

**Communication pour le Symposium international  
"Territoires et enjeux du développement régional"  
Lyon, 9-11 mars 2005**

**Evaluation de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitations agricoles -  
Estimation des émissions azotées directes**

Sylvain Payraudeau, Hayo M.G. van der Werf, Françoise Vertès

INRA, UMR Sol, Agronomie et Spatialisation de Rennes-Quimper, ENSAR-65, rue de Saint  
Brieuc CS 84215,  
34042 Rennes Cedex, France. Tel. +33 2 23 48 57 09; fax +33 2 23 48 54 30; E-mail:  
hayo.vanderwerf@rennes.inra.fr

### **Résumé**

L'objectif de cette communication est de présenter les intérêts et les limites d'une méthode d'évaluation environnementale multicritère (Analyse du Cycle de Vie : ACV) pour réaliser le diagnostic de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitations agricoles interagissant sur un territoire donné.

La difficulté du diagnostic environnemental tient à la complexité des interactions entre les systèmes de production agricole et l'environnement à des échelles de temps et d'espace variables. Une étude bibliographique a permis de conclure que, parmi les méthodes utilisées actuellement pour l'évaluation des systèmes agricoles, l'ACV est une des approches les plus appropriées, en particulier parce qu'elle est de loin celle où la réflexion méthodologique est la plus accomplie (van der Werf et Petit, 2002). Cette méthode est un outil pour l'analyse des impacts environnementaux de produits ou de services : elle est basée sur les émissions de substances polluantes et l'utilisation de ressources non renouvelables (Guinée *et al.*, 2002).

L'intérêt de l'utilisation de l'ACV à l'échelle d'une exploitation est de pouvoir associer les impacts potentiels liés à chaque partie du système (matériels, bâtiment, aliments du bétail, cultures, etc...) et donc d'identifier les points noirs de chaque système. L'originalité de ce travail est d'étudier au travers de l'ACV, l'effet des interactions entre exploitations agricoles (échange de fourrage, d'aliments, d'effluents, etc. ...) sur l'impact environnemental global du groupe d'exploitations considéré en fonction des caractéristiques physiques d'un territoire donné. Très peu de travaux intègrent en effet de façon spatialisée plusieurs problèmes environnementaux comme peut le faire une ACV au niveau d'un territoire (Bengtsson *et al.*, 1998). Parmi les différents contaminants pris en compte par l'ACV, ce travail se propose ensuite de détailler une méthode d'estimation des émissions directes des différents composés azotés adaptée à l'échelle du groupe d'exploitations. Les résultats obtenus avec cette méthode sur le bassin versant de Naizin (Morbihan, France) sont ensuite comparés avec les données d'observation acquises sur ce site.

**Mots clés :** Azote, ACV, Bilan apparent, Bassin versant

## 1. Introduction

L'impact environnemental de l'activité agricole peut être analysé à plusieurs échelles spatiales emboîtées, depuis la parcelle ou le bâtiment d'élevage jusqu'à l'échelle nationale voire supranationale (OCDE, 2001). A chaque échelle d'analyse correspondent des méthodes d'évaluation privilégiées.

La parcelle ou le bâtiment d'élevage constituent l'unité élémentaire d'action d'une exploitation agricole. Les préconisations à cette échelle visent à maximiser le résultat économique tout en minimisant les émissions de polluants. Les méthodes d'évaluation peuvent porter sur les émissions de polluants d'une parcelle (Benoît, 1992) ou d'un atelier animal (CORPEN, 2003).

L'exploitation agricole constitue l'unité de gestion du système agricole. La variété des méthodes d'évaluation (van der Werf et Petit, 2002) met en évidence le besoin de diagnostic à cette échelle. Les méthodes d'évaluation de l'exploitation reposent soit sur une agrégation des résultats à la parcelle (Benoît, 1992) soit sur une approche globale à l'exploitation, comme dans les approches de bilan de l'azote (Simon *et al.*, 1992 ; Kristensen *et al.*, 2003 ; Schröder *et al.*, 2003).

Au niveau spatial supérieur, le terme d'évaluation territoriale de l'agriculture est utilisé. Le territoire peut être défini comme une entité géographique, différenciée et structurée par les activités et les groupes sociaux qui l'occupent et y interagissent (Papy, 2001). Les limites géographiques du territoire sont par conséquent extrêmement variables, puisqu'elles dépendent des enjeux politiques, économiques, sociaux et environnementaux considérés (Lemaire *et al.*, 2003). L'évaluation territoriale de l'impact environnemental de l'agriculture est souvent associée à une évaluation de la durabilité économique (Pretty *et al.*, 2000).

Le passage de l'échelle de l'exploitation au groupe d'exploitations implique des enquêtes, soit exhaustives avec agrégation des évaluations, soit partielles avec définition d'une typologie permettant d'extrapoler les résultats. Selon les approches, le groupe d'exploitations ainsi considéré peut couvrir de quelques centaines d'ha à quelques milliers de km<sup>2</sup>. L'analyse à l'échelle du territoire peut permettre d'étudier les relations, communications et compétitions existant entre exploitations. Ces interactions constituent en effet une propriété émergente de l'agriculture à cette échelle (Cristofini, 1985). L'évaluation de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitations ne peut être réduite à la somme des évaluations de chaque exploitation (von Wieren-Lehr, 2001). Cette échelle permet par conséquent d'étudier l'impact positif ou négatif des échanges d'aliments, de fourrages, d'effluents, sur la consommation d'énergies non-renouvelables ou les émissions de contaminants sur la zone géographique étudiée (Nielsen, 1999 ; Lemaire *et al.*, 2003).

L'objectif de cet article est de discuter des intérêts et limites de la méthode d'évaluation de l'impact environnemental dénommée Analyse du Cycle de Vie (ACV) appliquée à l'échelle du groupe d'exploitations agricoles. Parmi les différents contaminants pris en compte par l'ACV, ce travail se propose de détailler une méthode d'estimation des émissions directes des différents composés azotés, adaptée à l'échelle du groupe d'exploitations. Une première évaluation de la qualité des résultats est réalisée après application de la méthode sur le bassin versant de Naizin (Morbihan, France).

## 2. Intérêt et limites de l'ACV comme méthode d'évaluation environnementale

Une analyse bibliographique des méthodes d'évaluation environnementale appliquées aux activités agricoles à l'échelle territoriale au sens large révèle une diversité des approches tant du point de vue des objectifs, que des concepts et des utilisateurs potentiels (Payraudeau et van der Werf, *in press*). Cette analyse a porté sur six grands types d'approches qui, sans prétendre à l'exhaustivité, recouvrent une large gamme de méthodes fréquemment rencontrées que sont : la cartographie du risque environnemental, deux méthodes normalisées avec l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et l'Evaluation de l'Impact Environmental (EIA), deux méthodes d'optimisation reposant soit sur la programmation

linéaire (PL) soit sur les systèmes multi-agents (SMA) et pour finir les approches basées sur un ensemble structuré d'Indicateurs Agro-Environnementaux (IAE).

