **La liste des impacts ou catégories d'impact pris en compte.** La norme ne donne pas une liste fixe mais donne seulement des critères présidant au choix de bonnes catégories d'impacts. Ces dernières ne doivent pas être redondantes et ni conduire à des double comptages. Elles ne doivent pas déguiser d'impacts importants, être complètes et permettre la traçabilité. Ainsi, de Vries et al. déplorent que les conséquences environnementales de la compétition des terres pour les besoins des humains et des animaux (de Vries and de Boer, 2010), et celles dues au changement d'usage des terres ne soient pas pris en compte dans les études ce qui limite l'interprétation des résultats. Plus généralement l'évaluation des impacts sur l'utilisation des terres et la biodiversité n'ont retenu que récemment l'attention (Canals et al., 2007 ; Canals et al., 2006; Schenck, 2001).
- **Et surtout, les méthodes de quantification des émissions,** consommations ne sont pas normalisées. Les études peuvent porter sur des coefficients d'émissions fixe ou variable en fonction de quelques facteurs ou encore sur une approche de modélisation comme revu pour la qualité de l'air par (Zhang et al., 2008). Pour la lixiviation du nitrate, certains auteurs ont utilisé le bilan à la porte de l'exploitation (Haas et al., 2001 ; Payraudeau et al., 2007), alors que Brentrup et al. proposent une méthodologie basée sur le calcul d'un bilan d'azote annuel et le drainage (Brentrup et al., 2004b). La méthode suisse, SALCA (Rossier et Gaillard dans (Bockstaller et al., 2009)) propose un modèle opérationnel de pertes de nitrates original (Richner et al., 2006), reposant sur le calcul d'un bilan mensuel sous culture, qui a été analysé par Bockstaller et al. (Bockstaller et al., 2006). Pour la biodiversité, Haas et al., dans leur étude sur des exploitations agricoles, proposent d'avoir recours à des relevés floristiques et des indicateurs de pratiques (Haas et al., 2001), tandis que Michelsen propose un indice composite reposant sur des principes d'écologie (Michelsen, 2008) et que Jeanneret propose pour la méthode SALCA un modèle intégrant les effets des pratiques agricoles sur différentes espèces (Jeanneret et al., 2006).

L'ACV se présente donc comme une approche systémique qui traite des principaux impacts liés aux émissions d'azote, NO_3 , NH_3 , N_2O , NO_x . On tend souvent à opposer ACV et méthodes basées sur les indicateurs. Quelques rares études comparatives entre l'ACV et d'autres méthodes ont été menées (Bockstaller et al., 2009; van der Werf et al., 2007). Elles mettent en avant des divergences en terme de classement de scénarios (van der Werf et al., 2007) ou des conseils qui en découlent (Bockstaller et al., 2009). Les raisons majeures qui expliquent ces divergences portent sur les choix préalables et notamment les impacts pris en compte. Le choix de la méthode en regard des objectifs est donc crucial. De l'étude de Bockstaller et al., il est ressorti que l'ACV présente des points forts quant à son assise scientifique et la prise en compte des impacts (Bockstaller et al., 2009). Mais sur le plan opérationnel, sa mise en œuvre sans outil spécifique est lourde et il est difficile de remonter directement aux causes pour l'analyse quand on ne dispose pas du logiciel de calcul qui est onéreux. L'ACV nécessite aussi l'accès à des bases de données lourdes comme celle développée en Suisse, Ecolnvent¹⁰. De ce point de vue une méthode comme INDIGO[®] reposant sur des modèles opérationnels, présentent des intérêts. En fait, certains indicateurs utilisés dans INDIGO[®] ou ceux décrits dans Peigné (Peigné, 2003) seraient aussi utilisables en ACV pour la partie au champ ou au niveau des bâtiments, comme c'est nous l'avons aussi vu avec l'utilisation de bilan azotés et ou de phosphore (Peigné, 2003). A l'inverse, des méthodes « classiques » reposant sur les indicateurs, comme INDIGO[®], s'inspirent de l'ACV en prenant en compte l'amont du système de production (Bockstaller et al., 2008b). L'ACV « complète » n'est sans doute pas toujours nécessaire. Elle l'est notamment pour les systèmes d'élevage où la production d'aliments est externalisée (Williams and Audsley, 2009), Son intérêt pour la partie culture mériterait d'être vérifié. Pour répondre à la demande de méthode plus opérationnelle, van der Werf et al. ont développé une méthode d'ACV simplifiée, EDEN adaptée aux élevages laitiers en Bretagne demandant une quantité de « données modestes » pouvant être recueillies en 3-4 h par exploitation (van der Werf et al., 2009).

La mise en œuvre d'ACV dans 60 exploitations laitières (Roger et al., 2007) a ainsi fait ressortir que l'impact eutrophisation dépend essentiellement du solde azoté du bilan des minéraux, que les pertes d'ammoniac à partir des déjections animales constituent la principale contribution à l'impact acidification, avec néanmoins une participation notable du dioxyde de soufre provenant de la production d'engrais azotés minéraux et d'aliments concentrés. Les émissions de protoxyde d'azote associées aux épandages d'engrais font jeu égal avec les émissions de méthane entérique pour l'impact changement climatique. Les lisiers et boues de station d'épuration

¹⁰ <http://www.ecolnvent.ch/>

ainsi que les aliments du bétail accentuent l'impact métaux lourds, et la consommation d'énergie est fortement expliquée par 4 postes, dont les aliments et les engrais minéraux achetés.

8.6.2. L'empreinte écologique et méthodes dérivées

Développée dans les années 1990 par Wackernagel et Rees (1996) (dans (van der Werf et al., 2007)), l'Empreinte écologique évalue la surface de terre productive que la population consomme et qui est nécessaire pour l'assimilation de ses déchets, quelle que soit la location des terres et des masses d'eau sur la planète. La force de cette méthode est son expression agrégée de tous les impacts en une unité qui est compréhensible par tous. Cette approche se différencie de l'ACV qui travaille avec des unités moins propices à la communication (e.g. équivalent PO₄/ha,...) et de manière non agrégée pour différents impacts. Elle s'en rapproche par son approche systémique et sa prise en compte de l'amont et de l'aval d'un système, d'un processus. Ses limites ont aussi été discutées par plusieurs auteurs et une synthèse peut être trouvée dans Moffatt (Moffatt, 2000). Une des limites importante concerne les questions méthodologiques sur les références à utiliser et la difficulté à prendre en compte des progrès technologiques. Dans le cas d'une étude comparative de différentes méthodes sur un groupe d'exploitation agricole, van der Werf et al. ont inclus quatre composante dans le calcul de l'empreinte écologique (van der Werf et al., 2007) : les surfaces associées à l'exploitation et celles nécessaires pour produire les autres intrants, les surfaces liées à la production de l'énergie et à la séquestration du carbone liées aux émissions de gaz à effet de serre.

A l'instar de l'empreinte écologique, d'autres approches ont été développées : l'empreinte carbone porte sur les émissions de gaz à effet de serres sur tout le cycle de production/consommation. Elle représenterait près de la moitié de l'empreinte écologique¹¹ et l'empreinte eau portant sur la consommation, l'évaporation d'eau suscitée par la production/consommation et la pollution de l'eau¹². Des calculateurs sont disponibles¹³. Ces approches suscitent un intérêt croissant dans la littérature scientifique. Enfin plus récemment, une *empreinte azote* est en cours de développement (Reay et al., 2011). Le calcul vise à sensibiliser le consommateur sur l'utilisation de toutes les formes d'azote et les pertes associées qui sont dues à leur comportement alimentaire et leur gestion des déchets.

8.7. Les questions et les incertitudes liées à l'utilisation des indicateurs

Le panorama d'indicateurs disponibles est vaste, en allant d'indicateurs simples basés sur les pratiques jusqu'à des indicateurs reposant sur des mesures de terrain complexes, en passant par des indicateurs prédictifs reposant sur des sorties de modèles. Parmi, ces indicateurs les bilans d'azote occupent une place privilégiée et on assiste à une montée en puissance des approches basée sur l'Analyse de cycle de vie (ACV). Il reste des questions transversales relatives à tous les types d'indicateurs.

8.7.1. Les problèmes liés au changement d'échelle

Nous nous focaliserons spécialement sur la question des échelles spatiales encore que pour certains indicateurs la question de l'échelle temporelle ait son importance. Il est ainsi recommandé de travailler à l'échelle pluriannuelle pour le calcul des bilans à la surface de type Corpen (Corpen, 2006) (cf. section 8.3.1.1.). Le choix de l'échelle qui comprend la notion de grain ou de résolution, et d'étendue doit être raisonné en fonction de la question traitée et du type d'indicateur que l'on désire ou qu'on peut calculer. Ainsi, dans un travail sur l'amélioration des pratiques, il est important de travailler des échelles infra telles que la parcelle ou les bâtiments alors que dans un travail les impacts, il convient de travailler aux échelles à laquelle se déterminent ces impacts, par exemple le bassin versant si on s'intéresse à la qualité des eaux. Cependant pour lier les sources d'émissions aux impacts, il faut pouvoir changer d'échelle, ce qui pose deux questions majeures (Stein et al., 2001) des questions statistiques de gestion de données, d'échantillonnage et la prise en compte de nouveaux processus, de propriétés émergentes.

La difficulté d'obtention d'information sur les indicateurs de pratiques s'accroît avec l'échelle considérée. Ces indicateurs sont normalement calculés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation, de même que le calcul de

¹¹ Voir http://www.footprintnetwork.org/fr/index.php/GFN/page/carbon_footprint/

¹² <http://www.empreinte-de-l-eau.org/index.php?page=files/home>

¹³ . <http://www.carbonfootprint.com/>; <http://www.waterfootprint.org>

bilans azotés ou d'indicateurs d'émissions (Corpen, 2006). Pour un petit nombre, l'acquisition des données peut se faire par enquête. A l'échelle d'une grande région ou d'un grand bassin versant, l'exhaustivité de l'information devient une « utopie » (Corpen, 2006). Des méthodes d'acquisition des données sur les pratiques agricoles à partir de différentes sources de données (base de données, enquêtes, avis d'experts) ont été développées à l'Inra de Mirecourt pour le bassin de la Seine, notamment dans le cadre de travaux sur l'azote (Le Ber et al., 2006 ; Mignolet et al., 2007). Ces auteurs ont appliqué des algorithmes mathématiques pour reconstituer certaines séries chronologiques telles les rotations. Sur une zone plus petite de 7 700 ha en plaine du Pô, Sacco et al. ont aussi réalisé un travail similaire d'acquisition de données pour le calcul d'un bilan d'azote et ont identifié les besoins pour améliorer leur calcul (Sacco et al., 2003). On peut rapprocher ce travail d'un ensemble de projets autour du concept d'observatoire des pratiques (e.g. projet ANR Copt 2005-2008, (Benoît et al., 2006).

Le changement d'échelle implique aussi la prise en compte de processus émergents à ces niveaux et l'agrégation simple par calcul de moyennes à l'échelle supérieure est erronée (Dalgaard et al., 2003). Ainsi Payraudeau et al., dans leur revue sur les méthodes à l'échelle régionale recommandent de tenir compte des données du milieu (Payraudeau and van der Werf, 2005). Le changement d'échelle conduit à une complexification des processus, de sorte qu'il n'existe pas de relation linéaire entre les résultats aux niveaux inférieurs et supérieurs. Un des processus classique est la compensation qui survient entre unités élémentaires. Ceci nécessite une grande prudence dans l'interprétation des calculs de bilan à des échelles agrégées au-delà de celle de l'exploitation agricole. En effet, des situations de bilan négatif ou très faible vont venir compenser les situations de bilan excédentaire. Pour pallier cette difficulté, Benoît avait proposé dans son indicateur BASCULE (Benoît, 1992), de ramener les valeurs des parcelles à zéro lorsqu'elles étaient négatives, sachant qu'il n'y a pas d'« anti-nitrates ». Dans tous les cas, il faudra rester prudent sur l'interprétation des calculs de bilan à des échelles territoriales et de ne pas les comparer aux valeurs obtenues au niveau de l'exploitation agricole. Se pose en fait la question de la référence que nous aborderons plus loin. Le déterminisme de la qualité de l'eau au niveau d'un bassin versant est complexe et dépasse largement les processus parcellaires (e.g. Schéma 9 dans (Corpen, 2006)). Ceci a conduit Basset-Mens à développer des « facteurs de devenir des nitrates » (fate factor) prenant en compte les processus extra-parcellaires (e.g. dénitrification) pondérant le surplus d'azote, mais aussi des facteurs d'émissions de N₂O liés au transfert et à la lixiviation du nitrate (Basset-Mens et al., 2006a). Ces facteurs ont été obtenus par modélisation à partir de données de trois bassins versants bretons.

Dans tous les cas, le calcul d'un indicateur moyen à une échelle supérieure nécessite beaucoup de prudence. Plusieurs procédures d'agrégation ont été proposées (Turpin et al., 2009). Plus précisément, s'il n'est pas possible de prendre en compte des processus émergents liés au changement d'échelle comme dans le travail de Basset-Mens (Basset-Mens et al., 2006a), Bockstaller et al. distinguent deux cas de Figure (Bockstaller et al., 2007) :

- Pour les impacts globaux telles les émissions gazeuses (N₂O, NH₃, etc.), le déterminisme se fait à des échelles généralement supérieures à celle où l'on calcule les indicateurs. Dans ce cas, des calculs de moyennes peuvent être acceptés dans le sens que l'indicateur ne donne que la contribution à l'impact de tel ou tel système.
- Pour les impacts locaux concernant notamment la problématique nitrates, le calcul d'indicateur à des échelles supérieures au bassin versant ou ne tenant pas compte des processus hydrologiques nécessite de dériver des indicateurs de type fréquentiels comme par exemple : le pourcentage de surface (ou d'exploitations) présentant une valeur d'indicateur supérieure ou inférieure à un seuil. Dans le projet Seamless¹⁴, l'indicateur « percent of area with high leaching » a été proposé pour les grandes régions NUTS 2⁶ (Alkan Olsson et al., 2009).
-

8.7.2. Valeurs de référence et unités de l'indicateur

8.7.2.1. Les valeurs de référence

Pour certains auteurs, l'indicateur se distingue d'une simple variable que s'il est exprimé par rapport à une référence (Girardin et al., 2005; Riley, 2001b). Dans tous les cas, l'indicateur devant avoir une valeur significative pour l'utilisateur, se pose la « question de valeur seuil » (Maurizi and Verrel, 2002). Cette référence peut être quantitative ou qualitative, comme par exemple une valeur seuil au-dessus de laquelle l'impact est inacceptable,

¹⁴ <http://www.seamlessassociation.org>

comme les charges critiques (Skeffington, 2006) ; une norme comme la norme de qualité nitrate ; une valeur cible à atteindre (van Cauwenbergh et al., 2007; von Wirén-Lehr, 2001), voir aussi exemples dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006). Dans le cadre du projet Seamless¹⁴, plusieurs réflexions ont été aussi produites sur ce sujet (Josien et al., 2006 ; van der Heide et al., 2007). Ainsi, le choix de ces références n'est pas du seul ressort des scientifiques et n'exclut pas une certaine part de subjectivité (Girardin et al., 1999). Bockstaller et al. préconisent une interaction entre scientifiques et acteurs de la société (Bockstaller et al., 2008b). Cependant, de nombreux indicateurs sont proposés sans références explicites. Dans le cas des indicateurs d'impact listé dans la section 8.5, la situation est variable (voir Tableaux 8.10, 8.11). Dans le cas de l'ACV, les auteurs préfèrent rester dans des évaluations comparatives et utiliser les valeurs d'un système de référence comme référence, avec le problème que cela peut poser. Pour d'autres indicateurs, tels les bilans d'azote, la référence peut être implicite, bilan à l'équilibre, sans que cela ait fait l'objet d'une validation scientifique. L'acceptation d'une telle référence implicite peut être même remise en question (e.g. (Oenema et al., 2005) cf. section 8.3.4.1.).

