Prise en compte de la variabilité des émissions au champ dans l'Analyse de Cycle de Vie des systèmes agricoles. Application à l'épandage de lisier

Brigitte Langevin

▶ **To cite this version:**

Brigitte Langevin. Prise en compte de la variabilité des émissions au champ dans l'Analyse de Cycle de Vie des systèmes agricoles. Application à l'épandage de lisier. Ingénierie de l'environnement. Arts et Métiers ParisTech, 2010. Français. NNT : 2010ENAM0018 . pastel-00508904

HAL Id: pastel-00508904
https://pastel.hal.science/pastel-00508904

Submitted on 6 Aug 2010

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

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

2010-ENAM-0018

École doctorale n° 432 : Sciences des Métiers de l'Ingénieur

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers

Spécialité " Conception "

présentée et soutenue publiquement par

Brigitte LANGEVIN

le 25 juin 2010

Prise en compte de la variabilité des émissions au champ dans l'Analyse de Cycle de Vie des systèmes agricoles. Application à l'épandage de lisier

Directeur de thèse : **Daniel FROELICH**
Co-encadrement de la thèse : **Claudine BASSET-MENS**

Jury

M. Daniel FROELICH, Professeur Arts & Métiers AgroParisTech	Examinateur
Mme Claudine BASSET-MENS, Docteur, CIRAD	Examinateur
M. Benoît GABRIELLE, Professeur AgroParisTech	Rapporteur
M. Éric JUSTES, Docteur, INRA	Rapporteur
M. Reinout HEIJUNGS, Professeur, Université de Leiden, Pays-Bas	Examinateur
M. José MARTINEZ, Directeur de Recherche, Cemagref	Examinateur
M. Thomas NEMECEK, Docteur, ART Zürich, Suisse	Invité
M. Philippe ROUX, Ingénieur, Cemagref	Invité

T H È S E

Arts et Métiers ParisTech - Centre de Paris
Laboratoire de modélisation, analyse et prévention des impacts environnementaux

Tout est bon dans le cochon

Adage populaire

Remerciements

L'accomplissement d'une thèse est un grand aboutissement pour son auteur ; mais que l'arbre ne cache pas la forêt : beaucoup de monde ont permis et enrichi ce travail. Si je tente de recenser l'ensemble des personnes qui ont participé à la thèse, ce n'est déjà pas simple, mais pour leur exprimer ma gratitude comme il convient, ça devient franchement complexe : avec quels mots ? dans quel ordre ?

Il est en effet plus simple d'ordonner les performances environnementales des épandeurs de lisier que la longue liste des personnes que j'aimerais remercier pour leur accueil, leurs conseils et leur présence, sur le plan scientifique, administratif et bien sûr personnel.

La tangente est ici inévitable : par ces quelques lignes, je vous remercie chaleureusement, vous tous, qui vous reconnaîtrez, de m'avoir accompagnée et soutenue dans cette aventure que je suis heureuse d'avoir accomplie.

Table des matières

1 L'analyse de Cycle de Vie : une approche globale des impacts environnementaux 7

1.1 Présentation de la méthode 9

1.1.1 Éléments historiques 9

1.1.2 Les phases de la réalisation d'une ACV 9

1.1.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude . . 10

1.1.2.2 Inventaire de cycle de Vie 12

1.1.2.3 L'évaluation des impacts environnementaux 12

1.1.2.4 Interprétation 14

1.1.3 Aspects méthodologiques de l'ACV 14

1.2 Application de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes agricoles . . 16

1.2.1 Le sol, un intrant de la production limité dans le temps et l'espace 17

1.2.2 La variabilité des données d'inventaire agricoles 17

1.2.2.1 Description des systèmes de production étudiés . . 18

1.2.2.2 Estimations des flux 18

1.3 Traitement de la variabilité et de l'incertitude 19

1.3.1 Définition et typologie des sources d'incertitude 19

1.3.2 Représentation de l'incertitude 21

1.3.3 Propagation de l'incertitude 21

1.4 Conclusion 22

2 Analyse de Cycle de Vie des techniques d'épandage de lisier, basée

sur des données expérimentales issues de la littérature 23
2.1 Introduction . . . 26
2.2 Materials and methods . . . 27
2.2.1 Goal and scope of the analysis . . . 27
2.2.2 Life Cycle Inventory . . . 28
2.2.2.1 N losses estimates . . . 28
2.2.2.2 Other field emissions . . . 31
2.2.2.3 Equipment-related inventory data . . . 32
2.2.3 Uncertainty analysis . . . 33
2.3 Results and discussion . . . 34
2.3.1 Relative nitrogen loss factors . . . 34
2.3.1.1 Relative ammonia emission factors : $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,Tech}}$ . . . 34
2.3.1.2 Relative nitrous oxide emission factors : $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$. 36
2.3.2 Absolute nitrogen emissions in a given situation . . . 37
2.3.3 Comparative LCA between the four application techniques . 37
2.3.3.1 Identification of hot-spots . . . 37
2.3.3.2 Impact category results . . . 38
2.3.3.3 Overall comparison and uncertainty margins . . . 40
2.3.4 Discussion . . . 40
2.3.4.1 Impact of the sample of experiments used to calculate the $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$ . . . 40
2.3.4.2 Impact of the reference situation on LCA results . 41
2.3.4.3 Toward a more refined comparison . . . 41
2.4 Conclusion . . . 41

3 OSEEP : un outil de simulation de l'effet des épandeurs de lisier sur les pertes azotées 43
3.1 Introduction . . . 45
3.2 Approche générale . . . 45
3.3 Développement de l'outil de simulation OSEEP . . . 46
3.3.1 Origine des émissions et principaux facteurs influents . . . 46

3.3.1.1 Origine des émissions de NH_3 et principaux déterminants . . . 46
3.3.1.2 Origine des émissions de N_2O et principaux déterminants . . . 47
3.3.1.3 Origine des émissions de NO_3^- et principaux déterminants . . . 49
3.3.1.4 Conclusion sur les principaux effets machine à prendre en compte . . . 53
3.3.2 Sélection de modèles d'émissions azotées . . . 53
3.3.2.1 Diversité des modèles . . . 53
3.3.2.2 Cahier des charges pour la sélection des modèles d'émissions azotées . . . 54
3.3.2.3 Choix du modèle pour NH_3 . . . 54
3.3.2.4 Choix du modèle pour les émissions de N_2O . . . 56
3.3.2.5 Choix du modèle pour NO_3^- . . . 59
3.3.3 Adaptation et intégration des modèles sélectionnés en vue de la modélisation de l'effet des épandeurs . . . 59
3.3.3.1 Déformation du sol sous les traces de roue . . . 61
3.3.3.2 Circulation et rétention de l'eau dans les sols . . . 63
3.3.4 Intégration des modèles dans l'outil OSEEP . . . 64
3.3.5 Les effets des épandeurs non modélisés . . . 66
3.4 CONCLUSION . . . 67

4 Simulations de l'effet des techniques d'épandage sur les émissions de NH_3 et N_2O 69

4.1 Introduction . . . 71
4.2 Matériels et méthodes . . . 71
4.2.1 Schéma général de l'outil de simulation OSEEP . . . 71
4.2.2 Plan de simulation . . . 72
4.2.2.1 Effet des conditions pédo-climatiques sur les émissions N . . . 73

4.2.2.2 Effets élémentaires des épandeurs 75
4.2.2.3 Effets combinés des épandeurs 77
4.2.3 Evaluation de l'effet des épandeurs sur les émissions azotées 77
4.3 Résultats et discussion 78
4.3.1 Emissions azotées sur les cinq sites de 2002 à 2008 78
4.3.1.1 NH_3 78
4.3.1.2 N_2O 79
4.3.2 Effets élémentaires des épandeurs 81
4.3.2.1 Enfouissement du lisier 81
4.3.2.2 Tassement du sol 82
4.3.2.3 Répartition spatiale du lisier sur la parcelle 85
4.3.2.4 Conclusion sur les effets élémentaires des épandeurs 88
4.3.3 Effets combinés des épandeurs 88
4.3.3.1 Identification d'une hiérarchie des épandeurs 88
4.3.3.2 Relation entre NH_3 et N_2O 90
4.3.3.3 Effet du dimensionnement des équipements 93
4.3.4 Comparaison des performances environnementales des épandeurs évalués sur la base de résultats expérimentaux issus de la littérature et sur la base des simulations avec OSEEP . . 93
4.3.4.1 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,Tech}}$ 95
4.3.4.2 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$ 95
4.4 Conclusion 96

5 Gain de la modélisation pour la réalisation d'Analyse de Cycle de Vie 99

5.1 Introduction 101
5.2 Apports et limites d'OSEEP pour l'ACV de la fonction d'épandage 102
5.2.1 Apport : un outil intégrateur pour l'estimation des données d'inventaire et l'écoconception des épandeurs 102
5.2.2 Limites : biais d'estimation et attribution des impacts pour l'ACV des épandeurs 102

5.2.2.1 Estimation des paramètres d'entrée 103
5.2.2.2 Attribution des émissions azotées aux techniques d'épandage de lisier 103
5.2.2.3 Conclusion sur le choix des méthodes d'attribution des émissions à l'opération d'épandage 107
5.3 Avantage de l'utilisation des modèles pour les inventaires ACV . . 108
5.3.1 Estimation des flux absolus pour l'inventaire de Cycle de Vie 108
5.3.2 Exploration de la variabilité, construction de typologies . . . 109
5.3.3 Changement d'échelle 112
5.3.4 Recommendation pour l'établissement d'un inventaire de Cycle de Vie 115
5.3.5 Conclusion 115

Annexe 1 : Technologies mises en œuvre pour l'épandage, critères de qualité et critères de choix des épandeurs 117

Annexe 2 : Caractéristiques des épandeurs simulés 123

Annexe 3 : Code R pour la simulation de l'effet des épandeurs 127

Glossaire des termes et acronymes 137

Table des figures

1.1 Les quatre étapes d'une ACV 10

1.2 Exemples de limites du système établies pour l'ACV comparative des systèmes d'élevage laitier conventionnels et organiques (adapté de De Boer [2003]) 11

2.1 The slurry application system 28

2.2 General approach to calculate N losses 30

2.3 Distribution of the relative N loss factors $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,Tech}}$ for broadcast, harrowing and injection application techniques 35

2.4 Distribution of the relative N loss factors $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$ for broadcast, harrowing and injection application techniques 36

2.5 Impact potentials expressed as a percentage of impact potentials for the Band Spreading scenario and associated intervals of valid values 39

3.1 Approche de modélisation des effets des épandeurs sur les émissions azotées 46

3.2 Principaux paramètres d'entrée du modèle Volt'air 56

3.3 Partition du sol et modélisation des transferts hydriques selon un modèle réservoir, d'après Brisson *et al.* [2008] 57

3.4 Quelques paramètres d'entrée du modèles STICS 58

3.5 Propagation de la contrainte verticale dans le sol 60

3.6 Courbe de compression 60

3.7 Courbes de rétention en eau pour différentes textures de sol (*source Internet*) 62

3.8 Modélisation des effets des techniques d'épandage 65

4.1 Principaux paramètres d'entrée et de sortie d'OSEEP 72
4.2 Spécificités des sites de simulation des épandages de lisier 74
4.3 Emissions de NH_3 simulées sur les 5 sites de 2002 à 2008 pour un épandage en plein homogène 78
4.4 Emissions de N_2O simulées sur les 5 sites de 2002 à 2008 79
4.5 Incidence sur les émissions de N_2O des taux journaliers de saturation des pores en eau à Kerlavic et Auzeville 80
4.6 Effet du délai d'enfouissement du lisier sur les émissions de NH_3 . . 81
4.7 Effet de la masse volumique apparente du sol sur les émissions de NH_3 sur les cinq sites 83
4.8 Effet de la masse volumique du sol sur la dénitrification 84
4.9 Comportement hydrique du premier horizon du sol de Kerlavic . . . 85
4.10 Effet de l'apport localisé de lisier à Mons de 2002 à 2008 sur les émissions de NH_3 et de N_2O 87
4.11 Effet de l'apport localisé de lisier à Kerlavic de 2002 à 2008 sur les émissions de NH_3 et de N_2O 87
4.12 Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de NH_3 sur les cinq sites 89
4.13 Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de N_2O sur les sites de Kerlavic, Mons, Châlons et Auzeville 91
4.14 Relation NH_3/N_2O pour différents dispositifs d'épandage 92
4.15 Emissions de NH_3, expérimentales et simulées, exprimées en proportion des émissions des pendillards toute conditions égales par ailleurs 94
4.16 Valeurs de $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$, expérimentaux et simulées 96

5.1 Lixiviation cumulée de NO_3^- sur le site de Mons 104
5.2 Dynamique d'émission de NO_3^- pour une parcelle avec épandage de lisier et pour une parcelle sans épandage 106
5.3 Erreur prédictive des modèles selon leur niveau de complexité (d'après Passioura [1996]) 109

5.4 Différentiation de situations d'épandage pour établir une hiérarchie entre épandeurs 110
5.5 Densité de probabilité des émissions d'ammoniac estimées pour chaque type d'épandeur sur les cinq sites de 2002 à 2008 (cf. chapitre 4) . 111
5.6 Proposition d'un arbre de décision pour réaliser une Analyse de Cycle de Vie 114

Liste des tableaux

1.1 Éléments pour la caractérisation de l'impact changement climatique (d'après [ISO 14044, 2006]) 13
1.2 Typologie des sources d'incertitude d'une ACV (traduit de Björklund [2002]) 20

2.1 Average pig slurry composition in Brittany 30
2.2 Methods and equations used to calculate the N emissions for all application techniques 32
2.3 Description of the application of slurry with the different spreading equipments 33
2.4 Lower, median and upper bounds of the $\mathbf{K}_{NH3,Tech}$ uniform distributions 34
2.5 Lower, median and upper bounds of the $\mathbf{K}_{N2O,Tech}$ uniform distributions 34
2.6 Range of N emissions values : upper, median and lower bounds of their uniform distributions 37
2.7 Contribution of emitted substances and resources for the four scenarios of slurry application, expressed per 100 kg slurry-N applied 38

3.1 Facteurs influant sur la volatilisation d'ammoniac, adapté de Sommer & Hutchings [2001] 48
3.2 Facteurs influant sur la dénitrification, adapté à partir de Peoples *et al.* [2004] 50

3.3 Facteurs influant sur la lixiviation, adapté à partir de Peoples *et al.* [2004] 52
3.4 Méthode d'estimation des caractéristiques hydrodynamiques des sols dans les modèles Volt'air et STICS . . . 64

4.1 Les trois séries de simulations des émissions NH_3 et N_2O 73
4.2 Propriétés des sites de simulation 74
4.3 Paramètres mécaniques des sols 74
4.4 Composition du lisier de porc 74
4.5 Paramètres d'entrée relatifs aux effets élémentaires des techniques d'épandage 75
4.6 Caractéristiques des épandeurs simulés 77
4.7 Effet de l'état hydrique du sol sur les émissions de NH_3 simulée à Montoldre 79
4.8 Valeurs médianes, minimales et maximales des émissions de NH_3 (% de l'azote ammoniacal du lisier) à différentes profondeurs d'enfouissement 82
4.9 Effet de l'homogénéité de répartition de la nappe de lisier sur les émissions de NH_3 86
4.10 Synthèse de l'importance des effets élémentaires des épandeurs sur les émissions de NH_3 et N_2O 88
4.11 Effet du dimensionnement des équipements sur les émissions de N_2O 93

5.1 Démarches possibles d'attribution des émissions azotées à la fonction d'épandage 108
5.2 Niveaux d'échelle établis par Hoosbeek & Bryant [1992] dans Addiscott [1998] 112

Introduction générale

Contexte : l'évaluation des performances environnementales des équipements agricoles est indispensable pour développer une agriculture intensive et durable

La démographie humaine et les volumes de productions agricoles vont de pair. L'apport de fertilisants est un levier essentiel pour répondre à l'accroissement de la demande mondiale en nourriture : les fertilisants azotés, par exemple, ont largement contribué au triplement des productions alimentaires lors des cinquante dernières années [Mosier *et al.*, 2004] permettant à la population de passer de 2,8 à 6,5 milliards d'individus [UN, 2008]. Pour nourrir les 3 milliards d'individus supplémentaires prévus d'ici 2050, la FAO [2007] estime que 80% de la production agricole terrestre résultera d'un recours accru aux intrants.

Cependant, l'intensification mal gérée de l'agriculture présente des risques environnementaux, sociaux et économiques. Sur le plan environnemental, ces risques concernent, entre autres, la dégradation des sols, la pénurie des ressources en eau, la pollution accrue de l'air et de l'eau par les effluents d'élevage [FAO, 2007]. Dans l'Europe des 15 en 2004, l'agriculture représentait 9% et 33% des émissions anthropiques contribuant respectivement au réchauffement climatique et à l'acidification des milieux [EEA, 2008]. Elle est aussi la principale émettrice de nitrates, forme préférentielle de la nutrition azotée des plantes, mais qui, en trop grande quantité, est nocive pour les écosystèmes et la santé humaine [Nixon, 2004]. Le défi de l'agriculture intensive actuelle est d'être durable et notamment en réduisant ses impacts sur l'environnement [UNCED, 1992].

L'épandage d'effluents en particulier est au cœur des préoccupations environnementales de l'agriculture. Goulding [2004] estime que 50% de l'azote des effluents d'élevage peut être perdu pendant ou après épandage. Au Danemark, important pays d'élevage, des analyses économiques montrent que la mesure la plus efficace pour réduire les émissions nationales d'ammoniac consisterait à réduire les émissions des épandages d'effluents animaux [Sommer & Hutchings, 2001].

Les techniques d'épandage d'effluents peuvent être un levier important pour diminuer les émissions. L'épandage en bandes ou l'enfouissement du lisier par exemple permettent des abattements d'émissions d'ammoniac de l'ordre de 42% et 73% respectivement [Søgaard *et al.*, 2002]. Cependant, la réduction des émissions d'ammoniac par les épandeurs peut être accompagnée d'une augmentation d'émissions de protoxyde d'azote (N_2O), un important gaz à effet de serre, dont l'effet nocif sur la couche d'ozone a également été reconnu [Crutzen & Ehhalt, 1977; Cicerone, 1987].

Une évaluation intégrée des performances environnementales des techniques d'épandage d'effluents est donc nécessaire si l'on cherche à encourager le développement de techniques d'application plus durables. Ce défi est précisément l'objet d'un projet de recherche sur l'éco-conception des machines d'épandage, ECODEFI, coordonné par le Cemagref (Institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement). L'éco-conception est une démarche intégrant les critères environnementaux dans la conception de produits (biens ou services) [Schiesser, 2001]. Ce projet fait partie de la démarche d'amélioration des performances environnementales des épandeurs engagée par le Cemagref et s'inscrit dans le cadre du plan d'action pour les écotechnologies adopté par la commission européenne en 2004 [Thirion, 2006].

L'objet d'étude : l'épandage du lisier

L'épandage se définit comme « l'action de répandre un produit sur une surface étendue » [Thirion & Chabot, 2003, p.39]. On utilise surtout ce terme pour l'apport de fertilisant ou de déchet en agriculture. Différentes techniques ont été conçues pour réaliser la fonction d'épandage. Les quatre principales techniques d'épandage ainsi que les critères de qualité de l'épandage et de choix des épandeurs sont présentés en annexe 1. Nous nous sommes principalement intéressés aux lisiers, mais les matériels présentés peuvent également épandre d'autres types d'effluent liquides, comme les boues de station d'épuration. Les critères de choix et de qualité ont jusqu'à présent plutôt été guidés par des préoccupations d'ordre pratique, agronomique ou économique. Les constructeurs ont orienté leurs efforts de conception selon les demandes de leur clientèle. Cependant, ces améliorations sont issues de démarches souvent peu structurées et ne sont pas valorisées faute de référentiel d'évaluation adapté [Thirion, 2006]. La composante environnementale dans ces critères reste largement à caractériser et à introduire.

Problématique et démarche scientifiques

L'analyse de Cycle de Vie (ACV) a été retenue comme la méthode la plus appropriée pour évaluer les impacts de différentes solutions technologiques d'épandage. C'est une méthode normalisée d'évaluation des impacts environnementaux d'un produit, d'un procédé ou d'un service [ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006]. L'intérêt et la spécificité de cette méthode résident dans son caractère global : les impacts sont évalués dans un même cadre d'analyse prenant en compte toutes les phases du cycle de vie du système étudié, de l'extraction des matières premières jusqu'au traitement des déchets. Cela permet d'identifier les postes de pollution critiques et de mettre en évidence d'éventuels transferts de pollutions. L'ACV constitue « l'outil le plus abouti d'évaluation globale et multicritère des impacts environnementaux d'un produit sur l'ensemble de son cycle de vie » [ADEME, 2004] et offre une référence d'évaluation privilégiée en matière d'éco-conception [Doglioli, 2001].

Développée à l'origine pour les produits industriels dans les années 1970, l'ACV est appliquée aux productions agricoles depuis une quinzaine d'années [Audsley *et al.*, 2003; Meeusen & Weidema, 2000]. Plusieurs auteurs tels Wegener Sleeswijk *et al.* [1996], Cowell & Clift [1997], Haas *et al.* [2000], Brentrup *et al.* [2001] ou Basset-Mens [2005] ont conclu que cette méthode pouvait être appliquée aux productions agricoles malgré les différences fondamentales sur la nature des ressources, des émissions et des catégories d'impacts des deux types de systèmes de production, industriels et agricoles.

Les techniques d'épandage d'effluents constituent un objet d'étude original parmi les ACV réalisées dans le domaine de l'agriculture. En effet, les ACV liées à l'agriculture s'intéressent généralement à des fonctions plus « larges » comme par exemple la comparaison (a) de cultures différentes remplissant la fonction de production d'énergie [Renouf *et al.*, 2008; Gasol *et al.*, 2009; Schmidt, in press], ou (b) de modes de production contrastés tels que l'agriculture conventionnelle et biologique pour remplir une fonction de production d'aliments [De Boer, 2003; Basset-Mens & Van Der Werf, 2005; Meisterling *et al.*, 2009]. Ici l'évaluation s'est focalisée sur la technique utilisée pour réaliser une opération particulière : l'épandage d'effluents. Par conséquent, des données d'inventaire très spécifiques, relatives à la technique d'épandage même, sont nécessaires à cette évaluation.

Cette acquisition de données est délicate : elle constitue la phase la plus longue d'une ACV [Meeusen & Weidema, 2000] et s'avère complexe dans le cas de l'agriculture où les émissions au champ sont diffuses et ont un caractère éminemment local. Celles-ci sont conditionnées par le sol, le climat et les pratiques culturales [Audsley *et al.*, 2003; Halberg *et al.*, 2000]. Cette variabilité intrinsèque des émissions des systèmes agricoles pose un défi à l'ACV, méthode globale généralement basée sur une absence de différentiation spatiale des systèmes étudiés. Dans ce contexte, comment comparer de manière simple et générique des alternatives techniques dont les performances dépendent des conditions extérieures ?

L'objectif général de la thèse est de fournir une méthode validée scientifiquement permettant un classement robuste des techniques d'épandage en termes d'impact environnemental, et permettant l'éco-conception de nouveaux équipements. Les questions scientifiques plus spécifiques que nous nous sommes posées dans ce cadre sont les suivantes :

- Peut-on prendre en compte dans le cadre d'une ACV classique, c'est-à-dire le plus souvent basée sur des données de la bibliographie, la variabilité des émissions au champ et fournir des classements robustes pour diverses alternatives techniques ?
- Peut-on mettre au point et valider un outil de simulation permettant de produire des données

d'inventaire sur les émissions azotées causées par différentes techniques d'épandage dans une large gamme de situations pédo-climatiques ?

– Peut-on enfin formaliser une méthodologie générale pour la prise en compte de la variabilité des données d'inventaire dans les ACV et la mise à disposition de classements robustes entre différentes alternatives remplissant la même fonction ?

Structuration du document de thèse

Ces questions scientifiques nous ont amené à construire une démarche de travail cohérente qui se traduit dans la structuration de la thèse présentée ci-dessous :

Le **Chapitre 1** est constitué d'une revue de la littérature sur l'Analyse de Cycle de Vie. Ce chapitre présente le principe de la méthode avec ses caractéristiques méthodologiques remarquables. Nous y abordons également les spécificités de l'ACV appliquée aux systèmes de production agricoles ainsi que le traitement de la variabilité et de l'incertitude dans l'évaluation.

Au **Chapitre 2**, nous mettons en œuvre la première étape de notre démarche, à savoir l'analyse ACV de type « classique » des techniques d'épandages d'effluents basée sur des mesures expérimentales issues de la littérature. Nous présentons ici une approche pour comparer les quatre épandeurs de lisier avec l'ACV en tenant compte de la variabilité des émissions azotées reportées dans la littérature.

Au **Chapitre 3**, nous développons la deuxième étape de la démarche, consistant à analyser plus finement les points critiques identifiés lors de l'étape précédente (à savoir les émissions azotées). Un outil de simulation de l'effet des épandeurs sur les émissions azotées NH_3, N_2O et NO_3^-, baptisé OSEEP, est créé. Cet outil est conçu à partir de formalismes de modèles de physique du sol, d'agro-climatologie et d'agronomie, déjà publiés et validés.

Au **Chapitre 4**, l'outil OSEEP est appliqué pour simuler l'effet des épandeurs d'effluents sur les émissions azotées dans des situations pédo-climatiques contrastées. Sont présentés ici les résultats des simulations d'OSEEP dans cinq sites en France sur une série climatique de 7 ans.

Enfin, le **Chapitre 5**, final, est une discussion générale de l'ensemble des résultats de thèse. Ce chapitre insiste en particulier sur l'apport des modèles d'émissions pour la réalisation d'ACV et sur la formalisation d'une méthodologie permettant la prise en compte de la variabilité des données d'inventaire dans les ACV.

Chapitre 1

L'analyse de Cycle de Vie : une approche globale des impacts environnementaux

Nous pouvons plus que nous ne savons

C. Bernard

Sommaire

1.1 Présentation de la méthode 9
1.1.1 Éléments historiques 9
1.1.2 Les phases de la réalisation d'une ACV 9
1.1.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude 10
1.1.2.2 Inventaire de cycle de Vie 12
1.1.2.3 L'évaluation des impacts environnementaux 12
1.1.2.4 Interprétation 14
1.1.3 Aspects méthodologiques de l'ACV 14
1.2 Application de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes agricoles . . 16
1.2.1 Le sol, un intrant de la production limité dans le temps et l'espace . . . 17
1.2.2 La variabilité des données d'inventaire agricoles 17
1.2.2.1 Description des systèmes de production étudiés 18
1.2.2.2 Estimations des flux 18
1.3 Traitement de la variabilité et de l'incertitude 19
1.3.1 Définition et typologie des sources d'incertitude 19
1.3.2 Représentation de l'incertitude 21
1.3.3 Propagation de l'incertitude 21
1.4 Conclusion 22

1.1 Présentation de la méthode

1.1.1 Éléments historiques

Dans les années 1960, les impacts environnementaux causés par les nouveaux modes de vie et de consommation ont conduit les pays industrialisés à mettre en œuvre des politiques environnementales en cherchant surtout à limiter les sources *ponctuelles* de pollutions, tels les rejets d'usine [Potting & Hauschild, 1997]. Malgré le succès de ces mesures, la multiplication des sources de pollutions dans le monde, émettant chacune de faibles quantités de polluants, a conduit à d'autres problèmes environnementaux majeurs comme la diminution de la couche d'ozone ou le réchauffement climatique [Potting & Hauschild, 1997]. Pour agir sur le cumul de ces sources de pollutions diffuses, les pouvoirs publics ont cherché à évaluer et promouvoir les produits les plus respectueux de l'environnement. La nouvelle approche consistait à agir sur le produit final, pour agir aussi indirectement sur tous les procédés amonts, nécessaires à la fabrication du produit [Guinée *et al.*, 2001, Partie 1, p.4].

Les premières évaluations environnementales orientées produit ont été conduites aux États-Unis dans les années 1960 et 1970 et s'attachaient principalement à évaluer les consommations de ressources et d'énergie ainsi que la production de déchets [Wenzel *et al.*, 1997, p.27]. Ces premières Analyses de Cycle de Vie (ACV), baptisées alors *Resource and Environmental Profile Analysis*, ont bénéficié au cours des décennies suivantes d'importants efforts de développement et d'harmonisation méthodologique sous l'égide de trois organisations internationales : la SETAC (Société de Toxicologie et Chimie de l'Environnement), l'ISO (Organisation internationale de normalisation) et le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement) [Guinée *et al.*, 2001, Partie 1, p.8].

Aujourd'hui, l'ACV peut être considérée comme l'un des principaux outils d'évaluation pour les décisions des politiques environnementales orientées produit [Potting & Hauschild, 1997; Reap *et al.*, 2008a]. Dans le contexte français plus récent, l'ACV a été retenue comme méthode d'évaluation pour l'affichage environnemental des biens de grande consommation, prévu par la loi du Grenelle de l'environnement.

1.1.2 Les phases de la réalisation d'une ACV

Le cadre conceptuel de l'ACV est décrit dans la série de normes ISO 14040-14044 [2006; 2006]. La norme définit l'ACV comme étant la « compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie » [ISO 14040, 2006, p.2], c'est-à-dire de l'extraction des matières premières jusqu'au traitement des déchets. Les objectifs d'une ACV peuvent être multiples, mais Guinée *et al.* [2001, Partie 3, p.11] proposent de les restreindre à « *to compile and evaluate the environmental consequences of*

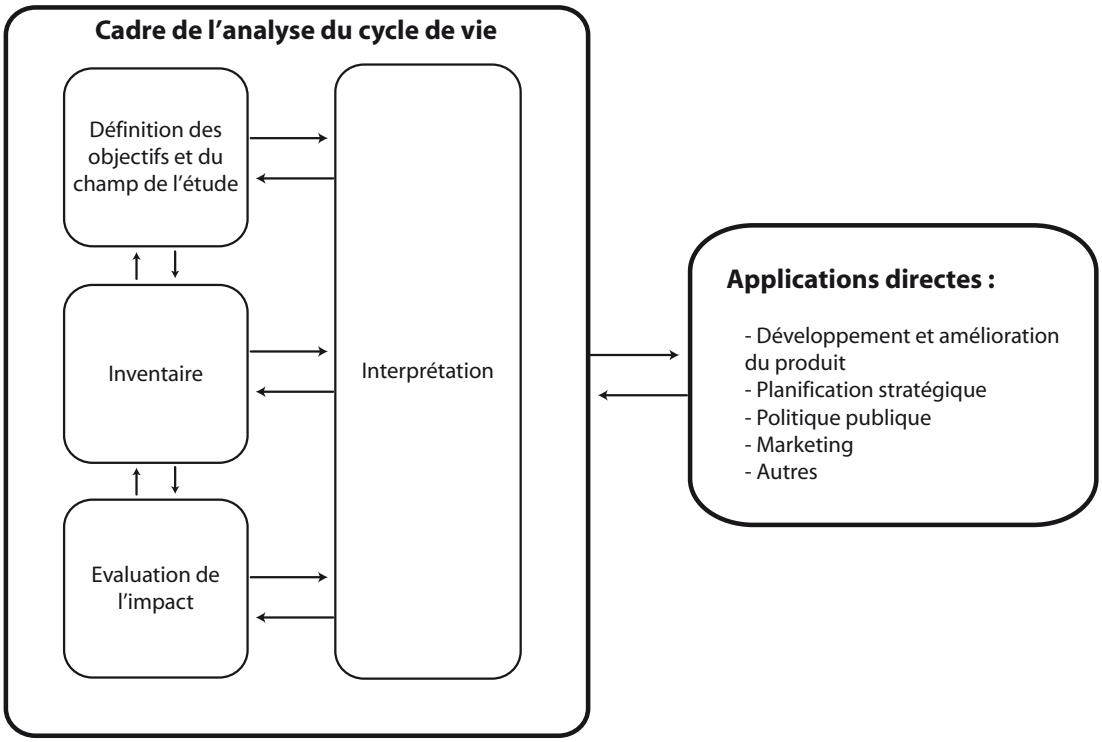


FIGURE 1.1 – Les quatre étapes d'une ACV

different options for fulfilling a certain function ».

Quatre étapes sont obligatoires dans une ACV (Fig.1.1). Elles sont brièvement reprises ci-dessous.

1.1.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Les objectifs de l'étude. Dans cette étape sont définis les objectifs de l'étude et le système étudié. Il s'agit d'une étape essentielle pour la qualité de l'étude [Jolliet *et al.*, 2005, p.19]. Doivent être stipulés notamment l'application envisagée de l'étude et le public auquel seront communiqués les résultats [ISO 14040, 2006, p.10]. Il est important de s'interroger préalablement sur les décisions opérationnelles qui pourraient découler des résultats ACV [Guinée *et al.*, 2001, Part 3, p 45]. Celles-ci se révéleront souvent en cours d'évaluation et demanderont éventuellement d'ajuster les hypothèses faites sur le système étudié. Pour cette raison l'ACV doit être considérée comme un processus itératif [Wenzel *et al.*, 1997, p.42].

L'unité fonctionnelle. Le champ d'étude d'une ACV doit comprendre plusieurs éléments, notamment les fonctions du système étudié et l'unité de mesure de cette fonction, appelée unité fonctionnelle [ISO 14040, 2006, p.12]. La définition de la fonction est fondamentale car l'évaluation porte sur la fonction des produits ou services étudiés et non les produits et services eux-mêmes. Par exemple, deux types d'ampoules, à incandescence et fluorescente, ne sont pas comparés direc-

tement sur la base des matériaux qui les constituent, mais sur la base de leur fonction, dont la principale est l'éclairage, mesurée en lumens. L'unité fonctionnelle est la mesure quantitative de la fonction étudiée, sur la base de laquelle on calcule les impacts. Dans l'exemple des ampoules, extrait de Jolliet *et al.* [2005, p.26], l'unité fonctionnelle choisie est la fourniture de 600 lumens pendant 6 000 heures.
Il est essentiel dans une ACV de comparer les alternatives sur la base d'une même fonction. Celle-ci n'est cependant pas toujours simple à définir : Jolliet *et al.* [2005, p.26] montrent qu'il est absurde de comparer des sandales et des chaussures de ski, même si leur fonction principale commune est de chausser des pieds. Par contre, on pourra comparer la production et la mise à disposition de pois et de viande de bœuf, comme deux sources possibles d'apports en protéines.

Les limites du système. Le système comprend l'ensemble des processus impliqués dans la réalisation de la fonction étudiée [Jolliet *et al.*, 2005, p.33]. Il est souvent représenté sous la forme d'un arbre des processus. A titre d'exemple, la figure 1.2 indique les limites possibles du système pour la comparaison de systèmes d'élevage laitier, conventionnels et biologiques [De Boer, 2003]. Puisqu'il faut de l'énergie pour construire des infrastructures nécessaires à extraire l'énergie, l'arbre des processus est infini. La norme ISO 14044 [2006, p.9] indique les critères pour l'inclusion des processus dans le système étudié, sur la base de leur contribution en masse, énergie ou impact environnemental, soulignant encore une fois le caractère itératif de l'approche.

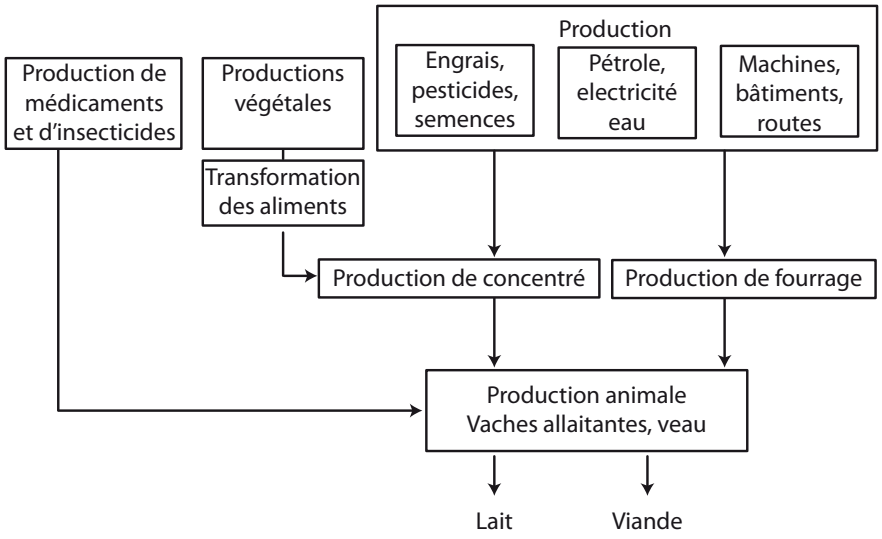


FIGURE 1.2 – Exemples de limites du système établies pour l'ACV comparative des systèmes d'élevage laitier conventionnels et organiques (adapté de De Boer [2003])

Les règles d'allocation. Des allocations peuvent être nécessaires dans le cas où un procédé unique produirait plusieurs co-produits. Elles doivent être stipulées et justifiées au niveau de la définition du champ de l'étude. Par exemple, l'élevage bovin produit de la viande, du lait, et éventuellement, du fumier ou du lisier. Dans ce cas, les règles d'allocation répartissent la part des flux de matière et d'énergie consommés et de substances émises par l'élevage entre ces co-produits. La démarche d'allocation fait l'objet de débats [Rebitzer *et al.*, 2004] et doit être évitée dans la mesure du possible. Luo *et al.* [2009] soulignent que la dépendance des résultats d'ACV sur les biocarburants en fonction de la méthode d'allocation choisie n'est pas acceptable d'un point de vue sociétal et que ce problème demeure un challenge d'un point de vue scientifique. Des lignes directrices sont indiquées dans la norme ISO 14044 [2006, p. 16] pour réaliser des allocations et plusieurs études proposent des démarches d'allocation dont Heijungs & Frischknecht [1998], Azapagic & Clift [1999], Van Zeijts *et al.* [1999], Cowell & Clift [2000] et Audsley *et al.* [2003].

1.1.2.2 Inventaire de cycle de Vie

Sur la base de l'arbre des processus retenu, la phase d'inventaire consiste à quantifier de manière systématique toutes les consommations de matières premières et d'énergie (les intrants) et toutes les émissions vers l'environnement (les extrants). L'élaboration d'un inventaire peut-être basée sur des données mesurées, des sorties de modèles et/ou des dires d'expert.
Des bases de données d'inventaire ont été constituées et le répertoire des bases disponibles est régulièrement mis à jour par le PNUE. Citons en particulier la base de données Ecoinvent [Frischknecht & Rebitzer, 2005], contenant un grand nombre de données relatives aux secteurs de l'énergie, des transports et de l'agriculture et dont les méthodes de calculs sont disponibles et documentées en détail. L'ensemble des flux de ressources consommées et de substances émises est additionné sur l'ensemble du cycle de vie du produit.

1.1.2.3 L'évaluation des impacts environnementaux

L'ACV cherche à couvrir l'ensemble des impacts affectant les objets à protéger (*Areas of protection*). Les objets à protéger liés à l'environnement généralement définis dans le cadre de l'ACV sont l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources naturelles [Udo De Haes *et al.*, 1999], Guinée *et al.* [2001, Partie3, p.142] y ajoute l'environnement anthropique (*man-made environnement*). Les aspects économiques et sociaux ne font généralement pas partie de l'évaluation (ajustement des coûts et des prix, différences salariales entre pays producteurs, effets sur les modes de consommations...) [Guinée *et al.*, 2001], mais ils sont aujourd'hui l'objet d'une réflexion et de travaux scientifiques pour compléter le champ de l'ACV [Basset-Mens *et al.*, 2009].
Concernant l'ACV strictement environnementale, l'ensemble des flux répertoriés pendant la phase d'inventaire est traduit en impacts environnementaux. Dans le cadre d'une ACV, on doit (a)

stipuler les modèles, les indicateurs et les catégories d'impacts retenus, (b) classer chaque flux répertorié lors de phase d'inventaire dans la ou les catégories d'impacts correspondantes, (c) calculer l'équivalence de chaque flux élémentaire en unité d'indicateur de catégorie d'impact et présenter le profil complet des résultats.

Plusieurs modèles ont été développés pour traduire les flux élémentaires en impacts environnementaux (voir Tab 1.1 pour l'exemple du réchauffement climatique).

Table 1.1 – Éléments pour la caractérisation de l'impact changement climatique (d'après [ISO 14044, 2006])

Terme	Exemple
Catégorie d'impact	Changement climatique
Résultat de l'inventaire	Quantité d'un gaz à effet de serre par unité fonctionnelle
Modèle de caractérisation	Modèle de base sur 100 ans élaboré par le Groupe d'Experts Environnemental sur l'Evolution du Climat
Indicateur de catégorie	Forçage radiatif infrarouge (W/m^2)
Facteur de caractérisation	Potentiel de réchauffement global (GWP_{100}) pour chaque gaz à effet de serre (kg equivalent CO_2/kg gaz)
Résultat d'indicateur de catégorie	kg d'équivalents CO_2 par unité fonctionnelle
Impacts finaux par catégorie	Récifs coralliens, forêts, récoltes
Pertinence environnementale	Le forçage radiatif infrarouge est une donnée indirecte pour des effets potentiels sur le climat, dépendant de l'absorption de la chaleur atmosphérique intégrée engendrée par les émissions et de la répartition au cours du temps de l'absorption de la chaleur

Les modèles de caractérisation des substances émises portent typiquement sur les propriétés inhérentes des substances, alors que l'environnement où elles sont émises est considéré standard ou générique [Potting & Hauschild, 2006]. Ces modèles prennent en compte différents stades de la chaîne de causes à effets environnementaux, depuis l'émission d'une substance dans l'environnement jusqu'à ses conséquences sur les objets à protéger. L'émission d'ammoniac par exemple, pourra provoquer l'acidification de l'air et conduire à des pluies acides, qui à leur tour acidifieront les eaux des lacs, engendrant la mort d'organismes aquatiques et résultant en une perte de biodiversité. La modélisation des impacts jusqu'à la fin de la cascade d'effets (indicateur *endpoint*) comporte beaucoup d'incertitude liée au besoin de renseigner un très grand nombre de paramètres. C'est la raison pour laquelle certaines méthodes, comme CML [Guinée *et al.*, 2001] ou EDIP [Wenzel *et al.*, 1997] modélisent seulement les premiers stades de la cascade d'impacts (indicateur *midpoint*). Lenzen [2006] souligne les aspects mutuellement exclusifs entre incertitude et pertinence des évaluations dites *endpoint* et *midpoint*.

Pour chaque catégorie d'impact, le caractère polluant d'une substance est exprimé relativement à l'effet de la molécule de référence pour cette catégorie d'impact avec un facteur de caractérisation

ou d'équivalence. Par exemple, dans la méthode CML, le méthane a un pouvoir sur l'effet de serre équivalent à 23 fois celui du CO_2. Les potentiels d'impacts sont calculés grâce à la relation linéaire suivante (Eq. 1.1) :

$$\text{PI (j)} = \sum_i \text{f}_{j,i} \times \text{Q}_i \tag{1.1}$$

avec PI(j) le potentiel d'impact de la catégorie j, $\text{f}_{j,i}$ le facteur de caractérisation spécifique à la substance i dans la catégorie d'impact j, et Q_i la quantité de substance consommée ou émise sur le cycle de vie étudié.

A l'issu de la caractérisation des impacts, la norme prévoit une étape facultative de normalisation, où les résultats sont comparés à des valeurs d'impact de référence pour l'ensemble des activités d'une population. Les facteurs de normalisation sont généralement les résultats d'impact à l'échelle d'un pays, d'un continent ou du monde pendant une année. La normalisation permet ainsi de comparer les contributions respectives, pour chaque catégorie d'impact, du produit étudié, aux impacts totaux à l'échelle d'un pays, d'un continent ou du monde sur un an [Jolliet *et al.*, 2005]. La normalisation peut ainsi être utile pour l'interprétation et la hiérarchisation des résultats d'une l'ACV.

1.1.2.4 Interprétation

La figure 1.1 indique que l'interprétation n'est pas seulement la phase finale d'interprétation et de discussion des résultats de l'évaluation, mais qu'elle doit intervenir à chaque étape de l'ACV. C'est notamment dans cette phase que sont réalisées les analyses de sensibilité permettant de montrer l'incidence des hypothèses et des choix réalisés sur les résultats de l'ACV afin de mieux en juger la portée.

1.1.3 Aspects méthodologiques de l'ACV

Nous exposons ici certaines caractéristiques méthodologiques de l'ACV qui nous semblent importantes pour mieux saisir la portée et la signification des résultats par rapport à d'autres méthodes d'évaluation.

Plusieurs auteurs ont reproché à l'ACV son manque de réalisme, en raison de l'agrégation spatiale [1] des émissions lors de la phase d'évaluation de l'impact [Owens, 1998; Ross *et al.*, 2002; Potting & Hauschild, 1997, 2006]. Owens [1998] et Ross *et al.* [2002] affirment qu'il n'est pas pertinent d'agréger à l'échelle mondiale les potentiels d'impacts d'émissions dont le rayon d'action est local et régional. Potting *et al.* [1999] soulignent que la faible conformité entre les impacts réels et ceux prédits par l'ACV constitue un problème majeur de l'évaluation, en particulier pour

1. Les mêmes remarques pourraient s'appliquer à l'agrégation temporelle des émissions

les impacts liés à la toxicité humaine. Ce débat sur la différentiation ou l'agrégation spatiale a surgi au tout début du développement des modèles d'évaluation des impacts environnementaux [Potting & Hauschild, 2006]. L'argument principal contre la différentiation spatiale est que cela demanderait une quantité considérable de données à traiter, la mise au point de modèles de plus en plus élaborés, alourdissant la mise en œuvre des études ACV et compliquant l'interprétation des résultats. Par conséquent, la pratique normale d'une ACV consiste à favoriser la complétude par rapport au raffinement des mécanismes d'évaluation [Guinée *et al.*, 2001]. D'autre part, le caractère global et exhaustif de l'ACV est sans doute incompatible avec une précision élevée, ainsi que le stipule le principe d'incompatibilité de Zadeh [1973] : « *As the complexity of a system increases, human ability to make precise and relevant (meaningful) statements about its behaviour diminishes until a threshold is reached beyond which the precision and the relevance become mutually exclusive characteristics* ».

Ainsi, pour des raisons pratiques et théoriques, la vision holistique de l'ACV est accomplie au prix de grandes simplifications. C'est une évaluation générique des impacts environnementaux ; d'autres outils d'évaluation existent tels que l'étude d'impact environnemental (EIE), pour mieux évaluer les impacts réels au niveau local [Wegener Sleeswijk *et al.*, 1996; Potting *et al.*, 1999; Jolliet *et al.*, 2005]. Il est cependant possible d'effectuer une différentiation spatiale partielle dans une ACV, surtout lorsqu'un procédé en particulier, bien délimité dans l'espace, prédomine l'ensemble des impacts environnementaux : il est alors recommandé de collecter des informations sur le lieu d'émission [Guinée *et al.*, 2001]. L'ajustement du degré de raffinement d'une étude ACV et donc de la qualité des données utilisées, se fait en fonction du champ et des objectifs de l'étude, tel que cela est décrit dans la norme ISO 14040-44 [2006; 2006].