L'objectif de l'ACV est d'évaluer l'impact environnemental d'un produit. Le concept central de cette méthode est d'agrèger, en un nombre réduit d'indicateurs, l'ensemble des ressources utilisées et des émissions de polluants au cours de la vie d'un produit. Initialement développée pour la production industrielle, l'utilisation de l'ACV pour évaluer l'impact environnemental de l'activité agricole est croissante tant pour les productions végétales (Mattsson, 1999 ; Brentrup *et al.*, 2001) qu'animales (Haas *et al.*, 2001 ; Cederberg, 2002) à l'échelle de l'exploitation.

Plusieurs points clés ont été identifiés pour fournir un cadre permettant d'analyser l'adéquation d'une méthode existante ou pour développer une nouvelle méthode d'évaluation de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitations agricoles (Payraudeau et van der Werf, *in press*). Nous avons choisi dans cet article de préciser les points forts et les limites de l'ACV par rapport à ces points clés identifiés, ainsi que les améliorations qui peuvent être apportées.

Le premier point clé porte sur l'intérêt d'intégrer des objectifs sociaux et économiques dans la méthode d'évaluation pour pondérer les résultats de l'évaluation environnementale. Le pôle environnemental est la seule composante de la durabilité systématiquement étudiée dans le cadre de l'ACV. Des objectifs socio-économiques, comme le nombre d'UTA (Unité de Travail Annuel) concerné par un système de production agricole, peuvent être intégrés, même si la méthode est construite autour de la notion d'impact environnemental (Biewinga et van der Bijl, 1996).

Le deuxième point clé porte sur la prise en compte de la variabilité temporelle des émissions polluantes et des effets à long terme. Par définition, dans l'ACV, la période considérée pour calculer les émissions est fonction de la vie du produit étudié. L'estimation des émissions d'une exploitation ou d'un groupe d'exploitations se fait le plus souvent à l'échelle annuelle (Biewinga et van der Bijl, 1996 ; Geier et Köpke, 1998). L'ACV, basée sur de tels bilans annuels, présente une capacité réduite d'intégrer la variabilité temporelle des émissions durant l'année. Des tentatives d'utilisation de modèles hydrologiques et/ou agronomiques au sein de l'ACV montrent que cette limite est surmontable (Basset-Mens et Durand, Comm. Pers.). Il faut toutefois noter que le volume de données nécessaire à l'alimentation de tels modèles rend la méthode moins opérationnelle. Du point de vue temporel, l'intérêt de l'ACV est de raisonner sur des durées dépassant l'échelle annuelle pour estimer les effets potentiels à long terme des émissions. La période considérée pour intégrer les effets des émissions polluantes sur l'effet de serre dépasse ainsi la centaine d'années.

Le troisième point clé porte sur la qualité d'intégration de la variabilité spatiale des émissions, des caractéristiques du milieu récepteur et donc de sa vulnérabilité. De par sa logique d'agrégation des émissions sur l'ensemble des sites concernés par un produit agricole, l'ACV intègre en général peu cette variabilité spatiale. Certains auteurs ont cependant souligné l'importance de distinguer géographiquement les émissions selon les sites de production parfois sur des continents différents, e.g. le soja cultivé au Brésil qui rentre dans la composition d'un aliment concentré consommé en France (Bengtsson *et al.*, 1998). Une meilleure prise en compte de l'effet de la variabilité spatiale, tant du point de vue des émissions que de la vulnérabilité des milieux récepteurs, peut être intégrée dans l'ACV et notamment pour des phénomènes d'extension régionale comme l'acidification (Potting, 2000). Comme pour l'aspect temporel, une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale nécessite un volume de données qui complique rapidement l'application de la méthode.

Le quatrième point clé consiste en la capacité de la méthode d'évaluation de considérer à la fois les effets locaux (bruits, odeurs), régionaux (eutrophisation, acidification) ou globaux (énergies non-renouvelables, effet de serre). L'intérêt de l'ACV sur ce point est d'intégrer systématiquement les effets régionaux et globaux et dans une moindre mesure les effets locaux (Gaillard, 1997). Cette prise en compte d'une large gamme d'impacts présente l'avantage de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollution d'un type d'impact à un autre en fonction, par exemple, d'une modification des pratiques culturelles.

Le cinquième point clé consiste à préférer les méthodes reposant sur des indicateurs basés sur les émissions ou les impacts, que l'on regroupe sous le terme d'indicateurs d'effets, plutôt que ceux basés sur les moyens (pratiques ou intrants). Si les indicateurs basés sur les moyens sont plus faciles à renseigner, les indicateurs basés sur les effets permettent de caractériser le risque environnemental plus directement. L'ACV repose exclusivement sur des indicateurs d'effets.

Le sixième point porte sur la prise en compte explicite de l'incertitude dans la méthode d'évaluation. Ce point est encore trop rarement abordé dans la description des méthodes d'évaluation de l'impact environnemental. La prise en compte des incertitudes fait partie intégrante de l'ACV avec toutefois des approches différentes (Björklund, 2002). L'incertitude peut être en effet analysée au travers de la propagation de l'incertitude sur un nombre limité de paramètres clés (Biewinga et van der Bijl, 1996) ou par une analyse de type Monte Carlo, intégrant l'ensemble des paramètres (Huijbregts *et al.*, 2000). La principale difficulté de ce dernier type d'analyse réside dans la construction, souvent a priori, des fonctions de probabilité pour chaque paramètre.

Le septième point identifié porte sur la possibilité de valider la méthode d'évaluation. Cette validation est indispensable pour établir un diagnostic environnemental. Au même titre que l'analyse de l'incertitude, l'étape de validation est peu prise en compte dans la description des méthodes. En reprenant le protocole de validation proposé par Bockstaller et Girardin (2003), la méthode peut être validée a priori en obtenant un consensus d'expert sur la construction de la méthode, ou directement par une comparaison entre les valeurs des indicateurs et des observations. Le dernier type de validation porte sur l'acceptation de la méthode par les utilisateurs. Lors de l'application de l'ACV, seules les émissions polluantes peuvent être validées par des mesures. Du fait du caractère potentiel des impacts, notamment à long terme, il est en général difficile de valider l'impact de ces émissions sur un milieu récepteur. C'est pourquoi, les indicateurs proposés dans le cadre de l'ACV sont le plus souvent issus d'un consensus d'experts. Pour être validée par les utilisateurs, la méthode d'évaluation doit être à la fois applicable et ne pas conduire à un diagnostic erroné. Dans cette optique, l'effort important de standardisation, dans le cadre de l'ACV, pour le calcul des impacts (ISO/DIS, 2000a) et pour l'interprétation des résultats (ISO/DIS 2000b) peut faciliter l'acceptation par les utilisateurs.