8.7.2.2. Le problème du choix de l'unité de référence

L'unité de référence fait l'objet de nombreux débats (van der Werf et al., 2007). Faut-il exprimer les résultats des indicateurs environnementaux par unité de surface ou par unité produite ? La question n'est pas anodine car ce choix peut changer le classement des types d'exploitations. Du point de vue des spécialistes de l'ACV, les impacts doivent être exprimés par unité produite quand la fonction du système est productive et par unité de service pour une fonction non marchande (Guinée et al., 2002 dans (van der Werf et al., 2007)). Ce point de vue n'est pas partagé par tous les auteurs. Dans les approches « classiques » d'indicateurs, l'unité privilégiée est l'unité de surface (Halberg et al., 2005) ; voir aussi les indicateurs listés dans le rapport du Corpen (Corpen, 2006)). Il est vrai que de tels indicateurs combinent une grandeur environnementale et une de surface liée à un contexte. Ceci permet donc de fixer des seuils basés sur la capacité de l'environnement physique à supporter tel ou tel impact (voir ci-dessus la notion de charge critique). L'expression par unité produite combine un critère environnemental et un critère lié à la production. Il s'agit donc plutôt d'une estimation d'efficacité environnementale qu'une estimation de l'impact. Cependant, il ressort d'une revue d'études en systèmes laitiers réalisées par Halberg et al. (Halberg et al., 2005) que les systèmes en agriculture biologique plus extensifs présentaient de meilleures performances environnementales pour les indicateurs surfaciques mais une moins bonne efficacité environnementale, en raison de rendements inférieurs, un résultat confirmé notamment par d'autres études (Glendinning et al., 2009). Pour une production égale, les systèmes extensifs consomment plus de surface et entraînent des impacts supérieurs.

Un consensus semble se dégager entre plusieurs auteurs (voir références dans (Halberg et al., 2005) et (van der Werf et al., 2007)), sur le fait que les deux approches sont complémentaires et dépendent du type d'impacts pris en considération : pour des impacts globaux tels l'effet de serre, le fait de privilégier des systèmes efficaces peut se justifier et cela nécessite d'exprimer les résultats par unité produite. En revanche, pour un impact localisé, comme le sont des problèmes de qualité d'eau dans un bassin versant ou d'érosion, la limitation des impacts par unité de surface est à privilégier. Le niveau d'impact pour la zone pouvant être insupportable si on privilégie des systèmes intensifs efficaces. Dans ce cas, la compensation des impacts n'est pas possible.

8.7.3. Evaluation de l'incertitude liée aux indicateurs produits

Des estimations des ordres de grandeur de l'incertitude pour chaque indicateur est fournie dans le volumineux rapport de *l'European Nitrogen Assessment* (Sutton et al., 2011b). L'objectif ici est de faire un point sur les approches qui ont été appliquées aux indicateurs. L'incertitude peut avoir différentes origines (Payraudeau et al., 2007) : les paramètres, le modèle utilisé, les choix réalisés, la variabilité spatiale des processus, la variabilité temporelle des processus et le comportement des objets cible soumis aux émissions. Oenema et al. donnent une autre classification complémentaire reposant sur les biais et les erreurs (Oenema et al., 2003). L'erreur est involontaire et provient d'une variabilité incontrôlée. Elle conduit à une variation aléatoire autour de la moyenne et peut provenir de l'échantillonnage, de la mesure elle-même ou de la variabilité spatio-temporelle. Les biais viennent de défauts introduits par l'homme consciemment ou non via une mauvaise représentation conceptuelle et conduisent à un écart systématique par rapport à la moyenne supposée vraie. Ces auteurs identifient différents biais : « personnels » qui peuvent être rapprochés de l'incertitude due aux choix. Un exemple donné est dans le calcul d'un bilan le choix de négliger tel ou tel poste ; le biais d'échantillonnage, le biais de mesures, dues à un mauvais calibrage de l'appareillage, etc., les biais de manipulation des données, les procédures d'agrégation comme le calcul de moyenne à des échelles supérieures, les pertes d'informations, etc. et la fraude.

L'incertitude liée à la fraude est un cas particulier et peut se produire quand il y a un enjeu financier. Ainsi le risque d'une manipulation des données pour rendre favorable les résultats n'est pas à exclure quand l'indicateur est utilisé pour le contrôle. Oenema et al. l'ont envisagé pour le calcul du bilan MINAS au Pays Bas (Oenema et al., 2003). Nous ne reviendrons pas sur cette origine qui est « difficile » à estimer (Payraudeau et al., 2007).

On peut distinguer une incertitude « fondamentale » liée aux choix faits autour de la construction de l'indicateur, donc avant sa mise-œuvre, et l'incertitude « opérationnelle » liée au calcul de l'indicateur dans une situation donnée. L'erreur d'échantillonnage a été bien étudiée dans le cas de la mesure des reliquats d'azote dans le sol. Les différences moyennes entre points échantillonnés proches (< 6m) s'élèvent entre 10 et 25 kg N/ha (Giebel et al., 2006; Ilsemann et al., 2001). L'erreur analytique est de 10kg N/ha. Un nombre de 15 points pour une parcelle de un ha s'est révélé suffisant pour une erreur d'échantillonnage de 10 kg/ha dans deux parcelles sur trois (Ilsemann et al., 2001). En situation de pâturage, Anger conclut que l'estimation du reliquat est imprécise même en cas de fort effort d'échantillonnage (n=70). Pour les bougies poreuses, ces mêmes auteurs estiment qu'il faut plus de 140 bougies/ha pour arriver à une estimation satisfaisante dans un intervalle de $\pm 20\%$ (Anger, 2002).

Concernant l'incertitude pour des indicateurs calculés comme les bilans azotés, ceux reposant sur des modèles opérationnels ou les ACV, le travail d'estimation commence par une analyse de l'indicateur et des sources d'incertitude. Il est alors possible de spécifier pour chaque variable entrant dans le calcul de l'indicateur une distribution des valeurs, moyenne écart-type, valeurs extrêmes. Ceci permet d'avoir une estimation de l'incertitude liée aux paramètres. Pour les bilans d'azote, Oenema et al. distinguent trois classes (Oenema et al., 2003) :

- ceux de classe 1 avec une incertitude inférieures à 5 %, achat fertilisant minéraux, produits animaux
- ceux de classe 2 avec une incertitude entre 5 et 20 % : quantités de déjections animales, exportations par les cultures
- ceux de classe 3 avec des incertitudes supérieurs à 20 % : pertes en azote (lessivage, volatilisation, etc.).

Ce travail a permis de conclure que le calcul d'un bilan apparent « entré – sorties », à la porte de l'exploitation présente une incertitude bien plus faible que le calcul d'un bilan surfacique ou que le calcul d'un bilan dans le système sol-plante (Oenema et al., 2003).

Pour estimer l'incertitude, une première approche consiste de partir des valeurs extrêmes pour des paramètres clés et construire deux scénarios, l'un favorable avec les valeurs extrêmes dans un sens et l'autre défavorable avec les valeurs opposées. Cette approche a été utilisée par Basset-Mens pour des ACV sur des exploitations porcines, ce qui leur a permis d'estimer la propagation d'erreur (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Les impacts estimés peuvent ainsi varier de 200 % pour le changement climatique, de 50 % pour l'eutrophisation et de moins de 50 % pour les autres impacts (acidification, utilisation pesticides, etc.). Les résultats sont très sensibles au calcul du lessivage et à la valeur des coefficients d'émissions au champ pour l'estimation de l'effet de serre, et des coefficients d'émission en bâtiments pour l'acidification (Basset-Mens et al., 2006b). Cette approche reste limitée et ne permet pas d'associer des probabilités d'occurrence à ces valeurs extrêmes. C'est ce qui conduit certains auteurs à avoir recours à méthodes issues de la modélisation par une approche stochastique de type Monte-Carlo. Cette méthode nécessite de définir une fonction de densité (FD : fonction normale, lognormale, etc.) pour définir une trentaine de valeur par coefficient (Payraudeau et al., 2007). On procède alors à des tirages au sort de valeurs en fonction de cette distribution et à autant de calculs pour obtenir une distribution des valeurs de sorties. Cette méthode nécessite en plus de la connaissance requise sur les FD, une connaissance sur les corrélations entre variables, ce qui n'est pas toujours possible cas. L'hypothèse d'indépendance qui est alors faite peut conduire à une surestimation de l'incertitude. Payraudeau et al. ont réalisé un tel travail pour des ACV sur 24 exploitations de différents types en élevage sur un bassin versant en Bretagne, en définissant les FD pour 54 paramètres, les termes du bilan N à la porte de l'exploitation et les différents coefficients d'émissions (Payraudeau et al., 2007). A partir de cette approche, ils ont pu estimer l'incertitude des pertes, en différenciant la part dû au calcul du bilan dont dépend le calcul de l'azote lessivé (après avoir enlevé les pertes par émissions gazeuses), et la part due à la variation des coefficients d'émissions (Tableau 8.14).

Tableau 8.14 : Incertitude associée aux pertes d'azote (NH_3 , NO , N_2O , N_2 , NO_3) calculées pour 24 exploitations sur un bassin versant breton (Payraudeau et al., 2007).

	Direct losses					Indirect losses kg N_2O -N/ha
	kg NH_3 -N/ha	kg NO -N/ha	kg N_2O -N/ha	Kg N_2 -N/ha	kg NO_3 -N/ha	
Reference values	63	0.81	4	12	111	3.4
<i>Uncertainties linked to terms of farm-gate N balance</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	111.9	3.4
Standard deviation (50 000 sim.)	0.2	0.005	0.07	0.1	5.7	0.1
Range (95% of values)%	[-1% ; 1%]	[-1% ; 1%]	[-4% ; 4%]	[-2% ; 2%]	[-10% ; 10%]	[-8% ; 8%]
Range (95% of values)	[63 ; 64]	[0.8 ; 0.82]	[3.9 ; 4.2]	[11.8 ; 12.3]	[101 ; 123]	[3.1 ; 3.7]
Range (min.-max.)	[62.7 ; 64.7]	[0.8 ; 0.83]	[3.8 ; 4.4]	[11.7 ; 12.6]	[94 ; 141]	[3 ; 4.2]
<i>Uncertainties linked to emission factors</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	111.4	3.4
Standard Deviation (50 000 sim.)	5.4	0.01	0.67	0.7	4.8	3.9
Range (95% of values) %	[-17% ; 17%]	[-2% ; 2%]	[-33% ; 33%]	[-11% ; 11%]	[-9% ; 9%]	[-100% ; 229%]
Range (95% of values)	[53 ; 74]	[0.8 ; 0.83]	[2.7 ; 5.4]	[10.7 ; 13.4]	[102 ; 121]	[0 ; 11]
Range (min.-max.)	[38 ; 86]	[0.77 ; 0.85]	[2.1 ; 8.2]	[8.2 ; 14.4]	[92 ; 133]	[0.2 ; 117]
<i>Uncertainties linked to emission factors + terms of farm-gate N balance</i>						
Mean (50 000 sim.)	63.5	0.81	4	12	112	3.4
Standard Deviation (50 000 sim.)	5.4	0.01	0.68	0.7	7.5	3.9
Range (95% of values) %	[-17% ; 17%]	[-2% ; 2%]	[-34% ; 34%]	[-11% ; 11%]	[-13% ; 13%]	[-100% ; 230%]
Range (95% of values)	[52 ; 74]	[0.79 ; 0.83]	[2.7 ; 5.4]	[10.7 ; 13.4]	[97 ; 127]	[0 ; 11]
Range (min.-max.)	[38 ; 86]	[0.77 ; 0.85]	[2 ; 8.1]	[8.2 ; 14.5]	[85 ; 145]	[0.2 ; 123]

Certains auteurs font aussi référence à la théorie de la logique floue. L'incertitude sera exprimée par un intervalle pour la valeur à laquelle est associée une fonction de possibilité. Cette approche présente deux avantages : elle permet de traiter des grandeurs non probabilistique, ce qui est le cas pour l'incertitude (Mertens and Huwe, 2002). Elle permet aussi de gagner en temps de calcul (de Bruyn, 2004). Si certains auteurs considèrent qu'elle est moins optimiste que l'approche Monte-Carlo (Schultz 1997 dans (Mertens and Huwe, 2002)), d'autres ont trouvé des résultats similaires (de Bruyn, 2004). Cette approche a été appliquée à un indicateur estimant la concentration de nitrates dans les eaux de drainage à partir du calcul d'un bilan azoté (Mertens and Huwe, 2002) et à l'ACV (Ardente et al., 2004), pour laquelle, ces auteurs ont développé un logiciel transparent et générique d'estimation de l'incertitude en ACV.

8.7.4. Qualité prédictive de l'indicateur

La valeur prédictive de l'information fournie par un indicateur devrait être un critère de choix possibles, donné dans la liste de Bockstaller et al. par le critère « risque de fausse conclusion » (Bockstaller et al., 2009), ceci quand les indicateurs ont pour objectif de fournir une information au sujet d'effets sur l'environnement (des émissions aux impacts, cf. Figure 8.1). Une grande majorité des indicateurs présentés dans ce chapitre sont concernés par cet usage, dans certains cas au moins. Les indicateurs de pratiques ou de « pression » sont censés compléter les indicateurs d'état en donnant des informations sur les causes à l'origine des états observés. Mais ceux-ci ne sont pas toujours disponibles et de nombreuses méthode d'évaluation environnementale, telles IDEA ou DIALECTE, ne présentent que des indicateurs de pratiques (Bockstaller et al., 2008a; van der Werf and Petit, 2002). Dans tous les cas, pour estimer la valeur prédictive de l'indicateur, la démarche consiste en une confrontation des sorties d'indicateurs à des jeux de données. De telles études ont été menées pour les indicateurs de bilans et ont montré certaines limites de cet indicateur, par exemple pour anticiper les risques de lixiviation Elles ont proposé des conseils pour leur utilisation (cf 8.3.4). Cependant, la nature même de nombreux indicateurs reposant sur des simplifications amène à penser que la relation entre indicateur et les effets sur l'état du milieu ne sont pas directs. Pour les indicateurs simples reposant sur une valeur, l'absence de relation est prévisible sauf lorsque l'indicateur varie dans des proportions très importantes. Certains indicateurs comme la dose d'azote apportée ont fait l'objet d'études de validation et ont montré de faible capacité prédictive (Makowski and Guichard, 2008 ; ten Berge, 2002). Ceci a conduit les auteurs du rapport Corpen à leur donner une faible note de « pertinence agronomique », i.e. qu'ils ne doivent pas être utilisés seuls (cf. Tableau 8.1).