La validité des résultats d'ACV a également été remise en cause en raison des éléments subjectifs inclus dans l'évaluation [Owens, 1998; Werner, 2005]. Werner [2005] affirme que les résultats d'une ACV dépendent étroitement des valeurs et des à priori de l'utilisateur ; cet auteur s'intéresse en particulier à la phase d'inventaire et remet en question les relations de causalité entre les produits évalués et les flux de matières et d'énergie qui leur sont attribués. Il conteste la vision objectiviste de l'ACV, telle que présentée par Elkington & Hailes [1993] : « *LCA ought to be like mathematics where people all over the planet can do the same work and get the same answer* ». En effet, De Boer [2003] et Basset-Mens [2008] ont montré que les résultats d'ACV issus d'études indépendantes mais dont les objets étaient identiques, n'étaient pas strictement comparables, notamment en raison de choix d'allocation différents.

L'ACV ne peut donc pas être considérée comme une méthodologie dont la mise en œuvre est strictement objective et les résultats mesurables et par conséquent réfutables [Guinée *et al.*, 2001, Partie 3, p.14]. C'est un outil d'aide à la décision qui fait appel à plusieurs disciplines : « *In the goal definition, discussions take place between different participants such as commissioners, consumers*

and LCA scientists and technological information is needed about product alternatives that can be significantly compared with each other in relation to the goal of the study. The inventory is pre-eminently a subject of systems analysis theories and process technology. The classification is based on environmental sciences, while the valuation is a subject of social sciences (e.g., decision theory). The improvement analysis is based on applied mathematics and knowledge about process technology » [Guinée *et al.*, 2001, Partie 3, p.14].

1.2 Application de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes agricoles

Développée à l'origine pour les systèmes de production industriels dans les années 1970, l'ACV est appliquée aux productions agricoles depuis une quinzaine d'années [Audsley *et al.*, 2003; Meeusen & Weidema, 2000]. Plusieurs auteurs tels Wegener Sleeswijk *et al.* [1996], Cowell & Clift [1997], Haas *et al.* [2000], Brentrup *et al.* [2001] et Basset-Mens [2005] ont conclu que la méthode pouvait être appliquée aux productions agricoles moyennant des adaptations spécifiques sur les différentes phases de l'ACV. En effet, les systèmes agricoles sont des systèmes ouverts qui diffèrent des systèmes industriels [2] à plusieurs égards :

Les ressources. Les ressources agricoles telles le sol, les semences, le bétail, le fumier... sont renouvelables contrairement aux matières premières habituellement utilisées par l'industrie

Les émissions. D'une manière générale, les émissions agricoles sont diffuses, dépendent fortement des conditions pédo-climatiques et leur moyenne est difficile à estimer aux échelles d'étude habituelles de l'ACV, contrairement aux émissions industrielles, plus ponctuelles et prévisibles

Les catégories d'impact. Les catégories d'impact développées pour les systèmes de produits industriels ne renseignent pas, entre autres, sur la qualité des sols, la biodiversité, la préservation des paysages ou encore le bien-être animal [Haas *et al.*, 2000]. Or, ces enjeux sont au cœur des débats au regard des services et de la durabilité de l'agriculture.

Une revue bibliographique des problèmes méthodologiques liés à l'application de l'ACV aux systèmes agricoles a été réalisée par Basset-Mens [2005]. Nous nous attacherons ici à rendre compte de deux problèmes particuliers : (a) la définition des limites spatiales et temporelles du sol et (b) la difficulté de la phase d'inventaire pour la réalisation d'une ACV sur produits agricoles [Meeusen & Weidema, 2000].

2. définis ici comme des procédés basés sur l'exploitation de matériaux inertes et non-renouvelables

1.2.1 Le sol, un intrant de la production limité dans le temps et l'espace

La définition du statut du sol est un préalable à la réalisation d'ACV de systèmes de production agricoles : est-il un intrant de la chaîne de production ou fait-il partie de l'environnement ? Cette limite entre système de produits économiques et environnement doit être clairement établie car les émissions sont évaluées dès lors qu'elles « entrent » dans l'environnement [Wegener Sleeswijk *et al.*, 1996; Van Zeijts *et al.*, 1999]. La nature duale du sol dans l'approche ACV pose problème : il est source et puit de matière et peut être rattaché aux deux systèmes, économique et environnemental. Cette remarque est applicable à d'autres ressources agricoles (par ex. l'eau ou le bétail) et plus généralement aux ressources du secteur économique primaire (pêche et forêt incluses) [Haas *et al.*, 2000].

Pour prendre en compte l'impact des substances émises dans le sol et l'impact sur les fonctions [3] du sol, Cowell & Clift [2000] et Audsley *et al.* [2003] l'assimilent à un *intrant auxiliaire* traversant le système de production agricole, l'intrant auxiliaire étant défini comme une « matière entrante utilisée dans le processus élémentaire de production du produit, mais ne faisant pas partie du produit » [ISO 14040, 2006]. Cette approche est la plus couramment utilisée dans les ACV [Milà i Canals *et al.*, 2007]. Dans cette conception, le sol possède des limites spatiales et temporelles. Cowell & Clift [1997] et Stewart & Weidema [2005] ont proposé des cadres d'analyse pour évaluer les modifications entre les états successifs du sol aux bornes spatiales et temporelles du système d'étude. Lindeijer *et al.* [2002] évaluent les impacts causés par les altérations du sol à l'intérieur de ces bornes.

1.2.2 La variabilité des données d'inventaire agricoles

Les émissions agricoles sont très variables, dépendant du climat, du sol et des pratiques culturales [Audsley *et al.*, 2003; Nemecek & Erzinger, 2005]. Dans le cadre de décisions stratégiques, Weidema [1998] souligne l'importance de comprendre les différences entre les systèmes de production et les relations causales entre les intrants et les extrants. Halberg *et al.* [2000] présentent deux problèmes majeurs pour élaborer un inventaire de cycle de vie en agriculture :

1. Établir un échantillon représentatif décrivant la production en terme d'utilisation de ressources par unité produite, de manière cohérente dans des fermes représentatives

2. Établir le lien entre l'utilisation de ressources, les émissions et les impacts environnementaux pour la réalisation des unités fonctionnelles.

3. Les impacts sur les sols sont évalués au regard des services rendus par les sols (par ex. production de biomasse, recyclage des éléments, filtre et tampon, habitat pour la faune et la flore...) [Milà i Canals *et al.*, 2007]

1.2.2.1 Description des systèmes de production étudiés

Basset-Mens [2005] a recensé trois modes d'acquisition de données pour décrire les systèmes de production agricole. Il s'agit soit 1) d'enquêtes auprès de plusieurs fermes réelles, soit 2) d'enquêtes auprès d'une ferme unique jugée représentative, soit 3) de la conception d'une ferme virtuelle basée par exemple sur des statistiques nationales. Notons que la ferme est l'unité d'échantillonnage privilégiée puisqu'elle représente l'élément central de la production agricole et le point d'accroche pour identifier et réduire les impacts environnementaux [Haas *et al.*, 2000].
L'enquête sur plusieurs fermes est un bon moyen d'appréhender la diversité des systèmes de production. Cependant, les fermes sont nombreuses et variées, et la taille de l'échantillon nécessaire pour capturer leur variabilité peut atteindre plusieurs centaines d'éléments [Pfefferli & Gaillard, 2000]. La ferme unique est souvent une ferme expérimentale qui offre des données de bonne qualité mais qui pose par contre des problèmes de représentativité [Nemecek & Erzinger, 2005]. Dans le cas de fermes virtuelles, Halberg *et al.* [2000] soulignent que leurs caractéristiques, basées sur des moyennes statistiques, ne sont souvent ni réalistes ni abondantes.
Nemecek & Erzinger [2005] ont utilisé la modélisation afin de construire des données d'inventaire en couplant plusieurs sources d'information : les données du RICA [4], des recommandations de fertilisation, des mesures sur des fermes pilotes et des dires d'experts. Les résultats obtenus ont été validés auprès d'experts et par comparaison avec des résultats de la littérature.
Quelque soit le mode d'acquisition des données, l'objectif implicite est de « produire des résultats d'ACV représentatifs de systèmes de production moyens » [Basset-Mens, 2005, p.44]. On peut cependant s'interroger sur la signification d'un système de production moyen. Un tel système n'existe à priori jamais : c'est une représentation virtuelle d'une réalité plus complexe mais qui est nécessaire pour pouvoir l'appréhender.

1.2.2.2 Estimations des flux

L'estimation des quantités d'émissions agricoles, comme les molécules azotées, les pesticides ou les gaz à effet de serre est particulièrement difficile en raison de leur caractère variable et diffus. Plusieurs auteurs affirment que les mesures expérimentales ne sont pas le mode d'estimation approprié pour dresser un inventaire de cycle de vie en raison des échelles d'étude des ACV par rapport à la représentativité spatiale et temporelle de ces mesures [Halberg *et al.*, 2000; Audsley, 2000; Brentrup & Küsters, 2000; Brentrup *et al.*, 2000]. Il y a en effet un risque de confondre des différences réelles avec des biais expérimentaux ou d'échantillonnage [Audsley, 2000]. Ces auteurs préconisent donc d'employer des procédures systématiques, c'est-à-dire des modèles d'émissions

4. Réseau d'Information Comptable Agricole, Farm Accountancy Data Network (FADN) en anglais. C'est un instrument de l'Union Européenne permettant d'évaluer le revenu des exploitations agricoles et l'impact de la politique agricole commune.

de niveau de complexité variable. Brentrup *et al.* [2000] proposent différents modèles pour estimer les pertes azotées à la parcelle : des abaques pour NH_3 et un facteur d'émission générique pour le N_2O (1.25% de l'azote total apporté) ; les émissions de NO_3^- sont calculées comme la fraction de l'azote potentiellement lixiviable, calculée à partir d'un bilan azoté annuel, qui est emportée par la lame drainante pendant l'hiver.
La structure des modèles proposés est souvent simple afin de ne pas multiplier le nombre de paramètres d'entrée à renseigner. Il est recommandé, quand cela est possible, de valider les données d'inventaire avec des statistiques régionales ou nationales [Halberg *et al.*, 2000].

1.3 Traitement de la variabilité et de l'incertitude

La difficulté d'estimation des émissions agricoles soulève naturellement la question de l'incertitude des résultats de l'ACV, basés sur la traduction des émissions en potentiel d'impacts. La question de l'incertitude des ACV n'est pas spécifique à l'agriculture et nous présentons ci-dessous quelques éléments sur la gestion de la variabilité et de l'incertitude dans l'ACV.

1.3.1 Définition et typologie des sources d'incertitude

Plusieurs interprétations de l'incertitude sont possibles, Finnveden *et al.* [2009] définissent l'incertitude comme la divergence entre une valeur mesurée ou calculée et sa vraie valeur. Björklund [2002] indique qu'elle provient du manque de connaissance de la vraie valeur d'une variable ; l'auteur distingue l'incertitude et la variabilité, qui est attribuable à la fluctuation naturelle des systèmes, et regroupe dans le terme « incertitude » tout ce qui peut affecter la fiabilité de résultats ACV, comme l'inexactitude des mesures, l'utilisation de données incomplètes, l'imperfection des modèles, les hypothèses faites lors de l'ACV.
A propos de la définition de l'incertitude, on peut s'interroger sur la pertinence de nommer *incertitude* les choix et les hypothèses effectués lors d'une ACV, dans la mesure où ces choix et hypothèses sont *certains* puisqu'ils ont été fixés par le praticien. D'autre part, puisque les résultats d'ACV sont une combinaison d'éléments objectifs et subjectifs, quelle est alors la signification d'une valeur vraie ?
Cependant, nous emploierons dans la suite du document le terme incertitude tel qu'il est classiquement défini dans les ACV, à savoir tous les éléments (les manques de données, choix et hypothèses, erreur de modélisation...) qui peuvent affecter les résultats d'ACV [Huijbregts, 1998a; Björklund, 2002]. Ces sources d'incertitude ont été regroupées selon une typologie proposée par Huijbregts [1998a] et repris par Björklund [2002] (Tab 1.2). On peut constater que la difficulté à capturer la variabilité intrinsèque des émissions agricoles n'est qu'une source d'incertitude parmi d'autres.

Table 1.2 – Typologie des sources d'incertitude d'une ACV (traduit de Björklund [2002])

	Objectifs et champs de l'étude	**Inventaire**	**Choix des catégories d'impact**	**Classification**	**Caractérisation**
Données inexactes		Mesures d'émission inexactes			Incertitude sur la durée de vie des substances et de leur contribution relative aux impacts
Données manquantes		Manque de données d'inventaire			Manque de données d'impact
Données non représentatives		Manque de données d'inventaire représentatives			
Incertitude du modèle		Modélisation statique plutôt que dynamique, linéaire plutôt que non-linéaire			
Incertitude due aux choix	Choix de l'unité fonctionnelle, des limites du système	Choix des règles d'allocation, du degré de technologie, de données marginales ou moyennes	Omission de catégories d'impact connues		Choix de la méthode de caractérisation
Variabilité spatiale		Différences régionales dans les inventaires d'émission			Différences régionales dans la sensibilité des milieux récepteurs
Variabilité temporelle		Différences dans les inventaires d'émission annuels			Choix de l'horizon temporel. Modifications des caractéristiques de l'environnement dans le temps
Variabilité entre les objets et les sources		Différences de performance entre procédés équivalents			Différences dans les caractéristiques environnementales et humaines
Incertitude épistémologique	Ignorance sur les aspects pertinents du système étudié	Ignorance sur les processus modélisés	Catégories d'impact non connues	Contribution à une catégorie d'impact non connue	Facteurs de caractérisation inconnus
Erreur	Possible	Possible	Possible	Possible	Possible
Estimation de l'incertitude		Estimation de l'incertitude des paramètres d'inventaire			Estimation de l'incertitude des paramètres de caractérisation

1.3.2 Représentation de l'incertitude

La norme ISO recommande de fournir des informations sur la qualité des données au sens de leur représentativité. Les distributions de probabilité sont souvent utilisées pour décrire la variabilité inhérente des données d'inventaire. Ces distributions de probabilités peuvent être estimées en répétant les mêmes mesures un grand nombre de fois (interprétation objective ou fréquentiste des probabilités, c'est-à-dire basée sur la fréquence d'occurrence des événements). Elles peuvent également être estimées à dire d'expert, comme c'est le cas de la plupart des données d'inventaire ACV [Björklund, 2002] : Geisler *et al.* [2005] assignent des lois log-normales aux flux d'inventaires. Les probabilités sont dans ce cas une traduction numérique d'un état de connaissance (interprétation subjective des probabilités [Saporta, 2006]).
Weidema & Wesnæs [1996] ont quantifié la qualité des données des données à l'aide d'une matrice de pédigrée. Cette approche consiste à attribuer des notes allant de 1 (bon) à 5 (mauvais) pour différents critères de qualité des données (fiabilité, complétude, représentativité géographique, temporelle et technologique). Ces notes servent ensuite à ajuster les paramètres des distributions des données d'inventaire, comme les moyennes et les écart-types.

1.3.3 Propagation de l'incertitude

Plusieurs techniques sont disponibles pour propager l'incertitude sur les résultats ACV dans le cadre d'une analyse de sensibilité ou d'incertitude. Certaines sont peu employées, comme la résolution analytique de l'incertitude ou les méthodes bayésiennes [Lo *et al.*, 2005]. De manière plus courante, les analyses d'incertitude reposent sur des analyses de scénarios [Basset-Mens *et al.*, 2006a; Cherubini & Ulgiati, 2010], ou sont basées sur les techniques de simulation aléatoire de type Monte Carlo [Huijbregts *et al.*, 2003; Geisler *et al.*, 2005; Basset-Mens *et al.*, 2009].
La théorie des possibilités et des sous-ensembles flous [Zadeh, 1965; Dubois & Prade, 1997] est également employée pour quantifier et propager l'incertitude sur les résultats ACV. Selon les études, l'approche floue est appliquée à une ou plusieurs phases de l'évaluation. Elle est utilisée pour quantifier l'incertitude des données d'inventaire qui est ensuite propagée sur les résultats ACV, soit (a) au moyen d'opérateurs flous [Thiel *et al.*, 1999; Weckenmann & Schwan, 2001; Gonzalez *et al.*, 2002; Benetto *et al.*, 2008], ou soit (b) avec des techniques de Monte Carlo [Tan, 2008]. Güereca *et al.* [2007] ont utilisé l'approche floue pour pondérer des résultats d'ACV classiques dans la phase optionnelle de l'ACV dite de pondération. Cependant, pour Seppälä [2007], la théorie *MAVT* (multi-attribute value theory [von Winterfeldt & Edwards, 1986]), l'une des théories majeures pour les décisions multicritères [Seppälä, 2007], est plus appropriée pour cette phase de l'ACV.

1.4 Conclusion

Puisqu'elle associe des éléments objectifs et mesurables, mais également des hypothèses, des choix et des jugements de valeur, l'Analyse de Cycle de Vie est une évaluation plutôt qu'une analyse (R. Heijungs, CML, Leiden Univ., comm.pers.). Les potentiels d'impact sont des constructions virtuelles qui ne peuvent être mesurées. Les valeurs d'impacts sont une base sur laquelle identifier les problèmes environnementaux et prendre des décisions [Guinée *et al.*, 2001]. Cependant, à l'instar de nombreux d'outils d'aide à la décision, les études ACV ne comportent généralement pas d'analyses d'incertitude, bien que celles-ci puissent être élevées [Finnveden *et al.*, 2009]. Si la totalité des incertitudes était comptabilisée à toutes les phases de l'ACV, les marges d'incertitude des résultats seraient sans doute trop étendues pour prendre une décision [Reap *et al.*, 2008b]. Cependant, en écho aux conclusions de Karl Popper sur l'induction, Finnveden [2000] souligne qu'il n'est de toute façon pas possible d'attester scientifiquement et de manière incontestable de la meilleure performance d'un produit par rapport à d'autres.

Les simplifications de l'ACV et l'incertitude liée à ses résultats sont la contre-partie de sa vision holistique. Elle permet de capturer dans un cadre unique l'ensemble des impact potentiel d'un produit dans toutes les phases de son cycle de vie Guinée *et al.* [2001]. Elle est utilisée pour prévenir les pollutions et la consommation de ressources non renouvelables [Potting & Hauschild, 2006] et constitue ainsi un outil majeur pour les politiques environnementales orientées produits [Potting & Hauschild, 1997; Reap *et al.*, 2008a] en complément d'approches plus territoriales.

Chapitre 2

Analyse de Cycle de Vie des techniques d'épandage de lisier, basée sur des données expérimentales issues de la littérature

If you can not measure it, you can not improve it

Lord Kelvin

L'objet de ce chapitre est la réalisation de l'analyse de Cycle de Vie (ACV) de quatre techniques d'épandage de lisier en tenant compte de la variabilité des émissions générées par les épandeurs. Les quatre techniques d'épandage étudiées sont la buse palette, la rampe à pendillards, les disques enfouisseurs et l'enfouissement différé avec une herse du lisier épandu en surface.

Une première ACV a montré que la fabrication et le fonctionnement des machines avaient une contribution négligeable aux impacts environnementaux par rapport aux substances azotées émises par le sol fertilisé : l'ammoniac (NH_3), le protoxyde d'azote (N_2O) et les nitrates (NO_3^-). Ces substances participent à l'acidification et à l'eutrophisation des écosystèmes et au réchauffement climatique. La performance environnementale d'un épandeur se mesure donc à sa capacité à limiter les émissions azotées par son action sur l'état du sol fertilisé. Comme la plupart des émissions des systèmes agricoles, les émissions azotées ont un caractère éminemment local : elles sont conditionnées par le sol, le climat, les pratiques culturales. Nous avons donc cherché à quantifier leur variabilité pour évaluer la robustesse des résultats de l'évaluation ACV. Pour cela, à partir d'une revue de la littérature, nous avons construit des facteurs d'émissions relatifs correspondant aux émissions d'un épandeur donné, exprimées relativement aux émissions d'un épandeur de référence dans les mêmes conditions. Ces facteurs sont notés $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$, N et *Tech* désignant respectivement l'émission (NH_3 ou N_2O) et la technique d'épandage (Buse, Pendillard, Herse, Disques enfouisseurs).

Ces facteurs d'émissions relatifs ont été utilisés pour (a) construire l'inventaire de cycle de vie dans une situation pédo-climatique donnée et (b) réaliser une analyse d'incertitude des résultats ACV. En raison de la faible quantité de données, les facteurs d'émission relatifs calculés dans différentes conditions pédo-climatiques ont été considérés équiprobables et ont été propagés sur les résultats ACV avec les techniques de Monte Carlo.

Les techniques d'enfouissement du lisier, immédiat ou différé, ont des potentiels d'impact plus faibles pour l'acidification et l'eutrophisation par rapport aux épandages de surface, mais présentent un potentiel de réchauffement climatique plus élevé, qui peut être particulièrement important avec l'injection. L'enfouissement différé est donc apparu comme le meilleur compromis. Malgré des marges d'incertitude importantes sur les résultats ACV, des conclusions robustes ont pu être établies. Pour une comparaison plus fine des techniques d'épandage, l'utilisation de modèles pour simuler les émissions azotées dans des situations contrastées est suggérée.

Cette étude est présentée ici sous sa forme publiée en langue anglaise.

Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture : the case of slurry application techniques

Journal of Cleaner production volume 18 (2010) pages 747−755.

Brigitte Langevin[a], **Claudine Basset-Mens**[b], **Laurent Lardon**[c]

[a] Cemagref, UMR ITAP, 361 rue Jean-François Breton, F-34196 Montpellier, France

[b] CIRAD, UR HortSys Boulevard de la Lironde - TA B-103 / PS4 34398 Montpellier Cedex 5 - France

[c] INRA, Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement, Avenue des Etangs, Narbonne, F-11100, France

Abstract (217 words)

LCA are often based on average data to produce a generic evaluation of a good or service. However, ignoring variability and induced uncertainty of LCA results reduces their significance, especially when dealing with agricultural processes that present high natural fluctuations. The objective of the study was to explore the robustness of LCA results when accounting for variable emissions data, illustrated by the case of slurry application techniques. Four application techniques were compared : band spreading, broadcast spreading, harrowing after surface application and direct injection.

On the basis of the normalisation results, acidification, eutrophication and global warming potentials were selected. To estimate field nitrogen emissions, an original approach was developed based on relative nitrogen loss factors for each technique from a literature review. The calculated field emissions from different soil and climate conditions were considered equally probable and were propagated into a range of LCA result using the Monte Carlo method. Injection and harrowing both showed reduced acidification and eutrophication potentials compared to band spreading and broadcast spreading but had larger global warming potentials, which could be particularly important with injection. Harrowing consequently appeared as the best compromise. Despite the large range of LCA results, robust conclusions could be drawn. To achieve a more refined comparison between the techniques, the use of process-based models in contrasted situations is suggested.

Keywords : Life Cycle Assessment ; Slurry application technique ; Relative nitrogen loss factors ; Field emissions ; Uncertainty

2.1 Introduction

Crop fertilization, and nitrogen (N) supply in particular, is recognised as a major source of pollution : only an average of 50 % of the applied N is taken up by the crop, the remainder being dissipated in the atmosphere under the form of ammonia (NH_3), nitrogen oxides (NO_X), nitrous oxide (N_2O) or dinitrogen (N_2), or lost to water primarily as nitrate (NO_3^-) [Galloway & Cowling, 2002; Goulding, 2004]. Peoples *et al.* [2004] estimated that about 24.4 %, 4.4 % and 7.8 % of N applied from manure were lost as NH_3, NO and N_2O, respectively. These loss pathways, with the exception of N_2, are hazards on ecosystems and human health [Erisman, 2000; Galloway & Cowling, 2002; Goulding, 2004; Peoples *et al.*, 2004]. Among management practices dedicated to improve the efficiency of N fertilizer and manure in particular, application technique may be an important lever by reducing NH_3 emission following application to land [Sommer & Hutchings, 2001; Hansen *et al.*, 2003; Huijsmans *et al.*, 2004; Rodhe & Etana, 2005]. However, the performance of application techniques strongly depends on environmental conditions, such as soil, climate or slurry composition [Dosch & Gutser, 1996; Smith *et al.*, 2000; Sommer & Hutchings, 2001; Huijsmans *et al.*, 2003]. Furthermore, there is concern that NH_3 reduction may result in greater losses via other pathways, *e.g.* N_2O, NO_3^-, and not necessarily lead to greater N uptake [Dosch & Gutser, 1996; Weslien *et al.*, 1998; Wulf *et al.*, 2002a; Misselbrook *et al.*, 2006; Rodhe *et al.*, 2006; Mkhabela *et al.*, 2009]. Most results in the literature are in agreement regarding the effect of the application technique on NH_3, for which average emission factors have been quantified [Brentrup *et al.*, 2000; Sommer & Hutchings, 2001; Søgaard *et al.*, 2002; Corpen, 2006; EMEP/CORINAIR, 2007], but studies on the effect of application technique on N_2O are contradictory, probably because this emission is the most influenced by interacting environmental variables [Velthof *et al.*, 2003; Peoples *et al.*, 2004]. Hence, it is challenging to rate an application technique in a generic and accurate way with several criteria when its performance depends on many inter-related factors. Nitrate and phosphorus emissions are also important diffuse emissions but their relationship with application techniques has been less studied. Among environmental assessment approaches, Life Cycle Assessment (LCA) is a standard tool for evaluating the environmental performance of goods and services, by examining their entire life cycle, from the extraction of the resource to the recycling or final disposal (ISO 2006). LCA has proved to be valuable to compare agricultural processes [Wegener Sleeswijk *et al.*, 1996; Cowell & Clift, 1997; Brentrup *et al.*, 2001; Audsley *et al.*, 2003; Basset-Mens, 2005] ; it brings all the environmental impacts generated by a given system into one common framework and can be used to identify the main sources of pollution and highlight any trade-off between polluting emissions [Guinée *et al.*, 2001]. However, LCA results are usually presented as point estimates, which strongly overestimate their reliability [Björklund, 2002; Miller *et al.*, 2006]. Indeed, average results fail to represent the inherent variability of a system and should

be complemented with uncertainty information to judge the significance of the difference in products comparison or assignments of ecolabel [Weidema & Wesnæs, 1996; Huijbregts, 1998b]. The aim of this study is to compare the environmental performance of slurry application techniques, based on a literature review, and to account for the variability of nitrogen diffuse emissions at the field level (P data being too scarce) in the LCA results. To this end, the objectives are :

- Based on an extensive literature review, to produce relative loss factors for nitrogen field emissions for each application technique compared to a reference technique ;
- To illustrate the use of these factors in a comparative LCA study in a particular situation of soil, climate and practice ;
- To explore and discuss the significance of these LCA results through an uncertainty analysis ;
- To discuss the possibility to compare products or functions highly dependent on environmental conditions such as slurry application.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Goal and scope of the analysis

LCA is based on the quantification of the potential environmental impacts related to the inventory of all emissions of pollutants to soil, water and air, and on the consumption of resources throughout the life cycle of the good or service studied. We studied the function of slurry management after its storage using LCA methodology [Guinée *et al.*, 2001; ISO 14040, 2006]. One key goal of the study was to account for the variability of emissions due to climate and soil conditions and to explore the robustness of the LCA results. Four application techniques were considered i) band spreading with trailing hoses (BAND) which is chosen as the reference application technique, ii) broadcast spreading with a splash plate device (BROAD), iii) surface application followed by a shallow incorporation of the slurry with a harrow (HARR) and iv) direct injection (INJ). Application techniques were compared regarding the field application of 100 kg of nitrogen from slurry over 1 ha, which is the functional unit. The processes included in the study are shown in Fig. 2.1. The storage phase was excluded since it was the same for the four techniques. Tractors of different power were required depending on the technique. Since tractors used for application and transportation were the same, the transportation phase was included in the system.

Field emissions accounted for were NH_3, N_2O, NO_3^- and P (Phosphorus), as they are particularly relevant in arable farming systems [Brentrup *et al.*, 2001; Audsley *et al.*, 2003]. Trace metallic elements or micro-pollutants such as volatile organic compounds contained in the slurry were not taken into account since the application technique will not make much difference on their fate during and after application. With these conditions, a preliminary LCA was conducted with

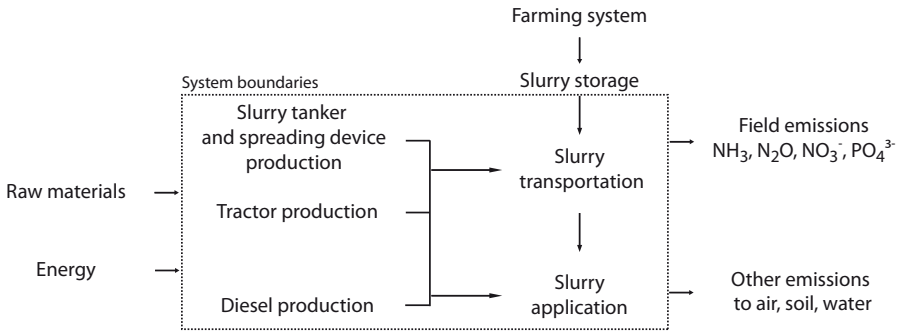


FIGURE 2.1 – The slurry application system

all the baseline impacts categories of the CML methodology [Langevin *et al.*, 2008]. The normalisation step using the factors for Western Europe in 1995 [Guinée *et al.*, 2001] revealed that the main impact categories were acidification, eutrophication and climate change ; the present study was thus limited to these three categories. The generic characterization factors recommended by Guinée *et al.* [2001] were used : Acidification potentials were calculated in kg SO_2-eq, NH_3 : 1.6, NO_X : 0.5, SO_2 : 1.2 ; Eutrophication potentials were calculated in kg PO_4^{3-}-eq, NH_3 : 0.35, NO_3^- : 0.1, NO_X : 0.13, PO_4^{3-} : 1 ; Global Warming Potential for a 100-year time horizon (GWP_{100}) were calculated in kg CO_2-eq : N_2O : 296, CO_2 : 1.

2.2.2 Life Cycle Inventory

The methods and assumptions used to estimate the emissions and the resources needed to fulfil the studied function are described below. A particular emphasis was made on the estimation of N losses and a generic method was developed to this end.

2.2.2.1 N losses estimates

The N losses estimates have been calculated in successive steps :

1. Experimental results on NH_3 and N_2O direct emissions with different application techniques were gathered from a literature review. These results were used to calculate relative loss factors compared with the band spreading technique, defined as the reference technique ;
2. Absolute NH_3 and N_2O direct emissions for the band spreading technique were assessed in a given situation. The choice of this particular situation was independent of the literature review. NH_3 and N_2O direct emissions for the other techniques were then obtained by multiplying N losses for band spreading in the given situation with the relative loss factors calculated in step 1 ;
3. Nitrate leaching was defined as a function of NH_3 and N_2O direct emissions ;
4. Indirect N_2O emissions were estimated with the IPCC emission factors [IPCC, 2006].

Relative loss factors for direct emissions : NH_3 and N_2O. N losses following slurry application depend on many factors, including soil and climate conditions, slurry composition and application technique. To capture the effect of the application technique, we constructed relative loss factors for nitrogenous (NH_3 and N_2O) emissions. These relative factors express the N losses with one technique compared to a reference technique in similar conditions. To calculate these factors, a broad literature review was done on papers presenting measured NH_3 and/or N_2O emissions following slurry application with different techniques in various conditions [Svensson, 1994; Rodhe & Etana, 2005; Dosch & Gutser, 1996; Sommer *et al.*, 1996; Clemens *et al.*, 1997; Vandre *et al.*, 1997; Weslien *et al.*, 1998; Flessa & Beese, 2000; Smith *et al.*, 2000; Søgaard *et al.*, 2002; Wulf *et al.*, 2002a,b; Hansen *et al.*, 2003; Huijsmans *et al.*, 2003; Velthof *et al.*, 2003; Misselbrook *et al.*, 2006]. N_2O fluxes measured in these experiments are considered to be "direct emissions" (noted N_2Od), *i.e.* occurring through a direct pathway, as opposed to "indirect emissions" (noted N_2Oind) induced by NH_3 volatilization and NO_3^- leaching and run-off [IPCC, 2006]. For reason of consistency, we used data that were measured in field experiments only. The analysis was also restricted to experiments where N losses could be expressed as a percentage of losses for band spreading, which was chosen as the reference technique, for it was the most represented in the reviewed studies. Finally, data from seven studies were used to calculate the relative loss factors [Rodhe & Etana, 2005; Dosch & Gutser, 1996; Clemens *et al.*, 1997; Vandre *et al.*, 1997; Weslien *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 2000; Wulf *et al.*, 2002a,b]. They are noted $\mathbf{k}_{N,Tech}$, where N designates the emission (NH_3 or N_2Od) and Tech designates the application technique (BAND, BROAD, HARR, INJ). The reference effect of one application technique is taken as the median value of the sample of calculated $\mathbf{k}_{N,Tech}$. However, the forthcoming uncertainty analysis will be based on the whole distribution of $\mathbf{k}_{N,Tech}$. These relative factors will allow deriving NH_3 and N_2Od losses for all techniques from the knowledge of NH_3 and N_2Od losses for band spreading. As band spreading is the reference technique, $\mathbf{k}_{NH3,BAND} = \mathbf{k}_{N2O,BAND} = 1$. The values of $\mathbf{k}_{N,Tech}$ are presented in the results section.

Emission factors for NO_3^- leaching and indirect N_2O emission. Concerning nitrate leaching, only Weslien *et al.* [1998] studied the effect of the application technique but could not conclude on a significant effect. Thus, we took into account the effect of the application technique by assuming that nitrate leaching was a fixed ratio, noted $C_{leached}$, of the total amount of applied nitrogen minus NH_3 and direct N_2O losses. This amounts to considering that the nitrogen lost in the form of NH_3 or N_2Od would not be available for leaching, and correlatively, that a reduction of NH_3 or N_2Od emissions would increase the potential loss through nitrate leaching. The leaching factor $C_{leached}$ was determined from one given situation and was considered the same for any technique. Indirect N_2O emissions (N_2Oind) were estimated according to 2006 IPCC emission factors

[IPCC, 2006] which do not depend on the application technique. Fig. 2.2 shows the nitrogen flow diagram illustrating the calculations used to estimate these N losses.

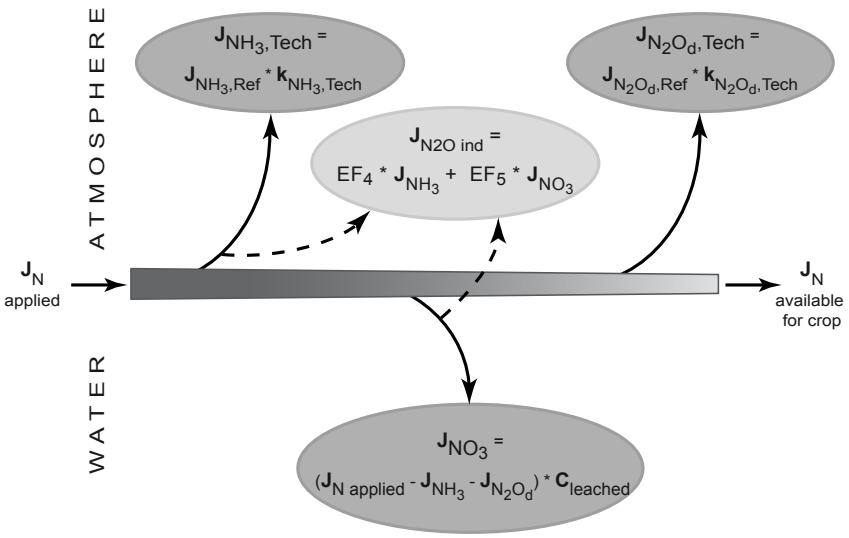


FIGURE 2.2 – General approach to calculate N losses

The J letter represents the flows, specified with an emission and a technique, and are noted $\mathbf{J}_{N,Tech}$. EF4 is the IPCC default emission factor of N_2O as kg N- N_2O per kg N applied from ammonia volatilised. EF5 is the IPCC default emission factor of N_2O as kg N- N_2O per kg N applied from nitrate leached. $C_{leached}$ is a constant leaching factor.

Calculation of absolute N losses in a given situation The calculation of absolute N losses for any technique requires the choice of a given set conditions regarding of soil, climate and slurry. We chose a pig slurry application in Brittany on a winter wheat in March. The composition of average Breton pig slurry is shown in Table 2.1 [CAB, 2007]. NH_3 losses were taken as 15 % of the slurry total ammoniacal nitrogen (TAN), which is an average figure in Brittany for a pig slurry application on winter cereals, spread in March, using band spreading technique [Morvan, 1999].

TABLE 2.1 – AVERAGE PIG SLURRY COMPOSITION IN BRITTANY

Dry matter (%)	4
Total N ($kg.m^{-3}$)	4
Total ammoniacal N (TAN) ($kg.m^{-3}$)	2.8
Phosphorus, P ($kg.m^{-3}$)	1

N_2Od and N_2Oind emissions were calculated according to the 2006 IPCC emissions factors. The total leached nitrogen was assumed to be 40 kg $N.ha^{-1}$, corresponding to a low leaching risk for a wheat/wheat rotation in Brittany [Basset-Mens *et al.*, 2007]. The knowledge of leached

nitrate and direct gaseous losses in the chosen situation allows the calculation of the leaching factor $C_{leached}$, which is considered constant for any application technique.

Assuming the crop was fertilized with an average of 150 kg N.ha^{-1} (120 kg N from slurry + 30 kg N from ammonium nitrate (Amm-Nit)) for the case of conventional good agricultural practice [Basset-Mens & Van Der Werf, 2005], the leaching factor $C_{leached}$ is calculated using equation 2.1 :

$$C_{leached} \text{ x } (150 - J_{N\text{-}NH3,BAND} - J_{N\text{-}NH3,Amm\text{-}Nit} - J_{N\text{-}N2O,BAND} - J_{N\text{-}N2O,Amm\text{-}Nit}) = 40 \text{ kg} \quad (2.1)$$

Assuming that 2 % of N from ammonium nitrate fertilizer volatilized [EMEP/CORINAIR, 2007], we calculated a $C_{leached}$ value of 0.29 in this particular situation.

Table 2.2 summarizes the methods and equations used to estimate the N losses for each technique. Input parameters for the equations are the applied nitrogen, noted $J_{Napplied}$, which was set to 100 kg N according to the functional unit, the slurry ammoniacal content, noted $TAN_{content}$, which is 70% for average pig slurry in Brittany (cf. Table 2.1), and $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ and $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$ values which are presented in the results section.

2.2.2.2 Other field emissions

Little information was available to estimate phosphorus (P) losses in relation with application techniques. P losses were therefore calculated according to Audsley *et al.* [2003], *i.e.* 1.1 kg P.ha^{-1} including both run-off and leaching.

We found only two papers presenting CH_4 field measurements for different application techniques [Wulf *et al.*, 2002a; Rodhe *et al.*, 2006]. Wulf *et al.* [2002a] reported that CH_4 had a minor contribution to global warming compared to N_2O direct and indirect emissions and Rodhe *et al.* [2006] calculated negative net fluxes of CH_4. This emission was therefore not accounted for in the life cycle inventory of the present study.

Table 2.2 – Methods and equations used to calculate the N emissions for all application techniques

Flows	**Methods of calculation**	**Equation**
NH_3		
$J_{N\text{-}NH3,BAND}$	NH_3 emission for band spreading is taken as 15% of the slurry total ammoniacal nitrogen (TAN)	0.15 x $J_{Napplied}$ x $TAN_{content}$
$J_{N\text{-}NH3,Tech}$	NH_3 emission for other technique are estimated by multiplying $J_{NH3,BAND}$ with the relative NH_3 loss factor specific of the technique	$J_{N\text{-}NH3,BAND}$ x $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$
N_2O		
$J_{N\text{-}N2Od,BAND}$	N_2O direct emission is estimated by applying the IPCC default emission factor of N_2O (EF_1) as kg N-N_2O per kg N applied	0.01 x $J_{Napplied}$
$J_{N\text{-}N2Od,Tech}$	N_2O direct emission for the other techniques are estimated by multiplying $J_{N\text{-}N2Od,BAND}$ with the relative N_2O loss factor specific of the technique in question	$J_{N\text{-}N2Od,BAND}$ x $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$
$J_{N\text{-}N2Oind}$	Indirect N_2O emission is estimated for all techniques applying the IPCC default emission factors EF4 and EF5, expressed respectively as kg N-N_2O per kg N applied from ammonia volatilised and kg N-N_2O per kg N applied from nitrate leached	0.01 x $J_{N\text{-}NH3}$ + 0.0075 x $J_{N\text{-}NO3}$
NO_3^-		
$J_{N\text{-}NO3}$	Nitrate leaching is estimated as a fixed ratio, $C_{leached}$, of the total amount of nitrogen applied, minus NH_3 and N_2O direct losses	0.29 x ($J_{Napplied}$ - J_{NH3} - $J_{N\text{-}N2Od}$)

The J letter represents the flows, specified with an emission and a technique.

2.2.2.3 Equipment-related inventory data

The slurry is transported with the same tractor used for the slurry application in a 10 m^3 tanker filled at 90 % of its capacity. The distance between the slurry storage location and the field was set to 4 km. Information relative to the operation of the spreading equipments are given in Table 2.3. Data relative to the production of tractors, slurry tanker and application device were taken from Ecoinvent LCA database (v 2.0). Emissions due to fuel consumption were derived from tractor tests realised by FAT Tanikon.

Table 2.3 – Description of the application of slurry with the different spreading equipments

Band spreading	**Broadcast spreading**	**Harrowing**	**Injection**
Tractor 80 kW	Tractor 80 kW	*2 passages*	100 kW tractor
10 m^3 Slurry tanker	10 m^3 Slurry tanker	Same equipment as for Broadcast spreading	10 m^3 Slurry tanker
Trailing hoses	Splash-plate device	+	Injector
Speed : 4.5 km/h	*Speed : 4.5 km/h*	Tractor 100 kW	*Speed : 4 km/h*
Consumption : 8.5 l/h	*Consumption : 8.5 l/h*	Harrow	*Consumption : 8.5 l/h*
Working width= 12 m	*Working width= 9m*	*Speed : 2 ha/h*	*Working width= 3 m*
		Consumption : 13 l/h	

2.2.3 Uncertainty analysis

The robustness of the results was analysed with an uncertainty analysis. We considered the different values of $\mathbf{k}_{N,Tech}$ from the literature review as the source of variation for N losses and the probability distribution given in the Ecoinvent database for the other inputs of the system. From each paper analysed, the value of $\mathbf{k}_{N,Tech}$ was calculated from an experiment conducted in specific soil and climate conditions. Having no evidence to prejudge the representativeness of these experimental conditions, all $\mathbf{k}_{N,Tech}$ values were considered equally probable, resulting in assuming uniform distributions. To avoid giving too much weight to marginal values, extreme values were discarded. In the calculation of N emissions for all techniques, the only variables were assumed to be the $\mathbf{k}_{N,Tech}$; their distributions were therefore also uniform.

Preliminary simulations conducted with the SIMAPRO Monte Carlo simulation function revealed that the uncertainty of final results was only affected by the ranges of N losses (results not shown). Consequently, the uncertainty analysis presented in this paper has been restricted to the sole variation of the $\mathbf{k}_{N,Tech}$ values. The distributions of these parameters are presented in Table 2.4 and 2.5 and are discussed in sections 2.3.1.1 and 2.3.1.2.

The uncertainty analysis was based on 1 000 calculations, taking $\mathbf{k}_{N,Tech}$ values randomly between the upper and lower bounds of their distribution. The resulting intervals of LCA results correspond to their confidence intervals at 100 % confidence level.

Table 2.4 – Lower, median and upper bounds of the $\mathbf{K}_{NH3,Tech}$ uniform distributions

	Minimum	Median	Maximum
$\mathbf{k}_{NH3,BAND}$		1	
$\mathbf{k}_{NH3,BROAD}$	1.13	1.45	1.59
$\mathbf{k}_{NH3,HARR}$	0.17	0.63	0.73
$\mathbf{k}_{NH3,INJ}$	0.06	0.30	0.48

Table 2.5 – Lower, median and upper bounds of the $\mathbf{K}_{N2O,Tech}$ uniform distributions

	Minimum	Median	Maximum
$\mathbf{k}_{N2O,BAND}$		1	
$\mathbf{k}_{N2O,BROAD}$	0.93	0.98	1.11
$\mathbf{k}_{N2O,HARR}$	1.20	1.20	1.20
$\mathbf{k}_{N2O,INJ}$	0.65	2.02	3.67

2.3 Results and discussion

2.3.1 Relative nitrogen loss factors

Relative nitrogen loss factors were calculated for direct gaseous N losses, *i.e.* NH_3 and N_2Od.

2.3.1.1 Relative ammonia emission factors : $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$

Volatilization is the transfer into the atmosphere of NH_3 present at the slurry/soil interface [Sommer & Hutchings, 2001]and is driven by the concentration gradient between the partial pressure of NH_3 above the amended field [Génermont & Cellier, 1997; Sommer *et al.*, 2003]. Loss rates are generally high immediately after slurry application, and gradually approach zero the following days [Génermont & Cellier, 1997; Søgaard *et al.*, 2002; Sommer *et al.*, 2003]. The larger the area and/or time the slurry is exposed, the larger the NH_3 transportation by air passing over the slurry surface will be [Sommer & Hutchings, 2001]. As a consequence, slurry injection, and to a lesser extent, harrowing after slurry application is expected to reduce NH_3 loss, owing to the limited contact of the slurry with the atmosphere. Similarly, band spreading should reduce ammonia volatilization compared to broadcast spreading due to a reduced air/slurry contact area, along with other factors described in Sommer & Olesen [2000].

The range of $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ for each technique is presented in Fig. 2.3 where NH_3 losses of the different techniques are expressed as a ratio of NH_3 losses for band spreading. NH_3 losses were always higher with a broadly spread slurry than with a banded slurry except for one case [Vandre *et al.*, 1997]. $\mathbf{k}_{NH3,BROAD}$ ranged between 0.51 and 1.89 with a median value at 1.45. Regarding the extreme value of $\mathbf{k}_{NH3,BROAD} = 0.51$ calculated from Vandre *et al.* [1997], these authors argued that the

banded slurry had infiltrated less into the soil with rainwater and thus had remained exposed longer to the atmosphere. Excluding one data, volatilization with injection, and to a lesser extent harrowing, was always less compared to that of band spreading, with median relative loss factors of $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,HARR}} = 0.30$ and $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,INJ}} = 0.63$. Nevertheless, both techniques showed an important variability since $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,INJ}}$ ranged between 0.0-0.7 (MAD [1] = 0.21) and $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,HARR}}$ between 0.09-1.26 (MAD = 1.25). This is partly explained by the difference in the depths of slurry placement between the experiments, ranging between 5 and 6 cm which determines the proportion of slurry that is actually incorporated into the soil and, in due course, the volatilization potential. Sommer & Hutchings [2001] and Hansen *et al.* [2003] showed positive correlations between reduction of NH_3 losses and the depth of slurry placement, allowing a volatilization reduction from 50 to 20 % compared to band spreading when injection depth was increased from 5 to 7 cm.