Le dernier point porte sur la possibilité d'intégrer l'effet des interactions entre les exploitations sur le diagnostic global du groupe d'exploitations. Certaines méthodes, comme les Systèmes Multi-Agents, intègrent explicitement ces interactions autour d'une ressource naturelle (Petit *et al.*, 2001 ; Becu *et al.*, 2004). A l'échelle du groupe d'exploitations, l'évaluation de l'impact environnemental par l'ACV est souvent supposée être égale à la somme des évaluations de chaque exploitation. Pratiquement, une typologie permet d'extrapoler les résultats obtenus à l'échelle de l'exploitation vers le niveau du groupe d'exploitations, en supposant des pratiques homogènes par type (Geier et Köpke, 1998 ; Dalgaard *et al.*, 2004). La vision systémique sous-jacente de l'ACV permet cependant d'étudier l'impact local, régional et global sur l'environnement des transferts d'aliments, de fourrages et d'effluents entre exploitations agricoles.

Pour conclure, l'ACV, de par sa vision volontairement intégrative, tant spatialement que temporellement, présente des points forts comme la possibilité d'identifier des transferts de

pollutions d'un compartiment de l'environnement à un autre, ou d'intégrer les effets à long terme. Cette vision impose des limites sur la capacité de l'ACV à intégrer l'effet de la variabilité temporelle et spatiale des émissions sur chaque site de production. Cette limite est toutefois plus liée aux volumes de données à collecter, et à l'avancée des connaissances sur la chaîne de cause à effet entre les émissions polluantes et l'effet sur le milieu récepteur qu'à une limite intrinsèque de l'ACV. Un des enjeux de ce travail consiste à identifier le niveau de prise en compte des spécificités du site d'étude permettant de conserver le caractère opérationnel de la méthode.

### 3. Cadre méthodologique de l'étude

#### 3.1 Préambule

L'ACV doit permettre l'évaluation environnementale d'un groupe d'exploitations agricoles à l'échelle annuelle, basée sur les émissions de polluants et l'utilisation de ressources de l'exploitation.

Nous distinguons les émissions de polluants et utilisations de ressources directes (qui ont lieu sur l'exploitation) et indirectes (qui ont lieu en dehors de l'exploitation). Les émissions directes ont lieu au champ ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ , ...) et à partir des bâtiments ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$ , ...), il en va de même pour l'utilisation de ressources indirectes (au champ : diesel, surfaces cultivées ; au bâtiment : électricité, eau). Les émissions et utilisations de ressources indirectes surviennent lors de la production, et la mise à disposition des intrants (engrais, aliments, machines agricoles, pesticides).

Pour illustrer la mise en œuvre de l'ACV, nous nous focaliserons sur la méthode élaborée pour estimer les émissions directes azotées :  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$  et  $\text{NO}_3$ .

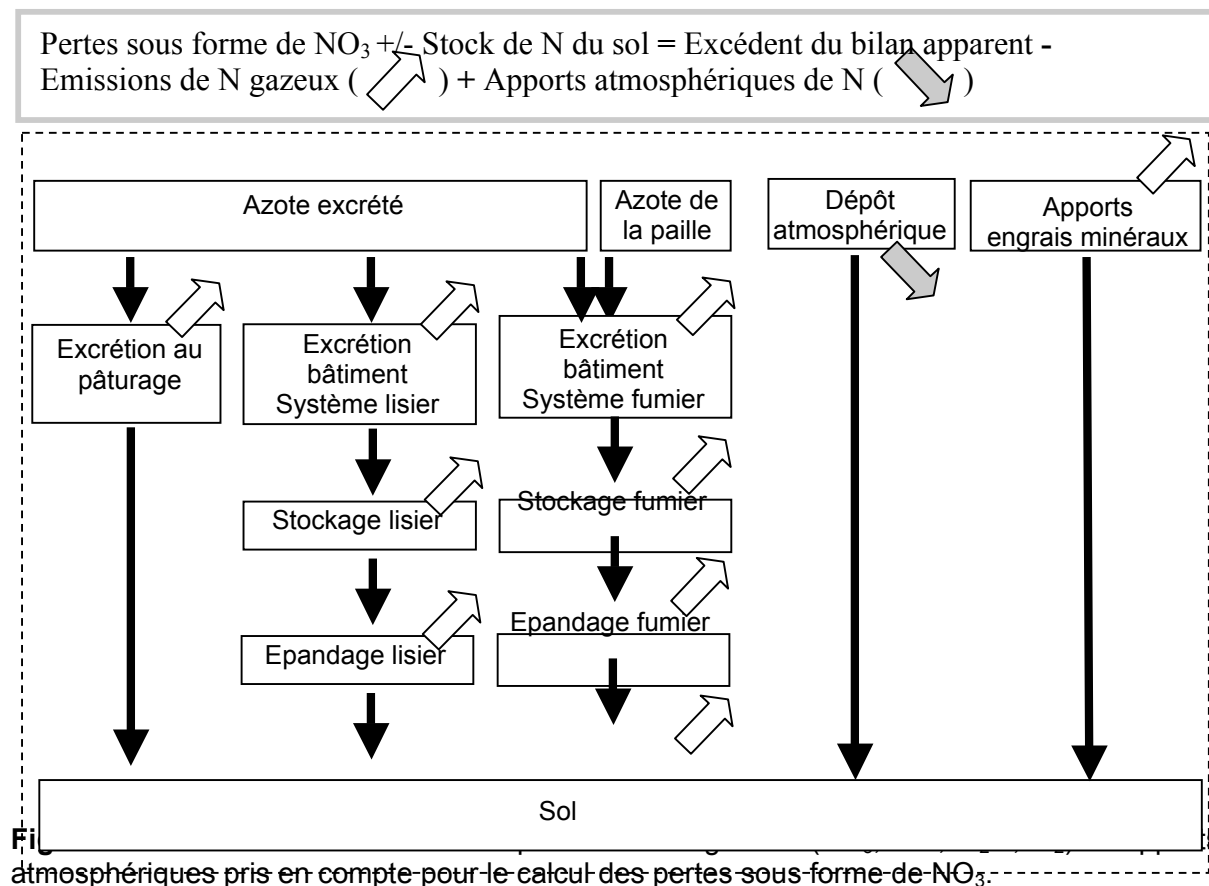
L'échelle d'analyse du groupe d'exploitations agricoles constitue le premier critère de choix de la méthode d'estimation des émissions azotées. Les méthodes à la parcelle, dont les résultats sont agrégés à l'exploitation, permettent d'intégrer les pratiques à l'échelle de l'objet agronomique pertinent que représente la parcelle. Toutefois, ces méthodes requièrent un volume et une qualité de données peu adaptée à l'échelle d'étude retenue. Nous avons utilisé une approche de ventilation de l'excédent du bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation (Kristensen *et al.*, 2003). Le bilan apparent de l'azote intègre l'ensemble des entrées et des sorties d'azote sur l'exploitation, en considérant l'exploitation comme une boîte noire (Simon et Le Corre, 1992). Le tableau 1 synthétise les entrées et les sorties d'azote prises en compte dans le calcul du bilan apparent de l'azote.