Bockstaller et al. et Makowski et al. ont proposé des tests spécifiques pour valider la pertinence d'indicateurs simples (Bockstaller and Girardin, 2003 ; Makowski et al., 2009). Les premiers ont proposé un test de vraisemblance en confrontant sorties de l'indicateurs et valeurs mesurées (ou issues de simulations par modèles) via la définition d'une zone d'acceptation. Les seconds ont proposé un test binaire (basée sur la méthode ROC) donnant la capacité de l'indicateur à donner une information au-dessus ou en-dessous d'un seuil. L'indicateur azote de la méthode INDIGO a été ainsi confronté à des mesures de concentration de nitrate et a donné des

résultats moyens sur prairies (Pervanchon et al., 2005) et en grandes cultures (résultats non publiés) avec des ans de la seconde approche, l'indicateur azote d'INDIGO, avec des 'erreurs quadratiques moyennes (RMSE) autour de 25 mgNO₃ /L et des efficacités de modèle entre 0,5 et 0,8. Dans la seconde approche basée sur la méthode ROC, différents indicateurs ont été confrontés à des mesures de reliquat récolte ou des reliquats en entrée hiver (cf. section 8.4.4). Les résultats montrent des performances très moyennes des indicateurs très élaborés (issus du modèle STICS ou I_N de la méthode INDIGO®) et de meilleures performances pour des indicateurs combinant une information sur les intrants et sur le rendement (e.g. (Dose N + N minéral du sol sortie hiver) / Rendement). Pour cet indicateur, le critère qui donne une estimation de la qualité prédictive (AUC) s'élève pour le blé à 0,7 sur 1 par rapport à des mesures de reliquat récolte et 0,6 pour le reliquat entrée hiver, ce qui reste modeste (voir (Makowski and Guichard, 2008) pour les détails et (Makowski et al., 2009) pour un résumé).

L'étude de Buczko et al. (Buczko et al., 2010) porte sur l'évaluation de la qualité prédictive sur la lixiviation de 4 indicateurs utilisés en Allemagne, l'indice de drainage (utilisant au numérateur le drainage et non les précipitations hivernales et au dénominateur la réserve utile), le bilan entrée sortie à la parcelle, le bilan divisé par le drainage et le bilan multiplié par l'indice de drainage. L'intérêt de cette étude vient du fait qu'elle porte sur une quinzaine de jeux de données issues de différents pays et cultures. Le bilan azoté donne des résultats conformes à ce qui a été décrit précédemment : une qualité prédictive assez médiocre par rapport à des mesures annuelles de lixiviation, mais acceptable dans le cas de valeurs moyennes sur plusieurs années. L'indice de drainage donne des résultats moyens quand il est calculé sur une année et quand les mesures de lixiviation sont faites dans des situations similaires en termes de gestion d'azote. Le dernier indicateur multipliant bilan par indice de drainage donne les meilleurs résultats dans le cas de valeurs de lixiviation moyennes et annuelles.

8.7.5. Intégration d'autres impacts : quels indicateurs pour le phosphore ?

Comme l'azote sous forme nitrate, le phosphore sous forme de phosphate joue un rôle important dans le déterminisme de la qualité de l'eau au travers de l'eutrophisation, un développement anormal d'algues empêchant toute autre forme de vie (Correll, 1998), ceci en interaction avec l'azote (Barroin et al., 1997). L'augmentation des teneurs en P du sol dans les zones d'agriculture intensive (Reijneveld et al., 2010) a joué un rôle dans l'accroissement des transferts. Jusque dans les années 1990, on pensait que le transfert de phosphate sous forme soluble ou particulaire se faisait principalement par ruissellement et érosion. Entre temps, il a été admis que dans certaines situations, notamment de forte concentration en P dans le sol, le P pouvait aussi être transféré verticalement par lixiviation (Sims et al., 1998). Par ailleurs, les engrais minéraux sous forme phosphatée sont extraits de mine sont directement une ressource non renouvelable (GCL Développement Durable, 2010; Mengel, 1997), en plus des besoins en énergie fossile pour leur conditionnement qui sont cependant moindre que pour les engrais minéraux azotés (Dalgaard et al., 2001).

Parmi les indicateurs de pratiques, la quantité de fertilisants et surtout le bilan entrée-sortie en phosphates sont les indicateurs les plus utilisés. L'indicateur bilan a été proposé dans de nombreuses initiatives à différentes échelles (e.g. liste IRENA au niveau européen, indicateurs OCDE, (Geniaux et al., 2009)). Cet indicateur est aussi utilisé en ACV pour estimer les pertes de P responsables de l'eutrophisation (Haas et al., 2001). Dans un certain nombre de situations, il n'y a pas de relation directe entre un bilan P excédentaire et les pertes (Oenema et al., 2005). Cependant, à partir d'une série d'essais de fertilisation phosphatée et de mesure de pertes de P, Ekholm et al. ont développé un modèle empirique reliant le bilan P aux pertes de P particulaire qui deviennent disponibles pour les algues en fonction de la teneur en P du sol (Ekholm et al., 2005). Ce travail a permis de montrer que les pertes de P évoluent lentement en raison de la lente évolution des teneurs en P dans le sol. Ce modèle empirique doit cependant être re-paramétré en fonction des conditions pédoclimatiques. Dans la méthode INDIGO®, un indicateur proche du bilan reposant sur le solde : (apport de P – dose recommandée) a été développé (Bockstaller and Girardin, 1998), la dose recommandée étant calculée avec une méthode validée telle la méthode du COMIFER ou Régifert de l'Inra (Pellerin et al., 2000). Ces méthodes peuvent conduire à des recommandations d'impasse (pas d'apport) ce qui aura pour effet de diminuer la teneur en sol pour partie impliquée dans les pertes vers les eaux (voir plus loin dans cette section). Dans la méthode d'analyse de cycle de vie SALCA développée à l'Agroscope de Zurich, un modèle opérationnel spécifique a été développé pour les pertes de P (Prasuhn, 2006). Il repose sur des valeurs moyennes de perte de P par type de culture pondérées par des facteurs de risques liés aux pratiques et aux conditions de milieu.

Aux USA, un indicateur basé sur ce type de modèle a été proposé dans les années 1990 : il s'agit du P index (Lemunyon and Gilbert, 1993) qui repose sur un système de notation en scores (0 risque nul, 1, 2, 4, 8 risque élevé) de différents facteurs :

- Facteurs de transport : érosion et ruissellement :
Exemples : 500-5000 kg/ha note = 3,
ruissellement < 0,1 cm note = 0
- Facteurs sources : teneur en P du sol, Dose P minéral, méthode d'application, Dose P organique, méthode application
Exemples : Dose P < 23 kg P₂O₅/ha note = 1
Dose P > 150 kg P₂O₅/ha note = 8 ;
application en surface 3 mois avant la culture note = 8.

Dans la version initiale de l'indicateur, les scores pour les différents facteurs sont additionnés et repartis en 4 classes. Cette version a été validée à l'échelle d'un bassin versant par confrontation à des données mesurées (R²=0,70), (Sharpley, 1995). Cet indicateur a été adapté aux USA et dans d'autres pays (Royaume-Uni, Pays scandinaves) et modifié pour passer à version multipliant les facteurs liés au P à ceux liés à l'érosion et au ruissellement, puis à une version séparant clairement transport par érosion, ruissellement et drainage, avec ajout de facteurs (e.g. mise en place de bandes enherbées), (Buczko and Kuchenbuch, 2007). Ces auteurs ont aussi revu les différents tests de validation à différentes échelles, ainsi que les possibilités d'adaptation aux conditions allemandes. Des modèles plus élaborés prenant en compte de nombreux processus, comme par exemple le transfert par les particules de sol en profondeur par flux préférentiels dans le cas du modèle MACRO, ont été développés mais restent difficilement applicables (Lewis and McGechan, 2002). Une approche analogue au P index de mise en scores de différents facteurs (fertilisation, teneur en sol, structures au niveau du bassin versant, etc.) est prévu dans l'approche Territ'eau (Gascuel-Odoux et al., 2010a)¹⁵.

Enfin, de nombreux auteurs ont étudié la possibilité d'utiliser la teneur en P du sol, disponible à partir des analyses de sol classiques, comme indicateur mesuré de risque de transfert de P vers les eaux. Plusieurs auteurs ont trouvé des relations mais elles restent cependant très lâches, e.g. (Jordan et al., 2000) en Irlande avec la teneur en P mesurée avec la méthode Olsen au niveau de bassin versant. Sous lysimètre, Godlinski et al. trouvent un résultat similaire pour la méthode Olsen sauf sous prairies en sol non sableux (Godlinski et al., 2004). En grandes cultures, les pratiques de travail du sol et de fertilisation expliquent l'absence de relation. Ceci a conduit Hughes et al. à proposer un indice de saturation du P basée sur la mesure du rapport : teneur en P (à l'acide oxalique)/total P adsorbé (avec P total adsorbé mesuré par la quantité de Fe et Al extrait à l'acide oxalique) (Hughes et al., 2000). Ils concluent que la combinaison de cet indice avec la teneur en P mesurée avec la méthode Olsen paraît être un indicateur prometteur des pertes en P. Il reste que la mesure de l'indice de saturation n'est pas couramment réalisée en France et cela reste un indicateur mesuré qui n'explique pas directement l'effet des pratiques de gestion du P. Dans tous les cas, si la teneur en P mesurée classiquement en analyse de terre ne peut être directement reliée aux pertes en P vers les eaux, elle n'en reste pas moins un des facteurs explicatifs.

8.7.6. La question de l'agrégation des indicateurs

Comme recommandé dans le rapport du Corpen, certains indicateurs simples ne peuvent suffire pour appréhender les performances d'un système de manière suffisamment fiable et ne peuvent donc pas être utilisés de manière isolée (Tableau 8.1). Ceci a conduit des utilisateurs à proposer des listes d'indicateurs (cf. Exemple dans (Corpen, 2006)). Dans l'ACV, le nombre est certes réduit mais il peut encore atteindre la dizaine. Un autre exemple est fourni par la liste de 9 indicateurs proposés par Espagnol et al. (Espagnol et al., 2008) pour les élevages porcins (Tableau 8.15) ou la liste proposée par Halberg (Halberg, 1999). Le signal délivré par une telle liste d'indicateurs peut être complexe comme le montre la Figure 8.14, tirée d'un exemple d'un projet transfrontalier en plaine du Rhin supérieur (Aprona, 2007), bien qu'un effort ait été fait en termes de représentation des sorties sur une échelle facile à comprendre avec des indicateurs exprimés par rapport à des valeurs de référence (seuil ou objectif). Ce genre de représentation permettra d'analyser la situation de chaque région et situer les points forts et faibles. Mais il est impossible à la vue de ce tableau de bord de faire une synthèse pour chaque région, de décider si la situation est satisfaisante ou pas, et d'autant plus de comparer les

¹⁵ Pas encore disponible d'après le site de la méthode : http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_Eau/DIAGNOSTIC/Phosphore/

trois régions.

Bockstaller et al. postulent que l'agrégation est nécessaire dans de nombreux cas, à un moment ou à une autre de l'évaluation pour synthétiser l'information et aider les acteurs dans leur jugement, ou pour décider entre différentes options, tout en gardant toujours les résultats non agrégés, pour comprendre et analyser chaque option (Bockstaller et al., 2008b). C'est ce que proposent aussi Oenema et al. comme approche pour la communication et le dialogue avec les acteurs au sujet de l'azote, en proposant des méthodes multicritères d'aide à la décision sans plus de précision, qui est une des approches possibles pour agréger (Oenema et al., 2011). En reprenant la terminologie de l'ENA (Oenema et al., 2011), on peut distinguer différents types d'agrégation :

- Une agrégation spatiale ou temporelle des résultats qui passent par le changement d'échelle,
- Une agrégation « verticale », le long de la chaîne causale qui peut se limiter à une composante du système (e.g. le champ) ou porter sur toute la chaîne de production (du cycle de vie).
- Une agrégation « horizontale » qui va agréger des résultats d'indicateurs traitant d'éléments de nature différentes, émissions de composés différents, d'impacts différents, de dimensions de la durabilité, etc.

Dans tous les cas, il faut s'assurer que l'agrégation évite le piège de l'addition de grandeurs non cohérentes entre elles et que tous les indicateurs soient agrégés dans la même unité ou sur une échelle normée. Dans le cas d'une agrégation verticale, une approche quantitative travaillant en termes de flux résout ce problème. L'agrégation horizontale est plus délicate dès que la somme d'éléments exprimés dans une même unité n'est plus possible. En ACV, pour chaque impact, les différents éléments sont agrégés grâce à leur expression en équivalent substance de référence. Pour l'analyse coût/bénéfice, les économistes agrègent tout en unité monétaire, ce qui pose le problème de l'évaluation monétaire des impacts environnementaux et des autres biens non-marchands (van der Heide et al., 2010). L'empreinte écologique Wackernagel et Rees (1996) (dans (van der Werf et al., 2007)) propose de tout rapporter à une unité de surface, ce qui n'est pas exempt de limites sur les facteurs d'équivalence mis en œuvre (cf. section 8.6.2).

Des méthodes alternatives existent :

- Le calcul d'un indice composite donnant une valeur unique grâce à une fonction mathématique. Dans le cas de l'indicateur azote de la méthode INDIGO, les modules NO_3 , NH_3 et N_2O sont agrégés par une fonction minimum pour prendre le résultat le plus mauvais (Bockstaller et al., 2008b). Des fonctions plus complexes existent (Nardo et al., 2005).
- Des approches multicritères proprement dites qui permettent par différentes approches issues de la recherche opérationnelle de classer des actions ou sélectionner la meilleure action sur la base d'un ensemble de critères ou d'indicateurs. Sadok et al. en ont fait une synthèse (Sadok et al., 2008). L'une d'elles, Electre repose sur le surclassement, i.e. sur la comparaison deux à deux. Elle a été appliquée à la comparaison de systèmes cultures avec plusieurs indicateurs traitant de la qualité de l'eau incluant l'azote (Arondel and Girardin, 2000).
- Des approches « mixtes » permettant d'inclure des résultats qualitatifs, dont l'outil DEXi en est un exemple utilisé en France pour développer différents « modèles », comme par exemple MASC (Sadok et al., 2009). Ainsi MASC basé sur l'outil DEXi, destiné à l'évaluation de la durabilité de systèmes de culture, utilise différents indicateurs qu'il agrège sous forme d'arbre avec des fonctions « si alors » et permet de pondérer les différents indicateurs. Parmi les indicateurs de base se trouvent les modules non agrégés, NO_3 , NH_3 et N_2O d'INDIGO qui sont resynthétisés au sein d'indicateurs agrégés de « qualité des eaux de profondeur » et d'« émissions gazeuses », eux-mêmes agrégés dans la dimension environnementale. D'autres approches utilisant l'outil DEXi (Bohanec et al., 2008) font appel à des indicateurs de pratiques et de sensibilité de milieu telles l'approches DEXiPM (Messéan et al., 2010).

Figure 8.15 : Exemple de tableau de bord « nitrate » pour trois régions de la plaine du Rhin supérieur, d'après (Aprona, 2007).