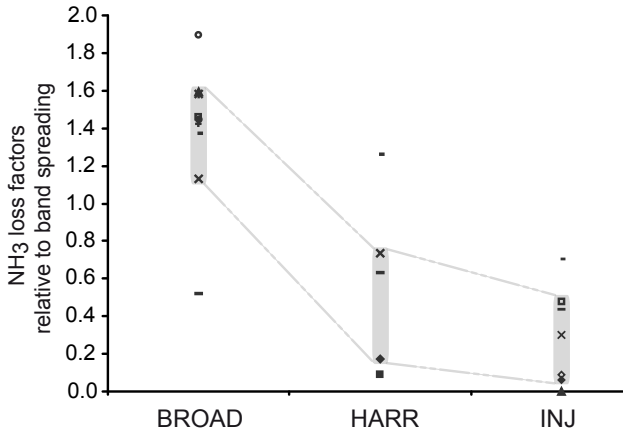


FIGURE 2.3 – Distribution of the relative N loss factors $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,Tech}}$ for broadcast, harrowing and injection application techniques

Results are expressed as a ratio of the NH_3 loss for band spreading. The shaded intervals correspond to the uniform distribution used in the uncertainty analysis

The timing of incorporation is also particularly important, since the potential for volatilization can be reduced threefold when harrowing within the hour of application instead of 8 h after [Brentrup & Küsters, 2000; Sommer *et al.*, 2004]. Other factors related to climate, field and slurry characteristics affect the volatilization process : concentration of total ammoniacal N, manure dry matter, soil infiltration rate and meteorological variables such as air temperature, irradiation, wind speed and rainfall potential are the most commonly cited [Sommer & Hutchings, 2001].

1. MAD is the acronym for Median Absolute Deviation. MAD is equal to the median deviation from the median value. MAD is a robust measure of statistical dispersion minimizing variation from the median value.

2.3.1.2 Relative nitrous oxide emission factors : $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$

N_2O is produced naturally in soils through the microbial processes of nitrification and denitrification [Davidson *et al.*, 1986], but denitrification is usually considered as the major source of N_2O production in soils [Wolf & Russow, 2000; Stevens & Laughlin, 2001]. Denitrification bacteria convert nitrate into nitrogen to release the oxygen molecule in anaerobic conditions and may release N_2O which is an intermediate step in the process [IPCC, 2006]. Among the various parameters controlling denitrification (easily available C, soil pH, soil temperature...) [Rolston *et al.*, 1984; Johnsson *et al.*, 1991; Parton *et al.*, 1996; Hénault *et al.*, 2005], soil NO_3^- content and soil water-filled pore space are those that might be affected by application techniques. Denitrification is expected to be increased by the saving and/or concentration of nitrogen following band spreading or injection, and by anaerobic conditions caused by slurry injection into the soil.
The variability of the technique effect is presented in Fig. 2.4 where N_2O losses of the different techniques are expressed as a ratio of N_2O losses for band spreading.

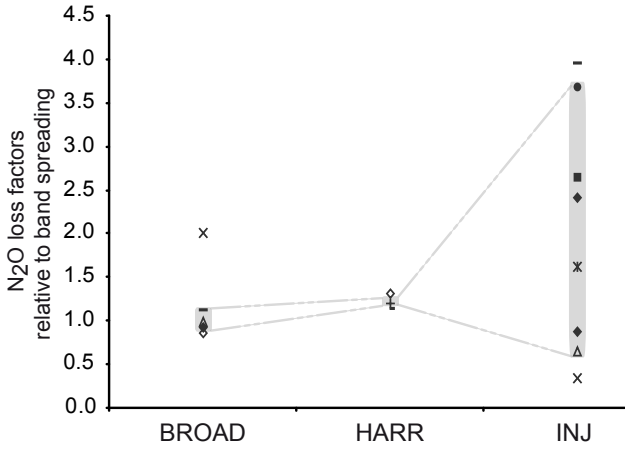


FIGURE 2.4 – Distribution of the relative N loss factors $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$ for broadcast, harrowing and injection application techniques

Results are expressed as a ratio of the N_2O loss for band spreading. The shaded intervals correspond to the uniform distribution used in the uncertainty analysis

In terms of N_2O losses broadcast spreading did not differ much from band spreading, $\mathbf{k}_{N2O,BAND}$ being close to 1 excluding one case, with a median value of 0.98 and a MAD of 0.13. Few experiments were available to calculate $\mathbf{k}_{N2O,HARR}$, but the three calculated values were close to one another, with a median value at 1.20 and MAD = 0.08. The effect of injection was equivocal, $\mathbf{k}_{N2O,INJ}$ ranging between 0.33-3.95 (MAD= 1.25) with three values out of eight below 1. Some authors found that injection had no effect on N_2O emissions [Sommer *et al.*, 1996; Clemens *et al.*, 1997; Weslien *et al.*, 1998], while others found an important effect of the mode of application [Dosch & Gutser, 1996; Flessa & Beese, 2000; Velthof *et al.*, 2003]. The variability of the effect of

the application technique on N_2O emissions is probably due to several factors interacting [Velthof *et al.*, 2003]. Besides, N_2O fluxes measurements are known to have a high spatial and temporal variability with typical coefficient of variation exceeding 100 % [Folorunso & Rolston, 1984]. This variability renders difficult the studies on the effect of the application technique on N_2O emission.

2.3.2 Absolute nitrogen emissions in a given situation

The range of absolute N emissions in the Brittany situation, derived from the uniform distributions of $\mathbf{k}_{N,Tech}$ are shown in Table 2.6

Table 2.6 – Range of N emissions values : upper, median and lower bounds of their uniform distributions

	NH_3			NO_3^-			total N_2O		
kg N	inf	med	sup	inf	med	sup	inf	med	sup
Band spreading		10.5			26.1			1.2	
Broad spreading	11.9	15.2	16.7	24.3	24.8	25.7	1.2	1.3	1.5
Harrowing	1.8	6.4	7.7	26.9	27.3	28.6	1.4	1.5	1.5
Injection	0.6	3.1	5.0	27.0	28.0	29.2	0.9	2.3	3.9

2.3.3 Comparative LCA between the four application techniques

2.3.3.1 Identification of hot-spots

Emissions were accounted for at all phases of the life cycle under study. Table 2.7 shows the contribution of the diffuse field losses, *i.e.* NH_3, N_2O, NO_3^- and P compared to the other sources of emissions. Field losses contribute almost entirely to acidification and eutrophication potentials and account for more than 90 % of GWP_{100} for any of the four application techniques. In this study, acidification is quite exclusively due to NH_3 emissions, whereas N_2O is the prevailing greenhouse emission regarding GWP_{100}. Eutrophication is mainly due to nitrate leaching, but ammonia can also be an important contributor, *e.g.* with broadcast spreading where it accounts for 38 % of the eutrophication potential. P losses constitute 16 to 20% of eutrophication potential across all techniques.

For techniques reducing ammonia volatilization by slurry incorporation, *i.e.* harrowing and injection, NO_3^- becomes the main contributor to eutrophication with a share of about two thirds of the calculated potential.

In accordance with other agricultural LCA studies, slurry transportation and operation of the spreading equipment are negligible compared to field emissions regarding the environmental impacts caused by slurry application [Audsley *et al.*, 2003; Brentrup *et al.*, 2004]. Therefore, to minimize environmental impacts of slurry application from a life cycle perspective, the design of

the spreading equipment should focus on reducing N losses.

Table 2.7 – Contribution of emitted substances and resources for the four scenarios of slurry application, expressed per 100 kg slurry-N applied

		Acidification				**Eutrophication**				**Global warming 100 year horizon**		
		kg SO_2−eq				**kg PO_4^{3-}−eq**				**kg CO_2−eq**		
Scenarios	Source of pollution	NH_3	S_2O	NO_X	Total	NO_3^-	NH_3	PO_4^{3-}	Total	N_2O	CO_2	Total
Band spreading	Field emissions	20.4	-	-	20.4	11.6	4.46	3.37	19.4	604	-	604
	Others	<0.01	0.08	0.06	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	1	33	34
Broadcast spreading	Field emissions	29.6	-	-	29.6	11	6.46	3.37	20.8	616	-	616
	Others	<0.01	0.08	0.06	0.14	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	1	35	38
Harrowing	Field emissions	12.4	-	-	12.4	12.1	2.7	3.37	18.2	687	-	687
	Others	<0.01	0.13	0.13	0.26	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<1	58	59
Injection	Field emissions	6.08	-	-	6.08	12.4	1.33	3.37	17.1	1050	-	1050
	Others	<0.01	0.16	0.16	0.32	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	1	74	76

2.3.3.2 Impact category results

The potential impacts of the different techniques related to the functional unit are shown in Fig. 2.5. Reference impact potentials, calculated from median $\mathbf{k}_{N,Tech}$ values, are presented together with their interval of valid values.

Acidification Acidification is the impact category which discriminates best the application techniques. Indeed, ammonia is the main contributor to acidification potential and band spreading, harrowing and injection were specifically designed to reduce ammonia emissions arising from field applications of livestock manures [Huijsmans *et al.*, 1998; Hansen *et al.*, 2003; Huijsmans *et al.*, 2004]. Hence, LCA results reflect $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ values, showing the least acidification potential for injection and harrowing with 6.4 [2] (1.6-10.1) kg SO_2-eq and 13.1 (3.8-15.2) kg SO_2-eq, constituting respectively 31 % and 64 % of acidification potential for band spreading. Broadcast spreading shows the larger acidification potential with 29.9 (23.3-32.6) kg SO_2-eq, *i.e.* 146 % of band spreading.

2. Figures in brackets indicate the intervals of valid values

Global warming potential Similarly to ammonia for acidification, N_2O accounts for most of GWP_{100}, and the reference values and associated uncertainty intervals result directly from $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$ values. Injection shows the highest reference value of GWP_{100} expressed relatively to band spreading, with 1,030 (458-1,720) kg CO_2-eq representing 173 % of band spreading, while harrowing impact was less with 687 (670-690) kg CO_2-eq, *i.e.* 116 % of band spreading. Finally, broadcast spreading is similar to band spreading, their GWP_{100} differing by less than 1.5 %, at about 602 kg CO_2-eq.

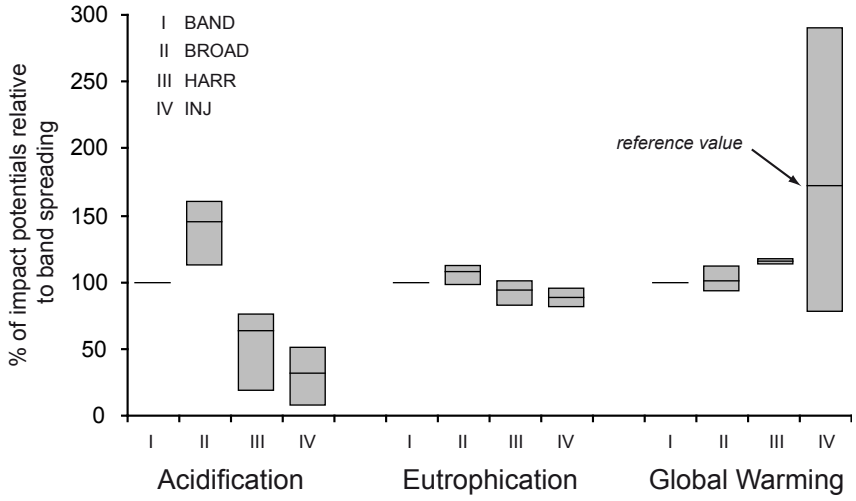


FIGURE 2.5 – Impact potentials expressed as a percentage of impact potentials for the Band Spreading scenario and associated intervals of valid values

The reference values for impact potentials are indicated by a simple horizontal line. Intervals of valid values for impact potentials, corresponding to their 100 % confidence interval, are delimited with shaded bands.

Eutrophication Compared to acidification and climate change, the techniques do not substantially differ with regard to eutrophication. Broadcast spreading shows the highest potential with 20.8 (19.5-21.9) kg PO_4^{3-}-eq, representing 107 % of band spreading. Harrowing and injection have less impact, representing 94 % and 88 % of band spreading, respectively. As P losses were considered equal for all application techniques, differences in eutrophication potentials are mainly due to NH_3 and NO_3^- losses (see Table 2.7). In the calculation of nitrate leaching as presented in Fig. 2, differences in NO_3^- losses are directly proportional to differences in NH_3 losses when neglecting N_2O losses (they represented about a tenth of NH_3 losses as kg N per UF). Since NH_3 and NO_3^-, as single N molecules, have the same contribution to the eutrophication potential [Guinée *et al.*, 2001], the ranking of the techniques regarding eutrophication follows that of acidification, although less marked. Nevertheless, it could be argued that eutrophication potential of slurry application does not depend on the technique of application but only on the quantity of N applied, because in the long term excess of nitrogen will eventually be released to the environment, *i.e.* outside the

studied system.

2.3.3.3 Overall comparison and uncertainty margins

LCA, by bringing together all the environmental impacts generated by a given system into one common framework, highlights possible trade-offs between polluting sources. In this study, as environmental impacts mainly originated from N losses, the question addressed was whether application techniques designed to reduce NH_3 losses had resulted in greater losses of N via other pathways. This question has been addressed in different papers, including those used to calculate the $\mathbf{k}_{N,Tech}$ [Dosch & Gutser, 1996; Clemens *et al.*, 1997; Weslien *et al.*, 1998; Misselbrook *et al.*, 2006; Rodhe *et al.*, 2006] ; A thorough analysis of these data revealed contradictory conclusions regarding the effect of injection on N_2O emissions : some authors found no effect of injection on N_2O emissions compared to band spreading whereas others found that injection increased N_2O emissions from two to four times (see section 2.3.1.2). In our results, injection shows the least acidification and eutrophication potentials but has the largest GWP_{100}. To a lesser extent, harrowing shows the same pattern, highlighting trade-offs between N pollution sources. When taking into account the intervals of valid values, the effect of harrowing and injection on acidification do not substantially differ whereas the probability of a high GWP_{100} is markedly increased with injection. As a consequence, harrowing appears as the best compromise of all techniques, reducing NH_3 losses and offering less risk regarding GWP_{100}.

2.3.4 Discussion

2.3.4.1 Impact of the sample of experiments used to calculate the $\mathbf{k}_{N,Tech}$

To capture the application technique effect, we calculated $\mathbf{k}_{N,Tech}$ in various environmental conditions and took the median value as the "reference" effect, *i.e.* the site-generic effect. The median was selected rather than the arithmetic mean as it is less sensitive to extreme values. The samples of $\mathbf{k}_{N,Tech}$ values were rather small (<10) and one additional value could strongly affect the median $\mathbf{k}_{N,Tech}$ and, therefore, the reference values for LCA results. Hence, the sole reference LCA results could not ensure a robust comparison of the application techniques. To overcome this problem, the intervals of all $\mathbf{k}_{N,Tech}$, excluding extreme values, were propagated into a range of LCA results. Uniform distribution were ascribed to the $\mathbf{k}_{N,Tech}$ and propagated into intervals of LCA results, at a confidence level of 100 %, using the Monte Carlo approach. Despite the large confidence intervals, a ranking could be established and is therefore considered robust to environmental conditions. As a conclusion, the reference potential impacts, together with their confidence intervals allowed obtaining a robust ranking of the environmental performance of the application techniques.

2.3.4.2 Impact of the reference situation on LCA results

For the LCA finalisation, the choice of a particular situation was required to calculate absolute N losses and to compare the contribution of field losses with other sources of pollution in the whole system. In the present study, a pig slurry application in Brittany on a winter wheat in March was selected. As a consequence, the corresponding potential impacts are not site-generic. Yet, the choice of another situation would have had little effect on the contribution of field losses in the whole system, which would remain preponderant. It would also not have affected the ranking between the techniques, which is based on $\mathbf{k}_{N,Tech}$ that are site-generic by construction ; the aim of the study to producing a robust ranking of slurry application techniques has therefore been reached.

2.3.4.3 Toward a more refined comparison

The environmental performance of application techniques is mainly based on their ability to reduce N losses. This reduction is performed by modifying the environmental conditions that control losses, *e.g.* preventing ammonia diffusion into the atmosphere by incorporating the slurry into the soil. The application technique effect will be more significant in conditions favourable to N losses, such as strong wind or poor soil water drainage. In this study, a distribution of relative emission factors ($\mathbf{k}_{N,Tech}$) were calculated for each technique. These generic factors proved to be useful to produce quite easily a robust ranking for the four application techniques. However, one can aim at differentiating the techniques more precisely. To this end, the use of process-based models might give more insight on the techniques performance. A large part of the uncertainty associated with too generalised emission factors could be reduced with the use of appropriate simulation models [Payraudeau *et al.*, 2007], leading to more specific and reliable results. N losses could be estimated in a number of contrasted and typical situations for each technique, allowing for a more refined comparison. Moreover, the distribution of emissions obtained with modelling allows reaching the best degree of differentiation of the situations beyond which the comparison is not significant anymore. These data could be further integrated into a complete LCA for each typical situation, constituting an environmental profile for the technologies under study.

2.4 Conclusion

A robust ranking could be established between the four techniques despite the variability of the field emissions, caused by various conditions of soil, weather and slurry type in the selected papers. To account for the variability of field losses, NH_3 and N_2O relative loss factors, $\mathbf{k}_{N,Tech}$, were calculated for each technique from an extensive literature review. All emissions data were considered equally probable, which amounts to assuming uniform distributions, and were then

propagated into intervals of LCA results. Injection and harrowing showed the most interesting effects in reducing NH_3 volatilization, but this benefit was offset by increased N_2O emissions, which could be particularly important with injection. Harrowing therefore appeared as the best compromise, reducing NH_3 losses and offering less risk regarding GWP_{100}.
The calculated $\mathbf{k}_{N,Tech}$ distributions may be used to conduct other LCA studies involving slurry application techniques. To achieve a more refined comparison between the techniques, the use of process-based models in contrasted situations may prove useful. It will allow exploring the variability of emissions, and, if needed, calculating separate emission factors, *e.g.* depending on soil type or weather conditions, which was not possible in this study because of limited literature data.

Acknowledgement

This work was part of the research project "ECODEFI" (eco-design of spreading equipment) and was financially supported by ADEME. Brigitte Langevin, Claudine Basset-Mens and Laurent Lardon are members of the ELSA group (Environmental Lifecycle and Sustainability Assessment). They thank all the other members of ELSA for their advice.

Chapitre 3

OSEEP : un outil de simulation de l'effet des épandeurs de lisier sur les pertes azotées

Le chemin se construit en marchant
A. Machado

Sommaire

3.1 Introduction 45
3.2 Approche générale 45
3.3 Développement de l'outil de simulation OSEEP 46
3.3.1 Origine des émissions et principaux facteurs influents 46
3.3.1.1 Origine des émissions de NH_3 et principaux déterminants . . . 46
3.3.1.2 Origine des émissions de N_2O et principaux déterminants . . . 47
3.3.1.3 Origine des émissions de NO_3^- et principaux déterminants . . . 49
3.3.1.4 Conclusion sur les principaux effets machine à prendre en compte 53
3.3.2 Sélection de modèles d'émissions azotées 53
3.3.2.1 Diversité des modèles 53
3.3.2.2 Cahier des charges pour la sélection des modèles d'émissions azotées 54
3.3.2.3 Choix du modèle pour NH_3 54
3.3.2.4 Choix du modèle pour les émissions de N_2O 56
3.3.2.5 Choix du modèle pour NO_3^- 59
3.3.3 Adaptation et intégration des modèles sélectionnés en vue de la modélisation de l'effet des épandeurs 59
3.3.3.1 Déformation du sol sous les traces de roue 61
3.3.3.2 Circulation et rétention de l'eau dans les sols 63
3.3.4 Intégration des modèles dans l'outil OSEEP 64
3.3.5 Les effets des épandeurs non modélisés 66
3.4 CONCLUSION 67

3.1 Introduction

Les procédés permettant de limiter les émissions de NH_3 incluent l'acidification et la dilution du lisier, l'irrigation après épandage et les techniques d'application telles l'épandage en bandes, l'injection directe du lisier dans le sol ou son enfouissement après épandage [Malgeryd, 1998; Sommer & Hutchings, 2001; Huijsmans *et al.*, 2003; Webb *et al.*, in press]. Si l'efficacité de certains procédés est avérée pour limiter les pertes de NH_3, tel l'enfouissement du lisier, leur incidence sur les émissions de N_2O demeure équivoque, augmentant ou diminuant les émissions selon les cas. Cette apparente contradiction vient de la sensibilité de cette émission aux conditions environnementales et à ses variations [Peoples *et al.*, 2004; Velthof *et al.*, 2003].

L'utilisation de modèles qui rendent compte des principaux mécanismes de régulation des émissions azotées peut aider à comprendre comment la technique d'épandage agit sur ces émissions. Le recours à la modélisation permet également de hiérarchiser les différents facteurs à l'origine des émissions d'azote et de juger de leur importance dans la précision des valeurs prédites.

L'objectif de cette étude est de simuler les effets des techniques d'épandage de lisier sur les émissions azotées de lisier dans une large gamme de conditions extérieures (sol, climat, cultures en place, nature de l'effluent) et en vue d'un usage en Analyse de Cycle de Vie. A cette fin, après avoir fait un état des lieux des modèles validés existants, nous avons mis en série et adapté les modèles les plus pertinents pour notre objectif de quantification de l'effet des procédés d'épandage sur les pertes azotées au champ.

3.2 Approche générale

N'ayant pas identifié de modèle unique pour rendre compte de l'effet des techniques d'épandage sur les émissions de NH_3, N_2O et NO_3^-, nous avons cherché à créer un outil de simulation des épandeurs sur les pertes azotées en nous basant sur des modèles existants. Nous avons dans un premier temps recherché les mécanismes des émissions azotées et leurs principaux facteurs influents sur la base d'une analyse bibliographique. Nous avons ensuite cherché à identifier l'effet des épandeurs sur ces facteurs influents, comme par exemple le tassement du sol par les épandeurs. Cette approche est schématisée à la figure 3.1. Nous avons ensuite sélectionné parmi les modèles d'émissions disponibles, ceux dont les paramètres d'entrée permettraient de simuler l'effet de l'épandeur. Si l'effet de l'épandeur est directement pris en compte dans les paramètres d'entrée du modèle d'émission alors aucun modèle intermédiaire n'est nécessaire (cas de l'enfouissement du lisier). Dans le cas contraire, un ou plusieurs modèles intermédiaires ont été utilisés (cas du tassement du sol par les épandeurs).

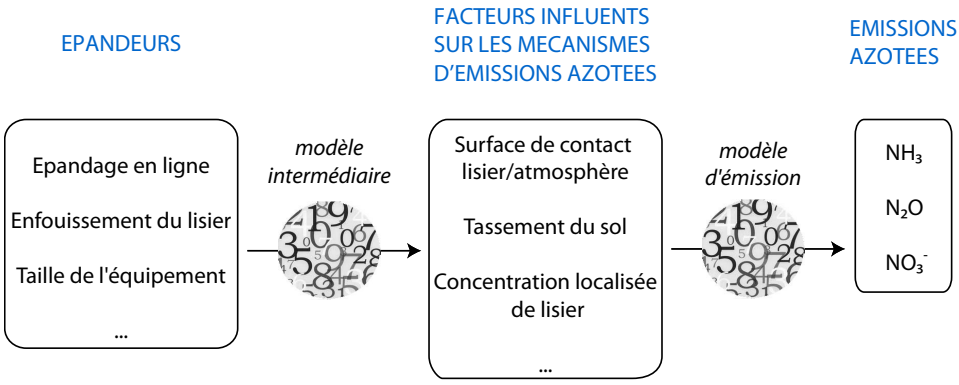


FIGURE 3.1 – Approche de modélisation des effets des épandeurs sur les émissions azotées

Cette démarche fait donc appel à deux types de modèles :

- d'une part des modèles d'émissions azotées et
- d'autre part des modèles *intermédiaires* utilisés pour simuler l'effet de l'épandeur sur les principaux facteurs influents des pertes azotées.

Dans les deux cas, nous avons recherché des modèles déjà publiés et validés sans chercher à développer de nouveaux formalismes.

L'outil de simulation intégrant ces différents modèles pour simuler les effets des épandeurs sur les pertes azotés a été baptisé OSEEP pour Outil de Simulation de l'Effet des Épandeurs sur les Pertes azotées. Sa présentation fait l'objet de ce chapitre.

3.3 Développement de l'outil de simulation OSEEP

3.3.1 Origine des émissions et principaux facteurs influents

3.3.1.1 Origine des émissions de NH_3 et principaux déterminants

La volatilisation d'ammoniac du lisier, est le transfert dans l'atmosphère du NH_3 dans l'air immédiatement adjacent à l'interface sol/lisier l'air à une hauteur qui n'est plus affectée par les émissions de surface [Sommer *et al.*, 2003]. La vitesse de volatilisation dépend du gradient de pression partielle de NH_3 entre ces deux hauteurs [Sommer *et al.*, 2003].

Le transfert d'ammoniac depuis la surface peut être décrit par un modèle d'advection locale régi notamment par la vitesse du vent et par la concentration de NH_3 dans la couche d'air immédiatement au dessus du sol. La concentration de NH_3 juste au dessus de l'interface sol-lisier est en équilibre avec le NH_3 dissous dans le lisier [Génermont & Cellier, 1997], qui est elle-même régie par des équilibres physiques et chimiques dans le sol, par les transferts d'eau et d'azote et par la nitrification de l'ammonium NH_4^+ [Génermont & Cellier, 1997; Sommer *et al.*, 2003].

La volatilisation est maximale dans les premières heures suivant l'épandage [Génermont *et al.*,

1998; Sommer & Hutchings, 2001; Søgaard *et al.*, 2002], 50% de la volatilisation se produisant habituellement dans les 12 premières heures [Pain *et al.*, 1989]. Quinze jours après apport, on peut considérer sans risque d'erreur important que la volatilisation d'azote est terminée [Sommer & Hutchings, 2001].

L'analyse bibliographique et les formalismes des modèles empiriques nous renseignent sur les principaux déterminants de l'émission de NH_3 : on peut citer les conditions météorologiques, le pH de l'interface sol/lisier [Sommer *et al.*, 2003], l'infiltration du lisier dans le sol [Brentrup *et al.*, 2000], elle-même notamment régie par l'humidité du sol [Génermont & Cellier, 1997; Le Cadre, 2004; Søgaard *et al.*, 2002]. L'enfouissement du lisier a un effet radical puisqu'on peut considérer que l'ammoniac ne peut plus se volatiliser dès lors qu'il n'est plus en contact avec l'atmosphère.

Le tableau 3.1, adapté de Sommer & Hutchings [2001], indique les principaux déterminants de la volatilisation d'ammoniac, les effets possibles des épandeurs sur les émissions de NH_3 ainsi que les moyens de les simuler qui seront présentés dans les paragraphes suivants. Les effets indiqués en rouge et en italique sont ceux qui sont simulés par OSEEP. On identifie l'importance des effets : répartition spatiale du lisier apporté, enfouissement du lisier et tassement du sol. L'exclusion des autres effets des épandeurs indiqués dans le tableau 3.1 est discutée au paragraphe 3.3.2.3.

3.3.1.2 Origine des émissions de N_2O et principaux déterminants

Le protoxyde d'azote, N_2O, est produit naturellement dans les sols, au cours de deux processus essentiellement bactériens, la nitrification et la dénitrification [Hénault & Germon, 1995]. En conditions aérobies, les bactéries nitrifiantes oxydent l'ammonium, NH_4^+, en nitrate, NO_3^-, et peuvent co-produire du N_2O lors de la chaîne d'oxydation [Goreau *et al.*, 1980]. En conditions anaérobies, les bactéries dénitrifiantes peuvent réduire le nitrate jusqu'à la forme N_2 ; le N_2O est un produit intermédiaire de la réduction, et peut s'échapper si la réaction est incomplète [Hénault & Germon, 1995]. Même si certains milieux ont été identifiés écologiquement plus favorables à la nitrification qu'à la dénitrification [Hénault & Germon, 1995], on considère le plus souvent que la dénitrification est la principale source de production de N_2O dans les sols [Wolf & Russow, 2000; Stevens & Laughlin, 2001]. Par conséquent, nous avons focalisé notre recherche sur les effets des techniques d'épandage sur la seule dénitrification.

Table 3.1 – Facteurs influant sur la volatilisation d'ammoniac, adapté de Sommer & Hutchings [2001]

Facteurs influents		**Effets de l'épandeur**	**Moyens de simuler l'effet de l'épandeur**
Concentration de NH_3 à la surface du lisier	Concentration du lisier en NH_4^+ Température de l'air pH du lisier Demande évaporative		
Surface de lisier en contact avec l'air	Dose de lisier appliquée	*Concentration du lisier sur une partie de la parcelle*	*Subdivision de la parcelle selon la dose de lisier reçue*
	Dépôt de lisier sur la végétation	Augmentation de la surface de contact atmosphère/lisier s'il est épandu sur la végétation	Relation empirique entre la volatilisation de lisier épandu avec des buses et la taille ou l'architecture de végétation (non identifiée dans la littérature
	Frottement du lisier avec l'atmosphère pendant l'apport	Trajets aériens du lisier Éclatement du lisier par les buses pour le répartir de manière homogène	Sommer & Hutchings [2001] rapportent des pertes de NH_3 représentant 1% du TAN pour les techniques conventionnelles et ayant pu atteindre 10% lors d'épandages avec dispositifs d'irrigation
Transfert de NH_3 depuis la surface dans l'atmosphère	Taille et architecture de la végétation Formation d'une croûte Rugosité de la surface de la parcelle Vitesse du vent Radiation solaire	Dépôt du lisier sous la végétation	Sommer & Hutchings [2001] ont corrélé la volatilisation avec la hauteur de la végétation pour des épandages avec des pendillards
Durée du contact du lisier avec l'atmosphère	Infiltration du lisier dans le sol	Énergie cinétique du lisier projeté au sol	Pris en compte dans le modèle Volt'air par un coefficient correctif, mais dont la valeur est difficile à établir
		Tassement du sol	*Modification des paramètres du modèle d'émission relatif aux mouvements d'eau dans le sol*
	Enfouissement du lisier dans le sol	*Enfouissement mécanique* ou par la pluie	*Modélisé par le modèle Volt'air*

Les effets simulés par OSEEP sont indiqués en rouge et en italique

Les travaux de Nömmik [1956] rapportés dans l'article de Hénault & Germon [1995] ont montré que le degré de saturation en eau des sols était déterminant sur le taux de dénitrification et que l'accumulation durable de N_2O était favorisée par de fortes concentrations en nitrate ($>$ 100 mg kg^{-1} de sol). Néanmoins, la quantification des flux de N_2O s'avère difficile à évaluer à l'échelle de la parcelle culturale [Hénault & Germon, 1995]. Folorunso & Rolston [1984] rapportent que les mesures de dénitrification montrent une variabilité extrême dans le temps et dans l'espace, avec des coefficients de variation dépassant 100%. Cela peut s'expliquer par le fait qu' « *à l'échelle bactérienne, un sol réalise une mosaïque de niches écologiques très différenciées. Ainsi, des bactéries dont les conditions d'existence s'excluent mutuellement, comme des aérobies strictes et des anaérobies strictes, cohabitent-elles parfois à des distances d'une fraction de millimètre. De plus, les conditions peuvent évoluer rapidement à une telle échelle. On imagine la succession d'événements, à l'échelle submillimétrique, qui accompagne la décomposition d'un petit arthropode* » [Gobat *et al.*, 2003, p.34].

En raison des difficultés pour décrire la dénitrification de manière mécaniste et pour la quantifier à l'échelle de la parcelle sur un cycle cultural, plusieurs auteurs ont proposé des formalismes semi-empiriques, construits à partir des principaux facteurs de régulation de l'émission, c'est-à-dire « *intégrant des lois de fonctionnement à caractère universel et des relations définies statistiquement* » [Hénault & Germon, 1995]. Les facteurs les plus souvent repris dans les modèles de dénitrification sont l'état d'anoxie du sol, la disponibilité en nitrate et en carbone organique et la température [Cannavo *et al.*, 2008]. Dans la plupart des modèles, les facteurs de régulation sélectionnés viennent pondérer un potentiel de dénitrification, paramètre biologique spécifique au sol en place, et mesuré en laboratoire.

Le tableau 3.2, adapté de Peoples *et al.* [2004], indique les principaux déterminants de la dénitrification, les effets possibles des épandeurs sur ces déterminants et les moyens de le simuler. Les effets identifiés sont les mêmes que ceux relatifs aux émissions de NH_3 : la répartition spatiale et l'enfouissement du lisier et le tassement du sol.

3.3.1.3 Origine des émissions de NO_3^- et principaux déterminants

La lixiviation est l'entraînement en profondeur de constituants du sol (cations, anions, petites molécules) sous forme soluble [Gobat *et al.*, 2003, p.164]. Elle a principalement lieu en période hivernale, lorsque le flux des précipitations n'est pas compensé par l'évapotranspiration du sol. L'eau percole donc dans les couches profondes du sol, en se chargeant au passage d'ions, dont le nitrate, NO_3^-, qui a la particularité d'être très mobile en raison de sa faible adsorption par le sol [Soltner, 2000, p. 93].

Table 3.2 – Facteurs influant sur la dénitrification, adapté à partir de Peoples *et al.* [2004]

Facteurs influents	**Effets de l'épandeur**	**Moyen de simuler l'effet de l'épandeur**
Activité microbienne		
Aération du sol	*Tassement du sol sous le passage des roues*	*Modifications des paramètres d'entrée du modèle d'émission liés aux mouvements d'eau dans le sol tassé*
Texture de l'horizon supérieur		
Profil de sol		
pH du sol		
Température		
Quantité d'azote du sol	*Concentration du lisier sur une partie de la parcelle*	*Subdivision de la parcelle selon la dose de lisier reçue*
	Variation du stock d'azote minéral (en lien avec les autres processus du cycle de l'azote)	*Utilisation d'un modèle de culture pour simuler les variations de stock d'azote*
Biodisponibilité du carbone	Modification de la dynamique de minéralisation en cas d'enfouissement de l'effluent	

Les effets simulés par OSEEP sont indiqués en rouge et en italique

Le lien entre la lixiviation des nitrates et la fertilisation azotée n'est pas simple et direct [Addiscott, 2000]. D'après Addiscott [2000], les teneurs en nitrate mesurées dans les années 1870 à Rothamsted, au Royaume uni, dépassaient la norme de 50 $mg.l^{-1}$ alors qu'aucun apport azoté n'avait été réalisé au cours des dix années précédentes. Ce phénomène est dû aux importantes quantités d'azote minéral libérées par la minéralisation des matières organiques du sol à l'automne. A cette époque, les conditions sont favorables aux micro-organismes impliqués dans la décomposition de la matière organique : le sol s'est réchauffé pendant l'été et est réhumidifié par les premières pluies d'automne [Addiscott, 2000]. Les apports d'azote peuvent être stockés dans le sol et n'être émis vers l'environnement que des années plus tard. Dans leur étude sur le devenir des nitrates dans les bassins versants, Basset-Mens *et al.* [2006b] ont mesuré des effets retard de plusieurs années dans le stockage/déstockage de l'azote en réponse à la fertilisation. L'inertie d'un sol vis à vis du stockage/déstockage de l'azote dépend de sa texture [Gerke *et al.*, 1999], les sables ayant une capacité de rétention moindre de l'eau et des nitrates que les limons.

Par ailleurs, Addiscott [1996] souligne qu'il est plus simple de modéliser la lixiviation pour des sols homogènes tels que les sables que pour des sols plus structurés où des écoulements préférentiels de l'eau peuvent avoir lieu. Ces passages préférentiels de l'eau sont déterminants pour le devenir des nitrates [Shipitalo *et al.*, 2000], mais le phénomène est difficilement modélisable [Scholefield *et al.*, 1996].

Cannavo *et al.* [2008] reportent une homogénéité des formalismes pour calculer la lixiviation des nitrates. Celle-ci est fonction de la quantité d'azote nitrique au début de la période de drainage et de la lame drainante, c'est-à-dire de l'eau s'infiltrant en profondeur pendant la période de drainage. Les épandeurs peuvent réduire la quantité d'eau s'infiltrant dans le sol par suite du ruissellement direct des eaux de pluies dans les ornières crées par les roues des machines. Mais le tassement du sol dans les traces de roues peut aussi favoriser la lixiviation en raison d'une moindre exploration du sol par les racines [Soane & van Ouwerkerk, 1995; Lipiec & Hatano, 2003]. Les épandeurs agissent aussi sur le pool d'azote nitrique de manière indirecte selon la volatilisation de NH_3 puisque l'azote volatilisé devra être déduit du pool d'azote du sol, qui déterminera en partie le pool d'azote lessivable. Aucun autre effet n'a été identifié pour les émissions de NO_3^-. Les effets des techniques d'épandage sur les émissions de NO_3^- ainsi que les moyens proposés pour les simuler sont présentés au tableau 3.3.

Table 3.3 – Facteurs influant sur la lixiviation, adapté à partir de Peoples *et al.* [2004]

Facteurs influents	**Effet de l'épandeur**	**Moyens de simuler l'effet de l'épandeur**
Circulation de l'eau dans le profil cultural	*Tassement du sol sous le passage des roues*	*Modifications des paramètres d'entrée du modèle d'émission liés aux mouvements d'eau dans le sol*
Quantité d'azote du sol	*Tassement du sol limitant le développement des racines*	*Modification de la masse volumique du sol dans le modèle d'émission*
	Concentration du lisier sur une partie de la parcelle	*Subdivision de la parcelle selon la dose de lisier reçue*
	Variation du stock d'azote minéral (en lien avec les autres processus du cycle de l'azote)	*Utilisation d'un modèle de culture pour simuler les variations de stock d'azote*

Les effets simulés par OSEEP sont indiqués en rouge et en italique

3.3.1.4 Conclusion sur les principaux effets machine à prendre en compte

Par souci de cohérence de l'outil de simulation, il est nécessaire de considérer les mêmes effets des épandeurs sur les trois émissions azotées puisque celles-ci ne sont pas indépendantes. Cependant, l'importance relative de chaque effet de l'épandeur sur les émissions de N_2O, par exemple, n'a aucune raison d'être similaire à l'importance relative de ces effets sur les émissions de NH_3. Nous récapitulons ci-dessous les trois effets principaux des procédés d'épandage à prendre en compte sur les trois émissions azotées au champ :

- la répartition spatiale du lisier sur la surface de la parcelle, équivalent à des concentrations localisées d'azote plus ou moins importantes ;
- le tassement du sol sous les traces de roues, limitant l'infiltration de l'eau et du lisier dans le sol ;
- l'enfouissement mécanique du lisier, réduisant la surface de contact lisier/atmosphère.

3.3.2 Sélection de modèles d'émissions azotées

3.3.2.1 Diversité des modèles

Le terme modèle, dans son acception scientifique, peut être défini comme une « représentation, physique, graphique ou, plus généralement, mathématique, qui formalise les relations unissant les différents éléments d'un système, d'un processus, d'une structure, en vue de faciliter la compréhension de certains mécanismes ou de permettre la validation d'une hypothèse » (Dictionnaire de l'Académie française, 9^e édition). Même en se restreignant aux représentations mathématiques du fonctionnement de la zone non saturée des sols des écosystèmes cultivés en lien avec le cycle de l'azote, c'est-à-dire les modèles qui nous intéressent, la gamme de modèles possibles reste très vaste.

On oppose souvent les modèles de tendance mécaniste et empirique. Un modèle mécaniste s'attache « à comprendre le comportement d'un système à un niveau donné en s'appuyant sur des processus à des niveaux sous-jacents » [France & Thornley, 1984]. L'avantage de ces modèles est leur large domaine de validité puisque qu'ils sont bâtis sur des principes de fonctionnement à caractère universel. Cependant, ces modèles requièrent souvent un grand nombre de paramètres d'entrée, surtout s'ils rendent compte de systèmes complexes, tel que le système sol/plante. A l'inverse, les modèles empiriques sont basés sur l'établissement de relations statistiques. Ils demandent souvent moins de paramètres d'entrée et sont de fait plus opérationnels. L'inconvénient est qu'ils cessent d'être valides dès lors qu'on s'écarte trop des conditions dans lesquelles ils ont été développés. Notons que l'appartenance au caractère empirique ou mécaniste n'est pas forcément stricte. Un modèle peut être mécaniste à un niveau et empirique par rapport à des processus intervenant à des échelles plus fines [France & Thornley, 1984]. Par ailleurs, les qualificatifs « mécaniste » et

« empirique » sont subjectifs. Par exemple, « un spécialiste de la photosynthèse jugera empirique ou fonctionnel le compartiment croissance du modèle alors qu'un économiste trouvera ce même compartiment mécaniste voire complexe » [Brisson, 2000].

3.3.2.2 Cahier des charges pour la sélection des modèles d'émissions azotées

Face au grand nombre de modèles disponibles, nous avons défini plusieurs critères afin de sélectionner les modèles en lien avec l'objectif visé, à savoir : simuler un ou plusieurs effets identifiés de la technique d'épandage dans une large gamme de conditions extérieures (sol, climat, cultures en place, nature de l'effluent). Sont incluses dans les effets de la technique d'épandage toutes les modifications de l'état de la parcelle fertilisée, telles que la localisation de l'azote dans le cas de l'enfouissement ou la modification des transferts hydriques dans les zones tassées par le passage des roues.
Les critères de sélection des modèles sont explicités ci-après.

Processus modélisés. Certains effets des procédés d'épandage sont plus déterminants que d'autres sur les pertes azotées, tel que l'enfouissement du lisier pour la volatilisation de NH_3. On retiendra donc en priorité les modèles rendant compte des effets les plus importants. D'autres modèles pourront être utilisés en parallèle si le premier ne simule pas tous les effets identifiés de la technique d'épandage. Notons qu'il n'est pas nécessaire de retenir forcément un modèle très mécaniste. Parmi les modèles offrant un niveau de détail suffisant pour rendre compte des effets identifiés de la technique d'épandage, nous avons retenu les modèles les plus opérationnels, c'est-à-dire ceux dont les paramètres d'entrée étaient les plus accessibles, tout en gardant un caractère générique par rapport aux conditions d'utilisation (sol, climat, nature de l'effluent et culture en place).

Appui scientifique. C'est un critère important, à la fois pour la prise en main du modèle, la validation de la démarche adoptée pour rendre compte des effets des procédés d'épandage, et l'interprétation des résultats.

Exécution du modèle depuis un programme externe Afin d'étudier le comportement du procédé d'épandage dans un grand nombre de situations, il faut pouvoir commander le lancement du modèle à partir d'une application externe, dans laquelle on aura préalablement programmé l'ensemble des simulations voulues. Ainsi, la convivialité du programme et la simplicité de manipulation des fichiers d'entrées et de sorties ont été considérées dans le choix des modèles.

3.3.2.3 Choix du modèle pour NH_3

Cannavo *et al.* [2008] ont recensé 27 modèles simulant la volatilisation : la plupart adoptent une approche empirique, basée sur des mesures expérimentales ou des résultats issus de la littérature. Ces modèles utilisent un potentiel maximal de volatilisation auquel sont appliqués des facteurs

d'abattement ou une cinétique de volatilisation [Cannavo *et al.*, 2008]. Dans tous les modèles, le potentiel maximal de volatilisation est égal à la quantité totale d'azote ammoniacal (TAN [1]) des produits épandus. Trois modèles mécanistes ont été recensés. Parmi eux, le modèle Volt'air [Génermont & Cellier, 1997; Le Cadre, 2004] simule de façon mécaniste les équilibres physico-chimiques de l'azote dans chaque couche de sol, les transferts d'eau, d'azote et de chaleur entre les couches de sol et le transfert du gaz ammoniacal vers l'atmosphère. Nous avons retenu le modèle Volt'air car il remplissait tous les critères établis au paragraphe 3.3.2.2. Ses principaux paramètres d'entrée sont présentés à la figure 3.2.

Volt'air est un modèle mécaniste simulant la volatilisation d'ammoniac suite à l'épandage de lisier dans une large gamme de conditions environnementales. Volt'air offre la possibilité de simuler l'effet de l'enfouissement du lisier en tenant compte de la proportion enfouie, du délai entre épandage et enfouissement et de la profondeur d'enfouissement. C'est un atout décisif compte tenu de l'effet drastique de l'enfouissement sur la volatilisation.
La diminution de l'infiltration du lisier due au tassement du sol est simulée en ajustant les paramètres d'entrée de Volt'air relatifs aux mouvements d'eau dans le sol.
L'effet de la répartition de la nappe de lisier au sol est modélisé à partir de la distribution des doses de lisier reçues sur des surfaces élémentaires (m^2 par exemple). Il suffit de faire tourner le modèle pour chaque valeur de dose de la distribution et d'intégrer les émissions de NH_3 en sortie pour obtenir une volatilisation moyenne sur l'ensemble de la parcelle.
Les trois effets simulés par OSEEP sont indiqués en rouge et en italique au tableau 3.1. L'éclatement du lisier par les buses, le trajet aérien du lisier, et le dépôt de lisier sur ou sous la végétation n'ont pas été pris en compte en raison de leur incidence réduite sur les émissions de NH_3 dans les conditions d'épandage où nous avons utilisé OSEEP (végétation peu développée, pas de projection de lisier avec des dispositifs d'irrigation). L'obstruction des pores par l'énergie cinétique du lisier est prise en compte dans le modèle mécaniste Volt'air [Génermont & Cellier, 1997; Le Cadre, 2004], mais est difficile à étalonner.

Un autre atout important du choix du modèle Volt'air consistait en l'appui scientifique important dont nous pouvions bénéficier de la part de l'équipe des concepteurs et développeurs du modèle. Enfin, l'application Volt'air a l'avantage de se présenter sous la forme d'un exécutable dont les fichiers environnants sont des fichiers ASCII. Les champs des fichiers ont des séparateurs fixes ("*retour chariot*" et " *;*") et sont de fait facilement manipulables depuis une application extérieure. Volt'air peut-être lancé dans la console MS-DOS de Windows, ou dans une console de l'environnement LINUX. Il peut aussi être commandé depuis une interface graphique conçue pour apporter une convivialité du modèle.

1. TAN est l'acronyme de Total Ammoniacal Nitrogen= NH_3 + NH_4^+. On trouve les deux formes, ionique et gazeuse dissoute, en équilibre dans les lisiers [Génermont & Cellier, 1997].