**Tableau 1** : Entrées et sorties du bilan apparent de l'azote sur l'exploitation.

Entrées	Sorties
Fertilisants minéraux	Exportation d'effluents organiques
Importation d'effluents organiques	Productions végétales vendues
Fixation symbiotique (légumineuses)	Fourrages exportés
Fourrages et litières importés	Lait, produits laitiers et oeufs
Productions végétales importées	Animaux vendus
Aliments	
Animaux achetés	

Le calcul du bilan apparent de l'azote s'appuie sur le travail actuel de mise en cohérence des références produites par l'INRA et les différents instituts techniques. Il est à noter que les apports atmosphériques d'azote ne sont pas intégrés dans le calcul du bilan apparent mais sont pris en compte par la suite lors du calcul du bilan net de l'azote sur l'exploitation.

L'excédent du bilan apparent, après déduction des pertes gazeuses estimées dans les différents compartiments de l'exploitation (pâturation, bâtiments, stockage, épandage, etc...) et prise en compte des apports atmosphériques, est utilisé comme indicateur du surplus d'azote qui va contribuer à la fois à l'évolution du stock dans le sol et aux pertes vers les eaux sous forme de NO<sub>3</sub> (Figure 1).



Déterminer le lessivage d'azote par différence de l'excédent du bilan apparent de l'azote et des pertes gazeuses présente l'inconvénient majeur de cumuler les incertitudes sur le terme lessivage de NO<sub>3</sub> (Kristensen *et al.*, 2003). Une méthode de calcul alternative serait donc utile, mais aucun modèle de simulation opérationnel ne semble permettre d'estimer le lessivage à l'échelle d'exploitations présentant notamment des prairies pâturées sans aucune donnée sur leur conduite. La mise en œuvre de cette méthode doit, par conséquent, être validée in situ et s'accompagner d'une évaluation de l'incertitude associée aux pertes par lessivage.

Les pertes gazeuses estimées (NH<sub>3</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>) sont exprimées en kg d'azote (N) pour être directement retranchées au bilan apparent. Les composés azotés présentant un impact sur l'environnement (NH<sub>3</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>) sont également exprimés en kg de la molécule concernée pour être comptabilisés dans l'étape de caractérisation des émissions de l'ACV.

### 3.2. Sources des références utilisées

Le choix des références utilisées pour estimer les émissions, ou *facteur d'émission* dans le vocable de l'ACV, est guidé par le consensus de la communauté scientifique internationale, européenne ou française. Ceci nous a conduit à privilégier, dans un souci de représentativité du contexte agricole, en premier lieu les références françaises du CORPEN (Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement) en terme d'excrétion et de pertes gazeuses, lorsqu'elles étaient disponibles, comme pour les élevages porcins (CORPEN, 1996, 1999a, 1999b, 2001, 2003).

Pour les aspects liés aux émissions d'ammoniac, les références du rapport européen EMEP-CORINAIR (EMEP : Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution ; CORINAIR : CORE INventory AIR emissions), résultant d'un consensus scientifique européen ont été utilisées (EMEP-CORINAIR, 2001).

Enfin, pour les émissions de N<sub>2</sub>O, la méthode proposée par IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) a été retenue (IPCC, 1997). Les émissions de NO<sub>x</sub> (avec x = 1) sont estimées à partir de l'azote ammoniacal contenu dans l'effluent (Skiba *et al.*, 1997 ; Brentrup *et al.*, 2000). Les émissions de N<sub>2</sub> sont estimées comme un ratio des émissions de N<sub>2</sub>O (Webb, 2001). Un document de synthèse présente l'ensemble des facteurs retenus pour l'estimation des émissions de composés gazeux azotés (Payraudeau, 2005).

### 3.3. Calcul de l'excrétion azotée

Les émissions azotées sous formes gazeuses dépendent de nombreux paramètres dont la quantité d'azote excrété, le lieu de l'excrétion, i.e. pâture, bâtiment sur paille, bâtiment sur caillebotis, la température, les caractéristiques de l'effluent stocké, etc... Il est donc primordial d'estimer dans un premier temps la quantité d'azote excrété par les différents ateliers animaux sur l'exploitation et la localisation de ces rejets. Le calcul de l'excrétion s'appuie exclusivement sur les préconisations du CORPEN en utilisant le document de référence le plus récent par type d'atelier animal.

Pour les vaches laitières et les génisses, le CORPEN propose une méthode de calcul de l'azote excrété selon le type de ration et le niveau de production laitière (CORPEN, 1999a, 2001). Le temps de présence en bâtiment et au pâturage permet de fractionner l'azote excrété entre restitution directe au pâturage et l'azote *épardable* après stockage.

Le CORPEN propose également une estimation de l'azote excrété pour les ateliers porcins en considérant le type d'animal et le mode d'alimentation : bi-phase ou standard (CORPEN, 2003). Les ateliers de volailles et cunicoles ont également fait l'objet d'un consensus à l'échelle nationale concernant l'excrétion (CORPEN, 1996 et 1999b).

### 3.4. Estimation des émissions gazeuses azotées

Afin de ne pas considérer deux fois les apports d'azote atmosphérique dans le bilan à l'échelle du groupe d'exploitations, nous faisons l'hypothèse que la totalité des pertes gazeuses émises par les exploitations quitte le site d'étude. Les apports atmosphériques sont dans cette hypothèse dus aux émissions provenant de l'extérieur du site d'étude. Brentrup *et al.* (2000) proposent une cartographie des apports atmosphériques d'azote à l'échelle européenne. La Bretagne y est caractérisée par un apport entre 10 et 20 kg N/an. Nous retenons la valeur médiane de 15 kg qui est proche de celle proposée pour le Danemark par Kristensen *et al.* (2003). Pour affiner ce terme du bilan, une piste pourrait consister à mettre en oeuvre des modèles de déposition des composés azotés à courte et moyenne distance (Cellier *et al.*, 1999).

Les pertes gazeuses sont calculées sur la base des quantités d'azote excrétées au pâturage et en bâtiment en considérant les processus de volatilisation sous forme de NH<sub>3</sub> (EMEP-CORINAIR, 2001), puis les processus de dénitrification d'abord sous forme de NO (Skiba *et al.*, 1997), puis sous forme de N<sub>2</sub>O (IPCC, 1997) et de N<sub>2</sub> (Webb, 2001). Pour l'azote excrété en bâtiment, on considère successivement les pertes gazeuses intervenant en bâtiment puis durant le stockage (Payraudeau, 2005). On obtient ainsi, à partir de l'azote excrété en bâtiment, l'azote épardable. L'azote émis sous forme moléculaire N<sub>2</sub> n'a pas d'impact sur l'environnement mais il doit cependant être estimé, puisqu'il entre dans le calcul du bilan net sur l'exploitation.

L'étape suivante consiste à calculer l'azote épardé et les pertes gazeuses intervenant après épardage des effluents. L'azote épardé est estimé à partir de l'azote épardable déterminé précédemment ajusté des éventuelles importations et/ou exportations d'effluents.