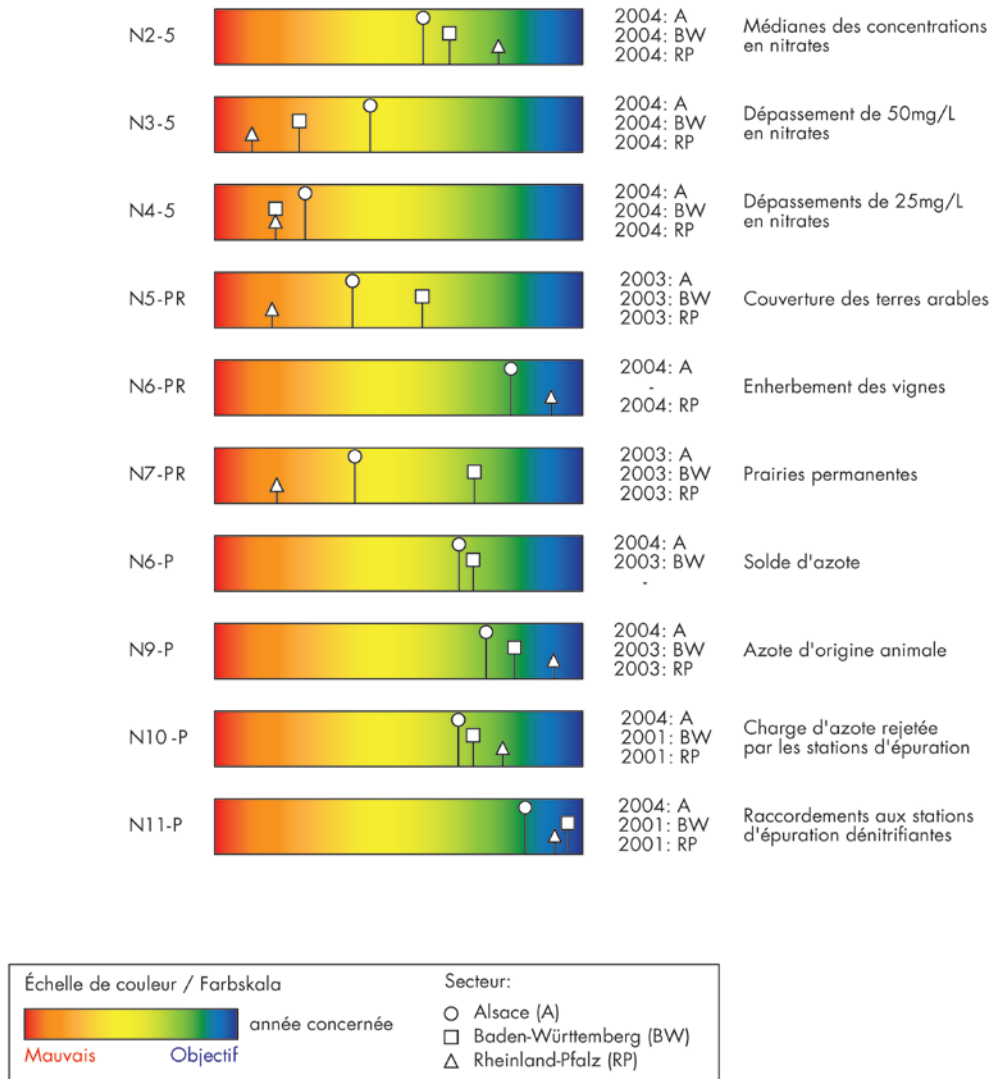


Tableau 8.15 : Indicateurs de performance environnementale en élevage porcin (fiche «action» bilan d'activité de l'Ifip 2008 d'après (Espagnol et al., 2008)).

INDICATEURS EXPRIMÉS PAR KG DE PORC PRODUIT
Quantité annuelle N excrété (g N / kg porc)
Quantité annuelle P2O5 excrété (g N / kg porc)
Quantités annuelles de Cu et Zn excrétés (g Cu ou Zn / kg porc)
Emissions annuelles de NH3 (kg NH3 / kg porc)
Emissions annuelles de GES (Kg eq CO2 / kg porc)
Quantité annuelle de déchets générés (g déchets / kg porc)
Quantité annuelle d'odeurs émises (unités odeurs / kg porc)
Quantité annuelle d'eau consommée (m3 / kg porc)
Quantité annuelle d'énergie directe consommée (kWh / kg porc)

8.8. Conclusion : quels indicateurs choisir ?

Il ressort de cette synthèse que les indicateurs sont très nombreux. L'utilisateur doit ainsi clarifier ses besoins pour sélectionner les indicateurs ou la méthode adéquate, c'est-à-dire qui réponde à ses besoins en fonction des moyens dont il dispose. Ce choix résultera souvent d'un compromis entre ce qu'il faudrait faire et ce qui faisable. Pour être pertinent, le choix doit reposer sur les critères d'objectif (suivre des pratiques ou des impacts par exemple) d'utilisation, d'utilisateurs et de public visé, d'échelle à aborder. En outre, des divergences peuvent apparaître entre les conclusions en terme de classement de scénarios (van der Werf et al., 2007) ou des conseils qui en découlent (Bockstaller et al., 2009) selon les indicateurs choisis, souvent du fait des différences dans les types d'impacts pris en compte. Il est donc important aussi que l'utilisateur connaisse bien les éléments fondamentaux de la méthode et du type d'indicateurs utilisés. Ceci est particulièrement vrai pour les méthodes ACV qui dépendent fortement des choix en termes de définitions de systèmes d'impacts mais aussi des méthodes de calcul qui sont souvent laissées à l'arrière-plan.

Les indicateurs de pratiques sont certainement les plus faciles à renseigner, notamment aux grandes échelles et sont indispensables pour tout travail d'évaluation des changements de pratiques comme fruit d'un programme d'action. Cependant en cas d'enjeux financiers directs pour l'évalués, une incertitude liée aux fraudes est toujours difficile à estimer et peut remettre en question leur validité. Cette connaissance des pratiques aux échelles supérieures peut nécessiter la mise en place d'observatoires de pratiques.

Quand on veut s'intéresser aux effets des pratiques, les indicateurs de pratiques restent généralement insuffisants, à l'exception des calculs de bilans d'azote, notamment en situation d'excédents. Toutefois même ici les différents calculs de bilan n'ont pas la même pertinence. Les bilans sols-surfaces sont ainsi souvent moins pertinents et surtout moins précis (ce qui peut être vu comme un avantage pour certains utilisateurs) que les bilans entrée – sortie de l'exploitation. Pour avoir une image relativement fiable des effets en termes d'émissions, de changement d'état ou d'impacts, le recours à des indicateurs basés sur des mesures de terrain est certainement un passage obligé. Parmi eux, la mesure de reliquats entrée hiver se pratique à grandes échelles dans certaines régions européennes (e.g. Bade-Wurtemberg en Allemagne, Wallonie). Cependant, de telles mesures demandent des précautions méthodologiques pour limiter les incertitudes. Pour aller plus loin, des observatoires basés sur des réseaux de bougies poreuses sont aussi une option intéressante mais lourde en investissement. Dans tous les cas, il faut des données supplémentaires sur les pratiques pour identifier les causes de dysfonctionnement. Des indicateurs d'impacts ont également été développés mais ils sont encore plus difficiles à relier aux pratiques en fonction du milieu donné.

L'intérêt des indicateurs basés sur des modèles est de relier les sorties à des variables explicatives dont les pratiques agricoles. Il existe aujourd'hui de nombreux outils plus ou moins complexes pour simuler les processus et les émissions, souvent de manière dynamique, mais leur usage reste très souvent trop lourd. Ils sont alors réservés à des projets où un investissement important a été réalisé pour l'acquisition de données. Des approches plus opérationnelles sur le terrain et qui ne sont pas toujours moins performantes en termes de qualité prédictive, ont été développées. C'est ce qui est proposé par exemple dans les indicateurs de la méthode INDIGO® qui est représentative d'une approche « indicateurs classiques ». On oppose souvent les deux approches. L'ACV peut être considéré comme une méthode intermédiaire comme par exemple la méthode SALCA. La question se pose dans quelle mesure, une ACV « complète » est toujours nécessaire car cette méthode reste lourde par son approche systémique et les bases de données mobilisées. Pour les thématiques autres que l'énergie, il faudrait identifier les situations où la contribution de l'amont à l'exploitation est réellement très significative, pour justifier le recours à une ACV « complète ».

Références bibliographiques du chapitre 8

- Aarts, H.F.M.; Habekotte, B.; van Keulen, H., 2000. Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (3): 231-240.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009885419512>
- Addiscott, T.M., 1990. Measurement of nitrate leaching: a review of methods. *Nitrates-Agriculture-Water, International Symposium, 7-8 November 1990*. Paris-La Défense, France. Paris : INRA, 157-168.
- Alkan Olsson, J.; Bockstaller, C.; Turpin, N.; Therond, O.; Bezlepkina, I.; Knapen, R., 2009. Indicator framework, indicators, and up-scaling methods implemented in the final version of SEAMLESS-IF, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 97 p.
- Ammann, C.; Spirig, C.; Leifeld, J.; Neftel, A., 2009. Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3-4): 150-162.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.006>
- Andreoli, M.; Rossi, R.; Tellarini, V., 1999. Farm sustainability assessment: some procedural issues. *Landscape and Urban Planning*, 46 (1-3): 41-50.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00045-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00045-6)
- Aneja, V.P.; Roelle, P.A.; Murray, G.C.; Southerland, J.; Erisman, J.W.; Fowler, D.; Asman, W.A.H.; Patni, N., 2001. Atmospheric Nitrogen Compounds II: Emissions, Transport, Transformation, Deposition and Assessment. *Atmospheric Environment*, 35 (11): 1903-1911.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(00\)00543-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(00)00543-4)
- Anger, M., 2002. Nitrate leaching from intensively and extensively grazed grassland measured with suction cup samplers and sampling of soil mineral-N II Variability of NO₃ and NH₄ values and degree of accuracy of the measurement methods. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 165 (5): 648-657.
[http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200210\)165:5<640::AID-JPLN640>3.0.CO;2-F](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200210)165:5<640::AID-JPLN640>3.0.CO;2-F)
- Anonyme, 2002. Mise en oeuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles - Synthèse des rapports établis par les États membres pour l'année 2000. Luxembourg Office des publications officielles des Communautés européennes. 51 p.
- Anonyme, 2008. Les APL en zones vulnérables Nitrawal. 4 p.
- Aprona, 2007. Indicateurs transfrontaliers pour la protection de la nappe du Fossé rhénan supérieur. Colmar, France Aprona. 192 p.
- Ardente, F.; Beccali, M.; Cellura, M., 2004. FALCADE: a fuzzy software for the energy and environmental balances of products. *Ecological Modelling*, 176 (3-4): 359-379.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.11.014>
- Arondel, C.; Girardin, P., 2000. Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research*, 127 (3): 476-482.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217\(99\)00437-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217(99)00437-3)
- Arriaga, H.; Salcedo, G.; Calsamiglia, S.; Merino, P., 2010. Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and

nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1/2): 132-139.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.007>

Attoumani, A., 2008. *Les usages des méthodes d'évaluation agri-environnementale. Contribution à l'élaboration d'un guide pour le choix de ces méthodes*. Thèse. AgroCampus Rennes.132 p.

Aveline, A.; Rousseau, M.L.; Guichard, L.; Laurent, M.; Bockstaller, C., 2009. Evaluating an environmental indicator: Case study of MERLIN, a method for assessing the risk of nitrate leaching. *Agricultural Systems*, 100 (1-3): 22-30.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2008.12.001>

Bare, J.C.; Gloria, T.P., 2006. Critical analysis of the mathematical relationships and comprehensiveness of life cycle impact assessment approaches. *Environmental Science and Technology*, 40 (4): 1104-1113.

<http://dx.doi.org/10.1021/es091639b>

Barroin, G.; Dorioz, J.M.; Durand, P.; Mérot, P., 1997. Entraînement de l'azote dans les eaux de surface et conséquence sur les écosystèmes aquatiques. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 289-312.

Bassanino, M.; Grignani, C.; Sacco, D.; Allisiardi, E., 2007. Nitrogen balances at the crop and farm-gate scale in livestock farms in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122 (3): 282-294.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.023>

Basset-Mens, C.; Anibar, L.; Durand, P.; van der Werf, H.M.G., 2006a. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *Science of the Total Environment*, 367 (1): 367-382.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.026>

Basset-Mens, C.; Ledgard, S.; Boyes, M., 2009. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, 68 (6): 1615-1625.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1/2): 127-144.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G.; Durand, P.; Leterme, P., 2006b. Implications of uncertainty and variability in the life cycle assessment of pig production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11 (5): 298-304.

<http://dx.doi.org/10.1065/lca2005.08.219>

Beauchemin, K.A.; Janzen, H.H.; Little, S.M.; McAllister, T.A.; McGinn, S.M., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. *Agricultural Systems*, 103 (6): 371-379.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2010.03.008>

Benoît, M., 1992. Un indicateur des risques de pollution azotée nommé "Bascule" (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de Culture de l'Exploitation). *Fourrages*, 129: 95-110.

Benoît, M.; Passouant, M.; Thenail, C.; Hubert-Moy, L.; Dupraz, P.; Brassac, C.; Le Ber, F.; Marie, J.F.; Bockstaller, C.; Barriere, O.; King, D.; Le Bas, C.; Ruelle, P., 2006. Why and how design monitoring processes of farmer practices in European landscape? In: Langeveld, H.; Roling, N., eds. *Changing European Farming Systems for a Better Future: New Visions for Rural Areas*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 461-462.

Berzina, L.; Jansons, V.; Sudars, R., 2009. The application of cluster analysis for identification of monitoring sites to assess potential agricultural point source pollution in the animal farms. *Vandens Utkio Inzinerija*, 36 (56): 64-73. http://www.waterland.lt/leidinys_en/index_e.html

Billen, G.; Thieu, V.; Garnier, J.; Silvestre, M., 2009. Modelling the N cascade in regional watersheds: The case study of the Seine, Somme and Scheldt rivers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3-4): 234-246. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.018>

Billetter, R.; Liira, J.; Bailey, D.; Bugter, R.; Arens, P.; Augenstein, I.; Aviron, S.; Baudry, J.; Bukacek, R.; Burel, F.; Cerny, M.; De Blust, G.; De Cock, R.; Diekötter, T.; Dietz, H.; Dirksen, J.; Dormann, C.; Durka, W.; Frenzel, M.; Hamersky, R.; Hendrickx, F.; Herzog, F.; Klotz, S.; Koolstra, B.; Lausch, A.; Le Coeur, D.; Maelfait, J.P.; Opdam, P.; Roubalova, M.; Schermann, A.; Schermann, N.; Schmidt, T.; Schweiger, O.; Smulders, M.J.M.; Speelmans, M.; Simova, P.; Verboom, J.; van Wingerden, W.; Zobel, M.; Edwards, P.J., 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45: 141-150.

Biswas, W.K.; Graham, J.; Kelly, K.; John, M.B., 2010. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia - a life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 18 (14): 1386-1392.

<Go to ISI>://CABI:20103270636

Bobbink, R.; Hornug, M.; Roelofs, J.G.M., 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: Werner, B.; Sprenger, T., eds. *Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded* Berlin: Umweltbundesamt (UBA), Annex III 1-54.