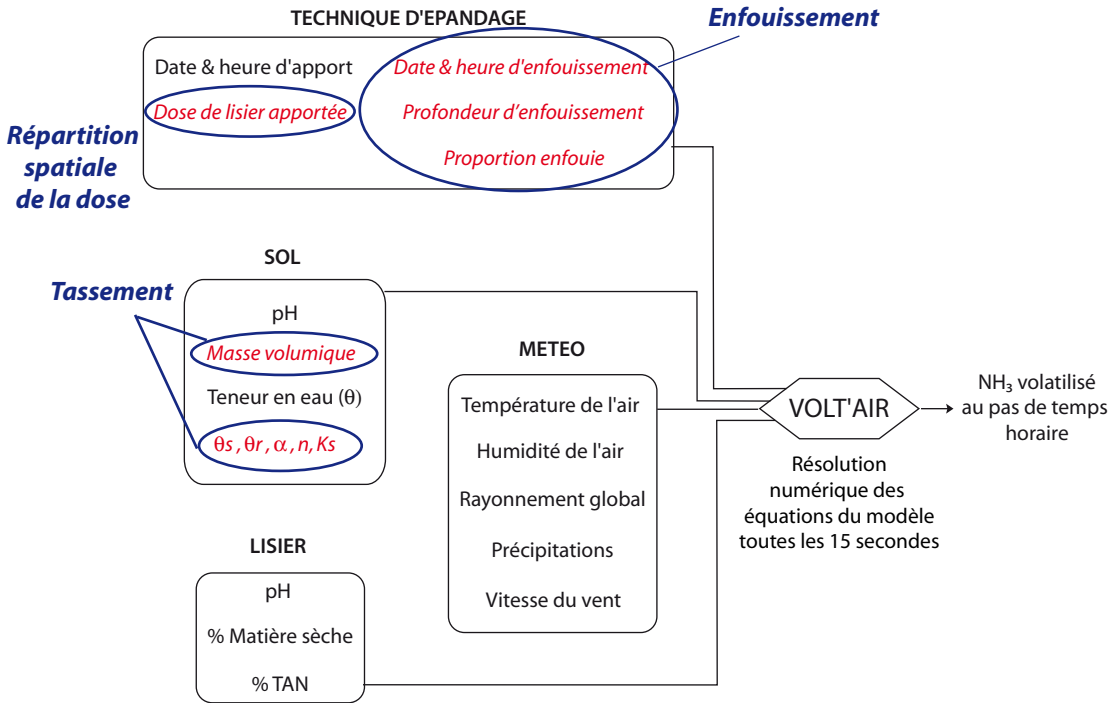


FIGURE 3.2 – Principaux paramètres d'entrée du modèle Volt'air

θ_s, θ_r, α, n sont les paramètres de la courbe de rétention de van Genuchten (cf. 3.3.3.2) ; K_s est la conductivité hydraulique à saturation.
La police bleue et grasse désigne les effets des épandeurs ; la police rouge et italique désigne les paramètres d'entrée du modèle modifiés pour prendre en compte les effets des épandeurs

3.3.2.4 Choix du modèle pour les émissions de N_2O

Nous avons cherché un modèle basé sur les facteurs de régulation de la dénitrification car ces modèles offrent le double avantage (a) d'être utilisables à l'échelle de la parcelle et sur un cycle cultural et (b) d'offrir une vision simple de la dénitrification. La modélisation de l'effet de la technique d'épandage sur la dénitrification peut être déduite des modifications de ces facteurs de régulation par les différentes techniques.
Le modèle NEMIS [Hénault & Germon, 2000] offre un formalisme simple et a été validé sur des sols français [Hénault *et al.*, 2005; Hénault & Germon, 2000]. NEMIS exprime la dénitrification comme le produit d'un potentiel de dénitrification et de trois fonctions sans dimension, relatives à la saturation des pores du sol en eau, à la température du sol et à sa teneur en nitrates. Le potentiel de dénitrification, en kg N ha^{-1} $jour^{-1}$, est spécifique à chaque sol et est mesuré en laboratoire.

L'utilisation de NEMIS nécessite d'estimer les flux de nitrates et d'eau dans les sols ainsi que la température du sol. Ceux-ci sont régis par un ensemble d'autres processus, entre autres les flux d'eau et de chaleur dans le sol, le cycle de la matière organique, l'absorption d'eau et d'azote par les plantes et la croissance des cultures. Ces processus, qui relèvent du fonctionnement

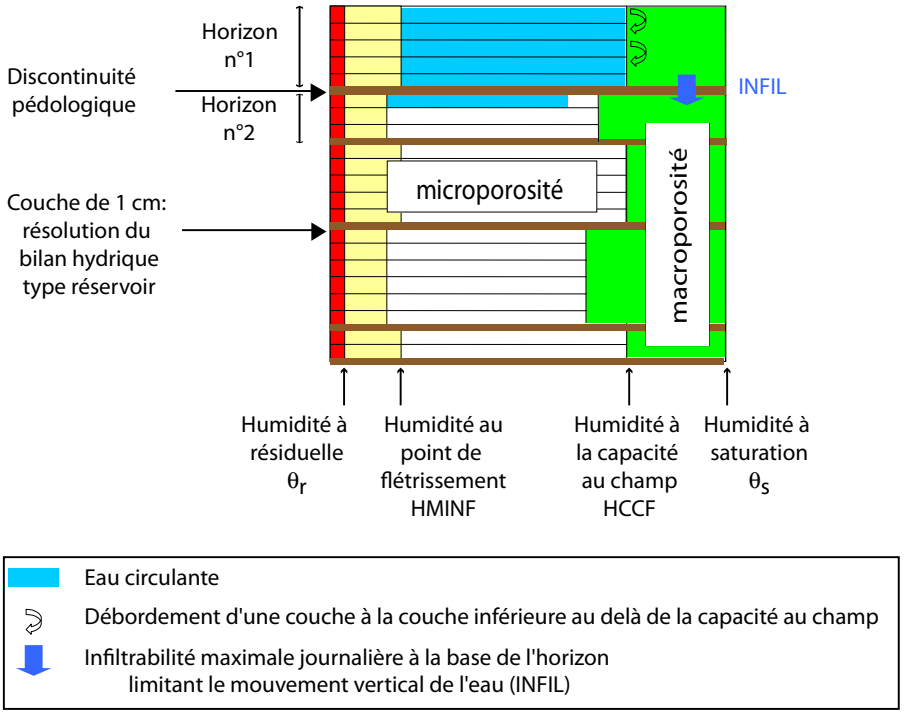


FIGURE 3.3 – Partition du sol et modélisation des transferts hydriques selon un modèle réservoir, d'après Brisson *et al.* [2008]

dynamique du système sol-plante, sont typiquement pris en compte par les modèles de culture. On peut définir les modèles de culture comme un ensemble de relations empiriques robustes entre le comportement de la plante et les principales variables environnementales [Passioura, 1996]. Gabrielle *et al.* [2006] ont noté que les modèles actuels de simulation des flux de N_2O tenaient compte de manière rudimentaire du fonctionnement de l'écosystème cultivé, malgré l'incidence déterminante des flux hydriques et azotés en lien avec les pratiques culturales sur les émissions de N_2O ; et que de plus, les modèles de cultures qui rendaient compte de l'effet de ces pratiques, ne calculaient généralement pas les flux de N_2O.

Cannavo *et al.* [2008] ont recensé 48 modèles de culture. Ce grand nombre s'explique par la diversité des problématiques auxquelles ils tentent de répondre [Brisson *et al.*, 1998]. Ils peuvent être dédiés à la seule simulation de la croissance des cultures, ou bien s'attacher à répondre à des problématiques environnementales. Les modèles CERES-EGC [Gabrielle *et al.*, 2006; Gabrielle & Lehuger, 2009] et STICS [Brisson *et al.*, 1998, 2003, 2008] incluent NEMIS pour le calcul de la dénitrification. Une différence notable entre les deux modèles est la modélisation des transferts hydriques, basés sur la loi de Darcy pour CERES-EGC et sur le modèle réservoir pour STICS (Fig 3.3). L'inconvénient des modèles de type réservoir pour le calcul de la dénitrification est l'incapacité de simuler des taux d'humidité supérieurs à la capacité au champ. STICS a contourné ce problème en plafonnant l'infiltration journalière de l'eau d'un horizon à l'autre permettant ainsi à la macroporosité de se remplir.

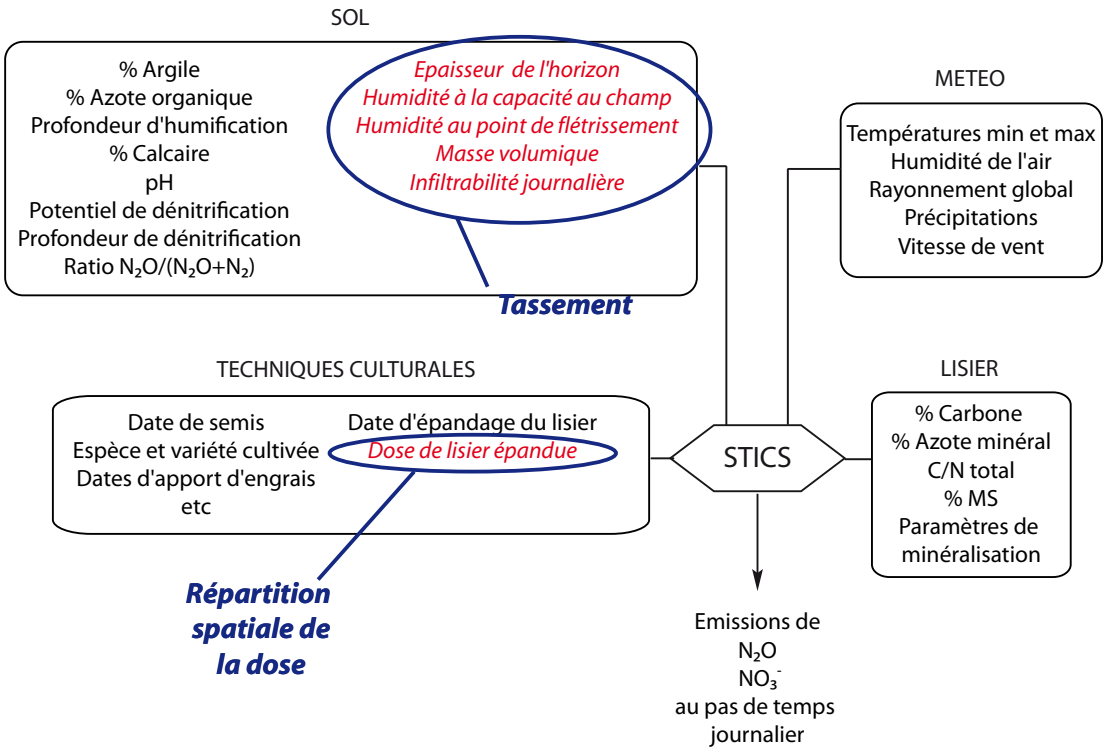


FIGURE 3.4 – Quelques paramètres d'entrée du modèles STICS

La police bleue et grasse désigne les effets des épandeurs ; la police rouge et italique désigne les paramètres d'entrée du modèle modifiés pour prendre en compte les effets des épandeurs

Les modèles CERES-EGC et STICS remplissaient les critères définis au paragraphe 3.3.2.2. Nous avons cependant retenu STICS en raison de l'existence d'un réseau de personnes ressources disponibles pour l'exploitation du modèle, le renseignement de ses paramètres d'entrée et l'interprétation des résultats.

Le modèle de culture STICS, Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard, [Brisson *et al.*, 1998, 2003, 2008] fait partie des modèles agro-environnementaux : c'est un modèle dynamique de culture, dont l'objectif est de simuler les effets des variations climatiques, de la gestion du sol et des cultures sur la production agricole et l'environnement. [Brisson *et al.*, 1998]. STICS est un modèle robuste, capable de simuler des conditions pédo-climatiques variées sans provoquer de biais trop importants sur les résultats [Brisson *et al.*, 1998].

Les formalismes de STICS nous ont permis de simuler les mêmes effets que ceux simulés pour les pertes de NH_3, à savoir : (i) le tassement dans les traces de roues, (ii) l'enfouissement du lisier dans le sol, et (iii) la répartition spatiale du lisier sur la parcelle (Fig 3.4). Les effets modélisés sont indiqués en rouge dans le tableau 3.2. A l'instar des émissions d'ammoniac simulées avec Volt'air, le tassement est modélisé en ajustant les paramètres d'entrée de STICS relatifs aux mouvements

d'eau dans les sols. De même, l'effet de répartition spatiale du lisier est modélisé à partir de la distribution des doses sur des surfaces élémentaires.

L'application STICS se présente sous forme d'un exécutable dont tous les fichiers environnants sont des fichiers ASCII. Par contre, les séparateurs délimitant les champs n'étaient pas standards et un programme a dû être développé afin de pouvoir manipuler facilement certains fichiers d'entrée (voir annexe 3).

3.3.2.5 Choix du modèle pour NO_3^-

La lixiviation du NO_3^- est calculée par STICS. Puisque les effets des épandeurs simulés sont identiques pour les trois émissions azotées, aucun modèle supplémentaire n'a été nécessaire pour estimer les émissions de NO_3^-.

3.3.3 Adaptation et intégration des modèles sélectionnés en vue de la modélisation de l'effet des épandeurs

Les effets de la répartition spatiale et de l'enfouissement du lisier peuvent être pris en compte par Volt'air et STICS, sans faire appel à d'autres modèles. Par contre, l'effet du tassement sol dû au passage des épandeurs nécessite de simuler :

- la déformation du sol sous les roues des épandeurs
- l'effet de la déformation sur les transferts hydriques dans le sol

Nous présentons ici les modèles retenus pour simuler l'effet du tassement des épandeurs.

Le modèle Compsoil [O'Sullivan *et al.*, 1999]

Compsoil est un modèle uni-dimensionel et statique qui calcule la propagation dans le sol de la contrainte verticale exercée par la roue ; les forces de cisaillement sont ignorées. Le résultat du calcul de propagation la contrainte verticale appliquée en surface est une contrainte normale moyenne p distribuée à différentes profondeurs (Fig. 3.5).

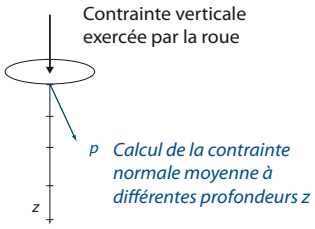


FIGURE 3.5 – Propagation de la contrainte verticale dans le sol

Dans un deuxième temps, Compsoil utilise la courbe de compression (ν-ln(p))(Fig. 3.6), qui est une relation empirique entre la contrainte p exercée en un point du sol et le volume spécifique des pores du sol ν. Le volume spécifique est le ratio du volume total de sol sur le volume occupé par le solide, λ_n désigne la pente de la courbe de compression dans le repère (ν-ln(p)).

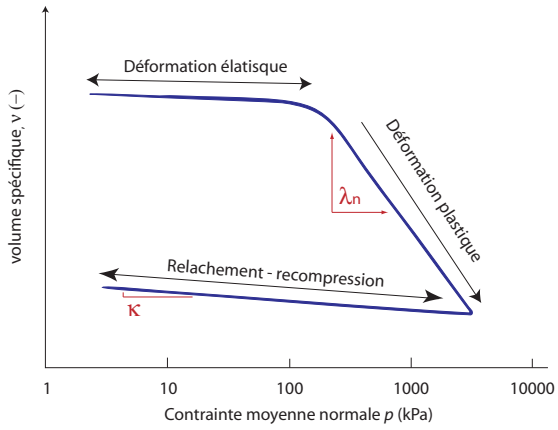


FIGURE 3.6 – Courbe de compression

Le volume spécifique du sol, ν, diminue de manière irréversible le long de courbe de compression de pente λ_n. Lors d'une recompression due au passage d'une autre roue, ν suit la courbe de pente κ, jusqu'à un certain seuil où ν suit alors une courbe de pente plus élevée (non représentée sur la figure).

3.3.3.1 Déformation du sol sous les traces de roue

Le tassement, ou compactage, des sols est le processus par lequel le volume des pores du sol est diminué. Le tassement peut être dû à des phénomènes naturels (*e.g.* action de la pluie ou du gel) ou au passage d'engins agricoles dans les parcelles. Dans ce dernier cas, le tassement est localisé sous les traces de passage des machines [Defossez & Richard, 2002]. Les conséquences néfastes du tassement des sols sur la production et sur l'environnement ont été rapportées dans de nombreuses études [Stoate *et al.*, 2001; Lipiec & Hatano, 2003; Lipiec & Stepniewski, 1995; Soane & van Ouwerkerk, 1995]. Différents modèles ont été mis au point pour rendre compte de la déformation du sol. Ils sont composés de deux parties : la première calcule la propagation des contraintes dans le sol en relation avec la force appliquée à la surface du sol par les machines et la seconde calcule une déformation du sol en relation avec les contraintes propagées [Defossez & Richard, 2002]. Keller *et al.* [2007] présentent les formalismes issus de différents modèles permettant prédire les contraintes et la déformation des sols dues au passage d'engins agricoles.

Parmi les différents modèles de tassement des sols, nous avons retenu Compsoil [O'Sullivan *et al.*, 1999]. Il s'agit d'un modèle simplifié, conçu à l'attention de non-experts, permettant d'explorer les principaux aspects du tassement des sols et dont l'utilisation nous a été recommandée dans le cadre de nos travaux (H. Boizard, INRA Mons, comm.pers).

Les paramètres d'entrée de Compsoil sont d'une part des caractéristiques de la machine (largeur et diamètre du pneumatique, pression de gonflage, charge supportée par la roue), d'autre part des caractéristiques du sol : masse volumique, taux d'humidité, ainsi que ses paramètres mécaniques N, λ_n et κ, représentant respectivement le volume spécifique à la contrainte p= 1 kPa, la pente de la courbe de compression (ν-ln(p)), et la pente de la courbe de recompression (voir encadré ci-contre). Les sorties du modèle sont le profil de masse volumique apparente sous le centre de la roue et la profondeur de l'ornière crée par la roue.

Différentes fonctions de pédotransfert (FPT) permettent d'estimer les paramètres mécaniques du sol en fonction de la texture et du taux d'humidité du sol. Ces FPT sont disponibles pour des sols de texture limono-sableuse et limono-argileuse [O'Sullivan *et al.*, 1999], pour des loess (limons fins) et des sols calcaires [Défossez *et al.*, 2003], ou selon les cinq classes de texture établies par la FAO [Saffih-Hdadi *et al.*, 2009].

La courbe de rétention en eau des sols de van Genuchten [1980]

La capacité de rétention, ou de succion, représente l'énergie avec laquelle l'eau est retenue par le sol. La succion (h) peut être mesurée en unité de longueur, de pression ou par le potentiel pF=log(h [cm]).

La force de succion des textures fines est plus élevée (Fig. 3.7) : à succion égale, l'argile retient davantage d'eau que le sable. D'autre part, la succion augmente avec la diminution de la teneur en eau dans le sol.

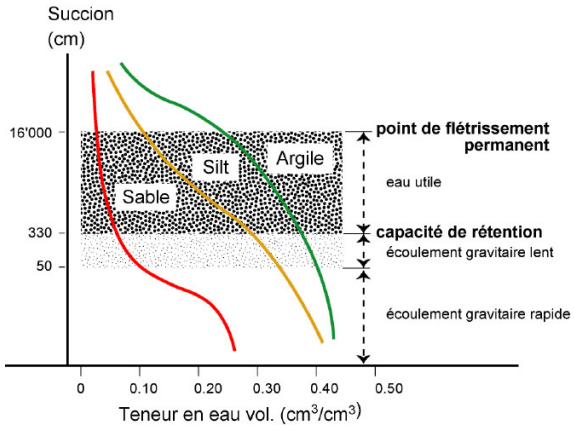


FIGURE 3.7 – Courbes de rétention en eau pour différentes textures de sol (*source Internet*)

L'eau du sol se présente sous trois états : (a) gravitaire, (b) retenue par le sol et utilisable par la plante, (c) retenue par le sol et inutilisable par la plante. L'humidité à la capacité au champ correspond, en principe, au maximum d'eau retenue par le sol [Duchaufour, 1988].

Les courbes de rétention peuvent être décrites par l'équation de van Genuchten [1980] :

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^{1-1/n}} \tag{3.1}$$

h désigne la succion (>0, cm), les indices s et r désignent respectivement les états saturé et résiduel de la teneur volumique en eau du sol θ ($m^3\ m^{-3}$) ; α (>0, cm^{-1}) et n (-) sont des paramètres empiriques.

3.3.3.2 Circulation et rétention de l'eau dans les sols

Le sol peut retenir une certaine quantité d'eau dont le maximum définit le taux d'humidité à la capacité au champ. Au delà de ce taux, l'eau s'infiltre par gravité [Duchaufour, 1988]. La connaissance de la courbe de rétention en eau des sols permet de modéliser les flux hydriques. Cette courbe de rétention peut être étalonnée par les paramètres van Genuchten [1980] (voir encadré ci-contre). La modélisation des transferts hydriques dans le modèle Volt'air est basée sur la loi de Darcy et sur les paramètres de van Genuchten. Par contre, STICS utilise un modèle réservoir dont les paramètres d'entrée sont les humidités pondérales à la capacité au champ (HCCF) et au point de flétrissement (HMINF), ainsi qu'une mesure d'infiltrabilité (INFIL, en mm jour^{-1}).

Les paramètres de van Genuchten et les humidités HCCF et HMINF peuvent être estimées avec des FPT, dont un large choix est proposé dans la littérature. Certaines estiment les paramètres de courbes de rétention d'eau des sols [Clapp & Hornberger, 1978; Vereecken *et al.*, 1989; Schaap *et al.*, 2001; Wösten *et al.*, 1999], et d'autres estiment directement les taux d'humidité pour des valeurs de succion données [Jamagne *et al.*, 1977; Gupta & Larson, 1979; Bruand *et al.*, 1996, 2004; Al Majou *et al.*, 2008].
Nous avons recherché les FPT fonction de la masse volumique du sol afin de prendre en compte les modifications des flux hydriques dans les sols tassés. Nous avons retenu les FPT développées par Wösten *et al.* [1999] et par Schaap *et al.* [2001]. Elles prédisent toutes les deux les paramètres de la courbe de rétention d'eau de van Genuchten en fonction de la texture du sol et de sa masse volumique. On peut choisir l'une ou l'autre des FPT en fonction de leur qualité prédictive s'il est possible de comparer les valeurs estimées avec des valeurs mesurées sur le terrain.
La FPT continue développée par Wösten *et al.* [1999] exprime θ_s, α, n et K_s en fonction des taux d'argile et de sable, du taux de matière organique, et de la masse volumique en différenciant l'horizon de surface et l'horizon profond. Schaap *et al.* [2001] proposent 5 FPT pour estimer θ_s, θ_r, α, n et K_s . L'une d'elles prend en entrée les proportions de sables, argiles, et limons et la masse volumique du sol sec.

On a considéré que la capacité au champ et le point de flétrissement correspondaient respectivement à une succion de 330 cm (pF=2,5) et de 16000 cm, (pF=4,2) [Duchaufour, 1988]. Les humidités HCCF et HMINF ont été calculées avec l'équation 3.1 pour ces valeurs de succion.
Le paramètre d'infiltrabilité à la base de chaque horizon défini dans STICS (INFIL) est estimé à partir de la table de pédotransfert élaborée par Brisson *et al.* [2008, p.224]. Cette table tient compte de l'épaisseur de l'horizon, de 5 classes texturales de sol, et du type d'horizon (de surface ou profond). Au cours de nos travaux, aucune information n'était disponible pour estimer aisément l'infiltrabilité en fonction de la masse volumique du sol. Nous avons cependant ajusté la valeur du paramètre INFIL par interpolation linéaire entre les valeurs indiquées dans la table de pédotrans-

fert en fonction de l'épaisseur de l'horizon tassé. Les méthodes d'estimation des caractéristiques hydrodynamiques des sols des modèles Volt'air et STICS sont résumées au tableau 3.4

Table 3.4 – Méthode d'estimation des caractéristiques hydrodynamiques des sols dans les modèles Volt'air et STICS

	Paramètres d'entrée	**Mode d'estimation**	**Conversion**
Volt'air	θ_s,θ_r,α,n K_s	FPT de Wösten *et al.* [1999] ou de Schaap *et al.* [2001]	aucune
STICS	HCCF		HCCF= $\theta_{(h=330)}/\rho_b$
	HMINF		HMINF= $\theta_{(h=16000)}/\rho_b$
	INFIL	Table de pédotransfert [Brisson *et al.*, 2003, p.224]	aucune

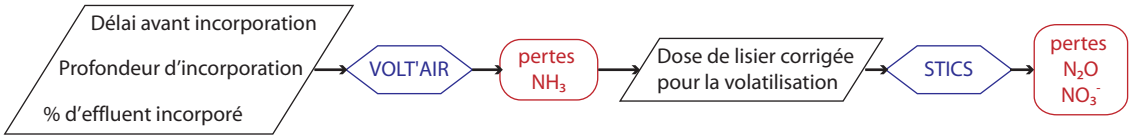
θ_s, θ_r, α, n sont les paramètres de la courbe de rétention de van Genuchten ; K_s est la conductivité hydraulique à saturation.
HCCF et HMINF désignent respectivement les humidités pondérales du sol à la capacité au champ et au point de flétrissement ; INFIL désigne l'infiltrabilité maximale journalière d'un horizon à l'horizon inférieur
h (cm) et ρ_b (g cm^{-3}) désignent respectivement la succion et la masse volumique sèche du sol.

3.3.4 Intégration des modèles dans l'outil OSEEP

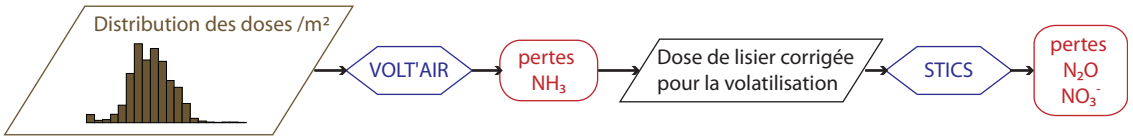
Nous avons identifié trois effets des épandeurs sur les pertes azotées à la parcelle : (i) l'enfouissement du lisier, (ii) la répartition spatiale du lisier au sol, et (iii) le tassement du sol dans les traces de roues. Le détail de l'intégration des modèles en l'outil OSEEP est présenté ci-dessous et sa schématisation plus générale est proposée à la figure 3.8.

Effet de l'enfouissement. C'est l'effet le plus simple à prendre en compte puisqu'il est déjà modélisé dans Volt'air. Afin de « forcer » STICS à calculer une volatilisation nulle, nous avons séparé l'effluent en deux phases, une phase minérale et une phase organique, en apportant la part minérale en profondeur dans le sol. L'azote minéral du lisier, déduit de la part volatilisée, a été renseigné dans STICS comme un apport d'ammonitrate (NH_4NO_3) le jour de l'épandage [2]. La part organique a été renseignée comme un apport de résidus organique, dont la quantité d'azote minéral a été fixée à 0. Cette démarche a été appliquée pour les chacun des trois effets des techniques d'épandage.

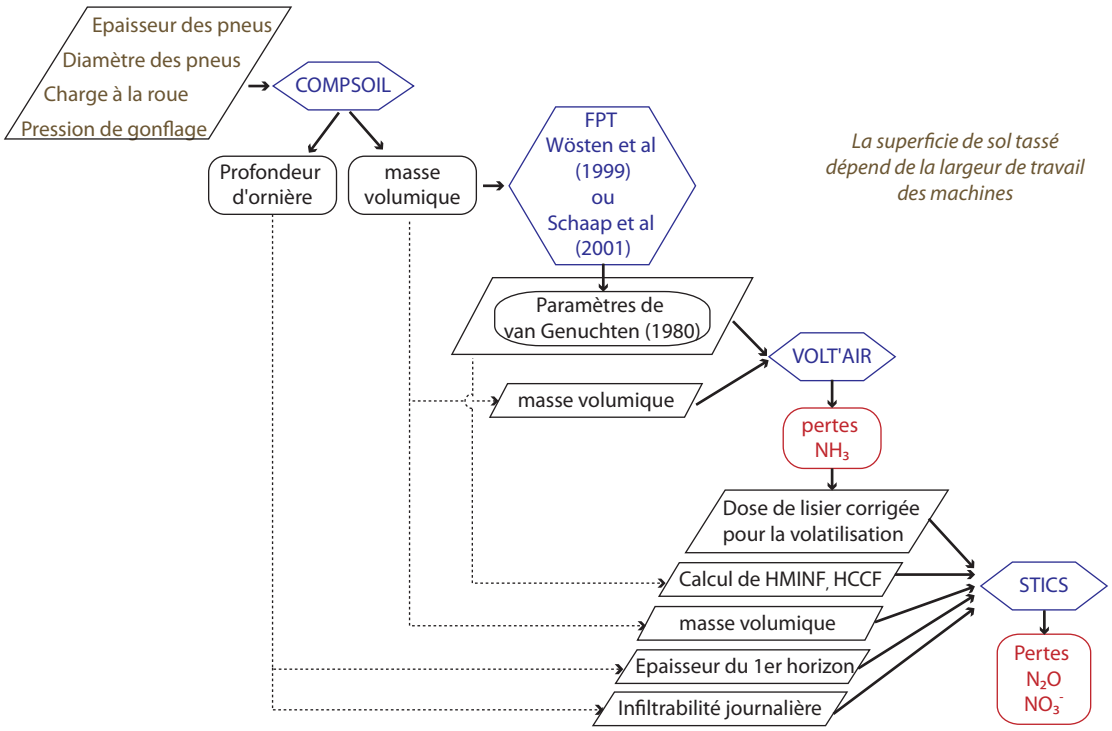
2. La nitrification est généralement rapide en milieu tempéré [Brisson *et al.*, 2008, p. 148], par conséquent nous n'avons pas activé l'option de nitrification du modèle STICS. Dans ce cas, le modèle STICS assimile tout l'azote minéral du sol à la seule forme nitrique, NO_3^-



(a) **Enfouissement du lisier**



(b) **Répartition spatiale de la nappe d'effluent au sol**



(c) **Tassement du sol**

FIGURE 3.8 – Modélisation des effets des techniques d'épandage
La couleur marron désigne ce qui est relatif aux techniques d'épandage. Les couleurs bleues et rouges désignent respectivement les modèles utilisés et les émissions azotées

Effet de la répartition de la nappe d'épandage. Cet effet a été simulé en faisant tourner les modèles pour chaque valeur de la distribution de la dose d'effluent reçue par m^2 au sol. Les valeurs d'émission en sortie, pondérées par leur occurrence, ont été intégrées sur l'ensemble de la parcelle pour calculer une valeur d'émission moyenne à l'hectare.

Effet du tassement du sol dans les traces de roues. Nous avons considéré que le sol était tassé de manière homogène sur toute la largeur du pneu jusqu'à une profondeur de 30 cm (avant tassement). La masse volumique renseignée en entrée des FPT est la moyenne de la masse volumique sur la profondeur 0-30 cm calculée par Compsoil.

Dans STICS, les quantités d'eau et d'azote sont exprimées en % du poids de terre sèche. Une augmentation de la masse volumique sur une épaisseur constante augmente automatiquement la quantité d'eau et d'azote du sol. Par conséquent, l'épaisseur du premier horizon, initialement fixée à 30 cm a été modifiée selon le rapport des masses volumiques initiale et finale.

Dans la pratique, une machine d'épandage combine les trois effets ci-dessus de manière conjointe. L'annexe 2 montre les calculs réalisés pour simuler conjointement ces trois effets des machines d'épandage sur les émissions azotées.

3.3.5 Les effets des épandeurs non modélisés

Il n'est pas possible de reproduire la complexité des systèmes naturels. Les modèles sont tous des simplifications de la réalité et la démarche que nous avons suivie pour simuler l'effet des machines sur les émissions azotées comporte des faiblesses. Parmi elles :

- Le modèle Volt'air, dans sa version actuelle, est calibré pour des lisiers de vache. Son utilisation pour des lisiers de porc, moins pailleux et qui s'infiltrent donc mieux dans le sol, surestime sans doute la volatilisation en raison de l'adsorption de l'ammonium sur les résidus pailleux qui ne s'infiltrent pas.
- Le calcul réalisé pour simuler l'effet de la répartition de la nappe d'épandage au sol suppose que chaque surface élémentaire recevant différentes doses de lisier fonctionne indépendamment des surfaces voisines. Cette hypothèse n'est pas correcte pour les trois émissions azotées. Dans le cas du NH_3, le gradient de pression partielle de NH_3 au dessus d'une surface élémentaire est modifié par le NH_3 transporté par le vent depuis les surfaces voisines. Dans les cas de N_2O et NO_3^-, les transferts d'eau et d'azote dans le sol sont verticaux et latéraux ; dans le cas de parcelles en pente, l'eau et l'azote ont tendance à se concentrer dans les zones basses.
- Dans les sols bien aérés, la nitrification a été reconnue comme une source importante de N_2O [Davidson *et al.*, 1986], la dénitrification devenant prépondérante lorsque le sol devient très

humide ou saturée en eau [Skiba *et al.*, 1993]. Par ailleurs, il a été montré que nitrification et dénitrification se produisaient de manière concomitante, en particulier lors d'apports d'azote ammoniacal [Nielsen & Revsbech, 1998], principale forme d'azote des lisiers. Cependant, on peut supposer que l'omission de la nitrification n'engendre pas de biais trop important pour l'estimation de l'effet du tassement sur les émissions de N_2O, c'est à dire dans des conditions anoxiques, où la dénitrification a une contribution plus importante [Bessou, 2009].

– Pour des raisons de complexité des mécanismes et de temps disponible, certains effets, tel le ruissellement du lisier, n'ont pas été pris en compte. D'autre part, les machines d'épandage peuvent avoir d'autres incidences sur les pertes azotées que nous n'avons pas imaginées.

3.4 CONCLUSION

Dans cette partie de la thèse, un outil de simulation appelé OSEEP a été développé grâce à la sélection, l'adaptation et la connexion informatique de modèles existants. Il permet de simuler en plus de l'effet des conditions extérieures (sol, climat...), l'effet des procédés d'épandage utilisés pour l'apport de lisier. Il représente en cela un outil pointu et original qui sera testé dans une large gamme de situations de sol et de climat au chapitre 4 de la thèse afin d'évaluer l'importance de l'effet machine par rapport à l'effet des facteurs du milieu sur les émissions azotées au champ, et par conséquent sur les résultats ACV.

Chaque modèle utilisé dans OSEEP (Volt'air, STICS, Compsoil, et les FPT de Wösten *et al.* [1999] et Schaap *et al.* [2001]) a été validé indépendamment. Cependant, nous n'avons pas les moyens de valider l'ensemble de la modélisation (Fig. 3.8). Nous pouvons faire l'hypothèse que cette modélisation d'ensemble est valide en s'appuyant sur le fait qu'elle a été validée par « partie ». Par contre, la comparaison de facteurs d'émission relatifs, sur la base de mesures expérimentales et sur la base de simulations avec OSEEP, est possible. Le chapitre précédent a fourni des facteurs d'émission relatifs de NH_3 et de N_2O pour chaque technique d'épandage, calculés d'après des expérimentations de terrain. Ces facteurs représentent le rapport des pertes azotées (NH_3 ou N_2O) d'une technique exprimées par rapport aux pertes d'une technique de référence dans les mêmes conditions. Il est donc possible de comparer des facteurs simulés par la modélisation présentée ici avec ceux issus d'expérimentations et présentés au chapitre 2. Cette comparaison sera présentée en fin du chapitre 4 de la thèse, qui est dédié à la présentation des simulations réalisées avec l'outil OSEEP.

Chapitre 4

Simulations de l'effet des techniques d'épandage sur les émissions de NH_3 et N_2O

Ça, c'est la théorie
M. Boulgakov

Sommaire

4.1 Introduction 71

4.2 Matériels et méthodes 71

4.2.1 Schéma général de l'outil de simulation OSEEP 71

4.2.2 Plan de simulation 72

4.2.2.1 Effet des conditions pédo-climatiques sur les émissions N . . . 73

4.2.2.2 Effets élémentaires des épandeurs 75

4.2.2.3 Effets combinés des épandeurs 77

4.2.3 Evaluation de l'effet des épandeurs sur les émissions azotées 77

4.3 Résultats et discussion 78

4.3.1 Emissions azotées sur les cinq sites de 2002 à 2008 78

4.3.1.1 NH_3 78

4.3.1.2 N_2O 79

4.3.2 Effets élémentaires des épandeurs 81

4.3.2.1 Enfouissement du lisier 81

4.3.2.2 Tassement du sol 82

4.3.2.3 Répartition spatiale du lisier sur la parcelle 85

4.3.2.4 Conclusion sur les effets élémentaires des épandeurs 88

4.3.3 Effets combinés des épandeurs 88

4.3.3.1 Identification d'une hiérarchie des épandeurs 88

4.3.3.2 Relation entre NH_3 et N_2O 90

4.3.3.3 Effet du dimensionnement des équipements 93

4.3.4 Comparaison des performances environnementales des épandeurs évalués sur la base de résultats expérimentaux issus de la littérature et sur la base des simulations avec OSEEP 93

4.3.4.1 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ 95

4.3.4.2 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$ 95

4.4 Conclusion 96

4.1 Introduction

Pour répondre aux besoins en modélisation de l'effet de la technique d'épandage sur les émissions azotées lors d'épandage d'effluents, un outil de simulation a été mis au point et présenté au chapitre précédent. Cet outil intégrateur, qui sera désigné par la suite par les termes « outil de simulation de l'effet épandeur » (OSEEP), est le résultat d'une intégration et d'une adaptation de différents modèles validés permettant la prise en compte des spécificités de l'action des épandeurs au champ.

L'objectif du présent chapitre est de simuler avec cet outil l'effet des épandeurs de lisier dans différentes conditions de sol et de climat, afin de :

- mettre en évidence les principaux facteurs expliquant la variabilité des résultats de la littérature, parfois contradictoires comme pour les émissions de N_2O [Dosch & Gutser, 1996; Weslien *et al.*, 1998; Wulf *et al.*, 2002a; Velthof *et al.*, 2003; Rodhe *et al.*, 2006; Mkhabela *et al.*, 2009; Langevin *et al.*, 2010; Webb *et al.*, in press] ;
- quantifier et d'analyser l'effet machine dans une large gamme de conditions pédo-climatiques françaises pour dépasser le nombre limité de données de la littérature ;
- hiérarchiser l'influence des différentes sources de variabilité (sol, climat, machine) sur les émissions azotées après épandage d'effluents (contribution à la variabilité totale des émissions observées) ;
- proposer une validation d'OSEEP.

Dans un premier temps, on utilisera OSEEP pour simuler les effets des conditions pédo-climatiques indépendamment de l'effet machine. Dans un second temps, les effets « machines » élémentaires (délai, profondeur de l'enfouissement du lisier, tassement du sol, homogénéité de la répartition du lisier sur la parcelle et enfin l'effet de sa localisation, en plein ou bandes, seront simulés). Ces effets seront finalement combinés pour reproduire les quatre principales techniques d'épandage : la buse palette (épandage en plein), les pendillards (épandage en bandes), les enfouisseurs de lisier (enfouissement immédiat) ou le passage d'un outil de travail du sol suite à l'épandage du lisier (enfouissement différé).

4.2 Matériels et méthodes

4.2.1 Schéma général de l'outil de simulation OSEEP

OSEEP permet de simuler les effets des techniques d'épandage dans une gamme de situations contrastées par rapport au sol, aux conditions météorologiques, au type d'effluent (lisier bovin, porcin, de volailles, boues liquides), et aux pratiques culturales (époque d'apport, espèce cultivée). Les principaux paramètres d'entrée d'OSEEP sont présentés à la figure 4.1.

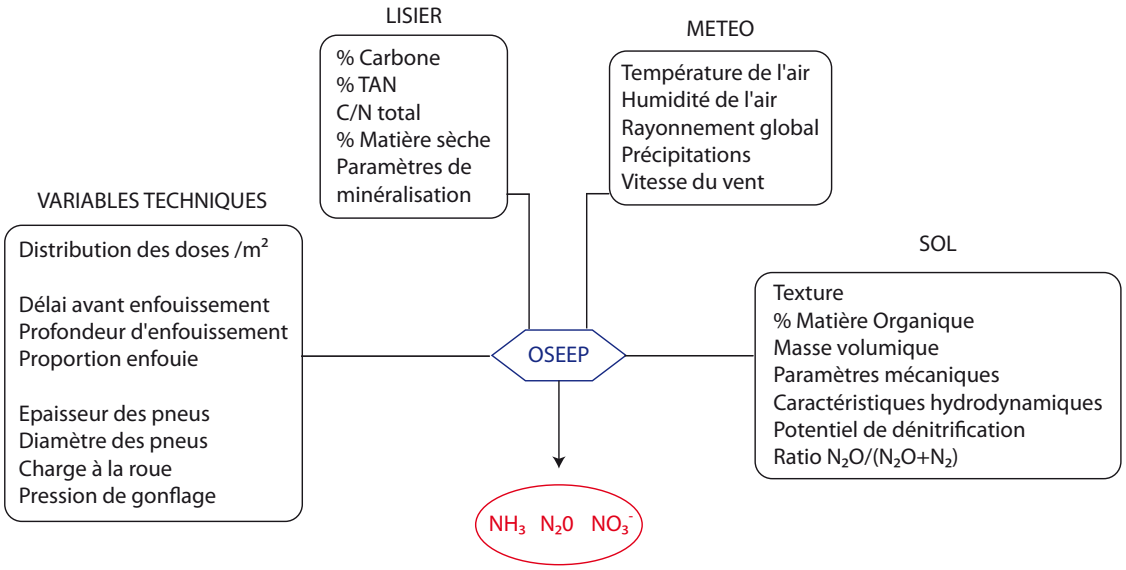


FIGURE 4.1 – Principaux paramètres d'entrée et de sortie d'OSEEP

Dans le cadre des simulations du présent chapitre, les résultats d'émissions correspondent au cumul des quantités émises pendant un mois après la date d'apport, soit entre le 15 février et le 15 mars.

Les émissions de nitrate qui sont pourtant des sorties d'OSEEP ne seront pas présentées ici. En effet, nous n'avons pas mis en évidence d'effet de la technique d'épandage sur les émissions de NO_3^- ni pendant la période du 15 février eu 15 mars, ni sur le reliquat d'azote nitrique du sol à la récolte de la culture. Ces résultats sont discutés au paragraphe 5.2.2.2.

4.2.2 Plan de simulation

Nous avons procédé à trois séries de simulation afin d'étudier :

1. l'effet des conditions pédo-climatiques seules sur les émissions de NH_3 et N_2O
2. les effets élémentaires relatifs à l'enfouissement, à la répartition spatiale du lisier et au tassement du sol sur les émissions de NH_3 et N_2O
3. la combinaison des effets sus-mentionnés afin de reproduire l'effet global d'épandeurs réels

Le plan d'expérience des trois séries de simulations est résumé au tableau 4.1. Le détail des paramètres d'entrée d'OSEEP pour chaque série de simulation est présenté ci-après.

Table 4.1 – Les trois séries de simulations des émissions NH_3 et N_2O

Série 1 : Effets des conditions pédo-climatiques	
	5 sites x 7 années climatiques
Série 2 : Effets élémentaires des épandeurs	
Enfouissement	
Délai d'enfouissement	8 délais avant enfouissement x 5 sites x 7 années
Profondeur d'enfouissement	7 profondeurs d'enfouissement x 5 sites x 7 années
Tassement	7 masses volumiques x 5 sites x 7 années
Répartition spatiale du lisier	
Localisation du lisier en bandes	10 largeurs de bandes x 5 sites x 7 années
Homogénéité de la nappe de lisier épandu en plein	5 gammes d'homogénéité de répartition x 5 sites x 7 années
Série 3 : Effets combinés des épandeurs	
	6 épandeurs x 5 tailles d'équipement x 5 sites x 7 années

4.2.2.1 Effet des conditions pédo-climatiques sur les émissions N

Afin de simuler les effets des conditions pédo-climatiques indépendamment de l'effet machine, nous avons considéré que le lisier était épandu de manière homogène en surface et sans zone de tassement. Nous avons retenu cinq sites en France (Fig 4.2) ; la variabilité climatique est représentée par 7 années, de 2001 à 2008. Les variables météorologiques ont été obtenues sur les stations proches des sites de simulations grâce à une convention établie avec le service agroclimatique de l'INRA (Climatik). En cohérence avec le chapitre 2, nous avons sélectionné le cas d'un épandage de lisier de porc en sortie d'hiver sur blé tendre. L'épandage correspond à un apport azoté au stade tallage ; il a été fixé au 15 février afin d'être compatible avec tous les sites. Les caractéristiques du lisier de porc sont issues de Levasseur [2005], à l'exception du pH qui a été fixé à 7,12. La dose apportée est de 105 kg N, et correspond à 30 m^3 du lisier sélectionné (Tab. 4.4).

Les principaux paramètres d'entrée d'OSEEP nécessaires aux simulations sont rassemblés dans les tableaux 4.2, 4.3 et 4.4.
Le tableau 4.2 donne les caractéristiques du premier horizon du sol, dont l'épaisseur a été fixée à 30 cm pour tous les sites. Le paramètre INFIL désigne la quantité d'eau maximale qui peut s'infiltrer à la base du premier horizon en une journée. Il a été estimé à partir des fonctions de pédo-transfert (FPT) établies dans Brisson *et al.* [2008, p. 224].

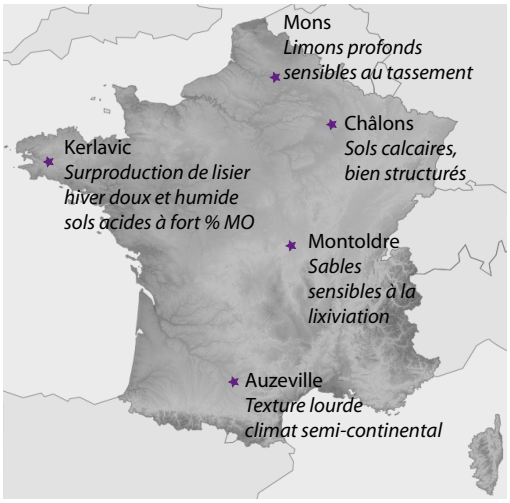


FIGURE 4.2 – Spécificités des sites de simulation des épandages de lisier

TABLE 4.2 – PROPRIÉTÉS DES SITES DE SIMULATION

	Argile <2 μm (%)	Limon (%)	Norg (g kg^{-1})	$CaCO_3$ (g kg^{-1})	pH (-)	INFIL (mm j^{-1})	$\theta_{pF=2,5}$ (cm 100cm^{-3})	$\theta_{pF=4,2}$ (cm 100cm^{-3})
Kerlavic	17	43	2,1	0	5,8	4,28	28,8	13,8
Mons	20	75	1,1	5	7,8	2,28	29,7	13,0
Châlons	31	41	2,0	780	8,3	4,28	29,0	12,0
Montoldre	9	18	0,8	0	6,5	45,93	14,4	4,6
Auzeville	27	35	1,1	0	6,6	4,28	27,2	14,6

$\theta_{pF=2,5}$ et $\theta_{pF=4,2}$ désignent respectivement les taux d'humidité volumique aux potentiels capillaires 2,5 et 4,2, soit à la capacité au champ et au point de flétrissement.