Le calcul de l'azote épandu peut être source de deux types d'incertitude (i) en l'absence de mesures de la teneur des effluents importés et exportés, on considère une teneur standard en fonction du type d'effluents (Chambre d'Agriculture Bretagne, 2002) (ii) la fiabilité de l'estimation du tonnage des effluents importés et exportés est difficile à contrôler et dépend de l'exploitant enquêté.

L'estimation des pertes de  $\text{NH}_3$  lors de l'épandage des effluents organiques repose sur des références régionales (Morvan et Leterme, 2001) ou européennes (EMEP-CORINAIR, 2001). Les facteurs d'émissions de  $\text{NH}_3$  suite à l'épandage sont fonction du type d'effluent (espèce animale, lisier ou fumier) et de la saison (période hivernale, reste de l'année). Les teneurs en azote ammoniacal, nécessaires au calcul des facteurs d'émission d'EMEP-CORINAIR, proviennent de la synthèse bibliographique de Brentrup *et al.* (2000). L'estimation des pertes de  $\text{NH}_3$  est pondérée en fonction des pratiques d'épandage et du délai d'enfouissement en utilisant les facteurs de réduction des émissions proposés par l'UNECE (United Nations, Economic Commission for Europe) (1999). Les pertes de NO sont estimées parallèlement en fonction de l'azote épandu et des teneurs en azote ammoniacal de l'effluent (Skiba *et al.*, 1997). Les facteurs d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  (IPCC, 1997) et de  $\text{N}_2$  (Webb, 2001) sont ensuite appliqués sur l'azote épandu restant après volatilisation.

Pour les apports d'engrais azotés minéraux, les facteurs d'émission de  $\text{NH}_3$  proposés par la communauté scientifique européenne sont retenus (EMEP-CORINAIR, 2001). Les autres pertes gazeuses azotées sont estimées en utilisant les facteurs d'émissions propre à la fertilisation minérale (Skiba *et al.*, 1997 ; IPCC, 1997 ; Webb, 2001).

Concernant l'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  par les légumineuses, en association ou non, les préconisations de l'IPCC sont retenues (IPCC, 1997). Les émissions de  $\text{N}_2$  associés à ce processus de dénitrification sont également estimées (Oehler, Comm. Pers.).

### **3.5. Estimation des pertes de $\text{NO}_3$ par lessivage**

A l'issue de ces étapes successives, le solde du bilan net contribue théoriquement à la fois à l'évolution du stock d'azote dans le sol et aux pertes vers les eaux par lessivage sous forme de  $\text{NO}_3$ . Sous cultures annuelles et lors des destructions de prairies (Vertès *et al.*, 2002), la minéralisation du stock d'azote dans le sol peut augmenter fortement les pertes par lessivage, tandis que les prairies permettent le stockage de l'azote dans les sols. Nous avons considéré une contribution nulle du sol au lessivage d'azote, en posant l'hypothèse que nous nous situons dans un système cultural associant cultures annuelles et prairies en équilibre sur le long terme. Cette hypothèse ne serait pas valide lors d'un changement important d'assolement sur une exploitation. A l'échelle de la Bretagne, la tendance globale des dernières décennies correspond à un destockage de l'azote du sol, lié à une diminution de la matière organique (Walter *et al.*, 1995). L'hypothèse d'une contribution nulle revient donc probablement à sous-estimer les pertes par lessivage. Une amélioration future de la méthode nécessiterait de pouvoir intégrer l'effet de ces successions culturales à l'échelle parcellaire sur l'évolution du stock d'azote dans le sol à l'échelle de l'exploitation.

Pour le calcul des émissions indirectes de  $\text{N}_2\text{O}$ , nous suivons les recommandations de l'IPCC en intégrant les émissions induites par les émissions de  $\text{NH}_3$  et de  $\text{NO}_3$  (IPCC, 1997).

### **3.6. Analyse de sensibilité et de la propagation de l'incertitude**

Cette approche repose sur l'utilisation de 89 paramètres, i.e. *facteurs d'émission*. Ces paramètres permettent d'estimer les 4 types de pertes gazeuses azotées ( $\text{NH}_3$ , NO,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ), (i) au pâturage pour les bovins, (ii) dans les bâtiments et durant le stockage pour les ateliers bovins, porcins, volailles et lapins, et (iii) lors de l'épandage des effluents organiques



et des engrais minéraux. Ces paramètres conditionnent également les pertes de  $N_2O$  et de  $N_2$  par les légumineuses et les apports atmosphériques d'azote. Le nombre élevé de paramètres implique une analyse de sensibilité pour identifier les facteurs d'émission les plus importants. L'objectif de cette analyse est de préciser les besoins prioritaires d'amélioration des références utilisées pour calculer les émissions directes. Cette analyse a été conduite paramètre par paramètre, en considérant arbitrairement une augmentation de 50% de la valeur du paramètre testé, tout en conservant les valeurs de référence pour les autres paramètres. L'effet de cette augmentation sur l'estimation de la quantité d'azote lessivé est ensuite étudié. Une analyse de la propagation de l'incertitude doit également être conduite. Celle-ci permet d'associer aux résultats de la méthode, l'incertitude provenant des données collectées et des facteurs d'émission utilisés. L'analyse de propagation de l'incertitude n'est pas discutée dans cet article.

La validation de la méthode proposée peut être envisagée en confrontant les émissions annuelles de  $NO_3$  estimées avec des mesures indicatrices de l'azote potentiellement lessivable, comme par exemple le résidu post-cultural automnal d'azote minéral.

#### **4. Choix du site d'étude**

Le choix du site d'étude a été principalement motivé par (i) l'existence de relations d'échange entre exploitants (fourrages, céréales et effluents organiques) (ii) la coexistence d'exploitations variées du point de vue des productions animales et végétales et (iii) la disponibilité de mesures sur la qualité des eaux sous les parcelles et à l'exutoire du bassin versant en vue d'une validation des estimations d'émissions polluantes sur l'ensemble du groupe d'exploitations. Le site de Naizin (Morbihan, France) a ainsi été retenu. La coexistence d'exploitations avec un lien au sol faible, i.e. hors sol porcins, volailles et lapins, avec des exploitations bovines très liées au sol laisse présager des interactions possibles entre exploitations. De par ses productions variées, ce bassin fournit un échantillon représentatif de l'élevage breton intensif pour élaborer et tester la méthode d'évaluation. Enfin, le statut du bassin versant de Naizin de BVRE (Bassins Versants Représentatifs et Expérimentaux) par le passé, puis d'ORE (Observatoire de Recherche en Environnement) actuellement, pour la partie amont, permet de s'appuyer sur une connaissance des émissions de  $NO_3$  sous les parcelles et à l'exutoire du bassin versant. Ce troisième atout s'est toutefois révélé être également une contrainte pour développer la méthode d'évaluation environnemental en raison de la saturation des exploitants agricoles aux sollicitations d'enquêtes.

Le bassin de Naizin (ou Coët-Dan) a une superficie de 12,5 km<sup>2</sup> dont 90% de SAU (Surface Agricole Utile). L'activité agricole est aujourd'hui dominée par l'élevage laitier intensif, avec une place importante du maïs dans la ration et par l'élevage hors sol de porcs et de volailles (Viaud, 2004). Le bassin se situe en Zone d'Excédent Structurel.

La mise en oeuvre de la méthode d'évaluation environnementale a nécessité la conception d'un questionnaire d'enquête répondant aux contraintes suivantes (i) durée d'enquête n'excédant pas la demi-journée (ii) recueil des données permettant de calculer le bilan apparent puis l'ensemble des pertes gazeuses (iii) recueil des données permettant d'estimer les émissions indirectes et la consommation d'énergie non-renouvelable sur l'exploitation. Sur les 41 exploitants recensés sur le bassin versant en 2004, 24 ont accepté de répondre au questionnaire. Les refus se situent principalement dans la partie amont du bassin versant et les surfaces non enquêtées représentent de l'ordre de 30% du bassin. Les précédentes enquêtes ont montré que d'importants ateliers porcins étaient localisés dans cette zone amont du bassin (Mimault, 1994). La SAU des 24 exploitations enquêtées représente 1274 ha, dont 38 % est située dans le bassin versant. La distance moyenne entre les limites du bassin versant de Naizin et les parcelles extérieures est de 950 m.

Pour comparer les résultats de la méthode avec les données d'observation acquises sur le bassin de Naizin, nous sommes amenés à faire l'hypothèse que le milieu physique et les pratiques culturales sont analogues pour les parcelles sur et en dehors du bassin de Naizin pour les 24 exploitations enquêtées. L'analyse des contraintes agronomiques perçues par

les exploitants, sur et en dehors du bassin versant, ainsi que l'homogénéité des pratiques culturales tend à confirmer cette hypothèse.

Seuls les résultats concernant les émissions directes azotées sont présentés par la suite.

## 5. Résultats

Les exploitations sont de type poly-culture élevage avec 8 exploitations de type lait spécialisé dont une en agriculture biologique, 3 de type porc spécialisé et 13 présentant une combinaison de plusieurs ateliers animaux (bovins, porcins, volailles ou lapins). La SAU moyenne est de 53 ha. L'enquête a porté sur le fonctionnement de ces exploitations en 2003.

Concernant la conduite des enquêtes, la difficulté tient à la durée qu'ont bien voulu consacrer les exploitants (entre 1 et 3 heures) et au volume conséquent des informations requises. Pratiquement, lorsqu'une certaine catégorie d'information obtenue était jugée incomplète pour la majorité des 24 exploitants, les données étaient soit recomposées à partir de dire d'experts soit non prises en compte dans la méthode.

Il nous est paru évident qu'une demi-journée d'enquête sur l'exploitation constitue une durée minimum pour obtenir les données nécessaires. En deçà, les hypothèses que l'on est amenées à faire pour compléter les questionnaires ne correspondent plus aux pratiques spécifiques de l'exploitant.

L'excédent du bilan apparent d'azote calculé sur l'ensemble des 24 exploitations est estimé à 182 kg N/ha de SAU. Cette estimation est comparable aux précédentes applications du bilan apparent de l'azote sur le bassin de Naizin avec respectivement 186, 183, 196 et 170 kg N/ha de SAU pour les années 1988, 1991, 1994 et 1997 (Bouraoui *et al.*, 1999 ; Bordenave et Merceron, 1999).

La charge en azote organique (lisier et fumier) avant et après prise en compte des importations et exportations s'élève respectivement à 122 et 96 kg N /ha de SAU. L'apport moyen d'azote minéral est de 65 kg N/ha de SAU. Sur la base de l'enquête, l'échantillon se situe donc nettement en dessous de la norme de la directive nitrates de 170 kg N organique/ha de SAU. Les échanges d'effluents entre exploitations de l'échantillon mises en évidence sont modestes (Tableau 2).

**Tableau 2** : Quantités d'azote importées et exportées sur les 24 exploitations et entre ces 24 exploitations

	Importation	Exportation	Exportation - Importation
	Tonne N/an		
Lisier	19	39	20
<i>dont échanges dans l'échantillon</i>		7	
Fumier	1	14	13
<i>dont échanges dans l'échantillon</i>		0	

Ces échanges limités d'effluents entre les 24 exploitations s'expliquent par le statut du canton en Zone d'Excédent Structurel qui conduit les exploitants à privilégier les exportations hors canton.

Le tableau 3 synthétise les résultats de l'estimation des différents flux azotés sur les 24 exploitations. Les principales pertes gazeuses se font sous forme d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et dans une moindre mesure d'azote gazeux (N<sub>2</sub>).

**Tableau 3** : Estimation moyenne sur les 24 exploitations des différents termes du bilan de l'azote (kg N/ha de SAU)

	Excédent du bilan apparent en azote  kg N/ha	Apports atmosphé- riques  kg N/ha	Pertes gazeuses  kg N- NH <sub>3</sub> /ha	Pertes gazeuses  kg N- NO/ha	Pertes gazeuses  kg N- N <sub>2</sub> O/ha	Pertes gazeuses  kg N- N <sub>2</sub> /ha	Pertes vers l'eau  kg N- NO <sub>3</sub> /ha
Moyenne	182	15	61	0,8	4	12	120
Ecart type	82	0	57	0,4	2	7	79

La valeur moyenne de 120 kg N/ha pour les pertes vers l'eau est élevée. Toutefois, un travail précédent a mis en évidence un stock moyen d'azote minéral à la fin de l'automne de l'ordre de 190 kg N/ha de SAU (Abrassart, 1999). Cette étude a porté sur la moitié des parcelles du bassin sous cultures, sols nus ou prairies, soit 600 ha durant les automnes 1996 et 1997. Ces mesures antérieures permettent de considérer que la valeur de 120 kg N/ha n'est pas aberrante sur le bassin versant de Naizin.

Pour 2 des 24 exploitations, la quantité de nitrates potentiellement lixiviable est négative (-19 et -60 kg N/ha de SAU). Ce résultat met en cause (i) l'hypothèse de stabilité du statut organique des sols dans ces exploitations en particulier, et (ii) l'ensemble des estimations réalisées. Nous allons principalement discuter ici des incertitudes qui leur sont liées.

La principale source d'incertitude est liée à la validité des réponses aux questionnaires sur l'ensemble des entrées et des sorties d'azote. Pour les postes pris en compte dans les cahiers comptables, l'incertitude est faible si l'éleveur a accepté de répondre de bonne foi au questionnaire. Par contre, pour les importations et/ou exportations d'effluents, l'incertitude porte à la fois sur les quantités (difficile à estimer sans pesage de remorques) et sur les teneurs (rarement mesurées). Si l'on analyse les postes du bilan apparent d'azote, les deux exploitations au bilan négatif sont caractérisées par les plus forts échanges d'effluents (importation et exportation). Toute erreur sur les quantités échangées se répercute sur le calcul de l'azote lessivé.

La deuxième source d'incertitude est liée aux différents paramètres utilisés pour le calcul des émissions gazeuses. L'analyse de sensibilité sur les 89 paramètres met en évidence un faible effet sur les pertes globales d'azote sous forme de NO<sub>3</sub> pour les 24 exploitations dont la valeur de référence est de 120 kg N/ha (Tableau 3). Les deux paramètres induisant le plus de sensibilité sur ces pertes sont l'émission de NH<sub>3</sub> depuis les bâtiments porcins sur lisier et les apports atmosphériques. L'augmentation de 50% des apports atmosphériques, conformément à la méthode d'analyse de sensibilité retenue, conduit à une augmentation de 6% des pertes de NO<sub>3</sub> (127 kg N-NO<sub>3</sub>/ha). La même augmentation de 50% des émissions de NH<sub>3</sub> en bâtiment porcin provoque une diminution de 6% de ces pertes (113 kg N-NO<sub>3</sub>/ha). Pour 9 autres paramètres, une diminution de l'ordre de 1% des pertes globales d'azote sous forme de NO<sub>3</sub> est observée. Pour les 78 autres paramètres, la sensibilité induite sur les pertes sous forme NO<sub>3</sub> est négligeable à l'échelle des 24 exploitations. L'analyse de la propagation de l'incertitude devra être conduite prioritairement sur les 11 paramètres induisant le plus de sensibilité.

Le tableau 4 synthétise les quantités des composés azotés présentant un impact sur l'environnement (NH<sub>3</sub>, NO, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>) exprimés en kg de la molécule concernée. Ces valeurs sont comptabilisées dans l'étape de caractérisation des émissions de l'ACV. Les émissions induites de N<sub>2</sub>O sont intégrées dans ce calcul (cf. paragraphe 3.5).

**Tableau 4** : Estimation annuelle moyenne pour les 24 exploitations des émissions azotées présentant un impact sur l'environnement (kg de molécules/ha de SAU)

	Pertes gazeuses	Pertes gazeuses	Pertes gazeuses	Pertes vers l'eau
	kg NH <sub>3</sub> /ha	kg NO/ha	kg N <sub>2</sub> O/ha	kg NO <sub>3</sub> /ha
Moyenne	74	2	12	530

En considérant une perte de 530 kg/ha de NO<sub>3</sub> et l'écoulement moyen annuel sur le bassin de Naizin (1971-1997) de 292 mm, on obtient une concentration moyenne annuelle théorique de 194 mg de NO<sub>3</sub>/l sous les parcelles. Un suivi des concentrations, entre 1996 et 1997 dans la nappe superficielle de la zone amont de Naizin, a mis en évidence des concentrations moyennes annuelles qui peuvent aller jusqu'à 138.5 +/-10 mg NO<sub>3</sub> en haut de versant (Molénat *et al.*, 2001). L'écoulement moyen sur ces deux années est de 255 mm/an.

Cette comparaison des émissions théoriques avec les données d'observation, acquises sur le site de Naizin (Abrassart, 1999 ; Molénat *et al.*, 2001) conforte, dans cette première étape, la méthode d'estimation des pertes azotées proposée. Les limites de cette comparaison sont dues (i) aux incertitudes sur les valeurs calculées, (ii) au recouvrement géographique partiel entre le bassin versant de Naizin et la localisation des parcelles des 24 exploitations, (iii) au décalage entre l'année d'application de la méthode en 2003 et les observations réalisées entre 1996 et 1997, (iv) à la différence de signification des variables observées, i.e. la concentration en nitrates dans la nappe superficielle ou le résidu post-cultural automnal d'azote minéral, et la grandeur conceptuelle *perte sous forme nitrates* estimée selon le mode de calcul proposé ici (Ruiz *et al.*, 2002a et b).

## Conclusion

L'objectif de cet article était de discuter des atouts et limites de l'ACV pour réaliser un diagnostic de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitation. La mise en œuvre de l'ACV suppose tout d'abord l'évaluation des émissions de polluants et de l'utilisation de ressources directes et indirectes puis du devenir de ces polluants et enfin de leurs effets sur l'environnement.

Nous avons focalisé notre propos sur l'évaluation des émissions directes azotées d'un groupe d'exploitations. L'adaptation de l'ACV proposée permet de prendre en compte les spécificités de chaque exploitation par l'intermédiaire d'enquêtes sans descendre à l'échelle de la parcelle. La durée limitée de collecte des informations rend cette méthode relativement opérationnelle à l'échelle de quelques dizaines d'exploitations. La qualité des réponses obtenues est toutefois cruciale pour mettre en œuvre un diagnostic représentatif du groupe d'exploitations étudié. L'application de la méthode se heurte, sur les exploitations caractérisées par de fortes importations et exportations d'effluents d'élevage, aux incertitudes sur les quantités mises en jeu et sur leur teneur en azote.

Les résultats annuels obtenus sont de l'ordre de grandeur des données d'observation acquises sur le site de Naizin. Ce premier degré de validation met en évidence la robustesse de l'approche. Pour être en mesure de réaliser un diagnostic de l'impact environnemental, l'incertitude associée à chaque type d'émissions azotées devra être estimée par l'intermédiaire d'une analyse approfondie de la propagation de l'incertitude dans l'ACV.

## Références

Abrassart, J., 1999. Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface. Premier résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (naizin – 56) et de ses sous-bassins de Kervidy et de la Villeneuve. Colloque « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc, France, 220-235

- Becu, N., Perez, P., Walker, A., Barreteau, O., Le Page, C., 2004. Agent based simulation of a small catchment water management in northern Thailand: Description of the CATCHSCAPE model. *Ecological Modelling*. 170, 2-3, 319-331.
- Bengtsson, M., Carlson, R., Molander, S., Steen, B., 1998. An approach for handling geographical information in life cycle assessment using a relational database. *Journal of Hazardous Materials*. 61, 1-3, 67-75.
- Benoît, M., 1992. Un indicateur des risques de pollution nommé BASCULE (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CUlture de l'Exploitation). *Courrier de la Cellule Environnement*. 18, 23-28.
- Biewinga, E.E., van der Bijl, G., 1996. Sustainability of energy crops in Europe: A methodology developed and applied. Centre for Agriculture & Environment, Utrecht, The Netherlands. 209 p.
- Björklund, A.E., 2002. Survey to improve reliability in LCA. *International Journal of LCA*. 7, 2, 64-72.
- Bockstaller, C., Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*. 76, 2, 639-653.
- Bordenave, P., Merceron, M., 1999. Présentation des bassins versants ateliers (Coët-Dan et Kerharo) et de la baie de Douarnenez. Colloque « Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral », Saint-Brieuc, France, 107-124.
- Bouraoui, F., Turpin, N., Boerlen, P., 1999. Trend analysis of nutrient concentrations and loads in surface water in an intensively fertilized watershed. *Journal of Environmental Quality*. 28, 1878-1885.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *Int. J. LCA*, 5, 1-9.
- Brentrup, F., Kusters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2001. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy*. 14, 3, 221-233.
- Cederberg, C., 2002. Life Cycle Assessment (LCA) of animal production. PhD Thesis, Department of Applied Environmental Science, Göteborg University, Sweden.
- Cellier, P., Morvan, T., Générumont, S., Masson, S., Loubet, B., 1999. Mesure et calcul des teneurs en ammoniac dans l'atmosphère sous le vent de bâtiments d'élevage et d'épandages de lisiers. Report INRA-RNSP, INRA, Unités de Bioclimatologie Grignon et Agronomie Rennes, 48 p.
- Chambre d'Agriculture Bretagne, 2002. Plan de fumure prévisionnel azote et Cahier de fertilisation - notice d'utilisation. Rennes, France, 16 p.
- CORPEN, 1996. Estimation des rejets d'azote par les élevages avicoles. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France, 9 p.
- CORPEN, 1999a. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux vaches laitières et à leur système fourrager. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France, 18 p.
- CORPEN, 1999b. Estimation des rejets d'azote et de phosphore par les élevages cynicoles. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France, 17 p.
- CORPEN, 2001. Estimation des flux d'azote, de phosphore et de potassium associés aux bovins allaitants et aux bovins en croissance ou à l'engrais, issus des troupeaux allaitants et laitiers, et à leur système fourrager. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France, 34 p.
- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote – phosphore – potassium – cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Comité d'Orientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'Environnement. Paris, France, 34 p.
- Cristofini, B., 1985. La petite région vue au travers du tissu de ses exploitations. Un outil pour l'aménagement et le développement rural. *Etud. Rech. Syst. Agraires Dév.* 6, 44 p.

- Dalgaard, R., Halberg, N., Kristensen, I.S., Larsen, I., 2004. An LC inventory based on representative and coherent farm types. In: Life Cycle Assessment in the Agri-food sector. Proceedings from the 4th International Conference, October 6-8 2003, Bygholm, Denmark; DIAS Report no. 61, Tjele, Denmark: p. 98-106.
- EMEP-CORINAIR, 2001. Emission Inventory Guidebook - Third Edition, Chapter 10: Agriculture. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- Gaillard, G., Crettaz, P., Hausheer, J., 1997. Inventaire environnemental des intrants agricoles en production végétale. Base de données pour l'établissement des bilans énergétiques et écologiques en agriculture. Station de Recherche en économie et technologies agricoles. Tänikon, Switzerland.
- Geier, U., Köpke, U., 1998. Comparison of conventional and organic farming by process-life cycle assessment. A case study of agriculture in Hamburg. International conference on life cycle assessment in agriculture, agro-industry and forestry. Brussels, Belgium. 31-38.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Life Cycle Assessment: an operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, 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.
- Huijbregts, M.A.J., Thissen, U., Jager, T., van de Meent, D., Ragas, A.M.J., 2000. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere*. 41, 4, 575-588.
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 4: Agriculture. The Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris. 140 p.
- ISO/DIS, 2000a. ISO 14042: Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment. Geneva, Switzerland, 16 p.
- ISO/DIS, 2000b. ISO 14043: Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle interpretation. Geneva, Switzerland, 8 p. + annexes.
- Kristensen, I.S., Halberg, N., Nielsen, A.H., Dalgaard, R., Hutchings, N., 2003. N turnover on Danish mixed dairy farms. Workshop "Nutrient management on farm scale: how to attain European and national policy objectives in regions with intensive dairy farming?", Quimper, France, 1-21.
- Lemaire, G., Benoit, M., Vertes, F., 2003. Recherches de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. *Fourrages*. 174, 175, 1-9.
- Mattsson, B., 1999. Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of agricultural food production. PhD Thesis, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Sweden. 55 p.
- Mimault, S., 1993. Les pratiques agricoles susceptibles d'engendrer une pollution nitrique sur le bassin versant de Naizin : diagnostic et propositions. Mémoire de DAA Sciences et techniques des productions végétales, INAPG, 90 p + annexes.
- Molénat, J., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Davy, P., Gruau, G., 2001. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of french brittany. *Water, Air and Soil Pollution*. 133, 161-183.
- Morvan, T., Leterme, P., 2001. Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers. *Ingénieries*. 26, 17-26.
- Nielsen, V., 1999. The effect of collaboration between cattle farms on the labour requirement and machinery costs. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72, 2, 197-203.
- OCDE, 2001. Environmental indicators for agriculture, Volume 3 - Methods and results. OECD publications, Paris, France. 409 p.
- Papy, F., 2001. Pour une théorie du ménage des champs : l'agronomie des territoires. *C.R. Acad. Agric. Fr.* 87, 4, 139-149.

- Payraudeau, S., 2005. Evaluation de l'impact environnemental d'un groupe d'exploitation - Méthode d'évaluation et application à un échantillon des exploitations du bassin versant de Naizin. Rapport interne INRA, 33 p.
- Payraudeau, S., van der Werf, H.M.G. (*in press*). Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Petit, O., Corcos, B., O'Connor, M., 2001. Appropriation Sociale du Problème de gestion durable de la nappe de Beauce. Programme Inter-institutionnel de Recherches et d'Etudes en Economie de l'Environnement (PIREE) du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Université de Versailles - Saint Quentin en Yvelines, Guyancourt, France. 90 p.
- Potting, J., 2000. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - A Framework, and Site-Dependent Factors to Assess Acidification and Human Exposure. PhD Thesis, University of Utrecht, The Netherlands. 177 p.
- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D., van der Bijl, G., 2000. An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*. 65, 2, 113-136.
- Ruiz, L., Abiven, S., Durand, P., Martin, C., Vertès, F., Beaujouan, V., 2002a. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : I. Annual nitrogen budgets. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 3, 497-505.
- Ruiz, L., Abiven, S., Martin, C., Durand, P., Beaujouan, V., Molénat, J., 2002b. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in small catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 6, 3, 507-513.
- 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, 33-44.
- Simon, J.C., Le Corre, L., 1992. Le bilan apparent de l'azote à l'échelle de l'exploitation agricole : méthodologie, exemples de résultats. *Fourrages*. 129, 79-94.
- Skiba, U., Fowler, D., Smith, K.A., 1997. Nitric oxide emissions from agricultural soils in temperate and tropical climates: sources, controls and mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 48, 75-90.
- UNECE (United Nations, Economic Commission for Europe), 1999. Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. Economic and Social Council, UNITED NATIONS, document de travail, 32 p.
- van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 93, 131-145.
- Vertès, F., Journet, M., Alard, V., Etesse, A., 2002. Le pâturage et les pertes d'azote. In: Alard, V., Béranger, C., Journet, M. (Eds.), *A la Recherche d'une agriculture durable: Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. INRA éditions, pp. 115-144.
- Viaud, V., 2004. Organisation spatiale des paysages bocagers et flux d'eau et de nutriments. Approche empirique et modélisations. Thèse ENSAR. Rennes, France, 283 p.
- von Wieren-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.
- Walter, C., Bouedo, T., Arousseau, P., 1995 - Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rapport final. Conseil Régional de Bretagne - Agence Loire-Bretagne, Rennes, France, 31 p.
- Webb, J., 2001. Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environmental Pollution*. 111, 395-406.