Bockstaller, C.; Gaillard, G.; Baumgartner, D.; Freiermuth Knuchel, R.; Reinsch, M.; Brauner, R.; Unterseher, E., 2006. *Méthodes d'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles : comparaison des méthodes INDIGO, KUL/USL, REPRO et SALCA*. Colmar, France: ITADA, 112 p.

Bockstaller, C.; Galan, M.B.; Capitaine, M.; Colomb, B.; Mousset, J.; Viaux, P., 2008a. Comment évaluer la durabilité des systèmes en production végétale ? In: Reau, R.; Doré, T., eds. *Systèmes de culture innovants et durables : quelles méthodes pour les mettre au point et les évaluer*. Dijon: Educagri, 29-51.

Bockstaller, C.; Girardin, P., 1998. Assessing the P fertilization by means of an agro-ecological indicator: the Phosphorus indicator. *Fifth Congress of the European Society for Agronomy*. Nitra, Slovak Republic, 28 June-2 July 1998. European Society for Agronomy, 33-34.

Bockstaller, C.; Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76 (2): 639-653. [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)

Bockstaller, C.; Girardin, P., 2006. Evaluation agri-environnementale des systèmes de culture : la méthode INDIGO®. *Oléoscope*, 85: 4-6.

Bockstaller, C.; Girardin, P.; van der Werf, H.M.G., 1997. Use of agro-ecological indicators for the evaluation of farming systems. *European Journal of Agronomy*, 7 (1-3): 261-270. [http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00041-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00041-5)

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Keichinger, O.; Girardin, P.; Galan, M.B.; Gaillard, G., 2009. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 223-235. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008058>

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008b. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1):

139-149.

<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052>

Bockstaller, C.; Weinzaepflen, E.; Stapleton, L.; Garrod, G.D.; Correia, M.-T., 2007. PD 2.2.3: A working paper on thematic indicators, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 73 p.

Bohanec, M.; Messean, A.; Scatasta, S.; Angevin, F.; Griffiths, B.; Krogh, P.H.; Znidarsic, M.; Dzeroski, S., 2008. A qualitative multi-attribute model for economic and ecological assessment of genetically modified crops. *Ecological Modelling*, 215: 247-261.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.016>

Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Lebret, B.; Meunier-Salaun, M.C.; Espagnol, S.; Salaun, Y.; Leterme, P.; van der Werf, H., 2008. Évaluation globale des systèmes de production porcine et leur optimisation au niveau de l'exploitation. *Productions Animales*, 21 (4): 367-386.

Bosshard, A., 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 77 (1-2): 29-41.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00090-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00090-0)

Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46 (1): 53-70.

<http://dx.doi.org/10.1007/BF00210224>

Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002a. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4): Article Number 1058.

<http://dx.doi.org/10.1029/2001GB001811>

Bouwman, A.F.; Boumans, L.J.M.; Batjes, N.H., 2002b. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (2): Article Number 1024.

<http://dx.doi.org/10.1029/2000GB001389>

Bouwman, A.F.; van Drecht, G.; van der Hoek, K.W., 2005. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030. *Pedosphere*, 15 (2): 137-155.

Brentrup, F.; Kusters, J.; Kuhlmann, H.; Lammel, J., 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology - I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20: 247-264.

Brentrup, F.; Kusters, J.; Lammel, J.; Barraclough, P.; Kuhlmann, H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology - II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy*, 20: 265-279.

Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18: 309-332.

Britz, W.; Leip, A., 2009. Development of marginal emission factors for N losses from agricultural soils with the DNDC-CAPRI meta-model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133 (3/4): 267-279.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.026>

Britz, W.; Verburg, P.H.; Leip, A., 2011. Modelling of land cover and agricultural change in Europe: combining the CLUE and CAPRI-Spat approaches. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142 (1-2): 40-50.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.008>

Brown, L.; Syed, B.; Jarvis, S.C.; Sneath, R.W.; Phillips, V.R.; Goulding, K.W.T.; Li, C., 2004. UK-DNDC DeNitrification-DeComposition : a mechanistic model to estimate N₂O fluxes in the UK. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 567-568.

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O., 2007. Phosphorus indices as risk-assessment tools in the USA and Europe - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170: 445-460.

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O., 2010. Environmental indicators to assess the risk of diffuse nitrogen losses from agriculture. *Environmental Management*, 45 (5): 1201-1222.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9448-8>

Buczko, U.; Kuchenbuch, R.O.; Lennartz, B., 2010. Assessment of the predictive quality of simple indicator approaches for nitrate leaching from agricultural fields. *Journal of Environmental Management*, 91 (6): 1305-1315.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.007>

Burtin, M.L., 2008. Evaluation des modifications des pratiques de gestion de l'azote des agriculteurs de Sundg'eaux vives. Schiltigheim, France ARAA. 64 p.

Burtin, M.L.; Rapp, O., 2008. Programme Agronomique Régional: Observatoire des fuites de nitrates sous parcelles agricoles - synthèse pluriannuelle 2003/2007. Schiltigheim, France ARAA. 16 p.

Burtin, M.L.; Rapp, O., 2009. Rôle du type de sol dans l'élaboration de la qualité « nitrates » des eaux sous parcelles agricoles : exemple de l'interculture après maïs en Alsace. *10. Journées d'Etude des Sols*. Strasbourg, France, 11-15 mai 2009. Université de Strasbourg, 207-208.

Cabrera, V.E.; de Vries, A.; Hildebrand, P.E., 2006. Prediction of nitrogen excretion in dairy farms located in north Florida: A comparison of three models. *Journal of Dairy Science*, 89 (5): 1830-1841.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(06\)72252-4](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(06)72252-4)

Canals, L.M.I.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Knuchel, R.F.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Muller-Wenk, R.; Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12: 5-15.

Canals, L.M.I.; Clift, R.; Basson, L.; Hansen, Y.; Brandao, M., 2006. Expert workshop on land use impacts in life cycle assessment (LCA). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11: 363-368.

Cannavo, P.; Recous, S.; Parnaudeau, V.; Reau, R., 2008. Modeling N dynamics to assess environmental impacts of cropped soils. *Advances in Agronomy*, 97: 131-174.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)00004-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00004-1)

Capillon, A.; Gabrielle, B.; Girardin, P.; Guichard, L.; Guillaume, B.; Hubert, A.; Leiser, H.; Soulas, G.; van der Werf, H., 2005. Méthodes d'évaluation des impacts environnementaux des pratiques agricoles. Paris, France Inra Département Environnement Agronomie. 51 p.

Casey, J.W.; Holden, N.M., 2004. A systematic description and analysis of GHG emissions resulting from Ireland's milk production using LCA methodology. *Life cycle assessment in the agri-food sector. Proceedings from the 4th International Conference*. Bygholm, Denmark, 6-8 October 2003. Danish Institute of Agricultural Sciences, 219-221.

Cassagne, J.P., 2008. Prééminence des terres nues en hiver - Fertilisation azotée minérale du maïs grain : progrès attendus. *Agreste Primeur*, 216.
<http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur216.pdf>

Castillo, A.R.; Kebreab, E.; Beever, D.E.; France, J., 2000. A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, 9 (1): 1-32.

Cederberg, C., 1998. *Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming*. Goteborg, Sweden: Swedish Food Institute (SIK Rapport), 86 p.

Cederberg, C.; Flysjo, A., 2004. Life cycle inventory of 23 dairy farms in South-Western Sweden. *SIK Rapport*, 728: 59 p.

Chadwick, D.R.; Pain, B.F.; Brookman, S.K.E., 2000. Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manures to grassland. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 277-287.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900010035x>

Chambers, B.J.; Lord, E.I.; Nicholson, F.A.; Smith, K.A., 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, 15: 137-143.

Chardon, X., 2008. *Evaluation environnementale des exploitations laitières par modélisation dynamique de leur fonctionnement et des flux de matière : développement et application du simulateur mélodie*. Thèse. AgroParis tech, Paris.

Chardon, X.; Raison, C.; Le Gall, A.; Morvan, T.; Faverdin, P., 2008. Fumigene: a model to study the impact of management rules and constraints on agricultural waste allocation at the farm level. *Journal of Agricultural Science*, 146: 521-539.
<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859608008034>

Chardon, X.; Rigolot, C.; Barrate, C.; Le Gall, A.; Espagnol, S.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Raison, C.; Poupa, J.-C.; Faverdin, P., 2007. MELODIE : a whole-farm model to study the dynamics of nutrients in integrated dairy and pig farms. *MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, 1638-1645.

Chémery, J.B.; Boissier, M., 2002. Irri-Mieux : Guide pratique pour l'évaluation d'un projet local. Paris, France ANDA. 39 p.

Clay, D.E.; Carlson, C.G.; Brixdavis, K.; Oolman, J.; Berg, B., 1997. Soil sampling strategies for estimating residual nitrogen. *Journal of Production Agriculture*, 10: 446-452.

Comifer, 2011. Calcul de la fertilisation azotée : Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales (Cultures annuelles et prairies).
<http://www.comifer.asso.fr/>

Coppenet, M., 1974. L'épandage du lisier de porcherie : ses conséquences agronomiques. *Annales Agronomiques*, 25 (2-3): 403-423.

Coppenet, M., 1975. Bilan des éléments fertilisants sur les exploitations d'élevage. *Fourrages*, 62: 119-132.

Coppenet, M.; Golven, J.; Simon, J.C.; Lecorre, L.; Leroy, M., 1993. Chemical evolution of soils in intensive animal-rearing farms - The example of Finistere. *Agronomie*, 13 (2): 77-83.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:19930201>

Corpen, 1999. *Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager : influence de l'alimentation et du niveau de production*. Paris: Corpen, Groupe "Alimentation Animale", sous groupe "Vaches laitières", 21 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2001_06_flux_bovin_engrais.pdf

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*. Paris: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 113 p.
http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/maquette_azote29_09.pdf

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, 27: 261-266.
<http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020004x>

Crabtree, J.R.; Brouwer, F.M., 1999. Discussion and conclusions. In: Brouwer, F.M.; Crabtree, J.R., eds. *Environmental indicators and agricultural policy*. Wallingford: CAB International, 279-285.

Dabbert, S.; Kilian, B.; Sprenger, S., 1999. Site-specific water quality indicators in Germany. In: Brouwer, F.M.; Crabtree, J.R., eds. *Environmental indicators and agricultural policy*. Wallingford: CAB International, 177-191.

Dalgaard, T.; Halberg, N.; Porter, J.R., 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (1): 51-65.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00297-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00297-8)

Dalgaard, T.; Hutchings, N.J.; Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 100 (1): 39-51.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00152-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X)

Dambreville, C.; Morvan, T.; Germon, J.C., 2008. N₂O emission in maize-crops fertilized with pig slurry, matured pig manure or ammonium nitrate in Brittany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123 (1-3): 201-210.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.06.001>

de Bruyn, B., 2004. *Étude de la vulnérabilité des eaux aux produits phytosanitaires: indicateur environnemental et modèle mécaniste, en vue d'une meilleure gestion du bassin versant de la Leysse (Savoie)*. Thèse. Université Joseph Fourier-Grenoble 1, Grenoble. 256 p.

de Ruijter, F.J.; Boumans, L.J.M.; Smit, A.L.; van den Berg, M., 2007. Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77 (2): 155-167.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-006-9051-9>

de Vries, M.; de Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

de Vries, W.; Kros, H.; Oenema, O.; Erisman, J.W., 2002. Assessment of nitrogen ceilings for Dutch agricultural soils to avoid adverse environmental impacts. *Optimizing nitrogen management in food and energy production and environmental protection. 2nd International Nitrogen Conference*. Potomac, Maryland, USA, 14-18 October 2001, 898-907.

de Vries, W.; Leip, A.; Reinds, G.J.; Kros, J.; Lesschen, J.P.; Bouwman, A.F.; Grizzetti, B.; Bouraoui, F.; Butterbach-Bahl, K.; Bergamaschi, P.; Winiwarter, W., 2011. Geographical variation in terrestrial nitrogen budgets across Europe. 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. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 317-344.

Decau, M.L.; Delaby, L.; Roche, B., 1997. AzoPat : une description quantifiée des flux annuels d'azote en prairie pâturée par les vaches laitières. II- Les flux du système sol - plante. *Fourrages*, 151: 313-330.

Decau, M.L.; Simon, J.C.; Jacquet, A., 2003. Fate of urine nitrogen in three soils throughout a grazing season. *Journal of Environmental Quality*, 32 (4): 1405-1413.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.1405>

Del Grosso, S.J.; Parton, W.J.; Mosier, A.R.; Ojima, D.S.; Kulmala, A.E.; Phongpan, S., 2000. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: 1045-1060.

Diebel, M.W.; van der Zanden, M.J., 2009. Nitrogen stable isotopes in streams: effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications*, 19 (5): 1127-1134.

<http://dx.doi.org/10.1890/08-0327.1>

Dou, Z.; Kohn, R.A.; Ferguson, J.D.; Boston, R.C.; Newbold, J.D., 1996. Managing nitrogen on dairy farms: An integrated approach .1. Model description. *Journal of Dairy Science*, 79 (11): 2071-2080.

[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(96\)76580-3](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(96)76580-3)

Dourmad, J.Y.; Rigolot, C.; Bonneau, M., 2010. Évolution des modes de conduite des élevages porcins et conséquences sur la charge en effluents. *Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France*, 1: 75-88.

Drury, C.F.; Yang, J.Y.; de Jong, R.; Yang, X.M.; Huffman, E.C.; Kirkwood, V.; Reid, K., 2007. Residual soil nitrogen indicator for agricultural land in Canada. *Canadian Agri-environmental Indicators, Canadian Society of Soil Science Annual Meeting*. Halifax, Nova Scotia, Canada, 15-18 May 2005, 167-177.

<http://dx.doi.org/10.4141/S06-064>

Dubrulle, P.; Machet, J.M.; Damay, N., 2004. Azofert: a new decision support tool for fertiliser N recommendations. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 500-501.

Duelli, P.; Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98: 87-98.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00072-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00072-0)

Dupraz, P.; Ruas, J.F.; Samson, E., 2010. Le calcul d'indicateurs environnementaux selon l'analyse du cycle de vie à partir du RICA (programme ANR SPADD). *Séminaire José Rey : Impact des mesures agro-environnementales et des soutiens au développement rural*. Montreuil-sous-bois, France, 1er février 2010, 47 p.

http://www.prodinra.inra.fr/prodinra/pinra/data/2010/07/PROD20101d8efa4_20100715023939843.pdf

Duru, M.; Bergez, J.E.; Delaby, L.; Justes, E.; Theau, J.P.; Viegas, J., 2007. A spreadsheet model for developing field indicators and grazing management tools to meet environmental and production targets for dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 82 (2): 207-220.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.12.014>

EEA, 2005. Agriculture and environment in EU-15; the IRENA indicator report. Copenhagen, Denmark European Environmental Agency (EEA). 128 p.

Ekholm, P.; Turtola, E.; Gronroos, J.; Seuri, P.; Ylivainio, K., 2005. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110 (3-4): 266-278.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.014>

Eriksen, J.; Vinther, F.P.; Soegaard, K., 2004. Nitrate leaching and N₂-fixation in grasslands of different composition, age and management. *Journal of Agricultural Science*, 142: 141-151.