TABLE 4.3 – PARAMÈTRES MÉCANIQUES DES SOLS

	ρ_b (0-30 cm) (g cm^{-3})	N (-)	λ_n (kPa^{-1})	κ (kPa^{-1})	FPT utilisées pour estimer N, λ_n et κ	
Kerlavic	1,24	2,555	0,156	0,0058	Site "Les Carrés"	[Saffih-Hdadi *et al.*, 2009]
Mons	1,3	2,393	0,133	0,0058	Sol de loess	[Défossez *et al.*, 2003]
Châlons	1,23	2,776	0,235	0,0058	Sol calcaire	[Défossez *et al.*, 2003]
Montoldre	1,48	2,06	0,071	0,0018	Sol limono-sableux	[O'Sullivan *et al.*, 1999]
Auzeville	1,4	2,762	0,201	0,0016	Sol limono-argileux	[O'Sullivan *et al.*, 1999]

ρ_b désigne la masse volumique apparente sèche du sol ; N, λ_n et κ sont les paramètres mécaniques du sol utilisés dans le modèle de tassement Compsoil [O'Sullivan *et al.*, 1999] (voir 3.3.3)

TABLE 4.4 – COMPOSITION DU LISIER DE PORC

Matière sèche (%)	3,6
C (kg m^{-3})	11,6
N_{total} (kg m^{-3})	3,5
N-NH_4^+ (kg m^{-3})	2,5
pH	7,12

Deux paramètres sont nécessaires pour estimer les émissions de N_2O : le potentiel de dénitrification du sol, exprimé en kg N ha^{-1} j^{-1}, et le ratio d'émission de N_2O sur la quantité d'azote dénitrifiée $N_2O/(N_2O+N_2)$, sans dimension. Ces paramètres ont été mesurés seulement sur certains sites, tel que Châlons [Hénault *et al.*, 2005] ou Mons [Khalil *et al.*, 2005]. Par conséquent, nous avons considéré que ces paramètres étaient identiques pour tous les sites. Nous avons conservé le potentiel de dénitrification entré par défaut dans le modèle STICS, fixé à 7 kg N ha^{-1} j^{-1}, et nous avons calculé le rendement maximum d'émissions de N_2O issus de la dénitrification en fixant le ratio $N_2O/(N_2O+N_2)$ à 1. Il s'agit d'une simplification importante qui atténue la variabilité des émissions entre les sites. Cette simplification sera discutée au paragraphe 4.3.1.2.

Les paramètres mécaniques du premier horizon ont été estimés à la capacité au champ, *i.e.* au taux d'humidité correspondant au potentiel capillaire pF=2,5 pour tous les sols. Les FPT utilisées pour les estimer sont indiquées dans le tableau 4.3.
Enfin, le tableau 4.4 présente les caractéristiques du lisier sélectionné, correspondant à un lisier de porc mixte « moyen » [Levasseur, 2005].

4.2.2.2 Effets élémentaires des épandeurs

Le tableau 4.5 présente les valeurs des paramètres d'entrée retenues pour simuler les effets élémentaires des techniques d'épandage suivant le plan d'expérience établi au tableau 4.1. Chaque effet a été simulé indépendamment des autres sur 5 sites pendant 7 années, soit pour 35 situations d'épandage.

Table 4.5 – Paramètres d'entrée relatifs aux effets élémentaires des techniques d'épandage

Effet	**Variable technique**	**Gamme simulée**	**Unité**
Enfouissement du lisier	8 délais avant enfouissement	0-120	h
	7 profondeurs d'enfouissement	0-8	cm
Tassement du sol	7 masses volumiques moyennes du premier horizon	1,1 -1,7	g cm^{-3}
Homogénéité de la nappe d'épandage	CV d'une distribution gaussienne de moyenne égale à 3 l m^{-2}	0-50	%
Localisation du lisier	Fraction de la parcelle recevant du lisier	0,1-0,5	(-)

Enfouissement du lisier : délai avant enfouissement. Nous avons simulé un enfouissement du lisier intervenant jusqu'à cinq jours (120 h) après l'apport de lisier, considérant que l'essentiel de la volatilisation a déjà eu lieu, bien que des pertes d'ammoniac soient encore probables [Génermont *et al.*, 1998; Sommer & Hutchings, 2001].

Enfouissement du lisier : profondeur d'enfouissement. L'effet de la proportion de lisier enfoui est simulé au travers la profondeur d'enfouissement dont elle dépend généralement directement. Pour chaque valeur de profondeur d'enfouissement, nous avons calculé la proportion enfouie d'après la relation établie par Hansen *et al.* [2003] :

$$\text{Proportion enfouie} = \frac{\text{Volume de lisier épandu}}{\text{Volume des sillons creusés}} = \frac{\text{Volume de lisier épandu}}{1.41\ z^{1.95}}$$

z représentant la profondeur d'enfouissement exprimée en cm, les volumes étant exprimés en m^3.

Tassement du sol. Le niveau de tassement du sol est traduit par la masse volumique apparente moyenne du premier horizon (ρ_b). On suppose que la parcelle est uniformément tassée sur le premier horizon du sol. On a considéré une large gamme de valeurs, de 1,1 à 1,7 g cm^{-3}, afin de rendre compte d'explorer le comportement de sol de structure très lâche ou au contraire très compacte. A titre de comparaison, les valeurs de tassement simulées dans cette étude avec des épandeurs réels atteignent au maximum 1,55 g cm^{-3} et la proportion de sol tassé, qui dépend de la largeur de travail des engins agricoles, ne dépasse un tiers de la surface uniquement dans le cas du Terragator®, présenté à l'annexe 1.

Répartition spatiale du lisier : homogénéité de répartition. Concernant la répartition spatiale du lisier sur la parcelle, on a distingué d'une part l'homogénéité de répartition pour les techniques qui épandent le lisier sur la totalité de la surface (buses et rampe à buses), et d'autre part, la localisation du lisier en bandes (pendillards et disques enfouisseurs). Pour caractériser l'homogénéité de répartition spatiale du lisier, on a construit une distribution des doses de lisier apportées sur chaque m^2 de la parcelle. Dans la pratique, l'homogénéité de répartition se mesure avec le coefficient de variation (CV) de cette distribution, qui atteint 50% pour les plus mauvais épandeurs [Thirion & Chabot, 2003]. Nous avons supposé ici que les distributions étaient gaussiennes, avec une moyenne égale à 3 l m^{-2} et un écart-type égal au produit de la moyenne par le CV.

Répartition spatiale du lisier : localisation du lisier en bandes. L'effet de l'épandage en bandes est simulé pour des largeurs de bandes de lisier recouvrant entre $1/10^e$ et $1/3$ de la surface de la parcelle et comparé à un épandage en plein avec la buse. En effet, on estime que les bandes de lisier déposées par les pendillards recouvrent $1/3$ de la parcelle pour une dose de 30 $m^3.ha^{-1}$ (cf annexe 2). Pour obtenir des bandes plus étroites il est nécessaire de creuser un sillon dans le sol pour y déposer le lisier. D'autre part, à la dose de 30 m^3 ha^{-1}, l'épandage en plein ne couvre pas 100% de la parcelle, mais seulement 50%. En effet, le modèle Volt'air [Génermont & Cellier, 1997] reprend les données de Thompson *et al.* [1990] qui considèrent qu'une dose de 60 m^3 de lisier est nécessaire pour couvrir une surface d'un hectare (S. Génermont, INRA Grignon, *comm.pers.*). Le modèle calcule la surface couverte de lisier proportionnellement à la dose de lisier apportée, ainsi 30 m^3 de lisier couvriront 50% de la parcelle.

4.2.2.3 Effets combinés des épandeurs

Les effets des procédés d'épandage ont été combinés pour simuler l'effet global d'épandeurs réels. Les détails des hypothèses et des calculs réalisés pour reconstituer les épandeurs sont donnés en annexe 2. Les caractéristiques de ces épandeurs sont présentées au tableau 4.6. L'objectif est d'étudier les performances environnementales des épandeurs dans différentes conditions pédo-climatiques et de voir si l'on peut établir une relation d'ordre entre les épandeurs vis à vis des émissions NH_3 et N_2O. Cette relation d'ordre éventuelle est-elle constante sur tous les sites et pourquoi ?

Table 4.6 – Caractéristiques des épandeurs simulés

	Paramètres d'enfouissement			**Surface**	**Surface tassée (%)**				
	Délai	Profondeur	Proportion	**fertilisée**	Capacité de la cuve (m^3)				
	(h)	(cm)	enfouie (%)	(%)	0	6	15	20	TerraGator
Buse				50		7	10	11	
Pendillard				33	7		5	5	17
Herse	1	8	80	33	14		14	14	
Disque 1	0	2,5	42	20			15	16	50
Disque 2	0	5	83	20			20	22	50
Disque 3	0	10	100	10			30	33	67

La surface fertilisée désigne la proportion de la parcelle couverte de lisier
La capacité de cuve nulle correspond à un épandage ombilical (voir annexe 1)
Les calculs des caractéristiques des épandeurs sont indiqués à l'annexe 2

4.2.3 Evaluation de l'effet des épandeurs sur les émissions azotées

Pour évaluer la contribution des effets élémentaires ou combinés des épandeurs aux émissions azotées dans les 35 conditions pédo-climatiques, nous avons décomposé la variance totale des émissions azotées selon les différentes modalités de l'effet étudié [Dagnelie, 2006. 2e ed., p.283] (équation 4.1) :

$$\sum_{i=1}^{p}\sum_{k=1}^{n_i}(x_{ik}-\bar{x})^2 = \sum_{i=1}^{p} n_i(\bar{x_i}-\bar{x})^2 + \sum_{i=1}^{p}\sum_{k=1}^{n_i}(x_{ik}-\bar{x_i})^2 \tag{4.1}$$

Les valeurs d'émission azotée sont désignées par le symbole x_{ik}, l'indice i se rapporte aux modalités de l'effet machine étudié, et l'indice k au site et à l'année de simulation. $\bar{x}$ désigne la valeur moyenne de l'émission azotée tous sites, années et techniques confondus ; $\bar{x_i}$ désigne la valeur moyenne de l'émission azotée pour une modalité donnée de l'effet machine étudié tous sites et années confondus.

Les termes de l'équation 5.1 sont nommés respectivement la somme des carrés des écarts totale (SCE_t), la somme des carrés des écarts factorielle (SCE_{Tech}) et la somme des carrés des écarts

résiduelles (SCE_r). La part de variance expliquée par l'effet machine est le ratio $(SCE_{Tech})/(SCE_t)$. C'est une mesure possible de l'effet machine étudié sur les émissions azotées.

4.3 Résultats et discussion

4.3.1 Emissions azotées sur les cinq sites de 2002 à 2008

4.3.1.1 NH_3

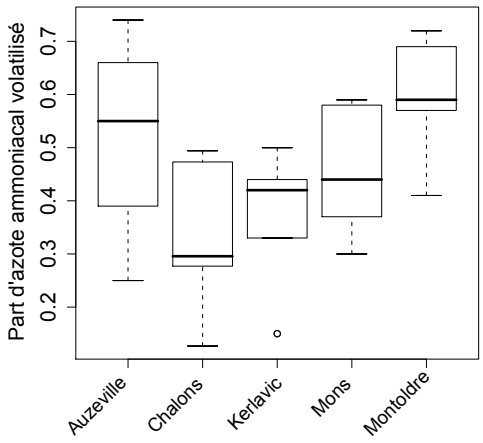


FIGURE 4.3 – Emissions de NH_3 simulées sur les 5 sites de 2002 à 2008 pour un épandage en plein homogène
Les émissions sont exprimées sous la forme de la part d'azote ammoniacal du lisier qui est volatilisée
La représentation sous forme de « boîtes à moustaches » indique les valeurs minimum et maximum et les trois quartiles de l'échantillon ; la médiane, *i.e.* deuxième quartile, est représentée par la barre noire.

La gamme d'émissions de NH_3 est représentée sur la figure 4.3. Les pertes médianes de NH_3 sont comprises entre 29% de l'azote ammoniacal total (TAN) du lisier pour Châlons jusqu'à 59% pour Montoldre. Ces valeurs sont élevées pour un épandage de février, quand les températures et les radiations solaires sont basses. A titre de comparaison, le modèle empirique ALFAM [Søgaard *et al.*, 2002] calcule une perte moyenne de 30% du TAN dans des conditions comparables (sol humide, T=5°C, lisier de porc à 4% de MS). Dans les conditions bretonnes au mois de mars, Basset-Mens *et al.* [2007] estiment que les émissions de NH_3 suite à l'épandage de lisier de porc avec des pendillards s'élèvent à 15%.
La surestimation des valeurs simulées peut être expliquée de deux manières. D'une part, la version du modèle Volt'air repris par OSEEP a été étalonnée sur du lisier bovin [Simon, 2008], dont les pertes ammoniacales après épandage sont estimées être 30% supérieures à celle de lisier de porc [Søgaard *et al.*, 2002]. D'autre part, le taux d'humidité du sol, supposé être à la capacité au champ, a été estimé avec des FPT à pF= 2,5. Or, la valeur de pF à la capacité au champ est une

valeur approximative [Duchaufour, 1988, p.66]. Selon les auteurs, celle-ci est comprise entre 1,5 et 2,7 [Duchaufour, 1988; Bruand *et al.*, 2004; Gerakis & Ritchie, 2006; Soltner, 2000], mais par commodité, on la considère souvent égale pour tous les sols [Duchaufour, 1988, p.66].
En fait, la capacité de rétention à la capacité au champ augmente avec le taux d'éléments fins du sol ; dans les sols très sableux, le pF à la capacité au champ peut atteindre des valeurs voisines de 2,0 [Cornet, 1980]. Le tableau 4.7 indique les valeurs médianes d'émissions de NH_3 simulées à Montoldre de 2002 à 2008 en fonction de la teneur initiale en eau du sol. Ainsi, les émissions de NH_3 sont surestimées pour les sols dont le taux d'humidité à la capacité au champ a été sous-estimé (cas de Montoldre, constitué de 70% de sables).

TABLE 4.7 – EFFET DE L'ÉTAT HYDRIQUE DU SOL SUR LES ÉMISSIONS DE NH_3 SIMULÉE À MONTOLDRE

	pF de l'état initial du sol		
	2	2,5	2,7
Emissions de NH_3 (en % du TAN)	0,44	0,58	0,62

Les valeurs correspondent aux émissions médianes simulées à Montoldre de 2002 à 2008.

4.3.1.2 N_2O

La figure 4.4 montre la gamme simulée des émissions de N_2O. A l'exception du site de Kerlavic, les valeurs d'émissions sont faibles : elles sont quasiment toujours inférieures à 50 g N-N_2O/ha à Auzeville, Mons et Châlons, et toujours nulles à Montoldre. Les émissions sont plus élevées d'un facteur 100 à Kerlavic, où les pertes de N_2O sont comprises entre 0 et et 1,5 kg/ha, avec une valeur extrême à 10,5 kg/ha (non indiquée sur le graphe).

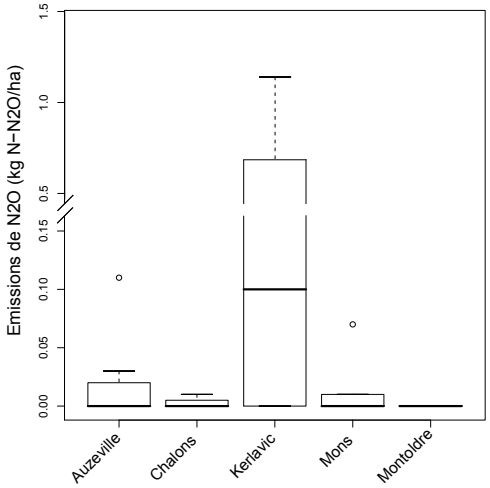


FIGURE 4.4 – Emissions de N_2O simulées sur les 5 sites de 2002 à 2008

Les fortes valeurs d'émission simulées à Kerlavic s'expliquent par la fréquence de la saturation des pores en eau plus élevée sur ce site, en particulier en 2007, ainsi que le montre la figure 4.5.

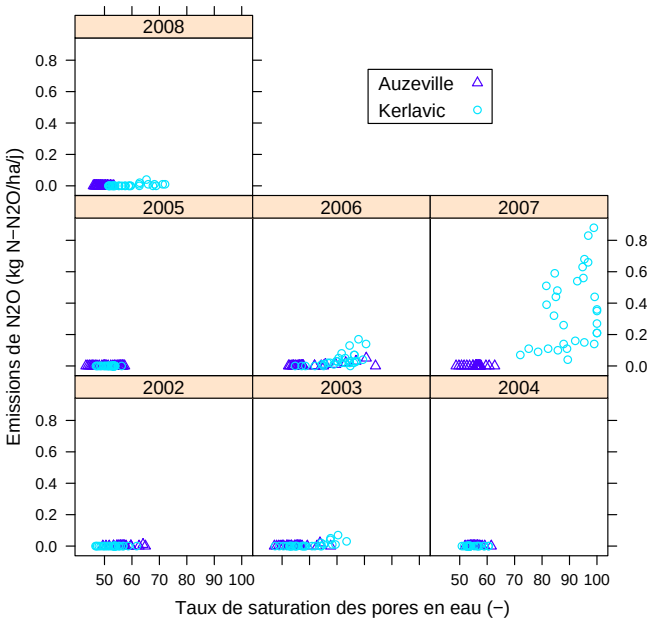


FIGURE 4.5 – Incidence sur les émissions de N_2O des taux journaliers de saturation des pores en eau à Kerlavic et Auzeville
Chaque point représente pour un taux de saturation des pores en eau, l'émission de N_2O correspondante pour une journée de la période du 15 février au 15 mars des années 2002 à 2007.
Pour une meilleure lecture du graphique, seul Auzeville à été comparé à Kerlavic, mais les conclusions auraient été identiques pour les autres sites.

Les valeurs absolues des émissions de N_2O simulées sont biaisées car nous n'avions pas les données sur le potentiel de dénitrification (kg N ha^{-1} j^{-1}) et le ratio d'azote dénitrifié émis sous forme de N_2O dans l'atmosphère ($N_2O/(N_2O+N_2)$) pour chaque site. Par conséquent nous avons fixé le potentiel de dénitrification de chaque site à 7 kg $N^{-1}ha^{-1}j^{-1}$ (valeur par défaut de STICS) et supposé un ratio $N_2O/(N_2O+N_2)= 1$. Il s'agit d'une simplification importante, Marchetti *et al.* [1997] ont monté que l'utilisation d'équations de dénitrification non calibrées sur le site de simulation conduisait à des résultats erronés. Ces deux paramètres varient en effet considérablement d'un sol à l'autre. Les potentiels de dénitrification déterminés par Hénault *et al.* [2005] sur cinq sols français sont compris entre 1 et 15 kg $N^{-1}ha^{-1}j^{-1}$ et les ratios de dénitrification sont compris entre 0,09 et 0,9. Les valeurs simulées sont donc surestimées et les différences entre sites biaisées. Cependant, puisque ces deux paramètres sont des facteurs dans l'équation de dénitrification reprise dans OSEEP, c'est-à-dire les termes d'un produit, cela n'affectera la relation d'ordre des émissions des épandeurs dans une situation pédo-climatique donnée.

4.3.2 Effets élémentaires des épandeurs

4.3.2.1 Enfouissement du lisier

Effet du délai d'enfouissement sur les émissions de NH_3

L'effet du délai d'enfouissement du lisier sur les émissions de NH_3 est montré à la figure 4.6. L'enfouissement précoce du lisier permet de diminuer les émissions d'ammoniac quels que soient le site et l'année. Le bénéfice de l'enfouissement précoce augmente lorsque les conditions sont propices à la volatilisation. L'enfouissement immédiat à permis de diminuer les émissions de NH_3 de 61% à Auzeville en 2008 où la volatilisation était très importante, alors que l'abattement n'atteignait que 25% à Châlons en 2006 quand les émissions de NH_3 sont restées faibles avec un épandage de surface. Sur l'ensemble des situations pédo-climatiques, on calcule que l'effet du délai d'enfouissement explique 31% de la variabilité des émissions de NH_3.

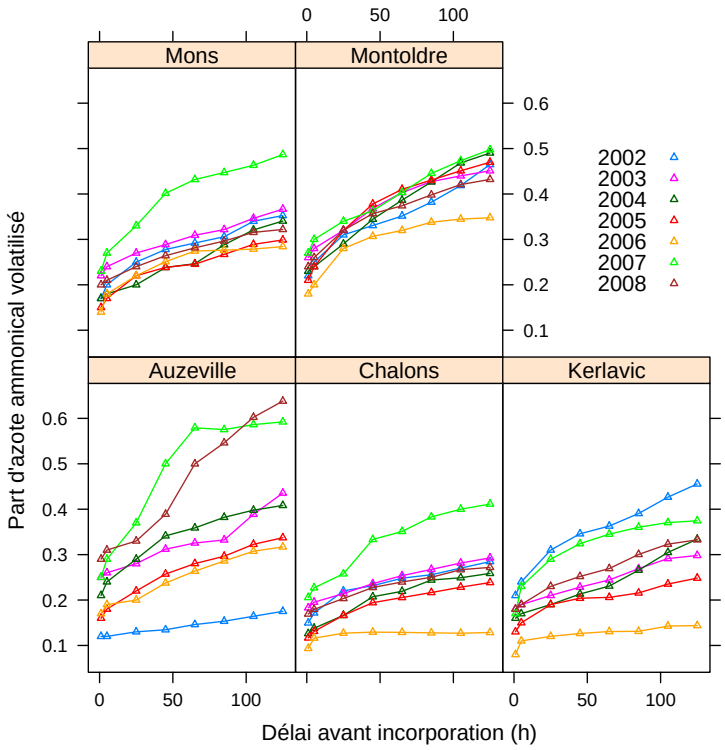


FIGURE 4.6 – Effet du délai d'enfouissement du lisier sur les émissions de NH_3
Dans toutes ces simulations, 80% du lisier est enfoui à 5 cm de profondeur

Les valeurs simulées correspondent à l'enfouissement de 80% du lisier à une profondeur de 5 cm ; l'enfouissement de 100% du lisier conduirait à des facteurs d'abattement encore plus importants.

Effet de la profondeur d'enfouissement sur les émissions de NH_3

Le tableau 4.8 montre l'importance de la profondeur d'enfouissement, qui détermine la proportion de lisier enfouie. L'effet de la profondeur d'enfouissement représente 63% de la variabilité des émissions de NH_3 selon notre analyse de la variance.

Les émissions de NH_3 diminuent jusqu'à la profondeur de 5 cm puis se stabilisent. En effet, d'après la relation établie par Hansen *et al.* [2003], la totalité de la dose de lisier apportée peut être contenue dans les sillons à cette profondeur. On calcule que le volume des sillons creusés à 5 cm est d'environ 32 $m^3 ha^{-1}$, et permet donc de contenir les 30 m^3 de lisier apporté. L'avantage de travailler plus en profondeur n'est donc pas utile à cette dose d'apport.

Table 4.8 – Valeurs médianes, minimales et maximales des émissions de NH_3 (% de l'azote ammoniacal du lisier) à différentes profondeurs d'enfouissement

Profondeur d'enfouissement du lisier (cm)						
2	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**
0,38	0,31	0,20	0,07	0,07	0,07	0,07
(0,15-0,44)	(0,13-0,38)	(0,09-0,25)	(0,02-0,11)	(0,02-0,11)	(0,02-0,11)	(0,02-0,09)

Les émissions sont simulées à Kerlavic de 2002 à 2009. La valeur médiane de la part de l'azote total ammoniacal volatilisé est indiquée sur la première ligne et les valeurs entre parenthèses indiquent les valeurs minimales et maximales simulées.

Effet de l'enfouissement sur les émissions de N_2O

Aucune incidence n'est visible si l'on tient compte uniquement de l'enfouissement, c'est à dire en considérant les 30 m^3 réparti sur 50% de la parcelle. Les émissions de N_2O sont quasiment identiques à la fois pour différents délais et différentes profondeurs d'enfouissement (résultats non présentés).

4.3.2.2 Tassement du sol

Effet du tassement sur les émissions de NH_3

La figure 4.7 montre l'effet de la masse volumique apparente (ρ_b) sur les émissions de NH_3. Le tassement du sol entraîne une augmentation des émissions de NH_3 sur tous les sites et toutes les années. En effet, la diminution de la porosité du sol limite l'infiltration du lisier, qui de ce fait, reste exposé plus longtemps en surface [Brentrup *et al.*, 2000; Sommer & Hutchings, 2001]. On observe cependant une diminution des émissions à Montoldre lorsque ρ_b passe de 1,6 à 1,7 g cm^{-3}, ce que nous n'avons pas expliqué. L'effet du tassement est moins prononcé à Kerlavic, où la volatilisation est globalement plus faible que sur les autres sites. Sur l'ensemble des situations pédo-climatiques, on calcule que l'effet tassement explique 3,7% de la variabilité des émissions de NH_3.

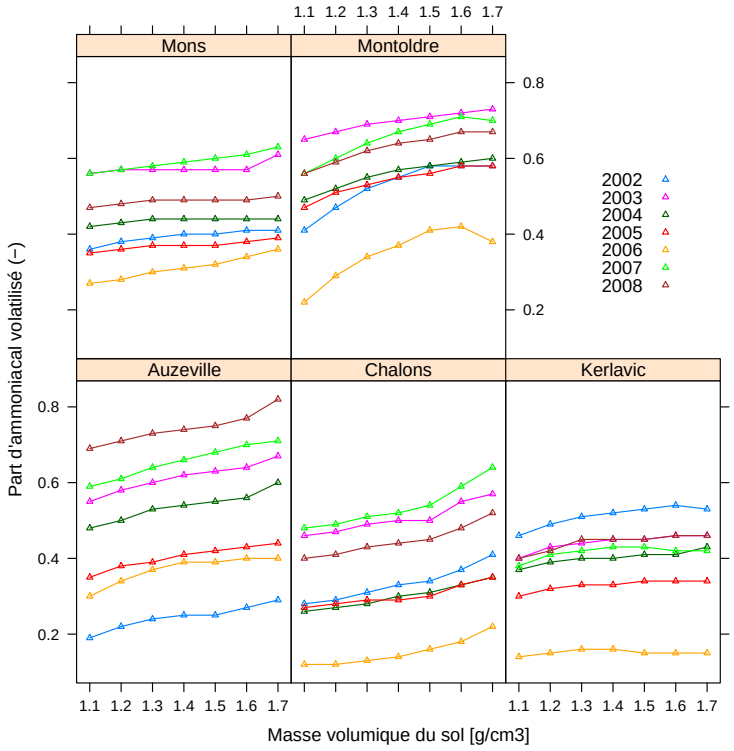


FIGURE 4.7 – Effet de la masse volumique apparente du sol sur les émissions de NH_3 sur les cinq sites

Effet du tassement sur les émissions de N_2O

La figure 4.8 montre l'effet de la masse volumique apparente sur les émissions de N_2O. Cet effet est bien contrasté selon les sites :

- Les émissions de N_2O à Montoldre sont toujours nulles car le seuil de saturation des pores à partir duquel la dénitrification débute n'est jamais atteint. Ce seuil est égal 62% [Hénault *et al.*, 2005]. En effet, la texture du sol de Montoldre est grossière (73% de sable) et l'infiltrabilité maximale à la base du premier horizon a été estimé à 46 mm j^{-1} environ [Brisson *et al.*, 2008, p.224]. Il faudrait donc une pluie supérieure à 46 mm pour commencer à saturer les pores au delà de la capacité au champ, ce qui n'est jamais arrivé pendant la période simulée, c'est à dire entre le 15 février et le 15 mars de 2002 à 2008 ;
- A Châlons et Auzeville, l'effet du tassement reste négligeable la plupart des années, avec une petite augmentation pour les masses volumiques élevées, en 2002 à Auzeville et 2006 à Châlons ;
- L'effet du tassement est prononcé à Mons et Kerlavic sur l'ensemble de la série climatique. Cela s'explique à Mons par la faible infiltrabilité du premier horizon (2,28 mm j^{-1}), et à Kerlavic par le régime des précipitations. Dans les deux cas, les pores sont régulièrement saturés d'eau

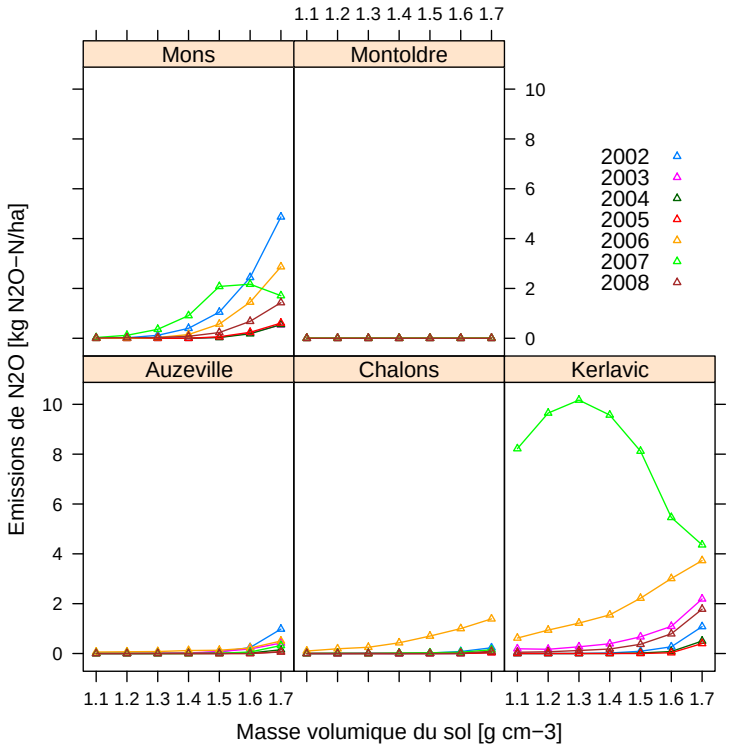
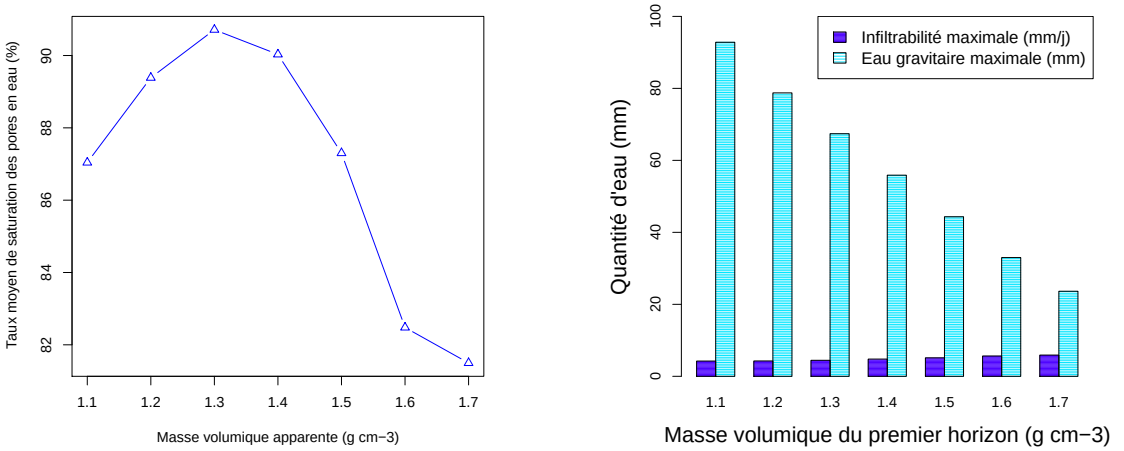


FIGURE 4.8 – Effet de la masse volumique du sol sur la dénitrification

L'année 2007 est particulière : on observe une diminution des émissions de N_2O à Mons et Kerlavic au delà d'une certaine valeur de masse volumique. Ce phénomène s'explique par la modélisation des transferts d'eau dans les sols. La figure 4.9a montre qu'à Kerlavic, la saturation maximale des pores en eau est atteinte à partir de ρ_b=1,3. Or, la figure 4.9b montre d'une part que l'infiltrabilité à la base de l'horizon augmente avec le tassement et d'autre part que la quantité maximale d'eau pouvant être contenue dans la macroporosité diminue avec le tassement. La conséquence est une désaturation plus rapide des pores du sol, et une diminution des émissions de N_2O. Tels que les transferts d'eau sont modélisés ici, si la macroporosité des sols tassés se remplit plus vite d'eau que celle des sols non tassés, elle se vide aussi plus rapidement.

Si l'on exclut l'année particulière de 2007 où les émissions de N_2O augmentent puis diminuent avec la masse volumique, l'effet du tassement explique 13% de la variabilité des émissions sur l'ensemble des sites et des années.



(a) Saturation moyenne des pores en eau en 2007

(b) Infiltrabilité maximale journalière à la base du premier horizon

FIGURE 4.9 – Comportement hydrique du premier horizon du sol de Kerlavic

4.3.2.3 Répartition spatiale du lisier sur la parcelle

Effet de l'homogénéité de répartition sur les émissions de NH_3

Les résultats de l'effet de l'homogénéité de répartition de la nappe de lisier au sol sur les émissions de NH_3 sont reportés au tableau 4.9. Les résultats sont exprimés en proportion des émissions obtenues avec une répartition homogène de la nappe de lisier (CV=0). C'est à Montoldre que l'effet est le plus sensible : les émissions de NH_3 avec la répartition la moins homogène (CV=50%) peuvent atteindre une réduction des émissions atteignant 10% comparées à celles obtenues avec un CV=0. Sur les autres sites, l'effet est très faible, les valeurs médianes sont proches de 1 et les intervalles de confiance sont réduits. Sur l'ensemble des sites et des années, l'effet de l'homogénéité de répartition sur la variabilité des émissions de NH_3 n'est pas significativement différent de zéro (p=1).

Effet de l'homogénéité de répartition sur les émissions de N_2O

L'effet de l'homogénéité d'épandage de la nappe de lisier n'a pas montré d'effet visible sur les émissions de N_2O. Les valeurs d'émission étaient quasiment identiques pour chaque valeur de CV simulée (résultats non présentés).

Effet de la localisation du lisier en bandes sur les émissions de NH_3

Les pendillards qui déposent le lisier en bande sur environ 1/3 de la parcelle ont permis une réduction moyenne de 72% à 84% des émissions de NH_3 sur les cinq sites de 2002 à 2008. Cette réduction est calculée par rapport à un épandage homogène couvrant 50% de la parcelle. L'apport localisé

de lisier, tel que réalisé par des pendillards ou des disques, permet de diminuer significativement les émissions de NH_3 quels que soient le site et l'année. Cet effet représente 24% de la variabilité des émissions de NH_3 sur l'ensemble des sites et des années. Les figures 4.10a et 4.11a montrent les valeurs d'émissions simulées pour Mons et Kerlavic. Sur les autres sites, les courbes présentent le même profil et n'apportent pas d'information supplémentaire.

TABLE 4.9 – EFFET DE L'HOMOGÉNÉITÉ DE RÉPARTITION DE LA NAPPE DE LISIER SUR LES ÉMISSIONS DE NH_3

	Coefficient de Variation (%) représentant l'homogénéité de répartition du lisier au sol				
	10	20	30	40	50
Auzeville	1,00 (0,99-1,00)	0,99 (0,98-0,99)	1,01 (0,99-1,01)	1,00 (0,98-1,02)	1,00(0,96-1,01)
Châlons	1,00 (0,99-1,00)	0,99 (0,99-1,00)	1,00 (0,99-1,02)	1,00 (0,99-1,02)	0,98(0,97-1,02)
Kerlavic	1,00 (1,00-1,00)	0,99 (0,99-1,00)	1,00 (0,99-1,02)	1,00 (0,97-1,02)	0,99 (0,94-1,00)
Mons	1,00 (1,00-1,00)	0,99 (0,99-1,00)	1,00 (0,99-1,02)	1,00 (0,98-1,03)	0,99 (0,96-1,02)
Montoldre	1,00 (0,98-1,00)	0,99 (0,95-1,00)	1,01 (0,95-1,02)	1,02 (0,93-1,03)	1,01 (0,90-1,03)

Les résultats pour chaque valeur de CV sont exprimés en proportion des émissions de NH_3 simulées avec un CV égal à 0 (couverture 50%) dans les mêmes conditions. Les résultats correspondent aux valeurs médianes, minimales et maximales (entre parenthèses), obtenues pour chaque site de 2002 à 2008

Effet de la localisation du lisier en bandes sur les émissions de N_2O

L'effet de la localisation du lisier en bandes sur les émissions de N_2O est contrasté selon le site et l'année. Dans la plupart des cas, les émissions de N_2O augmentent avec la localisation du lisier en bandes plus étroites. Cependant, certaines années comme à Kerlavic en 2007 ou à Mons en 2008, les émissions de N_2O augmentent avec des largeurs de bandes croissantes. Les figures 4.10a et 4.11a illustrent les résultats contraires de la localisation du lisier en bandes obtenus respectivement à Mons et à Kerlavic. Cette apparente contradiction peut être expliquée par l'examen de l'équation 4.2 ci-dessous, permettant le calcul des émissions à l'échelle de la parcelle :

$$N_2O_{(\text{total})} = b \times N_2O_{(\text{dose locale}=30/b\ \text{m}^3)} + (1-b) \times N_2O_{(\text{dose locale}=0)} \quad (4.2)$$

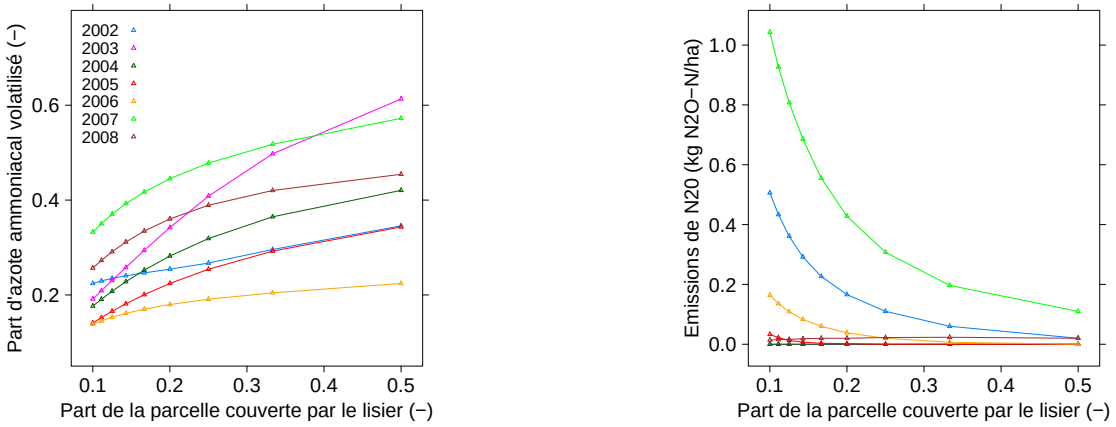
$N_2O_{(\text{total})}$ désigne le total des émissions de N_2O à l'échelle de la parcelle,
b désigne la largeur de la bande exprimée en proportion de la parcelle couverte par le lisier ($b \in [0,1;0,5]$),
$N_2O_{(\text{dose locale}=30/b\ \text{m}^3)}$ désigne les émissions de N_2O sur les bandes de lisier d'une largeur b
et $N_2O_{(\text{dose locale}=0)}$ les émissions de N_2O sur le sol sans lisier.

Sur les bandes de lisier, la dose apportée localement est multipliée localement par un facteur égal à $1/b$. Par exemple, si les bandes couvrent 10% de la surface de la parcelle, la dose apportée localement (sur la bande) est de 300 m^3 ha^{-1}. Par conséquent, en considérant que $N_2O_{(\text{dose}=0)} \approx 0$,

l'équation 4.2 devient :

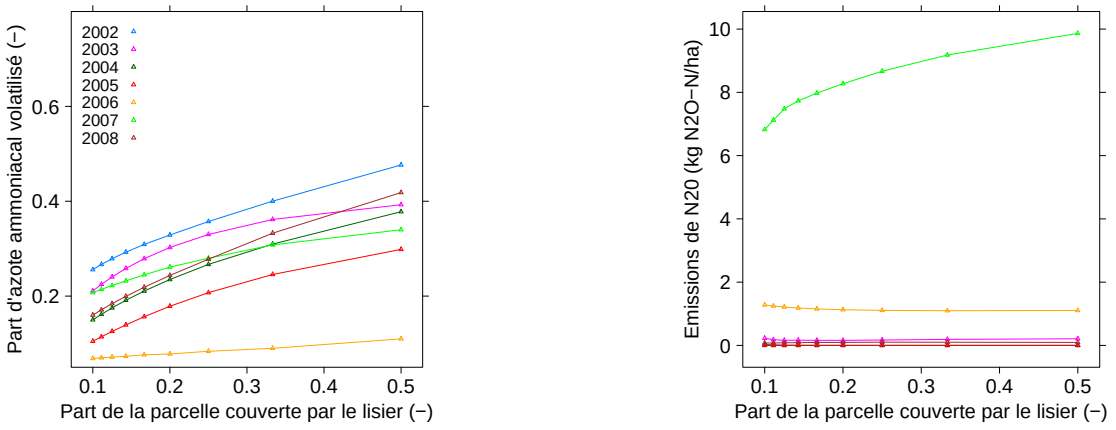
$$N_2O_{(\text{total})} = b \times N_2O_{(\text{dose locale} = 30/b\ \text{m}^3)} \tag{4.3}$$

Ainsi, si $N_2O_{(\text{dose locale}=30/b\ \text{m}^3)} > b \times N_2O_{(\text{dose locale}=30\ \text{m}^3)}$, c'est a dire si les émissions de N_2O du lisier en bandes de largeur égale à b augmentent d'un facteur supérieur à b, alors les émissions à l'échelle de la parcelle augmentent également. Par contre, si les émissions de N_2O du lisier épandu sur des bandes de largeur égale à b augmentent dans une proportion inférieure à b, alors les émissions à l'échelle de la parcelle diminueront.



(a) Emissions de NH_3 (b) Emissions de N_2O

FIGURE 4.10 – Effet de l'apport localisé de lisier à Mons de 2002 à 2008 sur les émissions de NH_3 et de N_2O



(a) Emissions de NH_3 (b) Emissions de N_2O

FIGURE 4.11 – Effet de l'apport localisé de lisier à Kerlavic de 2002 à 2008 sur les émissions de NH_3 et de N_2O

4.3.2.4 Conclusion sur les effets élémentaires des épandeurs

Le tableau 4.10 résume les effets élémentaires des techniques d'épandage sur les émissions de NH_3 et N_2O. Concernant les émissions de NH_3, ces effets sont monotones sur les cinq sites de 2002 à 2008 et peuvent affecter sensiblement les quantités volatilisées.
Dans le cas des émissions de N_2O, les effets des épandeurs sont monotones dans la plupart des sites et des années, mais on a mis en évidence quelques cas particuliers où les effets élémentaires des techniques d'épandage étaient inversés, par exemple le site de Kerlavic en 2007, où la dénitrification a été très importante en raison d'une forte saturation des pores en eau.

TABLE 4.10 – SYNTHÈSE DE L'IMPORTANCE DES EFFETS ÉLÉMENTAIRES DES ÉPANDEURS SUR LES ÉMISSIONS DE NH_3 ET N_2O

EFFETS ÉLÉMENTAIRES	NH_3	N_2O
Enfouissement		
Délai d'enfouissement	++ (31%)	0
Profondeur d'enfouissement	- - - (64%)	0
Tassement	+ (3.7%)	++/+/0/-
Répartition spatiale du lisier		
Homogénéité de répartition	0	0
Largeur des bandes de lisier	++ (24%)	- -/0/+

Les symboles +, - et 0 indiquent respectivement une augmentation, une diminution ou aucune incidence sur les émissions pour des valeurs croissantes des effets élémentaires. Les pourcentages entre parenthèses indiquent la part de la variabilité totale des émissions dans les 35 conditions pédo-climatiques expliquée par l'effet élémentaire seul. Cette valeur a peu de signification quand l'effet élémentaire n'est pas constant.

La connaissance de la régularité et de l'amplitude des effets élémentaires des épandeurs servira de base pour expliquer les performances environnementales globales d'épandeurs réels, construits comme une combinaison de ces effets élémentaires (cf. Tab. 4.6).

4.3.3 Effets combinés des épandeurs

4.3.3.1 Identification d'une hiérarchie des épandeurs

Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de NH_3

La figure 4.12 présente les émissions de NH_3 pour chaque épandeur sur les cinq sites de 2002 à 2008. Pour simplifier la présentation des résultats, les valeurs représentent la moyenne des émissions obtenues avec les différentes tailles d'épandeur. L'effet de la taille de l'équipement, qui influe sur le tassement des sols, sera présenté au paragraphe 4.3.3.3.
A l'exception de Châlons en 2006 et d'Auzeville en 2002, on observe des émissions de NH_3 croissantes dans l'ordre buse > pendillard > disque 1 > herse = disque 2 > disque 3.
Les écarts d'émissions entre techniques sont plus ou moins marqués selon les années. A Kerlavic,

la différence d'émission de NH_3 entre la buse et le disque 3 s'élève à 10 kg de N-NH_3 en 2006 mais atteint 34 kg N-NH_3 en 2002. Les différences sont en effet plus marquées lorsque les conditions sont propices à la volatilisation, c'est-à-dire lorsque les pertes de NH_3 avec le plus mauvais épandeur sont élevées.

Dans les cas particuliers de Châlons en 2006 et Auzeville en 2002, les émissions de NH_3 avec le disque 1 étaient légèrement supérieures à celles simulées avec les pendillards. Dans les deux cas, l'examen des données a montré qu'il était tombé 10 mm de pluie dans les 24 h suivant l'épandage. Ces précipitations ont dilué et entraîné le lisier en profondeur, ce qui a pour conséquence de diminuer la volatilisation [Brentrup *et al.*, 2000; Sommer & Hutchings, 2001]. Dans ces conditions, le bénéfice de l'enfouissement du lisier par la pluie a été aussi important que l'enfouissement par le disque 1. Par contre, une part plus importante de la parcelle a été tassée par l'épandeur à disques en raison de sa largeur de travail plus réduite. Par conséquent, une plus grande part de la parcelle a été tassé et c'est la raison pour laquelle les émissions de NH_3 avec les disques étaient légèrement plus élevées qu'avec les pendillards.

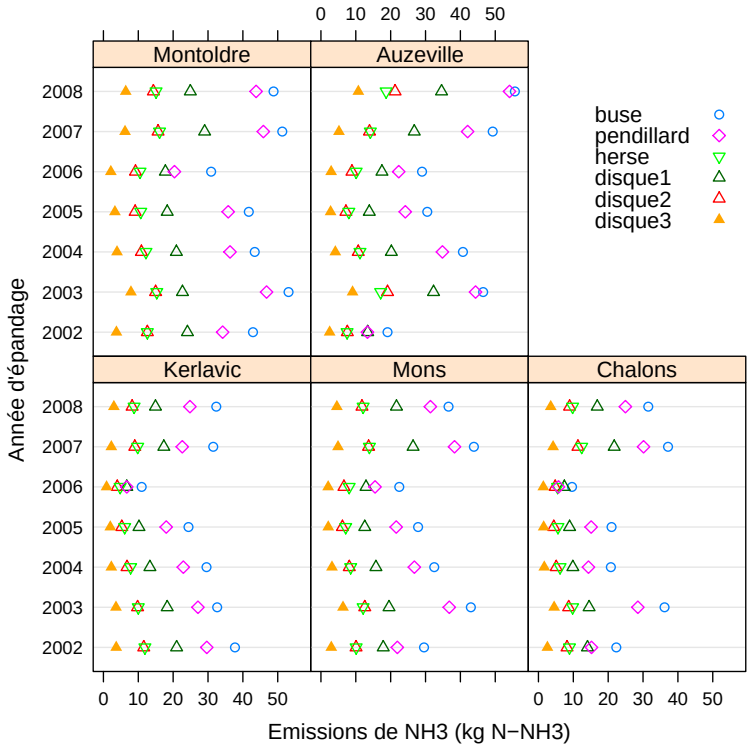


FIGURE 4.12 – Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de NH_3 sur les cinq sites

Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de N_2O

La figure 4.13 présente les émissions de N_2O pour chaque épandeur sur les cinq sites de 2002 à 2008. Chaque site a été représenté séparément en raison des quantités d'émission très différentes d'un site à l'autre. Les émissions à Montoldre étaient toujours nulles et ne sont donc pas présentées. Lorsque les émissions sont nulles, il n'y a pas lieu de hiérarchiser les épandeurs. Elles sont modérées à Auzeville et Châlons, plus élevées à Mons et Kerlavic, et exceptionnellement fortes à Kerlavic en 2007.

La relation d'ordre entre les épandeurs n'est pas constante selon les sites et les années. A Mons, les années où les émissions sont élevées, soit en 2002 et 2007, on observe des émissions de N_2O croissantes selon l'ordre buse $<$ pendillard $<$ herse $<$ disque 1 $<$ disque 2 $<$ disque 3. Cette hiérarchie se retrouve à Châlons mais de manière nettement moins marquée, selon l'ordre buse $\simeq$pendillard$\simeq$ $<$ disque 1 $\simeq$ disque 2 $<$ disque 3. Les épandeurs dont les valeurs d'émission sont proches sont ceux qui déposent le lisier sur une même largeur de bande (cf. tableau 4.6). La hiérarchie des épandeurs n'est pas constante à Auzeville, où en 2003 les émissions du disque 2 sont plus importantes que celles du disque 3. Enfin, à Kerlavic en 2007, la hiérarchie est quasiment inversée par rapport à Mons, avec des émissions maximales pour la buse et minimale pour le disque 3. L'inversion de la hiérarchie entre Mons et Kerlavic en 2007 s'explique par les effets opposés de la localisation du lisier en bandes sur les émissions de N_2O, tel que cela a été montré au paragraphe 4.3.2.3.

4.3.3.2 Relation entre NH_3 et N_2O

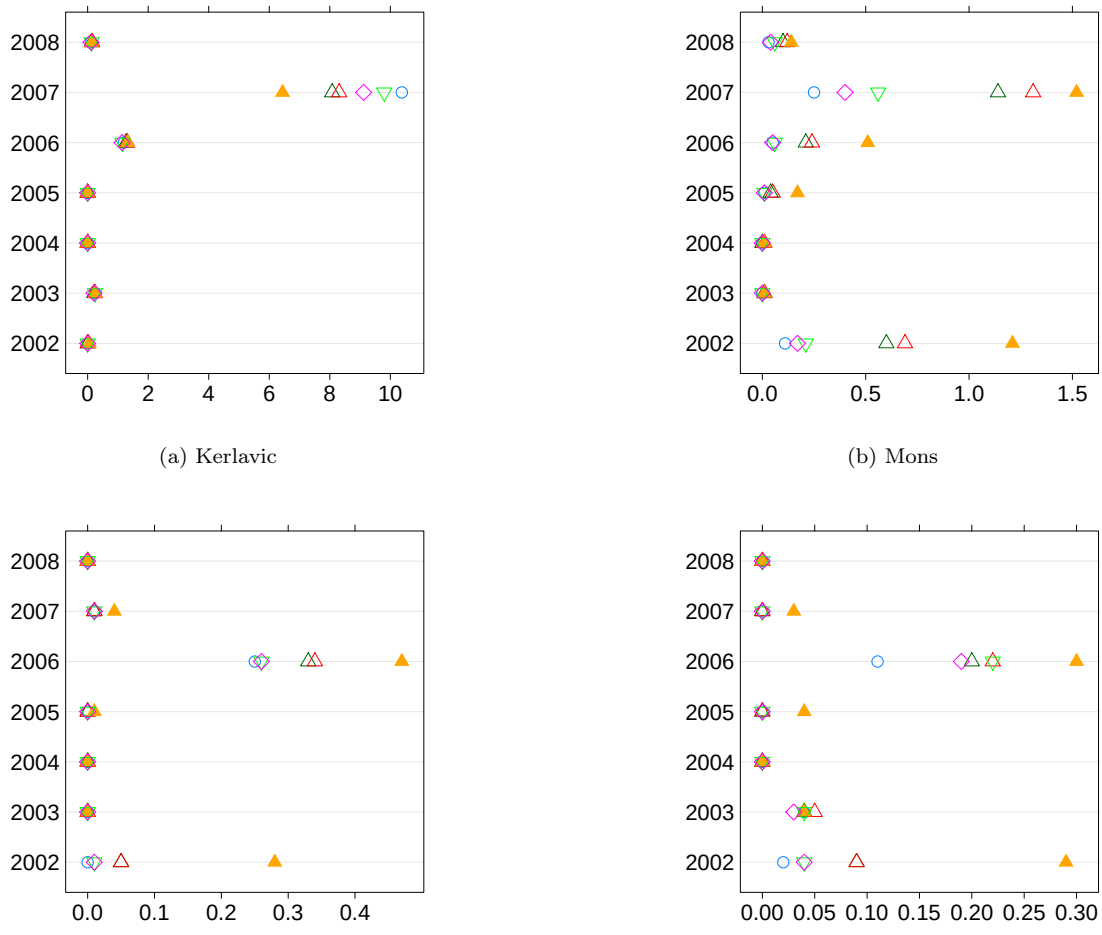
Les hiérarchies des épandeurs par rapport à l'importance de leurs émissions de NH_3 d'une part et de N_2O d'autre part, présentées précédemment, peuvent être résumées sur un graphe unique en représentant le couple d'émissions NH_3 et N_2O par site et par année. Les figures 4.14a et 4.14b offrent ainsi une représentation globale des performances des épandeurs. Nous avons montré uniquement les sites de Mons et Kerlavic afin de mettre en évidence le contraste des performances des épandeurs sur ces deux sites.

Nous observons trois types de corrélation possible entre NH_3 et N_2O :

- corrélation négative : on observe une diminution des émissions de NH_3 couplée à une augmentation des émissions de N_2O, ainsi que l'ont observée Dosch & Gutser [1996]; Flessa & Beese [2000]; Wulf *et al.* [2002a,b]; Velthof *et al.* [2003]. C'est le cas de Mons lorsque les émissions de N_2O sont positives. En plus de l'effet localisation du lisier en bande, on peut supposer que la diminution des émissions de NH_3 conduise à une plus grande quantité d'azote dans le sol et entraîne de ce fait une augmentation des émissions de N_2O ;
- corrélation positive : on observe une diminution conjointe des émissions de NH_3 et N_2O. C'est le cas de Kerlavic en 2007, où la concentration du lisier en bandes a entraîné une

diminution des émissions de N_2O à l'échelle de la parcelle. La diminution des émissions de N_2O après épandage de lisier en bandes, par rapport à un épandage en plein avec des buses, a été observée par Clemens *et al.* [1997], mais ces auteurs n'ont pas mis en évidence de corrélation avec les émissions de NH_3 ;

– corrélation nulle : aucun lien n'existe entre les émissions de NH_3 et de N_2O, ainsi que l'ont observé Sommer *et al.* [1996]; Weslien *et al.* [1998]. Certaines années, les conditions de température ou de saturation des pores en eau n'ont pas permis une activité de dénitrification.



(a) Kerlavic

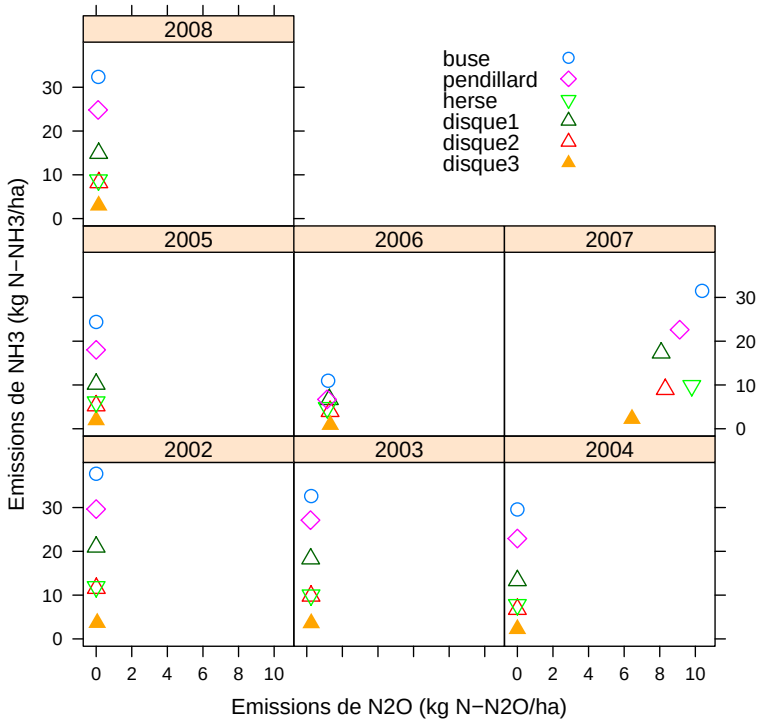
(b) Mons

(c) Châlons

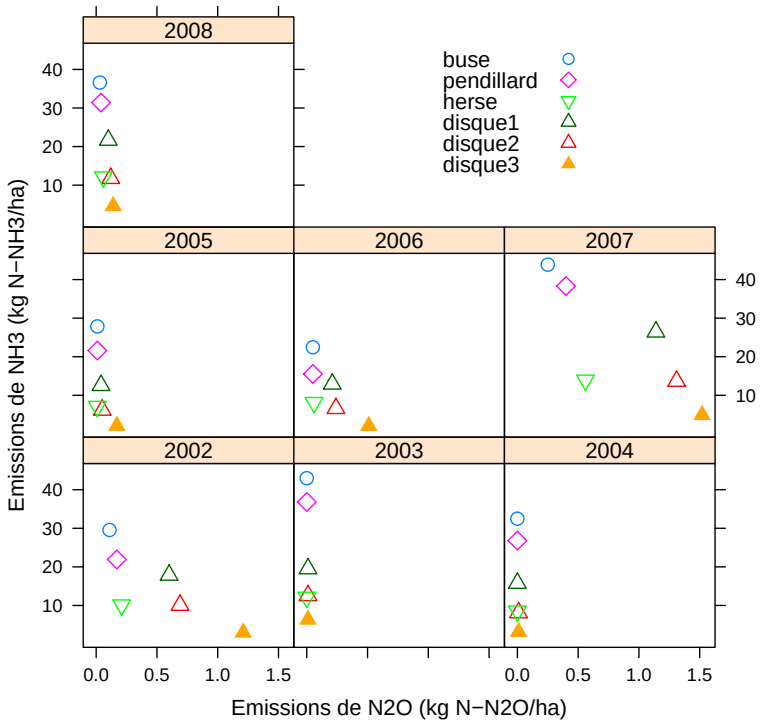
(d) Auzeville

FIGURE 4.13 – Hiérarchie des épandeurs selon les émissions de N_2O sur les sites de Kerlavic, Mons, Châlons et Auzeville

Les abscisses représentent les émissions de N_2O exprimées en kg N-N_2O/ha. Chaque site a été représenté séparément pour ne pas « écraser » les points.



(a) Kerlavic



(b) Mons

FIGURE 4.14 – Relation NH_3/N_2O pour différents dispositifs d'épandage
Les résultats correspondent à la moyenne des émissions pour les différentes capacités de cuve

4.3.3.3 Effet du dimensionnement des équipements

Le tableau 4.11 présente l'effet sur les émissions de N_2O de la dimension des équipements utilisés pour épandre le lisier avec chaque technique. Les valeurs d'émissions sont exprimées relativement à celles simulées avec une tonne à lisier de 15 m^3 attelée à un tracteur, car cet attelage est commun à toutes les techniques d'épandage. Les émissions de N_2O obtenues avec des tonnes de 15 et 20 m^3 sont globalement équivalentes. Cela s'explique par des niveaux de tassement similaires atteints par les deux attelages. La déformation du sol s'atténue avec des charges croissantes (voir la relation logarithmique de la déformation des sols en fonction de la charge au chapitre 3.3.3). Le bénéfice d'utiliser des petits équipements, comme par exemple un enrouleur ou une cuve de 6m^3 attelée à un tracteur, reste modéré. Cette dernière permet une diminution médiane des émissions de comprise entre 5 et 10% selon les techniques. En revanche, les émissions de N_2O sont sensiblement augmentées avec le TerraGator®. Cet engin lourd, mais dont la charge est répartie sur une grande surface, diminue la contrainte exercée sur le sol mais le tasse sur une plus grande surface. Le TerraGator® à 3 roues que nous avons simulé tasse entre 50 et 67% de la surface de la parcelle lorsqu'il est équipé de disques enfouisseurs. Ainsi, on constate que pour les équipements de grande dimension (capacité de cuve supérieure ou égale à 15 m^3), le fait de répartir le poids de l'équipement sur une surface plus large entraîne une augmentation des émissions de N_2O.

Table 4.11 – Effet du dimensionnement des équipements sur les émissions de N_2O

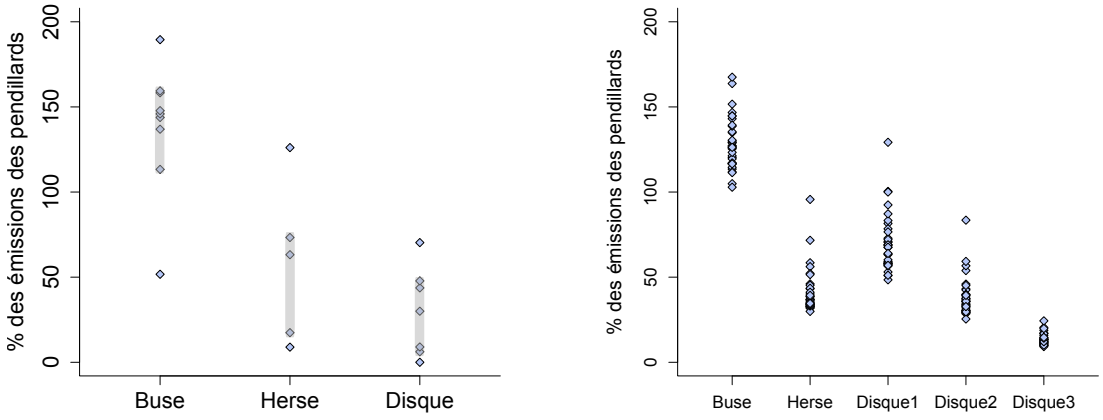
	Techniques d'épandage					
	Buse	**Pendillards**	**Herse**	**Disque1**	**Disque2**	**Disque3**
enrouleur		0,9 (0,5-1,0)	0,94 (0,7-1,0)	-	-	-
6m3	0,9 (0,3-1,0)	-	-	-	-	-
15m3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
20m3	1,0(1,0-1,3)	1,0 (1,0-1,1)	1,0(1,0-1,1)	1,04 (1,0-1,2)	1,04 (1,0-1,2)	1,02 (1,0-1,2)
TerraGator	-	1,17 (1,0-2,0)	-	1,36 (1,0-2,0)	1,22 (1,0-1,7)	1,20 (0,9-1,5)

Pour chaque technique d'épandage, les émissions de N_2O sont exprimées relativement aux émissions simulées avec l'attelage tracteur + tonne à lisier de 15 m^3 dans les mêmes conditions. Les nombres indiqués représentent le ratio d'émission médian, et ses valeurs minimales et maximales entre parenthèses.
Ces ratios d'émissions ont été calculés sur les sites et les années où les émissions N_2O simulées étaient supérieures à 0,05 kg N-N_2O.

4.3.4 Comparaison des performances environnementales des épandeurs évalués sur la base de résultats expérimentaux issus de la littérature et sur la base des simulations avec OSEEP

Les émissions de NH_3 et N_2O au champ sont très variables et dépendent de nombreux facteurs en interaction, liés au sol, au climat et aux pratiques culturales. Compte tenu de l'incidence prépondérante des conditions d'épandage, il n'est pas possible de définir des facteurs d'émission

azotée absolus et uniques par type d'épandeur, par exemple d'exprimer les émissions d'un épandeur à lisier uniquement en fonction de la quantité d'azote ammoniacal apporté. C'est la raison pour laquelle des facteurs d'émission relatifs ont été définis, correspondant aux émissions d'un épandeur donné, exprimées relativement aux émissions d'un épandeur de référence dans les mêmes conditions. Nous avons calculé de tels facteurs d'émissions relatifs à partir de données expérimentales, issues de la bibliographie (voir chapitre 2). Ces facteurs d'émission sont notés $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$, N et *Tech* désignant respectivement l'émission (NH_3 ou N_2O) et la technique d'épandage (Buse, Pendillard, Herse, Disque enfouisseur). La technique de référence choisie pour ce travail était la rampe à pendillard car cette technique était la plus répandue dans les expérimentations sélectionnées.
Nous avons calculé les mêmes facteurs d'émission relatifs avec les résultats des simulations d'émissions azotées, présentés précédemment, sur 5 sites en France de 2002 à 2008. Pour le calcul des $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$, nous avons considéré uniquement les conditions d'épandage (un site et une année donnés) pour lesquelles les émissions de l'épandeur de référence était supérieure à 0,5 g N-N_2O ha^{-1} afin d'éviter le problème des divisions par des quantités proches ou égales à zéro. Les figure 4.15 présentent les valeurs de $\mathbf{k}_{\mathrm{NH3,Tech}}$ expérimentaux et simulés.



(a) Résultats expérimentaux, issus de la revue de littérature (cf. chapitre 2)

(b) Résultats simulées sur les 35 situations pédo-climatiques françaises

FIGURE 4.15 – Emissions de NH_3, expérimentales et simulées, exprimées en proportion des émissions des pendillards toute conditions égales par ailleurs
Les bandes grisées indiquent l'étendue de la distribution uniforme considérée pour réaliser l'analyse d'incertitude des résultats ACV au chapitre 2.

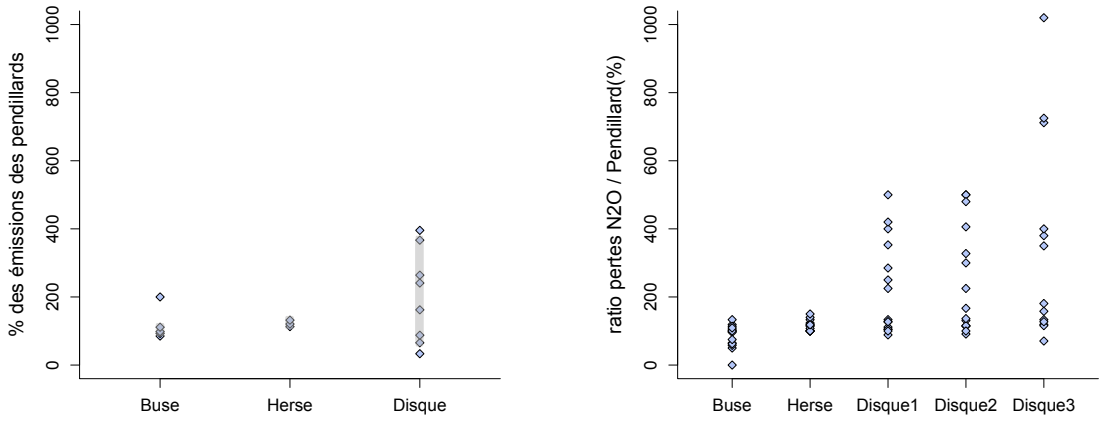
Dans la suite du chapitre, les $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$ construits à partir de données expérimentales ou de données simulées, seront nommés respectivement $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$ expérimentaux et $\mathbf{k}_{\mathrm{N,Tech}}$ simulés.

4.3.4.1 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$

Les gammes de valeurs des $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ expérimentaux et simulés sont très comparables pour toutes les techniques d'épandage. Concernant l'épandeur à buse, si l'on exclut les valeurs extrêmes, la gamme des $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ expérimentaux est entièrement contenue dans la gamme simulée et la recouvre à 71%. Les valeurs extrêmes des $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ expérimentaux, respectivement égale à 51% et 189% sont éloignées des valeurs de $\mathbf{k}_{NH3,Tech}$ simulés, ce qui peut justifier à posteriori leur élimination dans l'analyse d'incertitude des résultats ACV réalisée au chapitre 2.
Les gammes de $\mathbf{k}_{NH3,Herse}$ expérimentaux et simulés sont légèrement décalées, les valeurs expérimentales les moins élevées n'ayant pas été simulées. Toutefois, la gamme des facteurs simulés recouvre 78% de la gamme des facteurs expérimentaux, valeurs extrêmes exclues.
Dans le cas des épandeurs à disques, les données expérimentales ont été agrégées en raison de leur faible nombre, alors que l'outil de simulation OSEEP nous a permis de distinguer trois profondeurs d'enfouissement, dont l'effet sur les émissions de NH_3 apparaît clairement à la figure 4.15. On constate que la gamme de $\mathbf{k}_{NH3,Disque}$ expérimentaux est beaucoup plus proche de $\mathbf{k}_{NH3,Disque2}$ et $\mathbf{k}_{NH3,Disque3}$ simulés que de la gamme de $\mathbf{k}_{NH3,Disque1}$ simulé, dont le recouvrement avec les valeurs expérimentales est le plus faible. En effet, dans les expérimentations sélectionnées pour calculer les $\mathbf{k}_{NH3,Disque}$ expérimentaux, les profondeurs d'enfouissement étaient supérieures à 5 cm pour des doses épandues n'excédant pas 45 m^3 ha^{-1}. Dans ces conditions on peut supposer que la majeure partie du lisier est enfouie, comme c'est le cas des épandeurs à disques 2 et 3 qui enfouissent respectivement 83% et 100% du lisier.

4.3.4.2 Comparaison des intervalles de valeurs des $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$

La figure 4.16 présente les gammes de valeurs des $\mathbf{k}_{N2O,Tech}$ expérimentaux et simulés. La position et la dispersion des facteurs d'émission relatifs expérimentaux et simulés sont globalement comparables. Les valeurs de $\mathbf{k}_{N2O,Buse}$ expérimentaux sont comprises entre 85 et 200%, 93% et 111% si l'on exclut les valeurs extrêmes, et les valeurs de $\mathbf{k}_{N2O,Buse}$ simulés entre 0 et 133%. Leur valeur médiane sont équivalentes, égales approximativement à 100%. Les valeurs de $\mathbf{k}_{N2O,Herse}$ sont moins dispersées, comprises entre 113 et 132% pour les valeurs expérimentales et 100 et 150% pour les valeurs simulées. Dans le cas des épandeurs à disques, certaines valeurs simulées de $\mathbf{k}_{N2O,Disque3}$ sont nettement plus élevées que les $\mathbf{k}_{N2O,Disque}$ expérimentaux, un tiers des valeurs simulées dépassant 400%, valeur maximale obtenue avec les données expérimentales. Les valeurs des $\mathbf{k}_{N2O,Disque1}$ et $\mathbf{k}_{N2O,Disque2}$ sont du même ordre de grandeur que les $\mathbf{k}_{N2O,Disque}$ expérimentaux.



(a) Résultats expérimentaux, issus de la revue de littérature (chapitre 2)

(b) Résultats simulées sur les 35 situations pédo-climatiques françaises

FIGURE 4.16 – Valeurs de $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$, expérimentaux et simulées

Les valeurs de $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Tech}}$ représentent les émissions de N_2O d'un épandeurs exprimées en proportion des émissions des pendillards toutes conditions égales par ailleurs
Afin de garder des échelles comparables, deux valeurs de de $\mathbf{k}_{\mathrm{N2O,Disque3}}$ à 1700% et 2800% n'ont pas été représentées

4.4 Conclusion

L'outil OSEEP a permis d'estimer des pertes *absolues* de NH_3 et N_2O. Elles correspondent à celles simulées suite à l'épandage de 30m ^{3} de lisier de porc le 15 février avec un épandeur donné sur un site et une année donnée. Les résultats souffrent de plusieurs biais, notamment en raison de l'incertitude attachée à la détermination de certains paramètres d'entrée des modèles. Cependant, ces résultats ont été confrontés avec succès avec des données expérimentales, sous la forme d'émissions relatives à un équipement de référence. L'intérêt principal de la modélisation a ici été de permettre l'exploration de la variabilité des émissions des épandeurs en réponse à la variabilité des situations d'épandage. La modélisation a permis de mettre en évidence l'effet des techniques d'épandage dans des conditions de sol et de météorologie variées.

Relativement aux quantités de NH_3 émises, on observe la même hiérarchie des épandeurs buse $>$ pendillard $>$ disque 1 $>$ herse $=$ disque 2 $>$ disque 3 dans la quasi totalité des situations d'épandage. Cette hiérarchie n'a pas été respectée quand des précipitations sont intervenues immédiatement après épandage, ce qui a eu pour conséquence d'enfouir le lisier naturellement. Dans ce cas particulier, l'intérêt d'un enfouissement mécanique du lisier est fortement réduit. Le bénéfice des techniques réduisant les émissions de NH_3 est d'autant plus sensible que les conditions sont

propices à la volatilisation.
Concernant les émissions de N_2O il n'est pas possible de tirer des conclusions génériques, indépendantes des conditions pédo-climatiques, les épandeurs pouvant augmenter, diminuer les émissions ou bien ne pas avoir d'effet par rapport à un épandage à buses. Cependant, dans le cas où les émissions de N_2O ne sont pas nulles ou très proches de 0, la largeur des bandes de lisier semble être le principal facteur déterminant des émissions de N_2O. Selon la situation, la concentration du lisier en bandes conduit à une augmentation ou à une diminution des émissions à l'échelle de la parcelle. L'effet du tassement sur les émissions de N_2O n'est sensible que si une part conséquente de la parcelle est tassée, comme dans le cas du TerraGator®.

Les facteurs d'émission relatifs, $\mathbf{k}_{N,Tech}$, basés d'une part sur des résultats expérimentaux issus de la littérature et d'autre part sur les résultats des simulations ont été confrontés. Les gammes de valeurs de $\mathbf{k}_{N,Tech}$ expérimentaux et simulés sont comparables, ce qu'on peut considérer comme une validation partielle de l'outil de simulation OSEEP. La simulation a permis d'expliquer les conditions dans lesquelles les $\mathbf{k}_{N,Tech}$ étaient soit supérieurs (resp. inférieurs) à 100%.

Le chapitre suivant est dédié à la discussion de l'ensemble des résultats de thèse et de l'apport des modèles pour la constitution de données d'inventaire pour l'ACV des produits agricoles.

Chapitre 5

Gain de la modélisation pour la réalisation d'Analyse de Cycle de Vie

Mieux vaut avoir vaguement raison que précisément tort
Keynes

Sommaire

5.1 Introduction 101

5.2 Apports et limites d'OSEEP pour l'ACV de la fonction d'épandage 102

5.2.1 Apport : un outil intégrateur pour l'estimation des données d'inventaire et l'écoconception des épandeurs 102

5.2.2 Limites : biais d'estimation et attribution des impacts pour l'ACV des épandeurs 102

5.2.2.1 Estimation des paramètres d'entrée 103

5.2.2.2 Attribution des émissions azotées aux techniques d'épandage de lisier 103

5.2.2.3 Conclusion sur le choix des méthodes d'attribution des émissions à l'opération d'épandage 107

5.3 Avantage de l'utilisation des modèles pour les inventaires ACV . . 108

5.3.1 Estimation des flux absolus pour l'inventaire de Cycle de Vie 108

5.3.2 Exploration de la variabilité, construction de typologies 109

5.3.3 Changement d'échelle 112

5.3.4 Recommendation pour l'établissement d'un inventaire de Cycle de Vie . 115

5.3.5 Conclusion 115

5.1 Introduction

L'Analyse de Cycle de Vie est souvent utilisée pour faire un choix entre plusieurs alternatives. Or, les résultats d'ACV sont généralement présentés sous forme de valeurs ponctuelles, ce qui surestime leur portée [Björklund, 2002]. Finnveden *et al.* [2009] rapportent que les analyses d'incertitude des résultats d'ACV sont encore peu courantes, bien que les sources d'incertitude soient nombreuses et que leur amplitude puisse être élevée.

L'estimation de la distribution statistique des émissions est un moyen d'évaluer partiellement la variabilité des résultats ACV en propageant la distribution de ces émissions sur les valeurs de potentiels d'impacts, en utilisant par exemple les techniques de Monte Carlo. S'il est possible d'établir des relations d'ordre entre les alternatives comparées en tenant compte des marges de variabilité des résultats, ceux-ci pourront être considérés robustes. Le couplage de l'analyse comparative des résultats sous forme de valeur ponctuelle et de l'analyse d'incertitude des résultats, sous forme de distribution, est ce que Heijungs & Kleijn [2001] appellent analyse de discernabilité ("*discernibility analysis*").

Dans le chapitre 2, nous avons réalisé une analyse de discernabilité des résultats de l'ACV de quatre techniques d'épandage, en propageant les valeurs possibles d'émissions azotées des 4 techniques sur les potentiels d'impacts. Dans ce but, nous avions réalisé une revue de la littérature pour obtenir une gamme de valeurs d'émissions azotées possibles pour chaque épandeur. Le faible nombre de données disponibles ne nous a pas permis de construire une distribution de probabilité précise des valeurs d'émissions. Nous avons adopté une approche prudente, consistant à considérer comme équiprobables les valeurs d'émissions sur toute l'étendue de leur distribution, à l'exception des points extrêmes, qui avait une probabilité nulle. Malgré cette hypothèse conservatrice, nous avons identifié l'épandeur qui présentait le plus de chances de limiter les impacts environnementaux.

Cependant, le nombre d'expérimentations n'a pas été suffisant pour identifier les facteurs responsables de la variabilité des émissions. Pour affiner la comparaison entre épandeurs, nous avons eu recours à la modélisation. L'outil de simulation de l'effet des épandeurs, OSEEP, présenté au chapitre 3, nous a permis de simuler les pertes azotées des 4 épandeurs dans des conditions pedoclimatiques contrastées. Il a permis de distinguer certaines conditions d'épandage où la hiérarchie établie au chapitre 2 n'était pas respectée.

L'objet du présent chapitre, dédié à la discussion de l'ensemble des résultats de la thèse, est :

a) de présenter les apports et limites d'OSEEP pour l'ACV de la fonction d'épandage ;

b) de discuter de manière plus générale de l'intérêt de la modélisation pour la réalisation d'ACV

5.2 Apports et limites d'OSEEP pour l'ACV de la fonction d'épandage

5.2.1 Apport : un outil intégrateur pour l'estimation des données d'inventaire et l'écoconception des épandeurs

L'évaluation est focalisée sur la technique utilisée pour réaliser une opération particulière de la production végétale : l'épandage d'effluent. Par conséquent, des données d'inventaire très spécifiques, relatives à la technique d'épandage même, étaient nécessaires pour cette évaluation.
De telles données sont peu nombreuses et nous avons eu recours à la modélisation pour simuler les émissions des épandeurs dans différentes conditions de sol et de climat. Or, il n'existait pas de modèle unique pour rendre compte de l'effet des techniques d'épandage sur les émissions azotées à la parcelle. Nous avons donc repris des formalismes de modèles existants, publiés et validés, pour les intégrer dans un outil de simulation de l'effet des épandeurs, baptisé OSEEP.

L'outil permet d'évaluer séparément trois effets de la technique d'épandage : l'enfouissement, la répartition spatiale du lisier et le tassement du sol. Ces trois effets peuvent être combinés pour simuler l'effet global d'un épandeur réel afin par exemple d'évaluer l'épandeur dans son ensemble et/ou de confronter les émissions simulées avec des mesures expérimentales.

L'outil a servi à explorer la variabilité de la performance environnementale des épandeurs en identifiant des situations d'épandage pour lesquelles la hiérarchie des émissions de chaque épandeur était différente. D'autres applications sont possibles : cet outil serait utile pour construire des modèles d'émissions plus simples, par exemple sous forme d'abaque pour chaque épandeur.
OSEEP peut aussi être le support d'une démarche d'écoconception des épandeurs. Il permet en effet d'étudier indépendamment les effets élémentaires des épandeurs sur les émissions azotées dans une large gamme de conditions extérieures (sol, climat, cultures en place, nature de l'effluent). La hiérarchisation de ces effets élémentaires relativement aux impacts environnementaux est au cœur de la démarche de conception de solutions technologiques plus respectueuses de l'environnement. Elle permet de construire un cahier des charges basé sur la minimisation des impacts environnementaux d'après la contribution de chaque effet de l'épandeur à ces impacts.

5.2.2 Limites : biais d'estimation et attribution des impacts pour l'ACV des épandeurs

On peut identifier deux principales limites à OSEEP :

- la difficulté d'estimation des paramètres d'entrée ;
- le problème de l'attribution de tout ou partie des émissions azotées à l'opération d'épandage, c'est-à-dire de la détermination du lien de causalité entre l'épandage de lisier et les émissions

azotées qui ont lieu à partir de la date d'épandage et jusqu'à ce que l'effet de l'apport de lisier ne soit plus decelable.

5.2.2.1 Estimation des paramètres d'entrée

OSEEP a fait appel à des modèles à tendance mécaniste afin de répondre à la question pointue de l'effet des épandeurs sur les pertes azotées. Le pendant de ces modèles mécanistes est le besoin de renseigner de nombreux paramètres d'entrée, dont certains sont difficiles à estimer. L'utilisation d'OSEEP est donc limitée par un travail important de collecte et de validation de ses nombreux paramètres d'entrée.

A l'instar de tout modèle, la fiabilité des prédictions est conditionnée par la fiabilité du renseignement de ses paramètres d'entrée. Or, nous avons vu que l'incertitude sur des paramètres clés, comme par exemple la teneur en eau à la capacité au champ ou le potentiel de dénitrification du sol, conduisaient à des biais importants dans l'estimation des flux azotés des épandeurs (cf. 4.3.1).

Ceci étant, l'intérêt d'OSEEP dans le cadre d'une ACV est davantage d'explorer la variabilité des émissions des épandeurs en réponse à la variabilité des conditions d'épandage plutôt que d'estimer précisément les flux azotés dans une situation particulière. Les avantages des modèles pour l'estimation des flux et de leur variabilité dans le cadre d'ACV sont plus amplement discutés au paragraphe 5.3.

5.2.2.2 Attribution des émissions azotées aux techniques d'épandage de lisier

L'ACV de la fonction d'épandage d'effluents nécessite d'attribuer à l'opération d'épandage une partie des émissions de la parcelle cultivée. Or, d'autres interventions sont réalisées sur la parcelle : la préparation du sol, le semis, le désherbage et la lutte contre les ravageurs, la fertilisation, etc. Par conséquent, une attribution doit être réalisée pour allouer une partie des impacts environnementaux de la production végétale à l'apport de lisier avec un épandeur donné. Nous avons vu que l'essentiel des impacts environnementaux liés aux épandeurs de lisier était dû aux émissions azotées du sol fertilisé. Or, en raison de la complexité et de l'inertie du cycle de l'azote, notamment dans le compartiment *sol*, il n'est pas toujours possible de relier de manière simple et directe les émissions azotées et un apport ponctuel d'azote réalisé à un moment de la culture [Addiscott, 2000; Basset-Mens *et al.*, 2006b]. En effet, d'autres sources d'azote interviennent dans le pool azoté du sol comme par exemple d'autres apports d'engrais, les dépôts atmosphériques, ou la minéralisation de la matière organique du sol.

Dans notre cas, nous avions choisi de faire une attribution basée sur les limites temporelle du système, en attribuant à l'épandeur de lisier la totalité des polluants azotés émis dans l'environne-

ment pendant une durée déterminée, ici du 15 février au 15 mars. Le 15 mars correspondait, dans nos hypothèses, à la date d'un deuxième apport d'azote sur blé tendre.

Cette démarche d'attribution se justifie pour les émissions de NH_3, qui ont lieu pendant les premiers jours suivant l'épandage et dont la totalité de l'azote volatilisé provient du lisier [Génermont & Cellier, 1997; Sommer & Hutchings, 2001]. Dans le cas du N_2O, l'attribution des émissions basée sur des limites temporelles est plus discutable, mais semble respecter une certaine réalité du mécanisme d'émission. Rodhe *et al.* [2006] ont observé un pic d'émission 4 jours après épandage, puis les émissions se sont poursuivies pendant 2-3 semaines et n'ont plus été mesurées après. Gabrielle *et al.* [2006] ont constaté des pics d'émissions dans les 3 à 5 semaines suivant un apport d'engrais azoté. Dambreville *et al.* [2008] ont observé un pic de N_2O immédiatement après un apport de lisier de porc, mais aussi des émissions de N_2O plus élevées par rapport à la parcelle témoin à l'hiver suivant.

En fait, l'émission la plus problématique est le nitrate, qui ne peut généralement pas être corrélée de manière simple et directe aux apports azotés [Addiscott, 2000].

Nous discutons ci-dessous plusieurs propositions d'attribution des émissions de NO_3^- à la technique d'épandage de lisier.

Attribution des émissions basée sur des limites temporelles

On observe des quantités non négligeables de NO_3^- lixiviés pendant la période du 15 février au 15 mars sur tous les sites et toutes les années. Cependant, celles-ci ne proviennent sans doute pas de l'apport de lisier réalisé le 15 février. Nous avons regardé la dynamique d'émissions du NO_3^- sur les différents sites pour voir si l'apport de lisier réalisé le 15 février était décelable (Fig. 5.1).

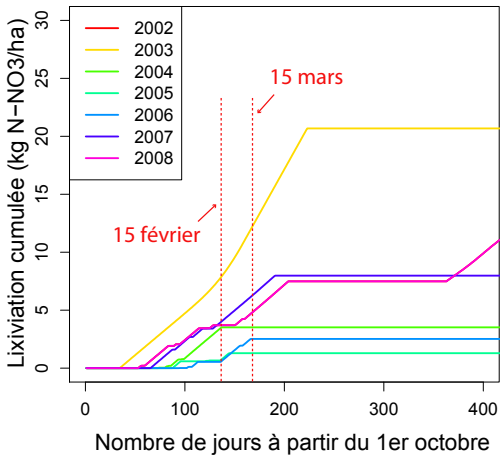


FIGURE 5.1 – Lixiviation cumulée de NO_3^- sur le site de Mons

Les années indiquées en légende désignent l'année d'épandage

A l'exception de 2007, l'absence de rupture de pente dans la dynamique de lixiviation des nitrates indique qu'ils ne proviennent pas du lisier épandu l'année même. La figure 5.1 représente uniquement le cas de Mons, mais les conclusions sont identiques pour les quatre autres sites. La limite temporelle d'un mois n'est donc pas pertinente pour les émissions de NO_3^-. Cependant, des limites temporelles d'une durée supérieure ne seraient pas satisfaisantes non plus, car d'autres apports azotés viennent compléter la fertilisation de la culture.

Attribution des émissions basée sur la décomposition de la variance

Nous avons décomposé la variance totale des émissions de NO_3^- potentielles selon le critère *technique d'épandage*, en posant l'équation de la décomposition de la variance [Dagnelie, 2006. 2e ed., p.283]. On propose comme coefficient d'attribution des émissions de NO_3^- à la technique d'épandage la part de variance des émissions de NO_3^- expliquée par la technique d'épandage. Nous avons réalisé l'analyse de la variance sur le reliquat *post-récolte*, c'est-à-dire la quantité d'azote nitrique du sol au jour de la récolte, en le considérant comme un indicateur de risque de lessivage. En effet, nous n'avions pas simulé les émissions de NO_3^- pendant la période de drainage suivant l'épandage de lisier car cela demandait d'établir des scénarios hypothétiques sur la gestion de la parcelle après la récolte.

Le reliquat post-récolte à été simulé pour les 5 sites pendant 7 ans et pour les 6 épandeurs, soit 210 simulations au total. La décomposition de la variance est la suivante :

$$\sum_{i=1}^{p}\sum_{k=1}^{n_i}(x_{ik}-\bar{x})^2 = \sum_{i=1}^{p} n_i(\bar{x_i}-\bar{x})^2 + \sum_{i=1}^{p}\sum_{k=1}^{n_i}(x_{ik}-\bar{x_i})^2 \tag{5.1}$$

Les valeurs de reliquat post-récolte (RPR) sont désignées par le symbole x_{ik}, l'indice i se rapporte aux 6 épandeurs, et k au site et à l'année de simulation. $\bar{x}$ désigne la valeur moyenne de RPR, tous sites, années et techniques confondus ; $\bar{x_i}$ désigne la valeur moyenne du reliquat post-récolte pour une technique donnée, tous sites et années confondus.

Les termes de l'équation 5.1 sont nommés respectivement la somme des carrés des écarts totale (SCE_t), la somme des carrés des écarts factorielle (SCE_{Tech}) et la somme des carrés des écarts résiduelles (SCE_r). La part de variance expliquée par la technique est le ratio $(SCE_{Tech})/(SCE_t)$. Ce ratio est un coefficient possible d'attribution des émissions de NO_3^- à la technique d'épandage. S'il est non nul, les émissions de NO_3^- attribuées à l'épandeur de lisier pourront par exemple être calculées comme le produit de ce ratio avec les émissions de NO_3^- simulées pendant toute la période de drainage suivant l'apport de lisier [1].

Dans notre étude, l'hypothèse que la part de la variance du reliquat post-récolte expliquée par

1. Cependant, si les données de lixiviation de l'année n+1 avaient été disponibles, nous les aurions prises comme variables à expliquer dans l'analyse de la variance à la place du reliquat post-récolte.

l'épandeur soit différente de 0 n'a pas pu être rejetée, (p=0.11). En d'autres termes, nous n'avons pas mis en évidence d'effet significatif de la technique d'épandage sur le reliquat post-récolte de l'année. Par conséquent, avec cette méthode d'attribution, aucune émission de NO_3^- n'est allouée à la technique d'épandage de lisier. L'étude de l'effet de la technique d'épandage à plus long terme nécessite de faire des hypothèses sur les cultures et les pratiques ultérieures.

Un inconvénient de cette démarche est que les techniques ne sont pas évaluées indépendamment les unes des autres. Le coefficient d'attribution dépend de l'échantillon des épandeurs testés : il suffit d'avoir un ensemble d'épandeur très homogène vis à vis des émissions pour obtenir un coefficient d'attribution proche de zéro.

Attribution des émissions basée sur le calcul du différentiel d'émissions par rapport à une situation de référence, sans épandage

Une troisième méthode d'attribution consiste à calculer le différentiel d'émissions entre une parcelle sur laquelle on a épandu du lisier et une parcelle identique sans apport de lisier. La durée de la simulation est idéalement infinie et débute à la date d'apport du lisier. Les émissions allouées à la technique d'épandage correspondent au différentiel d'émissions entre les deux situations tel que cela est schématisé à la figure 5.2

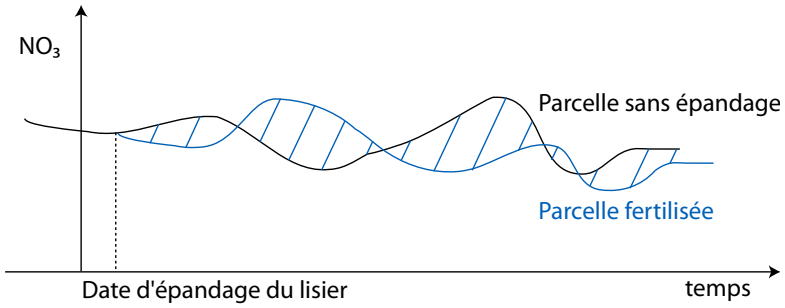


FIGURE 5.2 – Dynamique d'émission de NO_3^- pour une parcelle avec épandage de lisier et pour une parcelle sans épandage

Ce schéma est une adaptation de Guinée *et al.* [2001, Tome 3, p. 16]. La dynamique d'émission de NO_3^- n'est donnée qu'à titre illustratif et ne représente pas la réalité

Cette méthode d'attribution semble intéressante mais est difficile à mettre en œuvre en pratique. En effet, la simulation des émissions de NO_3^- pendant une longue durée nécessite d'établir des scénarios hypothétiques sur l'après épandage : les pailles sont-elles exportées ? le sol est-il labouré ou en technique culturale simplifiée ? une culture intermédiaire piège à nitrate (CIPAN) est-elle implantée ? Ces trois pratiques ont une incidence très sensible sur les émissions de NO_3^- pendant la période de drainage suivante. Elles vont atténuer ou au contraire accentuer l'effet de

l'épandeur.
Par ailleurs, si on évalue les effets sur le long terme de l'épandage de lisier épandu chaque année, alors l'utilisation comme référence d'une parcelle non fertilisée pendant plusieurs années devient peu réaliste. De plus, elle demande de modéliser les émissions d'une parcelle en continu pendant plusieurs années, ce qui sur un plan pratique est long à mettre en œuvre. Nous n'avons pas exploré cette piste, pour des raisons de temps et de complexité de mise en œuvre.

5.2.2.3 Conclusion sur le choix des méthodes d'attribution des émissions à l'opération d'épandage

L'attribution des émissions azotées à l'opération d'épandage a consisté à déterminer la contribution de chaque *input* aux émissions de l'écosystème cultivé pris dans son ensemble. Cette relation de causalité a toutes les chances d'être arbitraire en raison de la nature du sol, « système écologique par excellence », dont les réponses aux événements extérieurs ne sont pas linéaires [Gobat *et al.*, 2003, p.9]. Cette *attribution* n'est pas une *allocation* au sens ACV, qui se pose classiquement dans le cas de procédés remplissant plusieurs fonctions et produisant plusieurs co-produits, par exemple l'élevage bovin produisant de la viande, du lait et des effluents. Il s'agit alors de partager les impacts entre les *outputs* du système étudié. La question de l'allocation est tout aussi épineuse [Rebitzer *et al.*, 2004; Reap *et al.*, 2008a]. Le choix de la méthode d'allocation appartient au praticien, même si les directives ISO ISO 14044 [2006] permettent de limiter l'arbitraire de cette étape.

Nous avons décrit trois méthodes d'attribution des impacts à l'opération d'épandage de lisier, présentant chacune des avantages et des inconvénients. Elles sont résumées dans le tableau 5.1.
Pour cette étude, nous avons opté pour l'attribution basée sur les limites temporelles du système en privilégiant la simplicité de mise œuvre et l'économie de scénarios hypothétiques sur les interventions techniques après épandage.