<http://dx.doi.org/10.1017/S0021859604003934>

Espagnol, S.; Lagadec, S.; Rigolot, C.; Salaun, Y., 2008. Gestion environnementale des exploitations porcines : proposition d'indicateurs. *Techni-Porc*, 31 (5): 3-9.

Ewert, F.; van Ittersum, M.K.; Bezlepkina, I.; Therond, O.; Andersen, E.; Belhouchette, H.; Bockstaller, C.;

- Brouwer, F.; Heckelei, T.; Janssen, S.; Knapen, R.; Kuiper, M.; Louhichi, K.; Alkan Olsson, J.; Turpin, N.; Wery, J.; Wien, J.E.; Wolf, J., 2009. A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science & Policy*, 12: 546-561.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2009.02.005>
- Fagerberg, B.; Salomon, E.; Jonsson, S., 1996. Comparisons between conventional and ecological farming systems at Ojebyn - Nutrient flows and balances. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 26 (4): 169-180.
- Faivre, R.; Leenhardt, D.; Voltz, M.; Benoit, M.; Papy, F.; Dedieu, G.; Wallach, D., 2004. Spatialising crop models. *Agronomie*, 24 (4): 205-217.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2004016>
- Farruggia, A.; Decau, M.L.; Vertès, F.; Delaby, L., 1997. En prairie, la balance azotée a l'échelle de la parcelle. *Fourrages*, 151: 281-296.
- Faverdin, P.; Chardon, X.; Rigolot, C.; Baratte, C.; Raison, C.; Piquemal, P.; Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Le Gall, A.; Dourmad, J.Y.; Leterme, P.; Paillat, J.M.; Delaby, L.; Garcia, F.; Peyraud, J.L.; Poupa, J.-C.; Morvan, T.; Espagnol, S., 2011. Mélodie, un simulateur d'une exploitation d'élevage pour étudier les relations entre conduites des systèmes et risques pour l'environnement *Innovations Agronomiques*: 109-119.
- Finn, J.T., 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook Ecosystem. *Ecology*, 61 (3): 562-571.
<http://dx.doi.org/10.2307/1937422>
- Freibauer, A.; Kaltschmitt, M., 2000. Emissions rates and emissions factors of greenhouse gas fluxes in arable and animal agriculture. Stuttgart, Germany University of Stuttgart. 192 p.
- Freyer, B.; Reisner, Y.; Zuberbuhler, D., 2000. Potential impact model to assess agricultural pressure to landscape ecological functions. *Ecological Modelling*, 130 (1-3): 121-129.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00208-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00208-8)
- Gabrielle, B.; Laville, P.; Henault, C.; Nicoullaud, B.; Germon, J.C., 2006. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (2): 133-146.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-5771-5>
- Gascuel-Oudou, C.; Aurousseau, P.; Durand, P.; Ruiz, L.; Molenat, J., 2010a. The role of climate on inter-annual variation in stream nitrate fluxes and concentrations. *Science of the Total Environment*, 408 (23): 5657-5666.
- Gascuel-Oudou, C.; Guet, S.; Morvan, T.; Vertès, F., 2010b. Catchment Agronomy : processes, mitigation measures and indicators to protect water quality. *Proceedings of the International Fertiliser Society*. Cambridge, December 2010, 2-23.
http://agro-transfert-bretagne.univ-rennes1.fr/Territ_eau/
- Gascuel-Oudou, C.; Massa, F.; Durand, P.; Merot, P.; Troccaz, O.; Baudry, J.; Thenail, C., 2009. Framework and tools for agricultural landscape assessment relating to water quality protection. *Environmental Management*, 43 (5): 921-935.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9244-x>
- GCL Développement Durable, 2010. *État, perspectives et enjeux du marché des engrais*: Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, Service de la Statistique et de la Prospective, 94 p.
http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/etudes/etat-perspectives-enjeux/downloadFile/FichierAttache_1_f0/prospect-engrais%20mineraux_0906_ssp_rapport%20final.pdf?nocache=1134040585.85
- Génermont, S.; Cellier, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88 (1-4): 145-167.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00044-0)

Geniaux, G.; Bellon, S.; Deverre, C.; Powell, B., 2009. Sustainable Development Indicator Frameworks and Initiatives. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2 European Union. 150 p.

<http://www.SEAMLESS-IP.org>

Giebel, A.; Wendroth, O.; Reuter, H.I.; Kersebaum, K.C.; Schwarz, J., 2006. How representatively can we sample soil mineral nitrogen? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 169 (1): 52-59.

<http://dx.doi.org/10.1002/jpin.200521755>

Ginting, D.; Kessavalou, A.; Eghball, B.; Doran, J.W., 2003. Greenhouse gas emissions and soil indicators four years after manure and compost applications. *Journal of Environmental Quality*, 32 (1): 23-32.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2003.2300>

Giovanni, R.; Dulphy, J.P., 2008. Présentation de références Corpen simplifiées pour l'évaluation des rejets et des pressions d'azote et de phosphore des troupeaux bovins. *Fourrages*, 195: 357-372.

Girardin, P.; Bockstaller, C.; van der Werf, H., 1999. Indicators: Tools to evaluate the environmental impacts of farming systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13 (4): 5-21.

Girardin, P.; Guichard, L.; Bockstaller, C., 2005. *Indicateurs et tableaux de bord. Guide pratique pour l'évaluation*. Paris, France: Lavoisier, 39 p.

Glendining, M.J.; Dailey, A.G.; Williams, A.G.; van Evert, F.K.; Goulding, K.W.T.; Whitmore, A.P., 2009. Is it possible to increase the sustainability of arable and ruminant agriculture by reducing inputs? *Agricultural Systems*, 99 (2-3): 117-125.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2008.11.001>

Godlinski, F.; Leinweber, P.; Meissner, R.; Seeger, J., 2004. Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68 (1): 47-57.

<http://dx.doi.org/10.1023/B:FRES.0000012235.80656.cd>

Goodlass, G.; Halberg, N.; Verschuur, G., 2003. Input output accounting systems in the European community - an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 17-24.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00068-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00068-6)

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*. Paris, France: Institut National de la Recherche Agronomique, L'Hamarttan, 184 p.

Graveline, N.; Louvier, S., 2004. Instrument de contrôle de la pollution agricole par les nitrates : revue de littérature. Rapport final BRGM/RP-53170-FR 65 p.

Gudmundsson, H., 2003. The policy use of environmental indicators - learning from evaluation research. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 2 (2): 1-11.

Guillaumin, A.; Hopquin, J.F.; Desvignes, P.; Vinatier, J.M., 2007. OPA: Des indicateurs pour caractériser la participation des exploitations agricoles d'un territoire au développement durable. 1ère partie: recommandation pour la mise en oeuvre Projet CASDAR OPA. 32 p.

Haas, G.; Wetterich, F.; Kopke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in

southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 43-53.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)

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.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00055-9](http://dx.doi.org/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., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*, 96 (1): 33-50.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.013>

Hanegraaf, M.C., 1998. Environmental performance indicators for nitrogen. *Environmental Pollution*, 102: 711-715.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80103-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80103-6)

Hansen, B.; Kristensen, E.S.; Grant, R.; Høgh-Jensen, H.; Simmelsgaard, S.E.; Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach. *European Journal of Agronomy*, 13 (1): 65-82.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00060-5](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00060-5)

Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*, 50 (2): 117-143.
[http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X\(95\)00011-S](http://dx.doi.org/10.1016/0308-521X(95)00011-S)

Hansen, S.; Jensen, H.E.; Nielsen, N.E.; Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter-wheat using the Danish simulation-model Daisy. *Fertilizer Research*, 27 (2-3): 245-259.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01051131>

Harrison, R.; Webb, J., 2001. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy*, 73: 65-108.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(01\)73005-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(01)73005-2)

Heink, U.; Kowarik, I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10 (3): 584-593.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>

Hénault, C.; Bizouard, F.; Laville, P.; Gabrielle, B.; Nicoulaud, B.; Germon, J.C.; Cellier, P., 2005. Predicting in situ soil N₂O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, 11: 115-127.

Hertwich, E.G.; Hammitt, J., 2001. A decision-analytic framework for impact assessment. Part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6 (1): 5-12.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF02978787>

Hughes, S.; Reynolds, B.; Bell, S.A.; Gardner, C., 2000. Simple phosphorus saturation index to estimate risk of dissolved P in runoff from arable soils. *Soil Use and Management*, 16 (3): 206-210.

Hülsbergen, K.J., 2003. *Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme*. Aachen, Germany: Shaker Verlag (*Berichte aus der Agrarwissenschaft*), 292 p.

Humphreys, J.; O'Connell, K.; Casey, I.A., 2008. Nitrogen flows and balances in four grassland-based systems of dairy production on a clay-loam soil in a moist temperate climate. *Grass and Forage Science*, 63 (4): 467-480.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00660.x>

Ilsemann, J.; Goeb, S.; Bachmann, J., 2001. How many soil samples are necessary to obtain a reliable estimate

of mean nitrate concentrations in an agricultural field? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*; 164 (5): 585-590.

[http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200110\)164:5<585::AID-JPLN585>3.0.CO;2-M](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200110)164:5<585::AID-JPLN585>3.0.CO;2-M)

Janzen, H.H.; Angers, D.A.; Boehm, M.; Bolinder, M.; Desjardins, R.L.; Dyer, J.A.; Ellert, B.H.; Gibb, D.J.; Gregorich, E.G.; Helgason, B.L.; Lemke, R.; Masse, D.; McGinn, S.M.; McAllister, T.A.; Newlands, N.; Pattey, E.; Rochette, P.; Smith, W.; van den Bygaart, A.J.; Wang, H., 2006. A proposed approach to estimate and reduce net greenhouse gas emissions from whole farms. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (3): 401-418.

<http://dx.doi.org/10.4141/S05-101>

Jarvis, S.; Hutchings, N.; Brentrup, F.; Olesen, J.E.; van de Hoek, K.W., 2011. Nitrogen flows in farming systems across Europe. 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. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 211-228.

Jeanneret, P.; Baumgartner, D.; Freiermuth, R.; Gaillard, G., 2006. Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques. Salca bd. Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 67 p.

Jordan, C.; McGuckin, S.O.; Smith, R.V., 2000. Increased predicted losses of phosphorus to surface waters from soils with high Olsen-P concentrations. *Soil Use and Management*, 16 (1): 27-35.

Josien, E.; Bousset, J.P.; Taverne, M.; Bockstaller, C., 2006. PD 2.6.1: A report on the needs of stakeholders with respect to assessment of indicators (multicriteria approach) SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2. 42 p.

Kägi, T.; Bockstaller, C.; Gaillard, G.; Hayer, F.; Mamy, L.; Strassmeyer, J., 2008. Multicriteria comparison of RA and LCA toxicity methods with focus on pesticide application strategies. 6. *International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*. Zurich, Switzerland: November 12-14, 2008, 4 p.

Kellman, L.M.; Hillaire-Marcel, C., 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95 (1): 87-102.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(02\)00168-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00168-8)

Knudsen, M.T.; Kristensen, I.B.S.; Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Kristensen, E.S., 2006. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. *Journal of Agricultural Science*, 144: 135-149.

<http://dx.doi.org/10.1017/s0021859605005812>

Kobayashi, R.; Yamada, A.; Hirooka, H.; Tabata, Y.; Zhang, J.G.; Nonaka, K.; Kamo, M.; Hayasaka, K.; Aoki, Y.; Kawamoto, H.; Shimonasako, H.; Kida, T.; Ogawa, M.; Miyaji, M., 2010. Changes in the cycling of nitrogen, phosphorus, and potassium in a dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 87 (2): 295-306.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9339-7>

Kohn, R.A.; Dou, Z.; Ferguson, J.D.; Boston, R.C., 1997. A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 50 (4): 417-428.

<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1997.0133>

Kristensen, L.B.; Jørgensen, M.S.; Dettlefsen, N.; Hutchings, N.J., 2005. FarmN: A decision support tool for managing nitrogen flow at the farm level. *EFITA konferencen*. Vila Real, Portugal: 25-27 juillet 2005, 1-7.

Kronvang, B.; Andersen, H.E.; Brgesen, C.; Dalgaard, T.; Bgestrand, J.; Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 11 (2): 144-152.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.007>

- Kustermann, B.; Christen, O.; Hulsbergen, K.J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135 (1-2): 70-80.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.014>
- Langeveld, J.W.A.; Verhagen, A.; Neeteson, J.J.; van Keulen, H.; Conijn, J.G.; Schils, R.L.M.; Oenema, J., 2007. Evaluating farm performance using agri-environmental indicators: recent experiences for nitrogen management in The Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 82 (3): 363-376.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.021>
- Laurent, F.; Castillon, P., 1987. Le reliquat azoté sortie hiver. *Perspectives Agricoles*, 115: 47-57.
- Laville, P.; Lehuger, S.; Loubet, B.; Chaumartin, F.; Cellier, P., 2011. Effect of management, climate and soil conditions on N₂O and NO emissions from an arable crop rotation using high temporal resolution measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151 (2): 228-240.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.10.008>
- Le Ber, F.; Benoit, M.; Schott, C.; Mari, J.F.; Mignolet, C., 2006. Studying crop sequences with CARROTAGE, a HMM-based data mining software. *Ecological Modelling*, 191 (1): 170-185.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.08.031>
- Le Gall, A.; Vertès, F.; Pflimlin, A.; Chambaut, H.; Delaby, L.; Durand, P.; van der Werf, H.; Turpin, N.; Bras, A., 2005. Flux d'azote et de phosphore dans les fermes françaises laitières et mise en oeuvre des réglementations environnementales. Rapport no 190533017. *Collection "Résultats"* Paris, France Inra, Institut de l'Elevage. 64 p.
- Leip, A.; Britz, W.; Weiss, F.; de Vries, W., 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159 (11): 3243-3253.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>
- Lemunyon, J.L.; Gilbert, R.G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6 (4): 483-486.
- Leterme, P.; Barre, C.; Vertès, F., 2003. The fate of N-15 from dairy cow urine under pasture receiving different rates of N fertiliser. *Agronomie*, 23 (7): 609-616.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003038>
- Levitan, L., 2000. How to and why: assessing the enviro-social impacts of pesticides. *Crop Protection*, 19 (8-10): 629-636.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0261-2194\(00\)00083-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0261-2194(00)00083-1)
- Lewis, D.R.; McGechan, M.B., 2002. A review of field scale phosphorus dynamics models. *Biosystems Engineering*, 82 (4): 359-380.
<http://dx.doi.org/10.1006/bioe.2002.0102>
- Lewis, K.A.; Newbold, M.J.; Tzilivakis, J., 1999. Developing an emissions inventory from farm data. *Journal of Environmental Management*, 55 (3): 183-197.
<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1998.0253>
- Li, C.S., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58 (1-3): 259-276.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009859006242>
- López-Ridaura, S.; van Keulen, H.; van Ittersum, M.K.; Leffelaar, P.A., 2005. Multi-scale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resource management systems. *Environment Development and Sustainability*, 7: 51-69.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10668-003-6976-x>

Lord, E.I.; Anthony, S.G.; Goodlass, G., 2002. Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use and Management*, 18 (4): 363-369.
<http://dx.doi.org/10.1079/sum2002145>

Lord, E.I.; Shepherd, M.A., 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *Journal of Soil Science*, 44: 435-449.

LUBW, 2006. Perspectives d'évolution de la pollution par les nitrates- INTERREG III A : MoNit «Modélisation de la pollution des eaux souterraines par les nitrates dans la vallée du Rhin Supérieur». Karlsruhe, Germany LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. 154 p.
http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/18623/monit_prognosen.pdf?command=downloadContent&filename=monit_prognose_n.pdf

Machet, J.M.; Laurent, F.; Chapot, J.Y.; Dore, T.; Dulout, A., 1997. Maîtrise de l'azote dans les intercultures et les jachères. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 271-288.

Makowski, D.; Guichard, L., 2008. Niveaux de précision des indicateurs utilisés pour évaluer les risques de pollution nitrique en parcelles agricoles. Paris, France Comifer. 18 p.

Makowski, D.; Tichit, M.; Guichard, L.; van Keulen, H.; Beaudoin, N., 2009. Measuring the accuracy of agro-environmental indicators. *Journal of Environmental Management*, 90: 139-146.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.023>

Makowski, D.; Wallach, D.; Meynard, J.M., 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agronomy Journal*, 91 (3): 377-385.
<http://dx.doi.org/10.2134/agronj1999.00021962009100030005x>

Malhi, S.; Lemke, R.; Schoenau, J., 2010. Influence of time and method of alfalfa stand termination on yield, seed quality, N uptake, soil properties and greenhouse gas emissions under different N fertility regimes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86 (1): 17-38.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-009-9271-x>

Mancebo, F., 2006. *Le développement durable*. Paris, France: Armand Colin (Collection U. Série Géographie), 269 p.

Manneville, V.; Le Gall, A.; Dolle, J.B.; Lucbert, J., 2010. Efficacité du Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole en France pour la reconquête de la qualité de l'eau en matière de nitrates. *Fourrages*, 204: 289-296.

Mary, B.; Beaudoin, N.; Benoit, M., 1997. Prévention de la pollution nitrique à l'échelle du bassin d'alimentation en eau. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 289-312.

Mary, B.; Beaudoin, N.; Justes, E.; Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50: 549-566.

Maurizi, B.; Verrel, J.L., 2002. Des indicateurs pour des actions de maîtrise des pollutions d'origine agricole. *Ingénieries*, 30: 3-14.

McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73 (2): 181-201.
<http://dx.doi.org/10.1017/S000632319700515X>

- Mejjide, A.; Garcia-Torres, L.; Arce, A.; Vallejo, A., 2009. Nitrogen oxide emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132 (1-2): 106-115.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.03.005>
- Mengel, K., 1997. Agronomic measures for better utilization of soil and fertilizer phosphates. *European Journal of Agronomy*, 7: 221-233.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00037-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00037-3)
- Merkle, A.; Kaupenjohann, M., 2000. Derivation of ecosystemic effect indicators - method. *Ecological Modelling*, 130 (1-3): 39-46.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00213-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00213-1)
- Mertens, M.; Huwe, B., 2002. FuN-Balance: a fuzzy balance approach for the calculation of nitrate leaching with incorporation of data imprecision. *Geoderma*, 109 (3-4): 269-287.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00179-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00179-9)
- Messéan, A.; Lô-Pelzer, E.; Bockstaller, C.; Lamine, C.; Angevin, F., 2010. Outils d'évaluation et d'aide à la conception de stratégies innovantes de protection des grandes cultures. *Innovations Agronomiques*: 69-81.
- Meynard, J.M.; Justes, E.; Machet, J.M.; Recous, S., 1997. Fertilisation azotée des cultures annuelles de plein champ. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 183-199.
- Michel, J.; Weiske, A.; Moller, K., 2010. The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25 (3): 204-218.
<http://dx.doi.org/10.1017/S1742170510000062>
- Michelsen, O., 2008. Assessment of land use impact on biodiversity - Proposal of a new methodology exemplified with forestry operations in Norway. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (1): 22-31.
<http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.04.316>
- Mignolet, C.; Benoit, M.; Saintot, D., 1997. Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges. *Productions Animales*, 10 (4): 275-285.
- Mignolet, C.; Schott, C.; Benoit, M., 2007. Spatial dynamics of farming practices in the Seine basin: Methods for agronomic approaches on a regional scale. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 13-32.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.004>
- Mitchell, G.; May, A.; Mc Donald, A., 1995. PICABUE: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2: 104-123.
- Moffatt, I., 2000. Ecological footprints and sustainable development. *Ecological Economics*, 32: 359-362.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2011.03.026>
- Moreau, P.; Ruiz, L.; Mabon, F.; Raimbault, T.; Durand, P.; Delaby, L.; Devienne, S.; Vertès, F., 2012. Reconciling technical, economic and environmental efficiency in vulnerable areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147: 89-99.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.005>
- Morvan, T.; Parnaudeau, V.; Houot, S.; Nicolardot, B., 2001. *La valeur fertilisante azotée des effluents d'élevage et urbains*. Inra, 4 p.
- Nardo, M.; Saisana, M.; Saltelli, A.; Tarantola, S., 2005. Tools for composite indicators building. Ispra, Italy Joint

Research Center, European Commission. 134 p.

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. *Agricultural Systems*, 88 (2/3): 142-155.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.005>

Niemeijer, D.; de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>

Nilsson, S.I.; Edwards, A., 2003. Element balances as sustainability tools. Selected papers from an international workshop, Uppsala, Sweden, 16-17 March 2001. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 125 p.

Novak, S.; Kockmann, F.; Villard, A.; Banton, O.; Comte, J.C., 2006. Risque de perte de nitrates : Adapter la stratégie culturale au type de sol. *Perspectives Agricoles*, 322: 14-17.

OCDE, 2001. *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture, méthodes et résultats*. Paris, France: Editions OCDE, 440 p.

OECD, 1999. *Environmental indicators for agriculture. Concepts and Framework. Volume 1*. Paris, France: OECD Publications, 45 p.

<http://www1.oecd.org/agr/biodiversity/volume1.pdf>

Oenema, O.; Boers, P.C.M.; van Eerdt, M.M.; Fraters, B.; van der Meer, H.G.; Roest, C.W.J.; Schroder, J.J.; Willems, W.J., 1998. Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 102: 471-478.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)80071-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80071-7)

Oenema, O.; Heinen, M., 1999. Uncertainties in nutrient budgets due to biases and errors. In: Smaling, E.M.A.; Oenema, O.; Fresco, L.O., eds. *Nutrient Disequilibria in Agroecosystems*. Wallingford, UK: CABI Publishing, 75-97.

Oenema, O.; Kros, H.; 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.

[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00067-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00067-4)

Oenema, O.; Salomez, J.; Branquinho, C.; Budnakova, M.; Cermak, P.; Geupel, M.; Johnes, P.; Tompkins, C.; Spranger, T.; Erisman, J.W.; Pallière, C.; Maene, L.; Alonso, R.; Maas, R.; Magid, J.; Sutton, M.A.; van Grinsven, H., 2011. Developing integrated approaches to nitrogen management. 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. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 541-550.

Oenema, O.; van Liere, L.; Schoumans, O., 2005. Effects of lowering nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture on the quality of groundwater and surface water in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4): 289-301.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.044>

Oppermann, R., 2003. Nature balance scheme for farms - evaluation of the ecological situation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98 (1-3): 463-475.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00105-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00105-1)

Osterburg, B.; Schmidt, T.G., 2009. Assessment of nitrogen balances at farm and regional level. *Proceedings of the Conference on integrated assessment of agriculture and sustainable development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009)*. Egmond aan Zee, The Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen

University and Research Centre, 300-301.

<http://www.cabi.org/cabdirect/FullTextPDF/2010/20103044937.pdf>

Party, J.P.; Sauter, J.; Burtin, M.L.; Koller, R., 1999. *Guide des sols d'Alsace, petite région naturelle Plaine Sud-Alsace : un guide pour l'identification des sols et leur valorisation agronomique*. Strasbourg, France: Région Alsace, 183 p.

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107 (1): 1-19.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G.; Vertès, F., 2007. Analysis of the uncertainty associated with the estimation of nitrogen losses from farming systems. *Agricultural Systems*, 94 (2): 416-430.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2006.11.014>

Peigné, J., 2003. *Méthode d'évaluation des pratiques agri-biologiques sur la qualité de l'air à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux*. Thèse. Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie, Rennes.306 p.

Peigné, J.; Bockstaller, C.; Pervanchon, F.; Girardin, P., 2004. Evaluation des émissions de NH₃, N₂O et CH₄ des engrais de ferme à l'aide d'indicateurs agri-environnementaux. *Fourrages*, 177: 93-112.

Peigné, J.; Girardin, P., 2004. Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water Air and Soil Pollution*, 153 (1-4): 45-68.

<http://dx.doi.org/10.1023/B:WATE.0000019932.04020.b6>

Pellerin, F.; Pellerin, S.; Vilette, C.; Boiffin, J., 2000. Evolution du raisonnement de la fertilisation phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation de l'évolution des sols et des successions de culture du Nord du Bassin Parisien. *Etude et Gestion des Sols*, 7 (1): 53-71.

Pervanchon, F.; Bockstaller, C.; Amiaud, B.; Peigne, J.; Bernard, P.Y.; Vertès, F.; Fiorelli, J.L.; Plantureux, S., 2005. A novel indicator of environmental risks due to nitrogen management on grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (1/2): 1-16.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.06.001>

Peyraud, J.L.; Le Gall, A.; Luscher, A., 2009. Potential food production from forage legume-based-systems in Europe: an overview. *International Conference on Forage Legumes in Temperate Pasture-Based Systems*. Cork, Ireland, 15-16 October 2009, 115-135.

<http://www.teagasc.ie/research/journal>

Pflimlin, A.; Irle, A.; Mirabal, Y., 2006. Contribution du troupeau laitier aux excédents d'azote et de phosphore et aux risques pour l'eau au niveau régional. *Projet Greendairy, Rapport de synthèse, Rennes*. Paris, France Institut de l'élevage. 122 p.

Pitcairn, C.E.R.; Fowler, D.; Leith, I.D.; Sheppard, L.J.; Sutton, M.A.; Kennedy, V.; Okello, E., 2003. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 126 (3): 353-361.

[http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491\(03\)00248-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00248-3)

Prasuhn, V., 2006. Erfassung der PO₄ -Austräge für die Ökobilanzierung : SALCA-Phosphor. Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 22 p.

Purtauf, T.; Thies, C.; Ekschmitt, K.; Wolters, V.; Dauber, J., 2005. Scaling properties of multivariate landscape structure. *Ecological Indicators*, 5 (4): 295-304.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.016>

Rabaud, V., 2004. Des terres trop souvent nues entre deux cultures - Peu de pratiques alternatives en grandes

cultures. *Agreste Primeur*, 149: 4.

<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/primeur149.pdf>

Reay, D.S.; Howard, C.M.; Bleeker, A.; Higgins, P.; Smith, K.; Westhoek, H.; Rood, T.; Theobald, M.R.; Sanz Cobena, A.; Ress, R.M.; Moran, D.; Reis, S., 2011. Societal choice and communicating the European nitrogen challenge. In: Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erismann, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., eds. *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 585-601.

Recous, S.; Loiseau, P.; Mary, B., 1997. Transformations et devenir de l'azote de l'engrais sous cultures annuelles et sous prairies. In: Lemaire, G.; Nicolardot, B., eds. *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*. Paris: Inra Editions, 105-120.

Reijneveld, J.A.; Ehlert, P.A.I.; Termorshuizen, A.J.; Oenema, O., 2010. Changes in the soil phosphorus status of agricultural land in the Netherlands during the 20th century. *Soil Use and Management*, 26 (4): 399-411.

Richner, W.; Oberholzer, H.R.; Freiermuth, R.; Huguenin, O.; Walther, U., 2006. Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungs Potenzials in Ökobilanzen – SALCA-Nitrat Zurich, Switzerland Agroscope FAL Reckenholz. 25 p.

Richter, G.M.; Beblík, A.J.; Schmalstieg, K.; Richter, O., 1998. N-dynamics and nitrate leaching under rotational and continuous set-aside - a case study at the field and catchment scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 68 (1-2): 125-138.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00142-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00142-4)

Rigby, D.; Woodhouse, P.; Young, T.; Burton, M., 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice *Ecological Economics*, 39: 463-478.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00245-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00245-2)

Riley, J., 2001a. The indicator explosion: local needs and international challenges. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (2): 119-120.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00271-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00271-7)

Riley, J., 2001b. Multidisciplinary indicators of impact and change - Key issues for identification and summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87 (2): 245-259.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00282-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00282-1)

Rochette, P.; Worth, D.E.; Lemke, R.L.; McConkey, B.G.; Pennock, D.J.; Wagner-Riddle, C.; Desjardins, R.L., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 641-654.

<http://dx.doi.org/10.4141/CJSS07025>

Roger, F.; van der Werf, H.; Kanyarushoki, C., 2007. Brittany dairy farms: energy use and environmental impacts on air, water and soil. *Rencontres Recherches Ruminants*. Paris, France, 5 -6 Decembre 2007. Inra, 33-36.

Rosnoblet, J.; Girardin, P.; Weinzaepflen, E.; Bockstaller, C., 2006. Analysis of 15 years of agriculture sustainability evaluation methods. 9. *ESA Congress*. Warsaw, Poland: September 4-6, 2006, 707-708.

Rotz, C.A.; Oenema, J., 2006. Predicting management effects on ammonia emissions from dairy and beef farms. *Transactions of the ASABE*, 49 (4): 1139-1149.

Sacco, D.; Bassanino, M.; Grigani, C., 2003. Developing a regional agronomic information system for estimating nutrient balances at a larger scale. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 199-210.

[http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00078-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00078-9)

Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: guidelines for identifying relevant multi-criteria decision aid methods. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 163-174.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007043>

Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Messean, A.; Doré, T., 2009. MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (3): 447-461.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009006>

Sapek, B.; Sapek, A., 2005. Nitrate in groundwater as an indicator of farmstead impacts on the environment. *Nitrates in groundwater : Selected papers from the European meeting of the International Association of Hydrogeologists*. Wisla, Poland: 4-7 June 2002, 37-45.

Schenck, R.C., 2001. Land use and biodiversity indicators for life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6: 114-117.

Schils, R.L.M.; Olesen, J.E.; del Prado, A.; Soussana, J.F., 2007. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science*, 112 (3): 240-251.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.005>

Schmidhalter, U.; Alfoeldi, T.; Oertli, J.J., 1992. Représentativité des analyses de l'azote minéral résiduel du sol. *Revue suisse d'Agriculture*, 24 (1): 51-56.

Scholefield, D.; Titchen, N.M., 1995. Development of a rapid field test for soil mineral nitrogen and its application to grazed grassland. *Soil Use and Management*, 11 (1): 33-43.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00493.x>

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. *European Journal of Agronomy*, 20 (1-2): 33-44.
[http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(03\)00070-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(03)00070-4)

Schröder, J.J.; Neeteson, J.J.; Oenema, O.; Struik, P.C., 2000. Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of the art. *Field Crops research*, 66 (2): 151-164.

Schröder, J.J.; Scholefield, D.; Cabral, F.; Hofman, G., 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy*, 7 (1): 15-23.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2003.10.006>

Schwertl, M.; Auerswald, K.; Schaufele, R.; Schnyder, H., 2005. Carbon and nitrogen stable isotope composition of cattle hair: ecological fingerprints of production systems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109 (1): 153-165.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.015>

Sharpley, A.N., 1995. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 24 (5): 947-951.

Sheppard, S.C.; Bittman, S.; Tait, J.; Sommer, S.G.; Webb, J., 2007. Sensitivity analysis of alternative model structures for an indicator of ammonia emissions from agriculture. *Canadian Agri-environmental Indicators, Canadian Society of Soil Science Annual Meeting*. Halifax, Nova Scotia, Canada, 15-18 May 2005, 129-139.
<http://dx.doi.org/10.4141/S06-062>

Simon, J.C.; Grignani, C.; Jacquet, A.; Le Corre, L.; Pages, J., 2000. Typology of nitrogen balances on a farm

scale: research of operating indicators. *Agronomie*, 20 (2): 175-195.
<http://dx.doi.org/10.1051/agro:2000118>

Sims, J.T.; Simard, R.R.; Joern, B.C., 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27 (2): 277-293.

Skeffington, R., 2006. Quantifying uncertainty in critical loads: (A) literature review. *Water Air and Soil Pollution*, 169 (1-4): 3-24.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-0382-6>

Skeffington, R.; Whitehead, P.G.; Abbott, J., 2006. Quantifying uncertainty in critical loads: (B) acidity mass balance critical loads on a sensitive site. *Water Air and Soil Pollution*, 169 (1-4): 25-46.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11270-006-2218-9>

Smeets, E.; Weterings, R., 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Copenhagen, Denmark EEA. 19 p.

Sohier, C.; Degre, A., 2010. Modelling the effects of the current policy measures in agriculture: An unique model from field to regional scale in Walloon region of Belgium. *Environmental Science & Policy*, 13 (8): 754-765.

Sommer, S.G.; Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15 (1): 1-15.

Sommer, S.G.; Olesen, J.E.; Petersen, S.O.; Weisbjerg, M.R.; Valli, L.; Rodhe, L.; Béline, F., 2009. Region-specific assessment of greenhouse gas mitigation with different manure management strategies in four agroecological zones. *Global Change Biology*, 15 (12): 2825-2837.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01888.x>

Spears, R.A.; Kohn, R.A.; Young, A.J., 2003. Whole-farm nitrogen balance on western dairy farms. *Journal of Dairy Science*, 86 (12): 4178-4186.
[http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(03\)74033-8](http://dx.doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(03)74033-8)

Stein, A.; Riley, J.; Halberg, N., 2001. Issues of scale for environmental indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 87: 215-232.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00280-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00280-8)

Stevenson, B.; Parfitt, R.; Schipper, L.; Baisden, W.; Mudge, P., 2010. Relationship between soil $\delta^{15}\text{N}$, C/N and N losses across land uses in New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139 (4): 736-741.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.020>

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Bealey, J.; Billen, G.; Bleeker, A.; Bouwman, L.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011a. The challenge to integrate nitrogen science and policies : the European Nitrogen Assessment approach. 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. Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 52-96.

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011b. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 612 p.

Task Force on Reactive Nitrogen, 2011. Draft guidance document for preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources. Informal document, No. 7. *Working Group of Strategies and Review, 48th Session, 11-15 April 2011*. Geneva, Switzerland.
<http://www.clrtap-tfrn.org/?q=node/1>

ten Berge, H.F.M., 2002. A review of potential indicators for nitrate loss from cropping and farming systems in the Nethetland. Report 31. Wageningen, Netherlands Plant Research International B.V., 168 p.

ten Berge, H.F.M.; Burgers, S.L.G.E.; ten Broeke, M.J.D.H.; Smit, A.; de Gruijter, J.J.; Velthof, G.L.; Schroder, J.J.; Oenema, J.; de Ruijter, F.J.; Radersma, S.; Hoving, I.E.; Boels, D., 2004. Nitrogen rate, surplus or residue? Performance of selected indicators for nitrate leaching. *Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop*. University of Exeter, UK, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, 397-405.

ten Berge, H.F.M.; Burgers, S.L.G.E.; van der Meer, H.G.; Schröder, J.J.; van der Schoot, J.R.; van Dijk, J.R., 2007. Residual inorganic soil nitrogen in grass and maize on sandy soil. *Environmental Pollution*, 145: 22-30.

Thenail, C.; Hubert-Moy, L.; Bockstaller, C.; Ruelle, P., 2008. De l'observation des pratiques à la conception d'indicateurs de durabilité des activités agricoles. *Colloque national projets ADD COPT et RMT OAAT, Construire et mettre en réseau l'observation des activités et pratiques agricoles* Paris, France, 27-28 novembre 2008.
[http://rhone-alpes.synagri.com/synagri/pj.nsf/TECHPJPARCLEF/05800/\\$File/Indicateurs%20des%20pratiques.pdf?OpenElement](http://rhone-alpes.synagri.com/synagri/pj.nsf/TECHPJPARCLEF/05800/$File/Indicateurs%20des%20pratiques.pdf?OpenElement)

Thomassen, M.A.; van Calster, K.J.; Smits, M.C.J.; Lepema, G.L.; de Boer, I.J.M., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*, 96 (1/3): 95-107.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2007.06.001>

Thomsen, I.K.; Schjonning, P., 2003. Evaluation of a non-destructive technique for inorganic soil N measurement. *Geoderma*, 113 (1-2): 147-160.

Topp, C.F.E.; Stockdale, E.A.; Watson, C.A.; Rees, R.M., 2007. Estimating resource use efficiencies in organic agriculture: a review of budgeting approaches used. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87 (15): 2782-2790.
<http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.3059>

Turpin, N.; Bousset, J.P.; Therond, O.; Josien, E., 2009. PD 2.7.1: Methods for upscaling indicators. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 42 p.

Valé, M., 2006. *Quantification et prédiction de la minéralisation nette en azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français*. Thèse. INPT-ENSAT, Toulouse. 183 p.

van Bol, V.; Peeters, A., 1997. Nitrogen resources conservation in a mixed dairy farming system. Winter leacheable nitrate risk assessment. *Resource use in organic farming. Proceeding of the third ENOF Workshop - 5-6 June 1997*. Ancona, Italy, 349-352.

van Bruchem, J.; Schiere, H.; van Keulen, H., 1999. Dairy farming in the Netherlands in transition towards more efficient nutrient use. *Livestock Production Science*, 61 (2/3): 145-153.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226\(99\)00064-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-6226(99)00064-0)

van Cauwenbergh, N.; Biala, K.; Bielanders, C.; Brouckaert, V.; Franchois, L.; Garcia Ciudad, V.; Hermy, M.; Mathijs, E.; Muys, B.; Reijnders, J.; Sauvenier, X.; Valckx, J.; Vanclooster, M.; van der Veken, B.; Wauters, E.; Peeters, A., 2007. SAFE—A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120: 229-242.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.006>

van der Heide, C.M.; Brouwer, F.; Bellon, S.; Bockstaller, C.; Garrod, G.D.; Geniaux, G.; Oliverai, R.; Smith, P.; Stapleton, L.; Weinzaepflen, E.; Zhang, C., 2007. PD 2.5.1: Review of approaches to establish reference levels to interpret indicators. SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme for Research, Technological Development and Demonstration, contract no. 010036-2 European Union. 44 p.

van der Heide, C.M.; Powe, N.A.; Navrud, S., 2010. Economic principles of monetary valuation in evaluation studies. In: Brouwer, F.; van Ittersum, M.K., eds. *Environmental and Agricultural Modelling: Integrated Approaches for Policy Impact Assessment*. Dordrecht: Springer, 295-317.

http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-3619-3_13

van der Werf, H., 2009. L'Analyse de Cycle de Vie, une approche pour faire le lien entre agronomie et valeur environnementale des systèmes de production et des territoires *Entretiens du Pradel, 5ème édition*. France, 17 et 18 septembre 2009.

http://www.montpellier.inra.fr/parteneriat_et_valorisation/association_francaise_d_agronomie

van der Werf, H.G.M.; Petit, J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 131-145.

[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)

van der Werf, H.M.G.; Kanyarushoki, C.; Corson, M.S., 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (11): 3643-3652.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.003>

van der Werf, H.M.G.; Tzilivakis, J.; Lewis, K.; Basset-Mens, C., 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 327-338.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.005>

van Groenigen, J.W.; Schils, R.L.M.; Velthof, G.L.; Kuikman, P.J.; Oudendag, D.A.; Oenema, O., 2008. Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from animal production systems: synergy between measuring and modelling at different scales. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48 (1/2): 46-53.

<http://dx.doi.org/10.1071/EA07197>

van Ittersum, M.K.; Ewert, F.; Heckelei, T.; Wery, J.; Alkan Olsson, J.; Andersen, E.; Bezlepkina, I.; Brogaard, S.; Donatelli, M.; Flichman, G.; Olsson, L.; Rizzoli, A.; van der Wal, T.; Wien, J.E.; Wolf, J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems*, 96 (1-3): 150-165.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2007.07.009>

Vayssieres, J.; Guerrin, F.; Paillat, J.M.; Lecomte, P., 2009. GAMEDE: A global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises Part I - Whole-farm dynamic model. *Agricultural Systems*, 101 (3): 128-138.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.05.001>

Velthof, G.L.; Oudendag, D.; Witzke, H.R.; Asman, W.A.H.; Klimont, Z.; Oenema, O., 2009. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 402-417.

<http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0108>

Verloop, J.; Boumans, L.J.M.; van Keulen, H.; Oenema, J.; Hilhorst, G.J.; Aarts, H.F.M.; Sebek, L.B.J., 2006. Reducing nitrate leaching to groundwater in an intensive dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74 (1): 59-74.

<http://dx.doi.org/10.1007/s10705-005-6241-9>

Vertès, F.; Bockstaller, C.; Espagnol, S.; Guichard, L.; Petit, J.; Raison, C., 2010. Stratégies de choix des méthodes et outils d'évaluation environnementale en systèmes d'élevage. In: Espagnol, S.; Leterme, P., eds. *Elevages et environnement*. Versailles: Editions Quae; Editions Educagri, 15-64.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Laurent, F.; Besnard, A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de

lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, 192: 423-440.

Vertès, F.; Simon, J.C.; Le Corre, L.; Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etude des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, 151: 263-280.

Vilain, L.; Boisset, K.; Girardin, P.; Guillaumin, A.; Mouchet, C.; Viaux, P.; Zahm, F., 2008. *La méthode IDEA : indicateur de durabilité des exploitations agricoles : guide d'utilisation*. Dijon, France: Educagri, 184 p.

von Wirén-Lehr, S., 2001. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84 (2): 115-129.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00197-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00197-3)

Vuichard, N.; Soussana, J.F.; Ciais, P.; Viovy, N.; Ammann, C.; Calanca, P.; Clifton-Brown, J.; Fuhrer, J.; Jones, M.; Martin, C., 2007. Estimating the greenhouse gas fluxes of European grasslands with a process-based model: 1. Model evaluation from in situ measurements. *Global Biogeochemical Cycles*, 21 (1): 14 p.
<http://dx.doi.org/10.1029/2005gb002611>

Watson, C.A.; 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.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009793120577>

Williams, A.G.; Audsley, E., 2009. Balancing production output and environmental impact in animal production. *Feed Compounder*, 29 (3): 43-49.
<http://www.feedcompounder.com>

Williams, A.G.; Audsley, E.; Sandars, D.L., 2009. A lifecycle approach to reducing the environmental impacts of poultry production. *World Poultry Science Association (WPSA), 17th European Symposium on Poultry Nutrition, Edinburgh, UK, 23-27 August, 2009*. World Poultry Science Association (WPSA), 70-76.

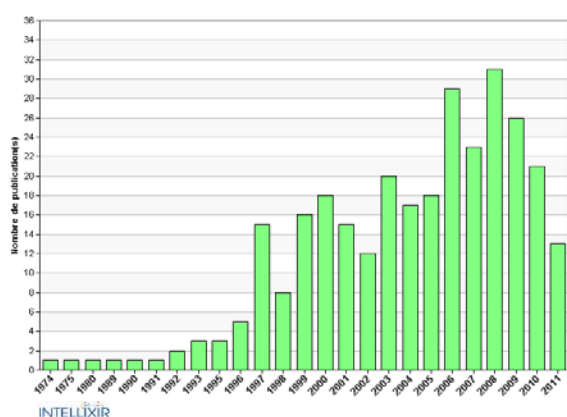
Zahm, F.; Viaux, P.; Vilain, L.; Girardin, P.; Mouchet, C., 2008. Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method - from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development*, 16: 271-281.

Zhang, Y.; Wu, S.Y.; Krishnan, S.; Wang, K.; Queen, A.; Aneja, V.P.; Arya, S.P., 2008. Modeling agricultural air quality: current status, major challenges, and outlook. *Atmospheric Environment*, 42 (14): 3218-3237.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.01.063>

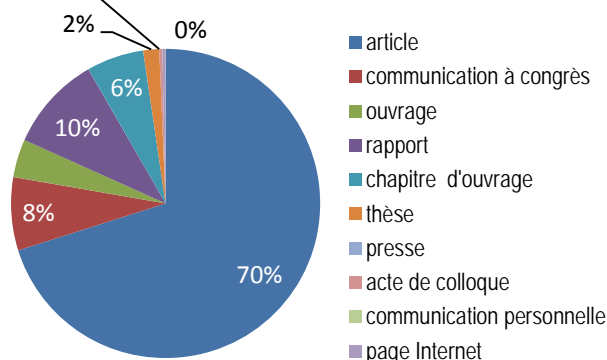
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 8

Le chapitre comporte 301 références, soit 21% du corpus total. La majorité des références a moins de dix ans. 78 % des références sont des articles et communications à colloque. Les 10 % de rapports sont principalement des travaux du Corpen et de l'Institut de l'élevage. Les supports de publications des articles sont surtout sur des thématiques environnementales ou agronomiques.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
Agriculture, Ecosystems & Environment	32
European Journal of Agronomy	12
Agricultural Systems	10
Nutrient Cycling in Agroecosystems	10
Fourrages	9
Journal of Environmental Management	7
Journal of Environmental Quality	7
International Journal of Life Cycle Assessment	6
Soil Use and Management	6
Ecological Modelling	5
Environmental Pollution	5
Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes	5
The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives	5
Agronomie	4
Agronomy for Sustainable Development	4
Environmental Science & Policy	4
Global Biogeochemical Cycles	4
Journal of Plant Nutrition and Soil Science Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde	4
Controlling nitrogen flows and losses. 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, UK, 21-24 September 2003	3
Ecological Economics	3
Ecological Indicators	3
Journal of Agricultural Science	3
Journal of Dairy Science	3
Science of the Total Environment	3
Water Air and Soil Pollution	3

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Bockstaller C	26
Van der werf H	16
Girardin P	15
Guichard L	10
Oenema O	10
Vertès F	10
Durand P	7
Van keulen H	7
Le gall A	6
Delaby L	6
Benoit M	6
Bassel-mens C	6
Erisman J	5
Bouwman A	5
Espagnol S	5
Morvan T	5
Gaillard G	5
Simon J	5
Halberg N	5