Table 5.1 – Démarches possibles d'attribution des émissions azotées à la fonction d'épandage

	Méthodes d'attribution		
	Limites temporelles	Décomposition des sources de variabilité	Différentiel par rapport à une référence
Hypothèses sur les interventions techniques après épandage	non	oui	oui
Evaluation indépendante d'autres épandeurs	oui	non	oui
Horizon temporel de l'évaluation	Très court ; ne permet pas de capturer l'effet sur la lixiviation de nitrate	Court, moyen ou long, selon le choix du praticien	
Simplicité des simulations et du traitement des résultats	Très simple	Complexité croissante selon l'horizon temporel choisi par le praticien pour l'évaluation	

5.3 Avantage de l'utilisation des modèles pour les inventaires ACV

5.3.1 Estimation des flux absolus pour l'inventaire de Cycle de Vie

L'évaluation des potentiels d'impact est basée sur le recensement de flux de matière et d'énergie. Pour cela, on a besoin d'estimer des quantités *absolues* de flux, *i.e.* des quantités scalaires [2], exprimées par exemple en kg ou m^3, pour les traduire en potentiels d'impact.

Dans le cas d'émissions agricoles, de nature variable et diffuse, l'utilisation de données expérimentales n'est souvent pas appropriée dans le cadre d'ACV [Brentrup & Küsters, 2000], et il y a un risque de confondre des différences réelles avec un biais expérimental [Audsley, 2000]. La modélisation peut être une bonne technique pour simuler et comprendre le fonctionnement de systèmes complexes impliquant un grand nombre de facteurs en interaction [Defossez & Richard, 2002; Gabrielle *et al.*, 2006].

Cependant, l'utilisation de modèles pour *générer* des données d'inventaire n'est pas sans risques ou limites. Des erreurs de prédiction sont possibles, que l'on ait recours à des modèles relativement complexes, ou à des modèles plus simples, moins exigeants en données, qui pourraient réduire le problème de l'incertitude des paramètres d'entrée. En effet, Reynolds & Acock [1985], cités par Passioura [1996], décomposent l'erreur de prédiction en deux composantes : a) l'erreur systématique liée aux simplifications que le modèle fait de la réalité et b) l'erreur liée à la détermination des paramètres d'entrée. Selon ces auteurs, l'utilisation de modèles moins mécanistes diminue l'er-

2. En physique, une quantité scalaire est une quantité pouvant être décrite par un seul nombre et l'unité correspondante [Wikipedia]

reur liée à la détermination des paramètres d'entrée, mais dans le même temps, l'erreur dite de structure, c'est-à-dire celle qui est liée à la représentation que le modèle fait de la réalité, augmente (Fig. 5.3).

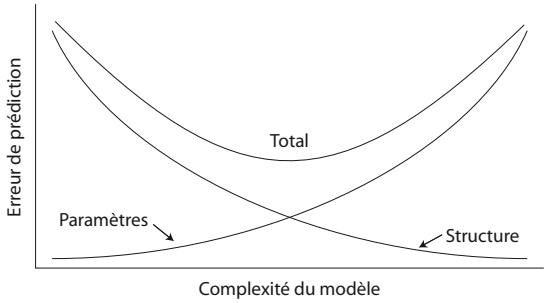


FIGURE 5.3 – Erreur prédictive des modèles selon leur niveau de complexité (d'après Passioura [1996])
Cette relation correspond au cas où la structure du système réel est bien comprise et correctement modélisée

Aucun modèle ne peut reproduire toute la complexité de la nature. Brisson [2009] souligne que dans les domaines « où la biologie occupe une place importante, les modèles ne peuvent pas être considérés comme des "simulateurs" de réalité, comme dans les domaines de la physique, mais simplement comme des supports d'interprétation d'une réalité très complexe ».

Ils sont cependant un outil privilégié pour construire des inventaires de cycle de vie. Il est recommandé de confronter les résultats à l'avis d'experts ou à des données de la littérature et de discuter de leur domaine de validité.

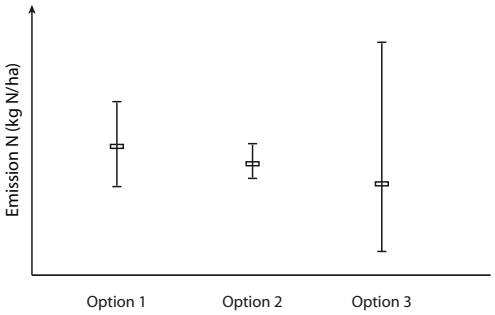
5.3.2 Exploration de la variabilité, construction de typologies

L'objectif de l'ACV est de comptabiliser et d'évaluer les conséquences environnementales de différentes alternatives remplissant une même fonction [Guinée *et al.*, 2001, Partie 3, p.11]. Cependant, la propagation de la variabilité des émissions sur les résultats ACV peut conduire à l'impossibilité de pouvoir établir une hiérarchie, ou relation d'ordre, entre les alternatives étudiées [3] (Fig. 5.4a). Dans ce cas, les modèles peuvent permettre d'identifier et d'expliquer les sources de variabilité des émissions du système. En effet, sous réserve que le système modélisé soit bien compris et formalisé, les modèles sont d'excellents outils pour étudier son comportement dans un vaste ensemble de situations, qu'il serait trop coûteux ou difficile d'appréhender avec des expérimentations de terrain [Brisson *et al.*, 2008, p.XI].

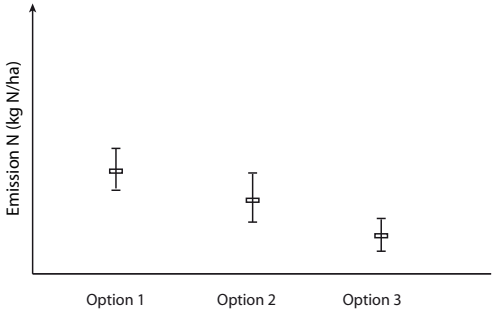
Dans notre étude, nous avons cherché à identifier les principaux facteurs influents dans les mécanismes d'émissions azotées (cf. chapitre 3). Avec cette première base de connaissances, nous

3. Dans cette discussion, on ne tient pas compte des autres sources d'incertitude affectant les résultats de l'ACV

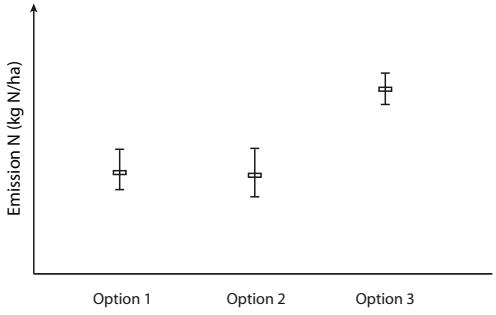
avons défini plusieurs situations d'épandage contrastées par rapport aux émissions azotées. Cette première typologie, basée sur des hypothèses relatives aux principaux facteurs à l'origine de la variabilité des émissions azotées, est une typologie à priori.
Nous avons ensuite utilisé des modèles pour simuler les émissions pour chaque situation de cette typologie à priori. Cette démarche permet d'identifier des situations où il est il est possible d'établir une relation d'ordre entre les épandeurs (Fig. 5.4b et c).



(a) Toutes situations d'épandage confondues



(b) Situations A



(c) Situations B

FIGURE 5.4 – Différentiation de situations d'épandage pour établir une hiérarchie entre épandeurs

Une deuxième typologie pourra être construite à partir des résultats simulés pour les situations contrastées définies à priori. L'objectif est d'obtenir la typologie la plus simple possible, c'est-à-dire le niveau de différenciation des situations nécessaire et suffisant pour hiérarchiser les alternatives étudiées. Cette deuxième typologie, basée sur les résultats des données simulées, est une typologie à posteriori.

Pour construire la typologie à posteriori, des outils d'analyse de la variabilité comme l'analyse de variance [Dagnelie, 2006. 2e ed.], les méthodes de classification [Dagelie, 1966] ou les estimateurs de distribution de probabilité pourront être utiles. On peut citer l'exemple des estimateurs par noyau [Sheather, 2004], reposant sur le principe de lissage d'histogramme. La valeur de probabilité en un point dépend du nombre d'observations contenu dans un intervalle de longueur donnée centré

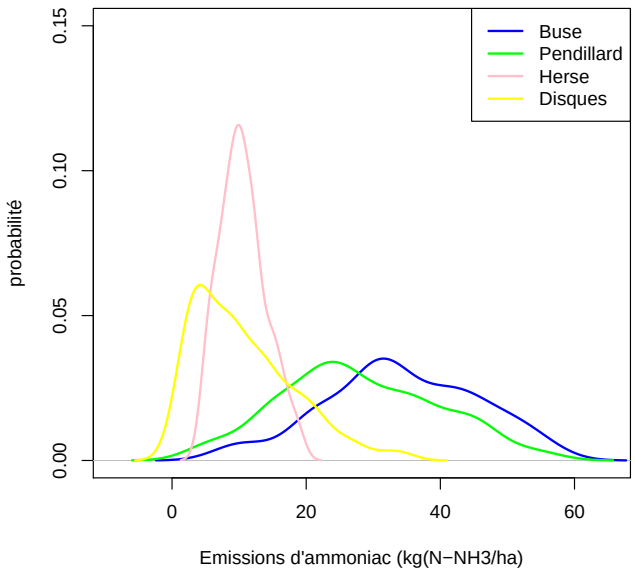


FIGURE 5.5 – Densité de probabilité des émissions d'ammoniac estimées pour chaque type d'épandeur sur les cinq sites de 2002 à 2008 (cf. chapitre 4)

en ce point. La forme de la densité obtenue est très sensible à la largeur de cet intervalle, appelé *bande de lissage* : plus la bande est étendue, plus la densité est lissée. La figure 5.5 présente à titre d'illustration les distributions de probabilité estimées pour les quatre techniques d'épandage dans les 35 conditions pédo-climatiques définies au chapitre précédent. Cette visualisation de la distribution des émissions peut être très utile, par exemple pour repérer facilement des situations pédo-climatiques contrastées par rapport aux émissions de polluants.

Les principaux critères sur lesquels sont basées les typologies ne sont pas forcément des critères géographiques, comme il est courant de faire pour le faire pour les ACV, par exemple en distinguant le cas breton (Kerlavic) du cas picard (Mons). En effet, les facteurs comme le niveau de tassement du sol ou les pratiques culturales sans labour peuvent être déterminants pour les émissions azotées [Addiscott, 2000; Bessou, 2009], mais ne sont pas des descripteurs pertinents à l'échelle régionale. Pour cette raison, la typologie des situations d'épandage ne sera pas forcément construite sur des critères géographiques (*variabilité spatiale*), mais sur les facteurs les plus influents, comme par exemple le régime hydrique des sols (*variabilité factorielle*). Ce type de différenciation de résultats ACV sur la base d'une variabilité factorielle a d'ailleurs été exploré par Basset-Mens *et al.* [2009]. D'une manière générale, la connaissance de la *variabilité factorielle* des émissions est un guide pour l'échantillonnage des situations à considérer dans la phase d'inventaire d'une ACV. Cependant, selon les objectifs ou les besoins d'harmonisation de l'inventaire ACV, ces émissions devront éventuellement être agrégées à une échelle spatiale donnée, par exemple au niveau national.

Cela implique un changement d'échelle qui est brièvement discuté ci-après.

5.3.3 Changement d'échelle

La résolution spatiale des modèles utilisés pour simuler l'effet des techniques d'épandage « correspond au plus petit élément pour lequel on peut définir de façon déterministe un milieu physique et un itinéraire technique » [Brisson, 2003], c'est-à-dire ici la parcelle d'agriculteur. Les résultats obtenus sont donc valables pour les caractéristiques de la parcelle renseignées en paramètres d'entrée d'OSEEP. Or, l'échelle d'approche de l'ACV est généralement plus large que celle de la parcelle, l'évaluation étant souvent réalisée à des échelles régionales, nationales ou continentales. Comment faire pour extrapoler des données locales aux échelles supérieures ? Cette problématique de changement d'échelle est devenue importante en raison de l'intérêt croissant accordés aux modèles comme outil d'aide à la décision pour atteindre des objectifs environnementaux [Addiscott, 1998], et elle est centrale pour l'Analyse de Cycle de Vie.

Table 5.2 – Niveaux d'échelle établis par Hoosbeek & Bryant [1992] dans Addiscott [1998]

Échelle	**Unité**
i+4	Région
i+3	Bassin versants en interaction
i+2	Bassin versant ou catena
i+1	Parcelle (polypédon)
i	Pédon
i-1	Profil de sol
i-2	Agrégats
i-3	Mélanges
i-4	Molécules

Le tableau 5.2 illustre la hiérarchie de niveaux d'échelle établie par Hoosbeek & Bryant [1992] et repris dans Addiscott [1998]. Goulding [2004] rapporte qu'il ne suffit pas de simplement multiplier les émissions obtenues à l'échelle de la parcelle pour les agréger à une échelle régionale ou nationale en raison du phénomène de *décohérence*, *i.e.* de la fluctuation des émissions aux petites échelles. La décohérence est la théorie conciliant l'imprévisibilité des observations aux échelles quantiques et leur déterminisme à des échelles supérieures [Wikipedia]. Ce terme a été employé par Addiscott [1998] par analogie pour décrire la variabilité des émissions à des petites échelles et l'émergence d'un « ordre » à des niveaux d'échelles supérieurs.

Ce phénomène s'observe dans le cas des émissions azotées où la fluctuation des émissions à petite échelle disparaît à des échelles plus grandes. Erisman [2000] note que le cycle de l'azote est raisonnablement bien quantifié à l'échelle de la biosphère, mais que les incertitudes augmentent

rapidement à des échelles plus petites. Des études montrent que les émissions de N_2O ou de NO_3^- sont plus simples à prédire à l'échelle du bassin versant qu'à l'échelle de la parcelle [Groffman & Tiedje, 1989; Lischeid *et al.*, 1998]. De plus, lorsqu'on monte dans les niveaux d'échelle, il semble que le tout représente davantage que la somme des parties [Wagenet, 1998; Lischeid *et al.*, 1998], et que les principaux déterminants des émissions changent. Lark *et al.* [2004] ont montré que les caractéristiques du sol corrélées avec les émissions de N_2O étaient le taux de carbone du sol à des échelles fines, le taux d'humidité du sol à des échelles intermédiaires et le pH du sol à des échelles plus larges. Dans ce contexte, plutôt que d'appliquer des modèles mécanistes à des échelles spatiales larges, une solution proposée par Addiscott [1998] et Dumanski *et al.* [1998] serait d'utiliser des modèles moins mécanistes et plus fonctionnels. Il convient dans tous les cas d'étudier la validité du modèle à différentes échelles. Dans ce cadre, Milne *et al.* [2005] montrent que la théorie des ondelettes [Kumar & Foufoula-Georgiou, 1994], qui permet de détecter des structures apparaissant à différentes échelles, peut aider à évaluer la pertinence d'un modèle à différentes échelles.

D'autre part, le renseignement des paramètres d'entrée à des échelles spatiales larges pose le problème de la prise en compte de leur variabilité. Passioura [1996] nous met en garde contre l'utilisation de données synthétiques en raison de la non-linéarité des systèmes qu'on cherche à modéliser. Il rapporte les conclusions d'études où les résultats étaient sensiblement différents selon que les paramètres d'entrée utilisés étaient soit synthétiques, soit réels [Nonhebel, 1994; Marshall *et al.*, 1997]. En d'autres termes, l'utilisation de paramètres d'entrée moyens ne conduit pas à des sorties de modèles moyennes.

Ainsi, le changement d'échelle se pose comme une problématique centrale et difficile pour l'ACV. Dans le cadre de systèmes de production agricoles, Halberg *et al.* [2000] proposent de valider les données d'inventaire collectées à l'échelle des exploitations en les confrontant aux statistiques nationales après les avoir extrapolées. Cette évaluation des résultats est une bonne indication de la cohérence de l'inventaire à l'échelle de l'exploitation, mais une telle confrontation n'est malheureusement pas toujours faisable.

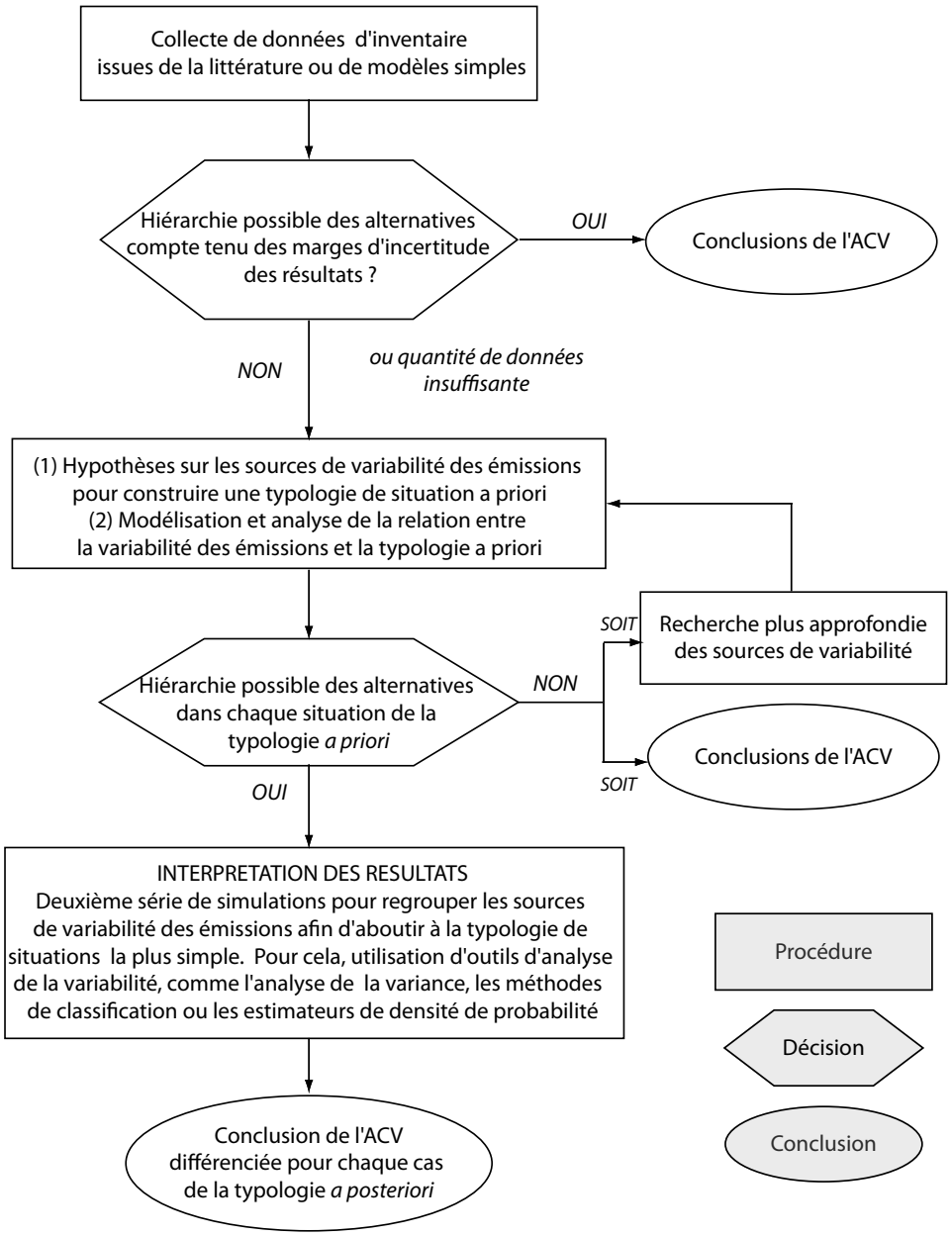


FIGURE 5.6 – Proposition d'un arbre de décision pour réaliser une Analyse de Cycle de Vie

5.3.4 Recommendation pour l'établissement d'un inventaire de Cycle de Vie

La thèse a suivi une démarche itérative pour analyser la variabilité des émissions de chaque épandeur et conclure sur leur performance environnementale. Une première évaluation a été réalisée avec des données expérimentales issues de la littérature. Une seconde évaluation a été réalisée avec des modèles en ayant pour objectif de construire une typologie à posteriori de situations au sein desquelles on puisse établir une relation d'ordre entre les épandeurs.
Ces enseignements nous conduisent à proposer une démarche, sous forme d'un arbre de décision, pour conduire une analyse de cycle de vie. Cette démarche est présentée à la figure 5.6

5.3.5 Conclusion

Deux informations sont indispensables pour pouvoir ordonner des résultats ACV : le paramètre de *position* et le paramètre de *dispersion* de la distribution statistique des résultats. La moyenne arithmétique, la médiane et le mode sont des exemples de paramètres de position d'une distribution ; l'étendue, la variance, le coefficient de variation, l'écart médian absolu sont des paramètres de dispersion possibles. Les modèles d'émissions sont des outils intéressants pour estimer ces deux paramètres.
Utilisé comme outil de prédiction, il est toujours recommandé de confronter les résultats d'émissions obtenus par simulation avec des modèles avec d'autres sources d'information. Nous avons vu en effet que des erreurs de prédiction étaient possibles quel que soit le degré de complexité du modèle.
Dans notre cas, l'avantage des modèles a surtout consisté à explorer la variabilité des émissions en réponse à la variabilité des situations que recouvre le champ de l'étude de l'ACV. C'est la fonction heuristique des modèles, qui servent « à l'étude d'interactions complexes au sein du système cultivé et permettent l'intégration des connaissances au service d'une meilleure compréhension des processus et de leurs interactions » [Brisson, 2009]. Si aucun ordre ne peut être établi entre les différentes alternatives étudiées par l'ACV en raison des marges d'incertitude trop importantes des résultats, les modèles constituent des outils essentiels pour construire une typologie de situations au sein desquelles ces marges seraient suffisamment réduites pour ordonner les alternatives. Le niveau de « résolution » de la typologie de situations doit être le plus faible possible tout en permettant de conclure sur une hiérarchie des alternatives étudiées. La généralisation des résultats obtenus à l'échelle de la parcelle à des échelles supérieures doit être conduite avec prudence. La problématique de changement d'échelle est ici cruciale et doit être approfondie.

Annexe 1 : Technologies mises en œuvre pour l'épandage, critères de qualité et critères de choix des épandeurs

La fonction d'épandage

Le terme épandage se définit comme « l'action de répandre un produit sur une surface étendue » [Thirion & Chabot, 2003, p.39]. On utilise surtout ce terme pour l'apport de fertilisant ou de déchet en agriculture.
Nous nous intéressons ici aux lisiers, mais les matériels présentés peuvent également épandre d'autres types d'effluents liquides, comme les boues de station d'épuration.

L'épandage peut avoir deux objectifs, qui ne s'excluent pas mutuellement : (a) fertiliser le sol grâce aux nutriments contenus dans le lisier, en particulier l'azote et/ou (b) se débarrasser d'un effluent en excès. Dans le premier cas, le lisier a un statut de fertilisant avec une valeur économique positive. Dans le second, il a un statut de déchet avec une valeur économique nulle, voire négative en raison des coûts nécessaires à son traitement.
Différentes techniques ont été conçues pour réaliser la fonction d'épandage. Les quatre principales techniques d'épandage sont présentées ci-dessous.

Les technologies mises en œuvre pour remplir cette fonction

1. **Épandage sur la totalité de la surface du sol, avec une ou plusieurs buses** : la tonne à lisier peut être équipée d'une buse unique ou de plusieurs buses disposées sur une rampe.

A la sortie de la buse, le lisier est projeté sur une palette, ce qui produit l'éclatement du lisier et favorise la formation de fines gouttelettes afin de couvrir toute la surface du sol. La « buse palette » est la technique la moins onéreuse et la plus répandue en Europe [Sommer & Hutchings, 2001; Huijsmans *et al.*, 2004]. C'est celle qui permet de réaliser l'épandage en un minimum de temps, mais c'est aussi celle qui provoque les pertes de NH_3 les plus fortes [Sommer & Hutchings, 2001].

2. **Épandage en bande, avec des pendillards** : ce dispositif dépose le lisier au ras du sol et permet de diminuer la volatilisation en limitant la surface de contact lisier-atmosphère. Elle permet en outre de limiter les nuisances olfactives et de ne pas salir la végétation. Sommer & Olesen [2000] ont rapporté que plus de 50% des épandages de lisier au Danemark étaient réalisés avec des rampes à pendillards. En France, les professionnels de l'épandage investissent de plus en plus dans cette technique sous la pression de la clientèle des agriculteurs.
3. **Injection directe dans le sol, avec des enfouisseurs à disques ou à socs** : ces dispositifs permettent une diminution drastique de la volatilisation d'ammoniac en réduisant le contact lisier/atmosphère. Il faut cependant que le volume du lisier à épandre puisse être contenu dans les sillons creusés par l'enfouisseur [Sommer & Hutchings, 2001]. Il existe de nombreux types d'enfouisseurs en fonction de la présence ou non d'une culture et de sa fragilité. On distingue les enfouisseurs pour prairies, les enfouisseurs pour sols cultivés et les enfouisseurs polyvalents [Thirion & Chabot, 2003] La profondeur d'injection est variable, allant de de 2,5 cm jusqu'à 18 cm [Hansen *et al.*, 2003; Rodhe & Etana, 2005; Corpen, 2006]. Dans le cas de prairies, les injecteurs peuvent être équipés de sabots qui déposent le lisier au ras du sol ou de patins tranchants qui creusent une saignée de faible profondeur (< 5 cm). Ces techniques sont onéreuses et souvent réservées aux entrepreneurs de travaux agricoles.
4. **Enfouissement différé après épandage** : Le lisier est incorporé dans le sol après un épandage de surface, en bandes ou sur la totalité de la surface. Pour diminuer efficacement les pertes de NH_3, l'incorporation doit être réalisée peu après l'apport de lisier car la volatilisation est maximale dans les premières heures suivant l'épandage [Génermont *et al.*, 1998; Sommer & Hutchings, 2001; Søgaard *et al.*, 2002]. Sur sol nu, des cultivateurs à disques ou à socs peuvent être utilisés. L'incorporation de lisier, avec une bineuse par exemple, est également possible sur une culture en place, quoique peu courante, en raison des risques de dégât sur la culture.

Critères de choix des équipements

Afin de hiérarchiser les exigences de qualité d'un épandage, une enquête a été réalisée auprès des opérateurs de la filière d'épandage, essentiellement des Entrepreneurs de Travaux Agricoles

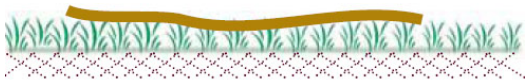
(a) Buse palette

(b) Rampe à buses

(c) Rampe à pendillards

(d) Injecteur

(e) Incorporation avec une bineuse



1) Épandage sur la totalité de la surface

2) Épandage en bandes

3) Injection directe

4) Enfouissement différé d'un lisier épandu en bandes

Fig. 1 : Les quatre principales techniques d'épandage
Les figures proviennent de sources internet

(ETA) et des techniciens de Coopératives d'Utilisation du Matériel Agricole (CUMA) [Thirion & Chabot, 2003].
Cette enquête a montré que les principaux critères étaient, dans l'ordre d'importance décroissante [4], le respect de la dose apportée (100%), la régularité d'épandage (95%) et le respect du sol (75%). Viennent ensuite le respect du plan d'épandage (35%), l'émiettement du matériau à épandre (cas des effluents solides) (35%) et le respect des délais (25%).
Le respect de la dose apportée et la régularité d'épandage correspondent respectivement à la quantité totale de lisier épandu sur 1 hectare, et à la répartition spatiale du lisier pour une dose fixée. Le respect de la dose peut être évalué par un débimètre qui contrôle en temps réel le débit de l'appareil pour l'ajuster à la vitesse d'avancement de l'épandeur. La répartition spatiale du lisier sur la parcelle est calculée à partir des distributions longitudinales et transversales du lisier épandu, mesurées sur des bancs d'essai. On juge que ces distributions sont bonnes si le coefficient de variation des deux distributions est inférieur à 30% [Thirion & Chabot, 2003].
Ce sont essentiellement ces deux critères qui ont été l'objet d'une amélioration notable dans les années 1990 [Thirion & Chabot, 2003].

Au delà des critères de qualités définis ci-dessus, plusieurs autres critères interviennent dans le choix d'un équipement. En France, les aspects réglementaires interviennent peu dans le choix des matériels, mais ont par contre des répercussions importantes sur l'organisation des chantiers d'épandage (restrictions sur les périodes d'épandage, définition de zones écologiquement vulnérables, traçabilité des opérations) [Thirion & Chabot, 2003].
Nous présentons ici quelques critères de choix des épandeurs, qui sont illustrés par les témoignages de professionnels de l'épandage issus du dossier « Systèmes d'épandage - valoriser au mieux les lisiers » publié dans une revue spécialisée sur le matériel agricole [Schubnel, 2009].

Le statut du lisier : déchet ou fertilisant

Dans les régions d'élevage intensif, comme la Bretagne, des cantons entiers sont concernés par une suproduction de lisier, et les terres pouvant recevoir le lisier sont rares [Lopez-Ridaura *et al.*, 2009]. La priorité est alors d'épandre le lisier rapidement et à moindre coût. Dans ce cas, les systèmes d'épandage à buses sont avantagés par leur faible coût et de leur simplicité de mise en œuvre : « l'utilisation des buses s'explique par la simplicité de conception, le débit de chantier [5] élevé ainsi que les faibles coûts d'achat et d'utilisation ».
Mais le lisier n'est pas toujours considéré comme un déchet. Suite à l'augmentation du prix de l'ammonitrate, principal engrais azoté en France, les agriculteurs ont vu dans les lisiers, riches en azote, une opportunité d'économie. En effet, en 2008 les rampes à pendillards, qui limitent les

4. Les chiffres entre parenthèses indiquent le niveau d'exigence ressenti
5. correspond à la vitesse de réalisation du chantier d'épandage. le débit de chantier se mesure en $m^3\ j^{-1}$

pertes de NH_3 par rapport aux buses, ont représenté la moitié des ventes de dispositifs d'épandage en Bretagne (Pierre Havard, Chambre d'Agriculture de Bretagne, *comm pers*).

La nature du lisier

La nature du lisier peut déterminer le choix de la technique d'épandage. Le lisier de bovins par exemple est plus visqueux que le lisier de porc et présente souvent des résidus de pailles qui risquent de boucher des tuyaux. Il est alors difficile de l'épandre avec des pendillards ou des enfouisseurs : « avec du produit plus chargé, nous avons dû déboucher au furet les conduits terminaux à de nombreuses reprises. Mes salariés en gardent un mauvais souvenir ».

L'état de la culture

Certaines précautions doivent être prises lors d'un épandage sur une culture en place. Les enfouisseurs à socs par exemple détériorent l'enracinement de la culture, et l'enfouissement sera alors réalisé avec des disques. De plus, le dépôt de lisier sur la végétation peut être dommageable pour la culture : « L'été, l'épandage à la buse sur prairie peut griller la végétation en l'absence de précipitations de 10 à 15 mm dans les heures suivant l'apport. Avec les pendillards, la dépose du lisier en lignes sur le sol limite la surface de contact et les risques de brûlures des plantes s'en trouvent réduits ».

Le respect du sol

En conditions humides, le sol est plus sensible au tassement. Les engins ne peuvent pas pénétrer dans la parcelle sans créer d'ornières profondes et sans risque de s'embourber. On peut alors réaliser un épandage « ombilical » ou épandage sans tonne (Fig. 2) : une rampe à pendillards est attelée à un tracteur et est alimentée en lisier par un tuyau relié à une citerne placée en bordure de parcelle [Thirion & Chabot, 2003]. Ainsi, « même en conditions humides, l'ensemble passe sans dégrader la parcelle, tout en limitant le tassement du sol ». Cela peut éviter d'apporter du lisier en excès sur certaines parcelles : « en période humide, le lisier était apporté à outrance sur les sols les plus portants. Parallèlement à cette situation, nous étions amené à acheter de l'engrais ». L'épandage ombilical est toutefois limité par son faible rayon d'action [Schubnel, 2009], le temps nécessaire à la mise en place et au déroulement du tuyau, qui sont également des opérations salissantes [Thirion & Chabot, 2003]. Dans le cas d'un épandage avec une tonne, la charge totale de la tonne peut être répartie en rajoutant des essieux à la tonne : « un montage à simple essieu génère une compaction en profondeur plus importante qu'un montage à double essieu ». Cependant, la maniabilité de la tonne dans les virages est réduite avec plusieurs essieux (J.-Y. Cosnier, Chambre d'Agriculture de Bretagne, *comm.pers.*). Certains équipements ont été développés pour pallier le problème de manque de portance. Le TerraGator® (Fig. 3) est un épandeur automoteur dont les roues très

Fig. 2 : Épandage sans tonne ou *ombilical* [Source : internet]

Fig. 3 : Terragator [Source : internet]

larges permettent une répartition de la charge de l'épandeur sur une plus grande superficie. Les contraintes exercées sur le sol sont donc plus faibles, mais la parcelle est tassée sur une surface plus importante.

Annexe 2 : Caractéristiques des épandeurs simulés

Cette annexe présente les calculs réalisés pour :

- estimer les caractéristiques des épandeurs relatives à i) l'enfouissement du lisier, ii) à la répartition spatiale du lisier sur la parcelle et iii) au tassement du sol par les épandeurs ;
- combiner ses caractéristiques pour simuler des épandeurs réels.

Six dispositifs d'épandage sont simulés : buse, pendillards, disques enfouissant à trois profondeurs différentes, binage pour enfouir le lisier épandu avec les pendillards. Ces six dispositifs sont attelés sur des tonnes à lisier de taille différentes, l'ensemble des possibilités constitue 19 épandeurs. Ces combinaisons sont indiquées dans le tableau 1 ci-dessous :

Tableau 1 : Caractéristiques des épandeurs simulés

	Capacité de la cuve de lisier (m^3)				
	0	6	15	20	TerraGator
Buse		x	x	x	
Pendillard	**x**		**x**	**x**	x
Disque 1			x	x	x
Disque 2			x	x	x
Disque 3			x	x	x

Les croix en caractère gras et rouge indiquent le passage d'un second tracteur équipé d'une bineuse pour enfouir le lisier épandu en ligne par les pendillards.

Enfouissement du lisier

Quatre dispositifs d'épandage sont concernés par l'enfouissement : les trois disques et l'enfouissement différé avec un outil de travail du sol, ici une bineuse. On suppose que la bineuse enfouit 80% du lisier à 8 cm de profondeur.

Concernant les disques, nous avons calculé le volume des sillons creusés par les disques en considérant un sillon triangulaire dont la base, e est considérée identique pour les trois disques et égale à 2,5 cm [6]. La largeur entre deux sillons, d, est fixée à 25 cm. Ces valeurs ont été adaptées de Rodhe & Etana [2005]. On calcule ainsi la section d'un sillon $S = \frac{1}{2}\ z\ e$. En supposant une parcelle de 100 m sur 100 m, cette section doit être multipliée par $10^4/d$ pour estimer le volume des sillons creusés sur 1 ha.

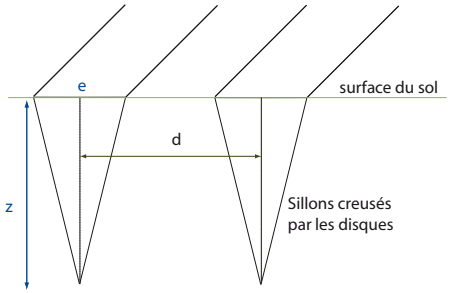


Figure 1 : Dimension des sillons creusés par les disques enfouisseurs

Dans le cas d'un apport de 30 m^3 de lisier, les proportions de lisier enfouies sont indiquées au tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 : Valeurs calculées des paramètres d'enfouissement pour les trois disques

Disque	**Profondeur** (cm)	**Volume des sillons** m^3/ha	**Proportion de lisier enfoui** (%)
Disque 1	2,5	12,5	42
Disque 2	5	25	83
Disque 3	10	50	100

Répartition spatiale du lisier

Homogénéité de répartition. Compte tenu de la faible incidence de l'homogénéité de répartition du lisier sur les émissions azotées (voir chapitre 4.3.2.3), on a considéré que l'épandeur à buse épandait le lisier de manière homogène sur la surface de la parcelle.

6. NB : les volumes des sillons pour l'étude de l'effet élémentaire de la profondeur d'enfouissement au paragraphe 4.3.2.1 ont été calculés selon la relation établie par Hansen *et al.* [2003] pour des enfouisseurs travaillant au maximum à 6,7 cm de profondeur. Nous avons donc préféré ici faire nos propres calculs car le disque 3 enfouit le lisier à 10 cm de profondeur

Surface de la parcelle recouverte par les bandes de lisier. On a considéré que les pendillards étaient espacés de 30 cm et déposaient le lisier en bandes de 10 cm de large (J.-Y. Cosnier, Chambre d'Agriculture de Bretagne, *comm.pers.*). On estime donc que le lisier épandu avec ces pendillards couvre 1/3 de la surface de la parcelle. Dans le cas des disques enfouisseurs, on a considéré que les trois disques creusaient des sillons d'une largeur de 2,5 cm espacés de 25 cm entre eux. Dans ces conditions, les largeurs des sillons représentent 1/10 de la surface de la parcelle. Or, la totalité des 30 m^3 de lisier apporté ne peut être contenue dans les sillons. On a fait l'hypothèse que le reflux du lisier en surface pour les disques 1 et 2 (cf. tableau 2) recouvraient 10% supplémentaire de la surface de la parcelle, soit 20% au total.

Tassement des sols

Les 19 combinaisons ont été regroupées en 7 combinaisons en fonction des paramètres d'entrée du modèle de tassement Compsoil : dimensions, type et pression de gonflage des pneumatiques et charge à la roue (tableau 3).
On a considéré 4 tracteurs de puissances différentes, et par conséquent de poids différents, pour faire fonctionner les 19 attelages. Chacune des 7 combinaisons a été renseignée en entrée du modèle Compsoil avec 4 niveaux de remplissage de la cuve à lisier (0%, 25%, 75% et 100%) sur les cinq sites. Compsoil fournit en sortie un profil de densité apparente sous le centre de la roue. Nous avons calculé la masse volumique apparente moyenne sur jusqu'à la profondeur de 30cm comme résultat des simulations. La proportion de la surface tassée par les roues a été calculée en fonction de la dimension des pneumatiques (non présentée) et de la largeur de travail de l'épandeur.

Reconstitution des épandeurs réels

L'effet global d'un épandeur a été simulé en combinant les effets élémentaires relatifs à la dose de lisier épandue, le délai d'enfouissement, la profondeur d'enfouissement, la proportion de lisier enfoui et le niveau de tassement correspondant au niveau de remplissage de la cuve à lisier. *Plusieurs* combinaisons de ces paramètres sont nécessaires pour caractériser *un* épandeur. On attribue à chacune de ces combinaison de paramètres, un coefficient de pondération correspondant à la proportion de la surface de la parcelle se rapportant à cette combinaison. On vérifie que la somme des coefficients de pondération pour chaque épandeur est égale à 1.

Ces épandeurs, décrits sous forme d'un ensemble de combinaisons pondérées de paramètres d'entrée d'OSEEP, sont reliés aux résultats des simulations d'OSEEP obtenus en croisant *toutes* les modalités de chaque effets élémentaires des épandeurs. Les émissions sont ensuite calculées

Tableau 3 : Caractéristiques des 19 épandeurs regroupés selon leur poids

Combinaison Compsoil	Tracteur Puissance (ch)	Capacité de la cuve à lisier (m^3)	Dispositif d'épandage attelé	Largeur de travail	Proportion de la parcelle tassée (0-1)	Proportion de la parcelle fertilisée (0-1)
1	68	ombilical	pendillard	12	0,07	0,33
			herse	6	0,14	0,33
2	68	6	buse	12	0,07	1
3	136	15	buse	12	0,1	1
			pendillard	24	0,05	0,33
			herse	6	0,14	0,33
4	163	15	disque1	8	0,15	0,2
			disque2	6	0,2	0,2
			disque3	4	0,3	0,1
5	163	20	buse	12	0,11	1
			pendillard	24	0,05	0,33
			herse	6	0,14	0,33
6	200	20	disque1	8	0,16	0,2
			disque2	6	0,22	0,2
			disque3	4	0,33	0,1
7	TerraGator	15	pendillard	24	0,17	0,33
			disque1	8	0,5	0,2
			disque2	6	0,5	0,2
			disque3	4	0,67	0,1

pour un épandeur dans une situation pédo-climatique donnée en calculant la somme pondérée des émissions correspondant à chacune des combinaisons définissant cet épandeur.

Annexe 3 : Code R pour la simulation de l'effet des épandeurs

Les modèles Volt'air et STICS ont été « pilotés » depuis le logiciel R [R Development Core Team, 2007]. Le principe a consisté à programmer dans R les différentes étapes ci-dessous :

- construction d'un plan de simulation sous la forme d'une matrice contenant les paramètres d'entrée étudiés ;
- pour chaque ligne de la matrice d'entrée, lire les fichiers d'entrée du programme Volt'air (resp. STICS), et remplacer les paramètres d'entrée correspondants ;
- lancer le programme Volt'air (resp. STICS) ;
- lire les fichiers de sorties et les écrire dans un fichier de résultats.

Dans le cas de STICS, certains fichiers ont des séparateurs non fixes et il était difficile d'écrire dans ces fichiers sans les rendre ensuite illisibles par STICS. Pour manipuler ces fichiers, un programme baptisé hexchange a été écrit (auteur : S. Guillaume, Cemagref). Le programme admet en argument : (a) le nom de *fichier* à modifier et (b) un nombre variable de paires (*adresse*, *valeur*). Hexchange va se placer à l'*adresse* renseignée au format hexadécimal (exemple 0xdf2) dans le *fichier* voulu et remplacer les caractères préexistants par une nouvelle chaîne de caractère indiquée dans l'argument *valeur*.

Les programmations pour Volt'air d'une part et STICS d'autre part sont présentées dans cette annexe.

```
#PROGRAMMATION POUR SIMULER LA VOLATILISATION D'AMMONIAC AVEC VOLTAIR
#PLAN D'EXP= matrice(Technique) * matrice (cdt pedoclimatiques)------------

#Matrice technique, E_tech = Da x (A+B)
#A= dose surface x Incorporation différée
#B= dose inj * Injection immédiate
```

```
#Renseignements des modalités techniques
  #5 Masses volumique de sol, dont une représentant le sol non tassé (Da=0)
  Da <- c(0,1300,1350,1400,1450,1500,1550)
  # Matrice A: 3 doses de surface sans enfouissement et 3 doses de surface avec enfouissement différé
  A=data.frame(Dose=c(0,30,90,90,90,90),t=c(0,0,0,2,5,9),z=c(0,0,0,0.08,0.08,0.08),
  p=c(0,0,0,0.8,0.8,0.8))
  # Matrice B: 3 doses correspondant à 3 profondeurs d'injection
  B  <- data.frame(Dose=c(150,150,300),t=1,z=c(0.025,0.05,0.1),p=c(0.42,0.83,1))

  # Créations des combinaisons de A et B avec les masses volumiques
  Ua  <- data.frame(Dose=rep(0,nrow(expand.grid(Da,1:nrow(A)))),t=0,z=0,p=0)
  Ea <- cbind(expand.grid(Da=Da,Cb=1:nrow(A)),Ua)
  for (i in 1:nrow(A)) {Ea[Ea$Cb==i,3:6] <- A[i,]}

  Ub  <- data.frame(Dose=rep(0,nrow(expand.grid(Da,1:nrow(B)))),t=0,z=0,p=0)
  Eb <- cbind(expand.grid(Da=Da,Cb=1:nrow(B)),Ub)
  for (i in 1:nrow(B)) {Eb[Eb$Cb==i,3:6] <- B[i,]}

#Création Matrice technique= E_tech
  E_tech <- rbind(Ea,Eb)
  E_tech <- E_tech[,-(which((names(E_tech)=="Cb")))]

# Matrice des conditions pédoclimatiques: E_pedoclim
  #Modalités des conditions pédoclimatiques
Site          <- c("Kerlavic","Mons","Montoldre","Chalons","Auzeville")
An            <- 2002:2008

  #Renseignement de variables fixes nécessaires au programme
Date          <- 46
Station       <- ""
E_pedoclim <- expand.grid(Site=Site,Station=Station,Date=Date,An=An,no_E_tech=1:nrow(E_tech))

#Renseignement des stations climatqiues correspondant à chaque site
E_pedoclim$Station <- as.character (E_pedoclim$Station)
E_pedoclim$Station[E_pedoclim$Site=="Kerlavic"] <- "Plomelin"
E_pedoclim$Station[E_pedoclim$Site=="Mons"] <-"Mons"
E_pedoclim$Station[E_pedoclim$Site=="Montoldre"] <- "Bretenieres"
E_pedoclim$Station[E_pedoclim$Site=="Chalons"] <- "Fagnieres"
```

```
E_pedoclim$Station[E_pedoclim$Site=="Auzeville"] <-"Auzeville"

# Liaison des matrices technique et pédo-climatique (E_tech et E_pedoclim)
U <- data.frame(Da=rep(0,nrow(E_pedoclim)),Dose=0,t=0,z=0,p=0)
E <- data.frame(E_pedoclim,U)
for (i in 1:nrow(E)){E[E$no_E_tech==i,6:10] <- E_tech[i,]}
E <- E[,-(which(names(E)=='no_E_tech'))]

#DEFINITION DES VECTEURS RESULTATS DE LA SIMULATION AVEC VOLT'AIR-----------
Perte_kgha <- vector(mode="numeric",length=nrow(E))
Perte_TAN  <- vector(mode="numeric",length=nrow(E))

#ITERATION VOLT'AIR:
#lancement du programme et recueil des résultats pour chaque ligne i de la matrice d'entrée E----
for (i in 1:nrow(E))
{
if (E$Dose[i]>0) {
setwd('/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/ENTREES')

  #Fichier Infos générales
file.copy("Info_generales_ini.txt","Info_generales.txt",overwrite=T)
A <- read.table("Info_generales.txt",sep='\r',as.is=T)
A$V1[5] <- E$Date[i]
A$V1[6] <- E$Date[i] + 15
write.table(A,"Info_generales.txt",sep='\r',row.names=F,col.names=F,quote=F)

  #Fichiers Carhydro & PhysChim non modifiés

  #Fichier TechCult
      #Avec enfouissement
if (E$t[i]>=1){
file.copy("TechCult_1_inc.txt","TechCult.txt",overwrite=T)
A <- read.table("TechCult.txt",sep='\r',as.is=T,h=F)
A$V1[10] <- E$Dose[i]
apport_TAN <- as.numeric(A$V1[10])*as.numeric(A$V1[6])
A$V1[11] <- E$Date[i]+0.333
A$V1[13] <- round(as.numeric(A$V1[11])+1/24*E$t[i],3)
A$V1[15] <- E$z[i]
A$V1[16] <- E$p[i]
```

```
write.table(A,"TechCult.txt",sep='\r',row.names=F,col.names=F,quote=F)
}
      #Sans enfouissement
if (E$t[i]==0){
file.copy("TechCult_1.txt","TechCult.txt", overwrite = T)
A  <- read.table("TechCult.txt",sep='\r',as.is=T)
A$V1[10] <- E$Dose[i]
apport_TAN <- as.numeric(A$V1[10])*as.numeric(A$V1[6])
A$V1[11] <- E$Date[i]+0.333
write.table(A,"TechCult.txt",sep='\r',row.names=F,col.names=F,quote=F)
}

  #Fichier sol
file.copy(paste("Sol_",E$Site[i],".csv",sep=""),"Sol.csv", overwrite = T)
sol <- read.csv2("Sol.csv",h=F,as.is=T)
if (E$Da[i]!=0){
SolVoltair <- read.csv2("SolVoltair_pF25.csv",h=T,as.is=T)
sol[1:4,2] <- E$Da[i]
sol[1:4,15:19]<- SolVoltair[SolVoltair$Site==E$Site[i] & SolVoltair$Da==E$Da[i],15:19]
}
write.table(sol,"Sol.csv",sep=";",col.names=F,row.names=F,quote=F)

  #Fichier Meteo
setwd('/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/ENTREES/Meteo_Voltair')
Meteo_complet <-read.csv2(paste(E$Station[i],E$An[i],".csv",sep=""),h=F,as.is=T)
Meteo_filtre  <- subset(Meteo_complet,Meteo_complet$V1>E$Date[i] & Meteo_complet$V1<E$Date[i]+15)
setwd('/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/ENTREES')
write.table(Meteo_filtre,"Meteo.csv",sep=";",col.names=F,row.names=F,quote=F)

#Fichier Amont
write.table(data.frame(Meteo_filtre$V1,0,0),"Amont.csv",sep=";",col.names=F,row.names=F,quote=F)

#------------------------------------------------------------------------------
setwd('/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/Debug')
system("./VolatNH3_ksvg_15sec 'Fichier_Recap.txt'")

#Lecture sorties
setwd('/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/SORTIES')
NH3 <- read.table("NH3.csv",sep=';',h=F,as.is=T)
```

```
names(NH3)<-c('Heure_meteo','FluxNH3','volatN0','volatN1','volat_totN0','volat_totN1',
'perte_apportN','AAtsol1','AAtsol2','AAtsol3',
'ANtsol1','ANtsol2','ANtsol3','AAs1','AAs2','AAs3',
'TAAtot','TANtot','TNureetot','TNtot','vide')
Perte_kgha[i] <- NH3$perte_apportN[nrow(NH3)]
Perte_TAN[i] <- Perte_kgha[i]/apport_TAN
}
if (E$Dose[i]==0) {Perte_kgha[i] <- 0 ; Perte_TAN[i] <- 0}
}

Resultat <- data.frame(E,Perte_kgha,Perte_TAN)
write.table(Resultat,'/home/brigitte/Documents/Voltair_Brigitte/Resultat_Voltair.csv',
sep=';',dec=',',col.names=T,row.names=F)
```

```
#PROGRAMMATION POUR SIMULER LES EMISSIONS DE N2O et NO3 AVEC STICS
#MATRICE D'ENTREES: PLAN D'EXPERIENCE----------------------------------------
#Une partie du plan d'expérience est défini dans la matrice de sortie de Voltair
setwd("D:\\langevib\\Bureau\\MODELISATION\\STICS\\Sorties Voltair")
M <- read.table("Resultat_Voltair.csv",sep=';',dec=',',h=T)

    #Modification de certains noms de colonnes
M$TAN <- M$Perte_TAN ; M <- M[,-(which(names(M)=="Perte_TAN"))]
M$kgha <- M$Perte_kgha ; M <- M[,-(which(names(M)=="Perte_kgha"))]
M$an  <- M$An        ; M <- M[,-(which(names(M)=="An"))]
M$site<- M$Site      ; M <- M[,-(which(names(M)=="Site"))]
M$Da<- M$Da/1000

   # Variables intermédiaires pour lecture des fichiers par STICS
An_semis <- M$an-1
Fichmet1 <- ""
Fichmet2 <- ""
Fichmet3 <- ""
Fichmetjoint <- ""

E <- data.frame(M,An_semis,Fichmet1,Fichmet2,Fichmet3,Fichmetjoint)

  #Construction des noms de fichiers climatiques tels qu'ils sont lus par STICS
E$site    <-as.character(E$site) ; E$Fichmet1 <-as.character(E$Fichmet1)
E$Fichmet2 <-as.character(E$Fichmet2) ; E$Fichmet3 <- as.character(E$Fichmet3)
E$Fichmet1 [E$site=="Kerlavic"] <- "Plomel0j"
E$Fichmet1[E$site=="Mons"] <- "Mons000j"
E$Fichmet1[E$site=="Montoldre"] <- "Breten0j"
E$Fichmet1[E$site=="Chalons"] <- "Fagnierj"
E$Fichmet1[E$site=="Auzeville"] <- "Auzevilj"
E$Fichmet2 <- substr(E$An_semis,3,4)
E$Fichmet3 <- substr(100+as.numeric(E$Fichmet2)+1,2,3)
E$Fichmetjoint <- paste(E$Fichmet1,E$Fichmet2,E$Fichmet3,".dat",sep="")

#MATRICES DE SORTIES: RESULTATS
# S=Sélection de variables journalières *.st2
# RPR= reliquat N post-récolte

S <- matrix(data=,nrow=nrow(E),ncol=2) ; S <- data.frame(S)
```

```
names(S) <- c("QNdeneng","QLES")

RPR <- matrix(data=,nr=nrow(E),nc=3) ; RPR <-as.data.frame(RPR) #Reliquat Post Recolte
names(RPR) <- c("ANRec1","ARec2","ARec3")

#MODIFICATION DES FICHIERS D'ENTRÉES DE STICS
setwd("D:\\WinStics6.2\\SOL")
for (i in 1:nrow(E))
{
  #Réinitialisation
file.copy(paste("Sol ",E$site[i],".txt",sep=""), "param.sol", overwrite = T)
file.copy("travail_ini.usm", "travail.usm",overwrite=T)
file.copy(paste(E$Fichmetjoint[i]),"stat.dat",overwrite=T)
file.copy("Sortie2a.uti","sortie.uti",overwrite=T)

 #Fichier sol: modification de HCCf,HMINf, DAF, epc et INFIL du premier horizon
if (E$Da[i] !=0){
A <- read.table("Sol_Da_Hydro.csv",h=T,sep=';',as.is=T)
ligne <-A[A$site==E$site[i] & A$Da==E$Da[i],]
system (paste("hexchange param.sol",0xb3,substr(ligne$epc_ajust+0.001,1,4),
0xc6,substr(ligne$Da+0.001,1,4), 0xb9,substr(ligne$HCCF+0.001,1,4), 0xbf, substr(ligne$HMINF+0.001,1,4),
0xdb, substr(ligne$infil_ajust+0.001,1,4),sep=" "))
}
 #Fichier Technique
       #ITK: fertilisation N plus importante pour Mons et Chalons
if (E$site[i]=="Mons"|E$site[i]=="Chalons" )
file.copy("Ble_intens.tec","Ble.tec", overwrite = T) else file.copy("Ble_ini.tec","Ble.tec",overwrite=T)

    #Date semis (adresse 0x24c)
if (E$site[i]=="Kerlavic") julien_semis <- 334
if (E$site[i]=="Mons" | E$site[i]=="Chalons")julien_semis <- 278
if (E$site[i]=="Montoldre" | E$site[i]=="Auzeville") julien_semis <- 288
system(paste("hexchange Ble.tec 0x24c", julien_semis,sep=' '))

 # Connexion avec voltair
E$TAN  <- as.numeric(E$TAN)
E$kgha <- as.numeric(E$kgha)
Nmin_lisier <- E$Dose[i] * 2.5 * (1-E$TAN[i])
system (paste("hexchange Ble.tec",0x180,substr(1000+E$Dose[i],2,4), sep=" "))
```

```
system (paste("hexchange Ble.tec",0x18d,"0.00", sep=" ")) # % azote minéral du
#lisier mis à 0 dans l'apport de résidus organique pour annuler la volatilisation
system (paste("hexchange Ble.tec",0x1442,substr(1000+round(Nmin_lisier,0),2,4), sep=" ")) # Apport
# d'ammonitrate en profondeur équivalent au TAN non volatilisé

 #Fichier usm
usm = read.table("travail.usm",fill=T)
    #Années météo
usm$V3 <- as.character(as.vector(usm$V3)) ; usm$V4 <- as.character(as.vector(usm$V4))
usm$V3[3] <- paste(E$Fichmet1[i],".",E$Fichmet2[i],sep="")
usm$V4[3] <- paste(E$Fichmet1[i],".",E$Fichmet3[i],sep="")
    #Renseignemtn du taux d'humidité à la date de semis
sol   <- read.table("param.sol",fill=T)
Hini <-sol$V4[4:7]*0.2 + sol$V3[4:7]*0.8
usm[3,10:13] <- Hini

#ECRITURE SUR FICHIERS ARGUMENTS DE STICS ET LANCEMENT PROGRAMME
write.table(usm,"travail.usm",col.names=F,row.names=F,na="",quote=F)
system("..\\stics62.exe")

#ECRITURE DES RESULTATS

  #Matrice S : pertes N2O et NO3 entre l'épandage et l'apport de N suivant
stade <-read.table("sexplo--.st2",header=T)
E14fev   <- stade[stade$jul==45,]
S[i,] <- stade[stade$jul==72,5:6] -   stade[stade$jul==45,5:6]

  # Lecture de la date de récolte :  julien_recolte
bilan <- read.table("bexplo--.sti",na.strings = "vide",fill=T,as.is=T)
julien_recolte   <- as.numeric(bilan$V5[bilan$V1=="Durée"]) +  julien_semis -365

  #RPR= reliquat N post-récolte
RPR[i,] <- stade[stade$ian==(E$An_semis[i]+1)& stade$jul==julien_recolte,7:9]
RPR$RPRt <- with(RPR,ANRec1+ARec2+ARec3)
}

Resultat <- data.frame(E,S,RPR)
enlev <-which(names(Resultat)=="Fichmet1" | names(Resultat)=="Fichmet2" |
names(Resultat)=="Fichmet3" |names(Resultat)=="Fichmetjoint")
```

```
Resultat2 <- Resultat[,-enlev]
write.table(Resultat2,"D:\\langevib\\Bureau\\RESULTATS_VOLTAIR_STICS.csv",
sep=';',dec=',',col.names=T,row.names=F)
```

Glossaire des termes et acronymes

Capacité au champ

Elle correspond, en principe, au maximum d'eau retenue par le sol ; elle est mesurée sur le terrain, après une période de pluies, et un ressuyage de trois jours, le sol étant protégé contre l'évaporation : il s'agit donc d'une mesure par excès, qui englobe, avec l'eau retenue une fraction variable de l'eau de gravité à écoulement lent.

Débit de chantier d'épandage

Il correspond à la vitesse de réalisation d'un chantier d'épandage, mesuré en m^3 épandu par jour

Dose d'épandage

La dose est la quantité de produit épandu sur une unité de surface. Les quantités peuvent être massiques ou volumiques. Les unités couramment employées sont la tonne à l'hectare (t ha^{-1}) ou le mètre cube à l'hectare (m^3 ha^{-1})

FPT

Fonction de pédotransfert. Relation empirique liant des caractéristiques facilement accessibles d'un sol (granulométrie, taux de carbone, masse volumique...) à des propriétés plus difficiles à estimer ou mesurer (rétention d'eau et conductivité hydraulique par exemple)

MS

Taux de matière sèche

Potentiel capillaire (ou matriciel)

Logarithme décimal de la force de succion. La force de succion est l'énergie avec lequel le sol retient l'eau ; elle peut s'exprimer en unité de longueur (cm) ou de pression (kPa)

TAN

Quantité totale d'azote ammoniacal de l'effluent ; TAN est l'acronyme anglais de *Total Ammonical Nitrogen*

Bibliographie

Addiscott, T. M. 1996. Measuring and modelling nitrogen leaching : Parallel problems. *Plant and Soil*, **181**(1), 1–6.

Addiscott, T. M. 2000. Tillage, mineralization and leaching : Foreword. *Soil and Tillage Research*, **53**(3-4), 163–165.

Addiscott, T.M. 1998. Modelling concepts and their relation to the scale of the problem. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **50**(1-3), 239–245.

ADEME. 2004. *La lettre ADEME janvier - février 2004.*

Al Majou, H., Bruand, A., Duval, O., Le Bas, C., & Vautier, A. 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management*, **24**(4), 383–391.

Audsley, E. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments.* Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. 3. Systematic procedures for calculating agricultural performance data for comparing systems, pages 38–49.

Audsley, E., Alber, S., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliett, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teulon, H., Weidema, B., & van Zeijts, H. 2003. *Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture.* Final report Concerted Action AIR3-CT94-2028. European commission DG VI AGRICULTURE.

Azapagic, A., & Clift, R. 1999. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. *Journal of Cleaner Production*, **7**(2), 101–119.

Basset-Mens, C. 2005. *Propositions pour une adaptation de l'Analyse du Cycle de Vie aux systèmes de production agricole. Mise en oeuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine.* Thèse de doctorat, UMR Sol Agronomie Spatialisation INRA Agrocampus Rennes-Quimper. Rennes, ENSA de Rennes.

Basset-Mens, C. 2008. Estimating the carbon footprint of raw milk at the farm gate : methodological review and recommendations. *In : 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector,.*

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 and Environment*, **105**(1-2), 127–144.

Basset-Mens, C., Van Der Werf, H. M. G., Durand, P., & Leterme, P. 2006a. Implications of uncertainty and variability in the life cycle assessment of pig production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(5), 298–304.

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

Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., Robin, P., Morvan, Th., Hassouna, M., Paillat, J.-M., & Vertès, F. 2007. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production*, **15**(15), 1395–1405.

Basset-Mens, C., Small, B., Paragahawewa, U., Langevin, B., & Blackett, P. 2009. Life cycle thinking and sustainable food production. *International Journal of Product Lifecycle Management*, **4**, 252–269.

Benetto, E., Dujet, C., & Rousseaux, P. 2008. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in life cycle assessment. *Environmental Modelling and Software*, **23**(12), 1461–1467.

Bessou, C. 2009. *Greenhouse gas emissions of biofuels, Improving Life Cycle Assessments by taking into account local production factors.* Ph.D. thesis, AgroParisTech, Agronomy & Environment.

Björklund, A.E. 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **7**(2), 64–72.

Brentrup, F., & Küsters, J. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments.* Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. 10, pages 146–167.

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. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **5**(6), 349–357.

Brentrup, F., Küsters, 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.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. 2004. 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**(3), 247–264.

Brisson, N. 2000. *STICSEKOA ?* www.grignon.inra.fr/economie-publique/MIRAjE/doc/Questics.doc.

Brisson, N. 2003. Le cadre conceptuel des modèles de culture. *Notes de recherche de l'Académie d'agriculture de France*, **section 7**(1), 8 p.

Brisson, N. 2009. Principes et utilités des modèles de cultures. *Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France*, **95**, 49–56.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.-M., Meynard, J.M., & Delécolle, R. 1998. STICS : A generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, **18**(5-6), 311–346.

Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., & Sinoquet, H. 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, **18**(3-4), 309–332.

Brisson, N., Launay, M., May, B., & Beaudoin, N. editors. 2008. *Conceptual basis, formalisations ans paramaterization of the STICS crop model*. Quae.

Bruand, A., Duval, O., Gaillard, H., Darthout, R., & Jamagne, M. 1996. Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente. *Étude et Gestion des Sols*, **3**(1), 27–40.

Bruand, A., Duval, O., & Cousin, I. 2004. Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO : Une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Étude et Gestion des Sols*, **11**(3), 323–332.

CAB. 2007. *Les bonnes pratiques d'épandage du lisier*. Tech. rept. Chambres d'Agriculture de Bretagne ; Pôle Agronomie.

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.

Cherubini, F., & Ulgiati, S. 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, **87**(1), 47–57.

Cicerone, R.J. 1987. Changes in stratospheric ozone. *Science*, **237**(4810), 35–42.

Clapp, Roger B., & Hornberger, George M. 1978. Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, **14**(4), 601–604.

Clemens, J., Vandre, R., Kaupenjohann, M., & Goldbach, H. 1997. Ammonia and nitrous oxide emissions after landspreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. II. Short term nitrous oxide emissions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **160**(5), 491–496.

Cornet, A. 1980. Observations sur la capacité de rétention, ses relations avec les valeurs de potentiel et la texture des sols sableux du Nord Sénégal. *Cahiers ORSTOM, série Biologie : Agronomie*, **42**, 53–59.

Corpen. 2006. *Les émissions d'ammoniac et de gaz à effet de serre en agriculture*. Tech. rept. Ministère français de l'Écologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer.

Cowell, S. J., & Clift, R. 2000. Methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, **8**(4), 321–331.

Cowell, S.J., & Clift, R. 1997. Impact assessment for LCAs involving agricultural production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **2**(2), 99–103.

Crutzen, P.J., & Ehhalt, D.H. 1977. Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio*, **6**(2-3), 112–117.

Dagelie, P. 1966. A propos des différentes méthodes de classification numérique. *Revue de statistique appliquée*, **14**(3), 55–75.

Dagnelie, P. 2006. 2e ed.. *Statistique théorique et appliquée. Tome 2.* de boeck.

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 and Environment*, **123**(1-3), 201–210.

Davidson, E.A., Swank, W.T., & Perry, T.O. 1986. Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, **52**(6), 1280–1286.

De Boer, I. J. M. 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, **80**(1-2), 69–77.

Defossez, P., & Richard, G. 2002. Models of soil compaction due to traffic and their evaluation. *Soil and Tillage Research*, **67**(1), 41–64.

Défossez, P., Richard, G., Boizard, H., & O'Sullivan, M.F. 2003. Modeling change in soil compaction due to agricultural traffic as function of soil water content. *Geoderma*, **116**(1-2), 89–105.

Doglioli, A-M. 2001. *Eco-conception Concept, méthodes, outils guides et perspectives.* Economica. Chap. 10, pages 147–163.

Dosch, P., & Gutser, R. 1996. Reducing N losses (NH3, N2O, N2) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research*, **43**(1-3), 165–171.

Dubois, D., & Prade, H. 1997. The three semantics of fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems*, **90**(2), 141–150.

Duchaufour, Ph. 1988. *Abrégé de pédologie.* Masson.

Dumanski, J., Pettapiece, W.W., & McGregor, R.J. 1998. Relevance of scale dependent approaches for integrating biophysical and socio-economic information and development of agroecological indicators. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **50**(1-3), 13–22.

EEA. 2008. *(European Environment Agency).* http ://www.eea.europa.eu/.

Elkington, J., & Hailes, J. 1993. *The LCA Sourcebook. A European Business Guide to Life-Cycle Assessment.* SustainAbility, London.

EMEP/CORINAIR. 2007. *Atmospheric Emission Inventory Guidebook - Group 10 : Agriculture.* Tech. rept. No 16/2007. European Environment Agency (EEA).

Erisman, J.-W. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments.* Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. 8, pages 9–14.

FAO, (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). 2007. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture.* Tech. rept. ISSN 0251-1460. FAO.

Finnveden, G. 2000. On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **5**(4), 229–238.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, **91**(1), 1–21.

Flessa, H., & Beese, F. 2000. Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, **29**(1), 262–268.

Folorunso, O.A., & Rolston, D.E. 1984. Spatial variability of field-measured denitrification gas fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, **48**(6), 1214–1219.

France, J., & Thornley, J. H. M. 1984. *Mathematical models in agriculture.* Butterworths.

Frischknecht, R., & Rebitzer, G. 2005. The ecoinvent database system : A comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, **13**(13-14), 1337–1343.

Gabrielle, B., & Lehuger, S. 2009. *CERES-EGC crop model http : //www − egc.grignon.inra.fr/ceres$_m$ais/cerca/html/doc$_c$eres.html.* Tech. rept.

Gabrielle, B., Laville, P., Hénault, 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.

Galloway, J.N., & Cowling, E.B. 2002. Reactive nitrogen and the world : 200 Years of change. *Ambio*, **31**(2), 64–71.

Gasol, C.M., Gabarrell, X., Anton, A., Rigola, M., Carrasco, J., Ciria, P., & Rieradevall, J. 2009. LCA of poplar bioenergy system compared with Brassica carinata energy crop and natural gas in regional scenario. *Biomass and Bioenergy*, **33**(1), 119–129.

Geisler, G., Hellweg, S., & Hungerbühler, K. 2005. Uncertainty analysis in Life Cycle Assessment (LCA) : Case study on plant-protection products and implications for decision making. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **10**(3), 184–192.

Gerakis, A., & Ritchie, J. T. 2006. *Encyclopedia of Soil Science*. Taylor & Francis. Chap. Plant Available Water, pages 1294–1298.

Güereca, L.P., Agell, N., Gasso, S., & Baldasano, J.M. 2007. Fuzzy approach to life cycle impact assessment : An application for biowaste management systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **12**(7), 488–496.

Gerke, H.H., Arning, M., & Stöppler-Zimmer, H. 1999. Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Plant and Soil*, **213**(1-2), 75–92.

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.

Génermont, S., Cellier, P., Flura, D., Morvan, T., & Laville, P. 1998. Measuring ammonia fluxes after slurry spreading under actual field conditions. *Atmospheric Environment*, **32**(3), 279–284.

Gobat, J.M., Aragno, M., & Matthey, W. 2003. *Le sol vivant*. Presses polytechniques et universitaires romandes.

Gonzalez, B., Adenso-Diaz, B., & Gonzalez-Torre, P.L. 2002. A fuzzy logic approach for the impact assessment in LCA. *Resources, Conservation and Recycling*, **37**(1), 61–79.

Goreau, T.J., Kaplan, W.A., & Wofsy, S.C. 1980. Production of NO2- and N2O by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen. *Applied and Environmental Microbiology*, **40**(3), 526–532.

Goulding, K., W. T. 2004. *Agriculture and the nitrogen cycle*. Island Press, Washington DC (USA). Chap. Pathways of losses of fertilizer nitrogen at different scales, pages 53–69.

Groffman, P.M., & Tiedje, J.M. 1989. Denitrification in north temperate forest soils : Spatial and temporal patterns at the landscape and seasonal scales. *Soil Biology and Biochemistry*, **21**(5), 613–620.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A., Sangwon, S., & de Haes, U. 2001. *Life Cycle Assessment. An operational guide to the ISO standards*. CML, Leiden University.

Gupta, S.C., & Larson, W.E. 1979. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resources Research*, **15**(6), 1633–1635.

Haas, G., Wetterich, F., & Geier, U. 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **5**(6), 345–348.

Halberg, N., Kristensen, I.S., & Dalgaard, T. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments*. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. 1 Linking data sources and models at the levels of processes, farm types, and regions, pages 18–33.

Hansen, M.N., Sommer, S.G., & Madsen, N.P. 2003. Reduction of ammonia emission by shallow slurry injection : Injection efficiency and additional energy demand. *Journal of Environmental Quality*, **32**(3), 1099–1104.

Heijungs, R., & Frischknecht, R. 1998. A special view on the nature of the allocation problem. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **3**(6), 321–332.

Heijungs, R., & Kleijn, R. 2001. Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **6**(3), 141–148.

Hénault, C., & Germon, J. C. 2000. NEMIS, a predictive model of denitrification on the field scale. *European Journal of Soil Science*, **51**(2), 257–270.

Hénault, C., & Germon, J.C. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N2O) par les sols. *Agronomie*, **15**(6), 321–355.

Hénault, C., Bizouard, F., Laville, P., Gabrielle, B., Nicoullaud, B., Germon, J.C., & Cellier, P. 2005. Predicting in situ soil N2O emission using NOE algorithm and soil database. *Global Change Biology*, **11**(1), 115–127.

Hoosbeek, M.R., & Bryant, R.B. 1992. Towards the quantitative modeling of pedogenesis - a review. *Geoderma*, **55**(3-4), 183–210.

Huijbregts, M.A.J. 1998a. Application of uncertainty and variability in LCA. Part I : A general framework for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **3**(5), 273–280.

Huijbregts, M.A.J. 1998b. Application of uncertainty and variability in LCA : Part II : Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **3**(6), 343–351.

Huijbregts, M.A.J., Gilijamse, W., Ragas, A.M.J., & Reijnders, L. 2003. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling. *Environmental Science and Technology*, **37**(11), 2600–2608.

Huijsmans, J., Verwijs, B., Rodhe, L., & Smith, K. 2004. Costs of emission-reducing manure application. *Bioresource Technology*, **93**(1), 11–19.

Huijsmans, J.F.M., Hendriks, J.G.L., & Vermeulen, G.D. 1998. Draught requirement of trailing-foot and shallow injection equipment for applying slurry to grassland. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, **71**(4), 347–356.

Huijsmans, J.F.M., Hol, J.M.G., & Vermeulen, G.D. 2003. Effect of application method, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmospheric Environment*, **37**(26), 3669–3680.

IPCC. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Tech. rept. Institute for Global Environmental Strategies.

ISO 14040, . 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.* International Organization for Standardization.

ISO 14044, . 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.*

Jamagne, M., Bétrémieux, R., Bégon, J.C., & Mori, A. 1977. Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *Bulletin Technique d'Information*, **324-325**, 627–641.

Johnsson, H., Klemedtsson, L., Nilsson, A., & Bo Svensson, H. 1991. Simulation of field scale denitrification losses from soils under grass ley and barley. *Plant and Soil*, **138**(2), 287–302.

Jolliet, O., Saadé, M., & Crettaz, P. 2005. *Analyse du Cycle de Vie Comprendre et réaliser un écobilan.* Collection gérer l'environnement. Lausanne (CH) : Presses polytechniques et univeritaires romandes.

Keller, Thomas, Défossez, Pauline, Weisskopf, Peter, Arvidsson, Johan, & Richard, Guy. 2007. SoilFlex : A model for prediction of soil stresses and soil compaction due to agricultural field traffic including a synthesis of analytical approaches. *Soil and Tillage Research*, **93**(2), 391–411.

Khalil, K., Renault, P., Guérin, N., & Mary, B. 2005. Modelling denitrification including the dynamics of denitrifiers and their progressive ability to reduce nitrous oxide : Comparison with batch experiments. *European Journal of Soil Science*, **56**(4), 491–504.

Kumar, P., & Foufoula-Georgiou, E. 1994. *Wavelets in Geophysics.* Academic Press, New York. Chap. Wavelet analysis in geophysics : an introduction, pages 1–43.

Langevin, B., Bellon-Maurel, V., & Froelich, D. 2008. Implications of field and climate variability in the Life Cycle Assessment (LCA) of slurry application techniques : a scoping study. *In : 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich (Switzerland).*

Langevin, B., Basset-Mens, C., & Lardon, L. 2010. Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture : the case of slurry application techniques. *Journal of Cleaner Production*, **18**, 747–755.

Lark, R.M., Milne, A.E., Addiscott, T.M., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., & O'Flaherty, S. 2004. Scale- and location-dependent correlation of nitrous oxide emissions with soil properties : An analysis using wavelets. *European Journal of Soil Science*, **55**(3), 611–627.

Le Cadre, E. 2004. *Modelisation de la volatilisation d'ammoniac en interaction avec les processus chimiques et biologiques du sol : le modèle Volt'AIR.* Ph.D. thesis, Paris, FRANCE.

Lenzen, M. 2006. Uncertainty in impact and externality assessments : Implications for decision-making. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(3), 189–199.

Levasseur, P. 2005. *Composition des effluents porcins et de leurs coproduits de traitement.* Institut Technique du Porc.

Lindeijer, E, Müller-Wenk, R, & Steen, B. 2002. *Life-cycle impact assessment : striving towards best practice*. Pensacola, USA : Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Chap. Impact assessment of resources and land use, pages 11–64.

Lipiec, J., & Hatano, R. 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop growth. *Geoderma*, **116**(1-2), 107–136.

Lipiec, J., & Stepniewski, W. 1995. Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. *Soil and Tillage Research*, **35**(1-2), 37–52.

Lischeid, G., Alewell, C., Bittersohl, J., Göttlein, A., Jungnickel, C., Lange, H., Manderscheid, B., Moritz, K., Ostendorf, B., & Sager, H. 1998. Investigating soil and groundwater quality at different scales in a forested catchment : The Waldstein case study. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **50**(1-3), 109–118.

Lo, S.-C., Ma, H.-W., & Lo, S.-L. 2005. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Science of the Total Environment*, **340**(1-3), 23–33.

Lopez-Ridaura, S., Werf, H.v.d., Paillat, J.M., & Le Bris, B. 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, **90**(2), 1296–1304.

Luo, L., Van Der Voet, E., Huppes, G., & Udo De Haes, H.A. 2009. Allocation issues in LCA methodology : A case study of corn stover-based fuel ethanol. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **14**(6), 529–539.

Malgeryd, J. 1998. Technical measures to reduce ammonia losses after spreading of animal manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**(1), 51–57.

Marchetti, R., Donatelli, M., & Spallacci, P. 1997. Testing denitrification functions of dynamic crop models. *Journal of Environmental Quality*, **26**(2), 394–401.

Marshall, B., Crawford, J.W., & Porter, J.R. 1997. *Scaling-up From Cell to Landscape*. Cambridge University Press, Cambridge. Chap. Variability and scaling : matching methods and phenomena, pages 253–272.

Meeusen, M.J.G., & Weidema, B.P. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments*. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. Introduction, pages 9–14.

Meisterling, K., Samaras, C., & Schweizer, V. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport : LCA case study of organic and conventional wheat. *Journal of Cleaner Production*, **17**(2), 222–230.

Milà i Canals, L., Romanyà, J., & Cowell, S.J. 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production*, **15**(15), 1426–1440.

Miller, S.A., Landis, A.E., & Theis, T.L. 2006. Use of Monte Carlo analysis to characterize nitrogen fluxes in agroecosystems. *Environmental Science and Technology*, **40**(7), 2324–2332.

Milne, A.E., Lark, R.M., Addiscott, T.M., Goulding, K.W.T., Webster, C.P., & O'Flaherty, S. 2005. Wavelet analysis of the scale- and location-dependent correlation of modelled and measured nitrous oxide emissions from soil. *European Journal of Soil Science*, **56**(1), 3–17.

Misselbrook, T.H., Gilhespy, S.L., Yamulki, S., Camp, V., Donovan, N., Bulmer, N., Retter, A., Williams, J., Chambers, B.and Sagoo, E., & Thorman, R. E. 2006. Influence of application rate and method on nitrogen losses from slurry applied to grassland. *Pages 281–284 of :* Petersen, O. S. (ed), *12th Ramiran International conference Technology for Recycling of Manure and Organic Residues in a Whole-Farm Perspective.* DIAS report Plant production no. 123, vol. II. Danish Institute of Agricultural Sciences.

Mkhabela, M.S., Gordon, R., Burton, D., Smith, E., & Madani, A. 2009. The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **130**(1-2), 41–49.

Morvan, T. 1999. *Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier.* Ph.D. thesis, University of Paris VI, Paris, France.

Mosier, A.R., Syers, J. K., & Freney, J.R. 2004. *Agriculture and the Nitrogen Cycle : assessing the impacts of fertilizer Use on food production and the environment.* Island Press. Chap. I, pages 3–15.

Nemecek, Thomas, & Erzinger, Stefan. 2005. Modelling Representative Life Cycle Inventories for Swiss Arable Crops (9 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **10**(1), 68–76.

Nielsen, T.H., & Revsbech, N.P. 1998. Nitrification, denitrification, and N-liberation associated with two types of organic hot-spots in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **30**(5), 611–619.

Nixon, S. (WRc). 2004. *(WEU2) Nutrients in rivers, (WEU5) BOD and ammonium in rivers.* Tech. rept. European Environment Agency.

Nömmik, H. 1956. Investigations on denitrification in soil. *Acta Agriculturae Scandinavica*, **6**, 228.

Nonhebel, S. 1994. The effects of use of average instead of daily weather data in crop growth simulation models. *Agricultural systems*, **44**(4), 377–396.

O'Sullivan, M.F., Henshall, J.K., & Dickson, J.W. 1999. A simplified method for estimating soil compaction. *Soil and Tillage Research*, **49**(4), 325–335.

Owens, W., J. 1998. Life cycle impact assessment : The use of subjective judgements in classification and characterization. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **3**(1), 43–46.

Pain, B.F., Phillips, V.R., Clarkson, C.R., & Klarenbeek, J.V. 1989. Loss of nitrogen through ammonia volatilisation during and following the application of pig or cattle slurry to grassland. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **47**(1), 1–12.

Parton, W. J., Mosier, A. R., Ojima, D. S., Valentine, D. W., Schimel, D. S., Weier, K., & Kulmala, A. E. 1996. Generalized model for N2 and N2O production from nitrification and denitrification. *Global Biogeochemical Cycles*, **10**(3), 401–412.

Passioura, J.B. 1996. Simulation models : Science, snake oil, education, or engineering ? *Agronomy Journal*, **88**(5), 690–694.

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.

Peoples, M., B., Boyer, E., W., Goulding, K., W. T., Heffer, P., Ochwoh, V., A., Vanlauwe, B., Wood, S., Yagi, K., & Van Cleemput, O. 2004. *Agriculture and the nitrogen cycle.* Island Press, Weshington DC (USA). Chap. Pathways of Nitrogen loss and their impacts on human health and the environment, pages 53–69.

Pfefferli, S., & Gaillard, G. 2000. *Agricultural data for Life Cycle Assessments.* Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague. Chap. 28. Development of a new management tool by combining LCA and FADN, pages 146–152.

Potting, J., & Hauschild, M. 1997. The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **2**(3), 171–177.

Potting, J., & Hauschild, M.Z. 2006. Spatial differentiation in life cycle impact assessment : A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(SPEC. ISS. 1), 11–13.

Potting, J., Hauschild, M., & Wenzel, H. 1999. 'Less is better' and 'only above threshold' : Two incompatible paradigms for human toxicity in life cycle assessment ? *International Journal of Life Cycle Assessment*, **4**(1), 16–24.

R Development Core Team. 2007. *R : A Language and Environment for Statistical Computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1 : Goal and scope and inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(4), 290–300.

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2 : Impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(5), 374–388.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P., & Pennington, D.W. 2004. Life cycle assessment Part 1 : Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, **30**(5), 701–720.

Renouf, M.A., Wegener, M.K., & Nielsen, L.K. 2008. An environmental life cycle assessment comparing Australian sugarcane with US corn and UK sugar beet as producers of sugars for fermentation. *Biomass and Bioenergy*, **32**(12), 1144–1155.

Reynolds, J.F., & Acock, B. 1985. Predicting the response of plants to increasing carbon dioxide : A critique of plant growth models. *Ecological Modelling*, **29**(1-4), 107–129.

Rodhe, L., & Etana, A. 2005. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three Swedish soils with ley. *Biosystems Engineering*, **92**(1), 107–118.

Rodhe, L., Pell, M., & Yamulki, S. 2006. Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland. *Soil Use and Management*, **22**(3), 229–237.

Rolston, D. E., Rao, P. S. C., Davidson, J. M., & Jessup, R. E. 1984. Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure-amended field plots. *Soil science*, **137**(4), 270–279.

Ross, S., Evans, D., & Webber, M. 2002. How LCA studies deal with uncertainty. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **7**(1), 47–52.

Saffih-Hdadi, K., Défossez, P., Richard, G., Cui, Y.-J., Tang, A.-M., & Chaplain, V. 2009. A method for predicting soil susceptibility to the compaction of surface layers as a function of water content and bulk density. *Soil and Tillage Research*, **105**(1), 96–103.

Saporta, G. 2006. *Probabilités, analyse des données et statistique*. Edition technip.

Schaap, M.G., Leij, F.J., & Van Genuchten, M.Th. 2001. Rosetta : A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, **251**(3-4), 163–176.

Schiesser, P. 2001. *Eco-conception Concept, méthodes, outils guides et perspectives*. Economica. Chap. 4, pages 63–69.

Schmidt, J.H. in press. Comparative life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1–15.

Scholefield, D., Lord, E.I., Rodda, H.J.E., & Webb, B. 1996. Estimating peak nitrate concentrations from annual nitrate loads. *Journal of Hydrology*, **186**(1-4), 355–373.

Schubnel, M. 2009. Dossier "systèmes d'épandage, valoriser au mieux les lisiers". *Matériel agricole*, **145**, 25–37.

Seppälä, Jyri. 2007. On the meaning of fuzzy approach and normalisation in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **12**(7), 464–469.

Søgaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., & Nicholson, F. 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry-the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, **36**(20), 3309–3319.

Sheather, S. J. 2004. Density Estimation. *Statistical Science*, **19**(4), 588–597.

Shipitalo, M. J., Dick, W. A., & Edwards, W. M. 2000. Conservation tillage and macropore factors that affect water movement and the fate of chemicals. *Soil and Tillage Research*, **53**(3-4), 167–183.

Simon, N., N. 2008. *Mesures des propriétés hydrodynamiques des sols et engrais organiques : étude de faisabilité et confrontation aux paramétrisations existantes.* Tech. rept. Mémoire de Master réalisé à l'UMR Environnement et Grandes Cultures (INRA).

Skiba, U., Smith, K.A., & Fowler, D. 1993. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **25**(11), 1527–1536.

Smith, K. A., Jackson, D. R., Misselbrook, T. H., Pain, B. F., & Johnson, R. A. 2000. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, **77**(3), 277–287.

Soane, B.D., & van Ouwerkerk, C. 1995. Implications of soil compaction in crop production for the quality of the environment. *Soil and Tillage Research*, **35**(1-2), 5–22.

Soltner, D. 2000. *Les bases de la production végétale. Le sol et son amélioration.* Sciences et techniques agricoles.

Sommer, S. G., Génermont, S., Cellier, P., Hutchings, N. J., Olesen, J. E., & Morvan, T. 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, **19**(4), 465–486.

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. 2000. Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. *Atmospheric Environment*, **34**(15), 2361–2372.

Sommer, S.G., Sherlock, R.R., & Khan, R.Z. 1996. Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **28**(10-11), 1541–1544.

Sommer, S.G., Hansen, M.N., & Søgaard, H.T. 2004. Infiltration of slurry and ammonia volatilisation. *Biosystems Engineering*, **88**(3), 359–367.

Stevens, R.J., & Laughlin, R.J. 2001. Effect of liquid manure on the mole fraction of nitrous oxide evolved from soil containing nitrate. *Chemosphere*, **42**(2), 105–111.

Stewart, Mary, & Weidema, Bo Pedersen. 2005. A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality (8 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **10**(4), 240–247.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., De Snoo, G.R., & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, **63**(4), 337–365.

Svensson, L. 1994. Ammonia Volatilization Following Application of Livestock Manure to Arable Land. *Journal of Agricultural and Engineering Research*, **58**(4), 241–260.

Tan, R.R. 2008. Using fuzzy numbers to propagate uncertainty in matrix-based LCI. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(7), 585–592.

Thiel, C., Seppelt, R., Müller-Pietralla, W., & Richter, O. 1999. An integrated approach for environmental assessments : Linking and integrating LCI, environmental fate models and ecological impact assessment using fuzzy expert systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **4**(3), 151–160.

Thirion, F., & Chabot, F. 2003. *Epandage des boues résiduaires et effluents organiques. Matériels et pratiques.* Cemagref.

Thirion, François. 2006. Evaluation de la qualité environnementale des épandages agricoles : une nouvelle approche à l'aide de l'analyse du cycle de vie. *Ingénieries-EAT*, **n°42**, 55–70.

Thompson, R.B., Pain, B.F., & Lockyer, D.R. 1990. Ammonia volatilization from cattle slurry following surface application to grassland - I. Influence of mechanical separation, changes in chemical composition during volatilization and the presence of the grass sward. *Plant and Soil*, **125**(1), 109–117.

Udo De Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., & Müller-Wenk, R. 1999. SETAC-Europe : Second working group on LCIA (WIA-2) : Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment : Background document for the second working group on life cycle impact assessment of SETAC-Europe (WIA-2). *International Journal of Life Cycle Assessment*, **4**(3), 167–174.

UN. 2008 (jan). *Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, World Population Prospects : The 2006 Revision and World Urbanization Prospects.* http ://esa.un.org/unpp.

UNCED, (United Nations Conference on Environment & Development). 1992. *Agenda 21 - an action plan for the next century.* Tech. rept. Endorsed at the United Nations Conference on Environment and Development, New York.

van Genuchten, M.Th. 1980. Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, **44**(5), 892–898.

Van Zeijts, H., Leneman, H., & Wegener Sleeswijk, A. 1999. Fitting fertilisation in LCA : Allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production*, **7**(1), 69–74.

Vandre, R., Clemens, J., Goldbach, H., & Kaupenjohann, M. 1997. NH3 and N2O emissions after land-spreading of slurry as influenced by application technique and dry matter-reduction. I. NH3 emissions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **160**(3), 303–307.

Velthof, G.L., Kuikman, P.J., & Oenema, O. 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biology and Fertility of Soils*, **37**(4), 221–230.

Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J., & Darius, P. 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science*, **148**(6), 389–403.

von Winterfeldt, D., & Edwards, W. 1986. *Decision analysis and behavioral research.* Cambridge University Press, New York.

Wagenet, R.J. 1998. Scale issues in agroecological research chains. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **50**(1-3), 23–34.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., & Morgan, J. in press. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response-A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, –.

Weckenmann, A., & Schwan, A. 2001. Environmental Life Cycle Assessment with support of fuzzy-sets. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **6**(1), 13–18.

Wegener Sleeswijk, A., Kleinj, R., van Zeijts, H., Reus, J.A.W.A., Meeusen-van Onna, M.J.G., & Leneman, H.and Sengers, H.H.W.J.M. 1996. *Application of LCA to agricultural products.* CML report 130 ISBN 90-5191-104-1. Centre of Agriculture and Environment (CML), Leiden, NL.

Weidema, B. 1998. Life cycle data for agro-industry. *In :* D., Ceuterick (ed), *International Conference on Life Cycle Assessment in Agriculture, Agro-Industry and Forestry.*

Weidema, B.P., & Wesnæs, M.S. 1996. Data quality management for life cycle inventories - An example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, **4**(3-4), 167–174.

Wenzel, H., Hauschild, M., & Alting, L. 1997. *Environmental assessment of products. Volume 1 : Methodology, tool and case studies in product development.* Kluwer academic.

Werner, F. 2005. *Ambiguities in Decision-oriented Life Cycle Inventories.* Springer.

Weslien, P., Klemedtsson, L., Svensson, L., Galle, B., Kasimir-Klemedtsson, A., & Gustafsson, A. 1998. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. *Soil Use and Management*, **14**(4), 200–208.

Wolf, I., & Russow, R. 2000. Different pathways of formation of N2O, N2 and NO in black earth soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**(2), 229–239.

Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., & Le Bas, C. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, **90**(3-4), 169–185.

Wulf, S., Maeting, M., & Clemens, J. 2002a. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading : H. greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality*, **31**(6), 1795–1801.

Wulf, S., Maeting, M., & Clemens, J. 2002b. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading : I. Ammonia volatilization. *Journal of Environmental Quality*, **31**(6), 1789–1794.

Zadeh, L.A. 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, **8**(3), 338–353.

Zadeh, Lotfi A. 1973. Outline of a new approach to the analysis of complex systems and decision processes. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, **SMC-3**(1), 28–44.

Prise en compte de la variabilité des émissions au champ dans l'Analyse de Cycle de Vie des systèmes agricoles. Application à l'épandage de lisier.

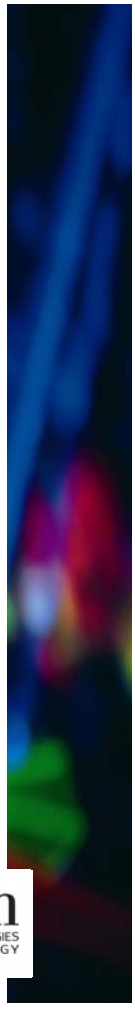
RÉSUMÉ : L'objectif général de la thèse est de développer et valider un référentiel d'évaluation de la performance environnementale des techniques d'épandage basé sur l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Une première ACV a montré que la fabrication et le fonctionnement des machines avaient une contribution négligeable par rapport aux impacts générés par les substances azotées (NH_3, N_2O et NO_3^-) émises par le sol fertilisé. Ces émissions sont conditionnées par le sol, le climat et les pratiques culturales et ont un caractère éminemment local. Cela pose un défi à l'ACV, méthode globale basée sur une absence de différentiation spatiale des systèmes étudiés. Pour prendre en compte la variabilité des émissions azotées à la parcelle dans l'ACV de la fonction d'épandage, deux approches ont été suivies: (A) l'utilisation de données expérimentales issues de la bibliographie qui a permis de hiérarchiser de manière robuste quatre techniques d'épandage, de quantifier la variabilité des émissions et de discuter l'incertitude induite sur les résultats de l'évaluation. (B) l'utilisation de données simulées avec des modèles de physique des sols, d'agro-climatologie et d'agronomie. Un outil de simulation intégrateur a été construit pour modéliser les effets sur les émissions azotées de i) l'enfouissement de l'effluent dans le sol, ii) du tassement du sol par les engins agricoles, et iii) la répartition spatiale de l'effluent sur la parcelle. Ces effets ont été simulés sur 5 sites en France pendant 7 années. La variabilité des émissions estimées par les deux approches est comparable. L'utilisation de modèles a permis d'évaluer la contribution des effets élémentaires des épandeurs sur les émissions azotées et de hiérarchiser la performance des techniques d'épandage dans une gamme de situations contrastées. Finalement, une méthodologie permettant la prise en compte de la variabilité dans l'inventaire environnemental des produits agricoles est proposée.

Mots clés : ACV, Technique d'épandage, Émissions azotées, Modélisation, Incertitude, Agriculture

Accounting for the variability of field nitrogen emissions in the Life Cycle Assessment of agricultural systems. The case of slurry application.

ABSTRACT : The general objective of the thesis is to develop and validate an assessment framework of the environmental efficiency of slurry application techniques based on Life Cycle Assessment (LCA). A first LCA showed that the impact of the manufacturing and the use of slurry spreaders were negligible compared to those induced by the nitrogenous emissions (NH_3, N_2O & NO_3^-) from the fertilized soil. These emissions depend on soil, climate and agricultural practices and are thus eminently site-specific. This is challenging for LCA, which is a method based on the absence of spatial differentiation. To account for the variability of nitrogenous emissions at field level in the LCA of the slurry application function, two approaches were followed: (A) by using experimental data from the literature which allowed to order four application techniques in a robust way, to quantify the variability of emissions and to discuss the uncertainty induced on LCA final results. (B) by using simulated data with models from soil physics, agro-climatology, and agronomy models. A coherent simulation tool was developed including the effects on nitrogenous emissions from i) the incorporation of slurry into the soil, ii) the soil compaction by the spreaders, iii) the spatial distribution of the slurry over the field. These effects were simulated in 5 sites in France over 7 years. The range of emissions for each technique estimated with both approaches was comparable. The use of models allowed to assess the contribution of each elementary effect on nitrogenous emissions and to order the applications techniques in a range of contrasted situations. Finally, a general methodology for the inclusion of variability in the environmental inventory for agricultural products is proposed.

Keywords : LCA, Slurry application techniques, Nitrogen emissions, Modelling, Uncertainty, Agriculture



ARTS ET MÉTIERS ParisTech

ParisTech INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY