



## THESE

présentée devant Agrocampus Rennes  
pour l'obtention du titre de docteur d'Agrocampus  
Spécialité : Sciences de l'environnement

# Propositions pour une adaptation de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes de production agricole

Mise en œuvre pour l'évaluation environnementale de la  
production porcine



par

Claudine Basset-Mens

Page de garde : Photo satellite de bloom phytoplanctonique au large des côtes bretonnes  
(Nasa)

# THESE

présentée devant Agrocampus Rennes  
pour l'obtention du titre de docteur d'Agrocampus.

Spécialité : Sciences de l'environnement

par

Claudine BASSET-MENS

## Propositions pour une adaptation de l'Analyse de Cycle de Vie aux systèmes de production agricole

Mise en œuvre pour l'évaluation environnementale de la  
production porcine

Soutenue le 2 mai 2005 devant la commission d'examen composée de :

Gérard GAILLARD Docteur, FAL Zürich, Suisse

Philippe GIRARDIN Docteur, INRA Colmar, Rapporteur

Reinout HEIJUNGS Docteur, Université de Leiden, Pays-Bas, Rapporteur

Jean-Claude LEFEUVRE Professeur, Université de Rennes I

Philippe LETERME Professeur, co-directeur de thèse

Jérôme MOUSSET Ingénieur ADEME

Hayo M.G. VAN DER WERF Docteur, co-directeur de thèse

Cette thèse fait partie du programme Porcherie verte et a été financée par l'ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie) et l'OFIVAL (Office National Interprofessionnel des Viandes de l'Élevage et de l'Aviculture).

Laboratoire d'accueil : Unité Mixte de Recherche INRA Agrocampus de Rennes-Quimper Sol Agronomie Spatialisation.

Copyright : Institut National de la Recherche Agronomique



« Mieux vaut éclairer une chandelle que de maudire l'obscurité »



# Remerciements

Au tout début, il y eut celui qui possédait la graine d'idée. Ma tête devint son coton humide... Ensuite il y eut ceux qui offrirent un jardin et celui qui accepta d'arroser jour après jour cette graine devenue plantule.

Comme dans toutes les histoires heureuses de graines, il y eut un soleil, une terre fertile avec des petits vers travailleurs, il y eut même des abeilles pour venir butiner les premières fleurs et féconder les premières idées... Il y eut la pluie et puis le temps.

Parfois il y eut du vent, mais jamais vraiment d'orage... plusieurs fois, il y eut des papillons... Décidément, cette graine était bien tombée.

Aujourd'hui je tiens dans mes mains un petit fruit encore vert que je ne finirai peut-être pas de mûrir...

Mais ne me demandez pas comment tout cela a pu fonctionner, c'est beaucoup trop compliqué !

Je sais qui est la graine, je sais qui est la pluie, je sais qui est l'abeille... leurs noms sont bien rangés dans ma tête... A tous ceux-là je dis merci ! Grâce à eux je sais mieux qui je suis.



# Table des matières

<i>Table des matières</i> .....	7
<i>Liste des tableaux</i> .....	12
<i>Liste des figures</i> .....	15
<i>Résumé</i> .....	18
<i>Abstract</i> .....	20
<i>Introduction</i> .....	23
<b>1 L'Analyse de Cycle de Vie : un outil d'évaluation environnementale globale</b> .....	<b>27</b>
<b>1.1 L'ACV parmi les méthodes d'évaluation environnementale</b> .....	<b>27</b>
<b>1.2 Cadre méthodologique et historique de l'ACV</b> .....	<b>30</b>
1.2.1 Présentation du cadre méthodologique.....	30
1.2.1.1 La définition du champ et des objectifs de l'étude .....	31
1.2.1.2 L'analyse de l'inventaire .....	32
1.2.1.3 L'évaluation des impacts .....	33
1.2.1.4 L'interprétation.....	37
1.2.1.5 Mise au point terminologique.....	37
1.2.2 Historique.....	38
<b>1.3 Application de l'ACV aux systèmes de production agricole</b> .....	<b>39</b>
1.3.1 Quels problèmes méthodologiques liés à l'application de l'ACV aux productions agricoles ? ....	40
1.3.1.1 Choix de l'unité fonctionnelle .....	41
1.3.1.2 Choix de l'objet d'étude .....	42
1.3.1.3 Origine et qualité des données.....	43
1.3.1.4 Phase d'évaluation d'impact.....	46
1.3.2 Quelle vision globale de la performance environnementale des produits agricoles ? .....	47
1.3.2.1 Comparaison de modes de production.....	47
1.3.2.2 Identification des points critiques.....	48
1.3.3 Conclusions sur les particularités des systèmes de production agricole.....	50
<b>1.4 La question de l'incertitude en ACV</b> .....	<b>50</b>
1.4.1 Concepts et définitions.....	51
1.4.2 Outils et modes de prise en compte.....	55
1.4.2.1 Incertitude liée aux choix et aux modèles.....	56

1.4.2.2	Incertitude liée aux variables et aux paramètres .....	57
1.4.3	Incertitude et variabilité pour le champ d'application des systèmes de production agricole.....	61
1.4.4	Perspectives et conclusions .....	63
<b>1.5</b>	<b>Bibliographie.....</b>	<b>65</b>
<b>2</b>	<b><i>Besoins en recherche et objectifs de la thèse.....</i></b>	<b>71</b>
<b>2.1</b>	<b>Besoins en recherche .....</b>	<b>71</b>
<b>2.2</b>	<b>Objectifs de la thèse.....</b>	<b>72</b>
<b>3</b>	<b><i>Méthodes et références pour l'inventaire environnemental de trois scénarios contrastés de production de porc .....</i></b>	<b>75</b>
<b>3.1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>77</b>
<b>3.2</b>	<b>Materials and methods.....</b>	<b>79</b>
3.2.1	Scenario description .....	79
3.2.2	Methods for the environmental inventory of contrasted pig production scenarios .....	81
3.2.2.1	Nitrate leaching under conventional (GAP, RL) and organic crops (OA).....	82
3.2.2.2	Ammonia emissions after field spreading of manure and compost.....	86
3.2.2.3	Emissions for outdoor weaned piglet at low animal density .....	88
3.2.2.4	Emissions for straw litter systems at low animal density .....	89
3.2.2.5	Emissions for composting of pig manure .....	91
<b>3.3</b>	<b>Results and discussion.....</b>	<b>93</b>
3.3.1	Nitrate leaching under conventional and organic crops .....	93
3.3.2	Ammonia emissions after spreading of slurry, manure and compost.....	93
3.3.3	Emissions during outdoor weaned piglet production .....	94
3.3.4	Emissions for housing systems.....	96
3.3.5	Emissions during the composting process of pig manure .....	97
3.3.6	Main emissions for the GAP, RL and OA pig scenarios.....	98
<b>3.4</b>	<b>Conclusion.....</b>	<b>99</b>
<b>4</b>	<b><i>Impacts environnementaux (résultats d'ACV) et leur incertitude pour trois scénarios contrastés de production de porc .....</i></b>	<b>103</b>
<b>4.1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>106</b>
<b>4.2</b>	<b>Materials and methods.....</b>	<b>107</b>
4.2.1	Pig production systems.....	107
4.2.2	Crop and feed production .....	109
4.2.3	Animal production .....	112

4.2.4	Inventory data.....	113
4.2.5	Uncertainty analysis.....	114
4.2.6	Evaluation methodology.....	117
<b>4.3</b>	<b>Results.....</b>	<b>119</b>
4.3.1	Eutrophication.....	119
4.3.2	Climate change.....	121
4.3.3	Acidification.....	121
4.3.4	Terrestrial toxicity.....	122
4.3.5	Energy use.....	123
4.3.6	Land use.....	123
4.3.7	Pesticide use.....	123
<b>4.4</b>	<b>Discussion.....</b>	<b>124</b>
4.4.1	Comparison of the three scenarios for impacts and yield.....	124
4.4.1.1	RL relative to GAP.....	125
4.4.1.2	OA relative to GAP.....	126
4.4.2	Hot spots and margins for improvement.....	126
4.4.2.1	GAP scenario.....	126
4.4.2.2	RL Scenario.....	128
4.4.2.3	OA scenario.....	128
4.4.3	Uncertainty.....	129
<b>4.5</b>	<b>Conclusions.....</b>	<b>130</b>
<b>5</b>	<b><i>Bases conceptuelles et modèles employés en ACV – diagnostic et propositions pour l'eutrophisation aquatique.....</i></b>	<b>135</b>
<b>5.1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>138</b>
<b>5.2</b>	<b>The levels of complexity of models for the natural environment protection area.....</b>	<b>141</b>
5.2.1	Illustrations of the historic model.....	143
5.2.2	Thoughts and theoretical recommendations.....	144
5.2.3	New generation models for impact categories related to the natural environment protection area	146
5.2.3.1	The model for ecological toxicity.....	146
5.2.3.2	The model for acidification.....	147
5.2.3.3	Summary.....	147
5.2.4	On-going improvements for the aquatic eutrophication impact category.....	148
<b>5.3</b>	<b>Diagnosis of the disparity between the midpoint assessment and the reality of the eutrophication phenomena – diagnosis of research needs.....</b>	<b>150</b>
5.3.1	Application of midpoint assessment for marine eutrophication in Brittany.....	150

5.3.2	Analysis of the complexity of the eutrophication phenomenon .....	153
5.3.2.1	Overview .....	153
5.3.2.2	Classification of eutrophication phenomena in the context of the study .....	153
5.3.3	Diagnosis of research needs .....	155
<b>5.4</b>	<b>Proposals for improving the assessment of aquatic eutrophication.....</b>	<b>156</b>
5.4.1	Thoughts about the indicator.....	157
5.4.2	Consideration of the sensitivity of receptor ecosystems.....	157
5.4.3	Consideration of the fate of pollutants in catchment areas.....	159
5.4.4	Estimation of emissions on the farm scale .....	160
<b>5.5</b>	<b>Conclusions .....</b>	<b>161</b>
<b>6</b>	<b><i>Evaluation de l'eutrophisation aquatique en ACV – Prise en compte du devenir du nitrate dans les bassins versants .....</i></b>	<b>167</b>
<b>6.1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>170</b>
<b>6.2</b>	<b>Materials and methods.....</b>	<b>173</b>
6.2.1	General approach .....	173
6.2.2	The INCA model.....	174
6.2.3	Catchment scenarios.....	175
6.2.3.1	Definition of catchment types.....	175
6.2.3.2	Climate .....	177
6.2.3.3	Historical trajectory.....	178
6.2.3.4	Combined scenarios .....	179
6.2.4	Simulation over time of the nitrogen output and fate factor calculation .....	180
6.2.5	Consequences for LCA results.....	180
<b>6.3</b>	<b>Results .....</b>	<b>181</b>
6.3.1	Fate factors at steady state.....	181
6.3.2	Evolution of the nitrate fate factor over time .....	182
6.3.3	Implication for eutrophication and climate change LCA results.....	185
<b>6.4</b>	<b>Discussion .....</b>	<b>186</b>
6.4.1	Comparison with experimental observations .....	186
6.4.2	Broader considerations.....	188
<b>6.5</b>	<b>Conclusions and perspectives .....</b>	<b>188</b>
<b>7</b>	<b><i>Hiérarchisation des sources d'incertitude des résultats d'ACV dans le cas de la production porcine .....</i></b>	<b>195</b>
<b>7.1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>198</b>

<b>7.2</b>	<b>Materials and methods</b> .....	<b>200</b>
7.2.1	Production systems.....	200
7.2.1.1	Production modes and farmer practice.....	200
7.2.1.2	Uncertainty of the GAP scenario.....	202
7.2.2	Natural systems.....	203
7.2.3	Evaluation methodology.....	204
7.2.3.1	Current LCA.....	204
7.2.3.2	Eutrophication.....	204
7.2.4	Reference result.....	205
<b>7.3</b>	<b>Results</b> .....	<b>206</b>
<b>7.4</b>	<b>Discussion and Conclusion</b> .....	<b>208</b>
<b>8</b>	<b><i>Discussion générale</i></b> .....	<b>213</b>
<b>8.1</b>	<b>Apports méthodologiques</b> .....	<b>214</b>
8.1.1	Comment produire des références sur des systèmes de production contrastés ?.....	214
8.1.2	Comment quantifier l'incertitude des résultats ?.....	215
8.1.3	Comment améliorer le modèle de caractérisation de l'eutrophisation aquatique ?.....	218
8.1.4	Comment hiérarchiser les sources d'incertitude d'un résultat d'ACV ?.....	220
<b>8.2</b>	<b>Connaissances acquises</b> .....	<b>221</b>
8.2.1	Performance environnementale de systèmes de production de porc contrastés.....	221
8.2.1.1	Inventaire environnemental.....	221
8.2.1.2	Résultats d'ACV et leur incertitude.....	222
8.2.2	Dimensions spatio-temporelles du facteur de devenir des nitrates dans les bassins versants et potentiel de transfert de pollution.....	225
8.2.3	Hiérarchisation des sources d'incertitude.....	226
<b>8.3</b>	<b>Perspectives de travail</b> .....	<b>228</b>
	<b><i>Liste de publications</i></b> .....	<b>231</b>
	<b><i>Annexe 1 : Glossaire des termes employés en ACV</i></b> .....	<b>235</b>

# Liste des tableaux

<i>Tableau 1.1. Catégories d'impact de base et complémentaires à prendre en compte dans une ACV (Guinée et al., 2002).</i> .....	34
<i>Tableau 1.2. Facteurs de caractérisation pour trois catégories d'impact et quelques émissions vers l'air et vers l'eau selon Guinée et al. (2002).</i> .....	37
<i>Table 3.1. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios</i> .....	81
<i>Table 3.2. Period without N absorption and post harvest soil nitrate content for each case crop/succeeding crop.</i> .....	83
<i>Table 3.3. Nitrate leaching risk classes defined by the duration without significant nitrogen absorption and the post harvest soil nitrate content.</i> .....	84
<i>Table 3.4. LIXIM Simulation results for nitrate leaching for winter wheat followed by a catch crop and winter wheat followed by maize.</i> .....	85
<i>Table 3.5. Risk class, leaching quantity, uncertainty and cases consisting of a crop and the crop succeeding it for each class. Cases of crops + succeeding crop grown in the south of France are given in italics.</i> .....	86
<i>Table 3.6. Reference ammonia emission factors for application in Autumn (October, November, December) or spring (March, April) of pig slurry (GAP), solid manure (RL) and composted pig manure (OA) (kg of NH<sub>3</sub>-N per kg of total ammoniacal nitrogen content). For slurry, an uncertainty interval is given in italics corresponding to the effect of climatic variability according to Morvan and Leterme (2001).</i> .....	87
<i>Table 3.7. Reduction of ammonia emission (%) to be used in conjunction with reference emission factors (Table 3.6) and resulting emission factors and their uncertainty intervals in italics (kg of NH<sub>3</sub>-N per kg of total ammoniacal nitrogen content) for different scenarios of pig slurry and solid manure spreading.</i> .....	87
<i>Table 3.8. Allocation of excreted N and P quantities to the paddocks and emission factors for NO<sub>3</sub>, P, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O, for outdoor weaned piglet production on paddocks at a density of 10 sows per ha.</i> .....	89
<i>Table 3.9. Ammonia and nitrous oxide emissions from the building (in kg per pig) during pig fattening (from 57 to 115 kg) on a straw litter system at low animal density, depending on the season (summer, winter) and averaged over the year.</i> .....	90
<i>Table 3.10. Emission factors for ammonia and nitrous oxide for several pig housing systems based on our own calculations and values from the literature. Results are expressed as a percentage of excreted nitrogen. Uncertainty intervals are given in italics.</i> .....	91

<i>Table 3.11. Emission factors of carbon and nitrogen compounds during the composting process, as a percentage of initial C and initial N in manure. Uncertainty intervals are given in italics. ....</i>	92
<i>Table 3.12. Ammonia emissions (kg of NH<sub>3</sub>-N) for different scenarios of conventional crops fertilised with pig slurry (GAP) and with solid manure (RL), expressed per hectare of crop and per kg of crop produced. For organic crops fertilised with pig compost, ammonia emissions were supposed to be insignificant. Uncertainty intervals are given in italics. ....</i>	94
<i>Table 3.13. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> emissions during outdoor weaned piglet production for RL and OA compared to emissions during weaned piglet production in a slatted floor system for GAP. Results are expressed in g. ....</i>	95
<i>Table 3.14. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O emissions during finished piglet and pig production in straw litter systems at low animal density (RL and OA), compared to the emissions for a slatted floor system (GAP). For both stages, results are expressed in g per pig and in g per kg of pig. Uncertainty intervals are given in italics. ....</i>	97
<i>Table 3.15. Emission of carbon and nitrogen compounds during the composting process, in kg per tonne of pig manure compost containing 30% dry matter. Uncertainty intervals are given in italics. ....</i>	98
<i>Table 3.16. Emission inventory expressed in kg of each substance per 1000 kg of pig and per hectare of land used, for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios. For each substance, lowest value in bold. ....</i>	99
<i>Table 4.1. Inputs and yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Good Agricultural Practice scenario for the major crops used as ingredients for pig feed. ....</i>	110
<i>Table 4.2. Inputs and yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Red Label scenario for the major crops used as ingredients for pig feed. ....</i>	111
<i>Table 4.3. Inputs, yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Organic Agriculture scenario for the major crops used as ingredients for pig feed. ....</i>	112
<i>Table 4.4. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios ....</i>	113
<i>Table 4.5. Reference values, overall variability and realistic variability for field emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub>. ....</i>	116
<i>Table 4.6. Reference values, overall variability and realistic variability for weaning to slaughtering emissions of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O from buildings, manure storage and composting. ....</i>	117
<i>Table 4.7. The environmental impacts of pig production expressed per kg of pig and per hectare for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios. ....</i>	119
<i>Table 4.8. Compared environmental impact assessment of pig production (per kg of pig) by Cederberg (2002), Blonk et al. (1997), Carlsson-Kanyama (1998) and the GAP scenario (this study). ....</i>	124

<i>Table 5.1. Quantities of nitrogen (in tonnes) measured at the outlet of the catchment area; quantities transformed into Ulva biomass (in tonnes) and transformation rates (ratio of nitrogen transformed/nitrogen emitted) (%) for the two sites studied.</i> .....	151
<i>Table 5.2. Formalisation of the two major types of coastal eutrophication in Brittany for use with the LCA concept</i> .....	155
<i>Table 6.1. Main calibrated parameters of the INCA model for the three catchments</i> .....	178
<i>Table 6.2. Definition of contrasting catchment scenarios by combining catchment types, effective rainfall and historical nitrogen inputs in catchments.</i> .....	180
<i>Table 7.1. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice, Over Fertilised, Red Label and Organic Agriculture scenarios</i> .....	202
<i>Table 7.2. Characteristics of the catchment types</i> .....	203
<i>Table 7.3. The environmental impacts of the GAP scenario of pig production expressed per kg of pig and per hectare for eutrophication, climate change and acidification.</i> .....	206
<i>Tableau 8.1. Estimation de l'incertitude des résultats d'ACV pour trois scénarios de production de porc contrastés (GAP, RL, OA), grâce à l'usage de scénarios favorable et défavorable comparés à un scénario moyen de référence. Les écarts sont exprimés en % des valeurs du scénario de référence (Tableau 4.7, Chapitre 4).</i> ..	217
<i>Tableau 8.2. Inventaire des principales émissions exprimées en kg pour 1000 kg de porc et par hectare de surface utilisée, pour les scénarios conventionnel bonnes pratiques agricoles (GAP), Label Rouge Fermier D'Argoat (RL) et Agriculture biologique (OA). Pour chaque substance, la valeur la plus faible est en gras....</i>	221

# Liste des figures

<i>Figure 1.1. Cadre méthodologique de l'ACV : les quatre étapes d'une ACV (ISO 14040, 1997).</i> .....	31
<i>Figure 1.2. Représentation de l'inventaire environnemental (R : ressources consommées, E : Emissions) du système de produits (cycle de vie). Agrégation spatio-temporelle des données d'inventaire de chaque site et expression par unité fonctionnelle.</i> .....	33
<i>Figure 1.3. Etape de classification des données d'inventaire par catégorie d'impact dans la phase d'évaluation d'impact. D'après Owens (1999).</i> .....	35
<i>Figure 1.4. Cadre conceptuel pour définir les indicateurs de catégories (ISO 14042, 2000a, adapté par Guinée et al., 2002)</i> .....	36
<i>Figure 1.5. Typologie des variabilités et des incertitudes dans le cadre de la méthodologie ACV (Huijbregts, 1998a). Plutôt qu'incertitude liée aux paramètres, nous parlerons d'incertitude liée aux variables et aux paramètres.</i> .....	53
<i>Figure 1.6. Identification des variables clés. Distinction entre les variables qui présentent une faible incertitude et contribuent peu au résultat final (pas des variables clés) et variables qui présentent une grande incertitude et contribuent beaucoup au résultat final (variables clés). Toutes les situations intermédiaires devant être considérées avec précaution (peut-être une variable clé). D'après Heijungs (1996).</i> .....	57
<i>Figure 3.1. Simplified pig production life cycle, main characteristics of Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios and corresponding inventory data. Stages studied in this paper are designed by a red box.</i> .....	80
<i>Figure 4.1. Flow diagram for pig production showing the main processes for the production of crop inputs, crop production, production of feed ingredients and feeds and pig production.</i> .....	108
<i>Figure 4.2. Results for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic (OA) reference scenarios and for their favourable and unfavourable variants. Results are expressed as a percentage of the GAP reference scenario, a) per kg of pig, b) per hectare.</i> .....	120
<i>Figure 4.3. Contribution of feed to gain ratio (F/G), crop yield (CY), building and manure emissions (BE) and field emissions (FE) to uncertainty of LCA results for three scenarios of pig production, expressed per kg of pig and as a percentage of the GAP scenario. Vertical bars represent uncertainty as indicated by favourable and unfavourable scenario variants.</i> .....	121
<i>Figure 4.4. Contribution (in %) of litter production, building construction, crop and feed production, compost production, weaning to slaughtering and piglet production (the two last stages correspond to the breeding of</i>	

<i>pigs) to seven environmental impacts expressed per ha and as a percentage of the GAP scenario for three scenarios of pig production.....</i>	<i>122</i>
<i>Figure 4.5. Normalised environmental impacts (in %): impacts for 54.4 kg of pig live weight (annual per capita consumption) divided by the respective total per capita impacts for western Europe in 1995.....</i>	<i>125</i>
<i>Figure 5.1. Comparison of midpoint and endpoint indicators defined at different stages of the cause and effect chain for a target ecosystem. In the midpoint approach, the impact is calculated by multiplying the emission (E) by the generic characterisation factor (CF), while the endpoint calculation includes a fate factor (FF) for each pollutant in each compartment, and an effect factor (EF), representative of the sensitivity of the ecosystem....</i>	<i>142</i>
<i>Figure 5.2. Midpoint indicator for eutrophication. Agregation of inventory data into PO<sub>4</sub> equivalents. The fate of eutrophication substances in the environmental compartments (air, water, soil) is not considered; nor is the sensitivity of the environmental targets (terrestrial, freshwater or coastal ecosystems). .....</i>	<i>144</i>
<i>Figure 5.3. Logistic curve expressing the relationship between the concentration of a substance and the fraction of species affected in an ecosystem (Goedkoop et al., 1998). .....</i>	<i>145</i>
<i>Figure 5.4. Fate of nitrogen applied to the soil as fertiliser at various stages of the cause and effect chain in a catchment area connected with the most sensitive bay in Brittany (Saint Michel en Grèves). .....</i>	<i>152</i>
<i>Figure 5.5. Modelling the cause and effect chain for the eutrophication of coastal waters. Flux of nitrate emitted by leaching from agricultural fields (N<sub>1</sub>); flux transferred and transformed in the water compartment of the catchment area (N<sub>2</sub>); and flux transformed into confined biomass in the coastal ecosystem (N<sub>3</sub>). .....</i>	<i>158</i>
<i>Figure 6.1. Network of rivers, defining relatively small catchments in Brittany (France) and location of Stang Cau, Pouliou and Kervidy catchments. ....</i>	<i>174</i>
<i>Figure 6.2. Temporal variations of the water flow (mm d<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup>) for the catchments Stang Cau, Pouliou and Kervidy. ....</i>	<i>176</i>
<i>Figure 6.3. Temporal variations of nitrate concentration (mg NO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>) for the catchments Stang Cau, Pouliou and Kervidy. ....</i>	<i>177</i>
<i>Figure 6.4. Scenarios of the historical evolution of nitrogen inputs (as leachable nitrogen) in Brittany's catchments : the nitrogen inputs are stabilised at high (H), medium (M) and low (L) levels. The evolution of the land use as percentage of meadow / maize / cereal is given for each input scenario. ....</i>	<i>179</i>
<i>Figure 6.5. Nitrate fate factors versus nitrate reduction after catchment stabilisation for 27 scenarios of catchment combining three hydrological catchment types (K, S, P), three effective rainfall levels (1, 2 and 3 refer to low, medium and high effective rainfall respectively) and three nitrogen input scenarios (L=Low input, M=Medium input, H=high input). ....</i>	<i>181</i>
<i>Figure 6.6. Temporal variations of the nitrate fate factor and of the nitrogen input scenario (each point corresponds to a 9 year average) for the scenario KM3 combining the K catchment type, the medium input scenario and the third level of effective rainfall – illustration of the stocking, destocking and nitrogen transformation in riparian areas. ....</i>	<i>183</i>

*Figure 6.7. Temporal variations of the nitrate fate factor for the nine scenarios of the low input scenario (L) (a), the medium input scenario (M) (b) and the high input scenario (H) (c), combining the three hydrological types (K, S, P) and three levels of effective rainfall (1, 2 and 3 refer to low, medium and high effective rainfall respectively). ..... 184*

*Figure 6.8. Influence of the nitrate fate factor ( $FF_{NO_3}$ ) and different hypotheses of the fraction of nitrate lost as  $N_2O$  (EF) on LCA results (for 1 kg of pig) for eutrophication and climate change impact categories..... 186*

*Figure 7.1. Contribution of the uncertainty of field emissions (FE), building and manure emissions (BE), crop yield (CY) and feed to gain ratio (F/G) to the overall uncertainty for eutrophication, climate change and acidification per kg of pig produced for the GAP scenario. .... 207*

*Figure 7.2. Uncertainty of LCA results (per kg of pig) for eutrophication, climate change and acidification. Uncertainty for GAP corresponds to uncertainty due to the intra-system variability (uncertainty of technical parameters and emissions factors, see fig. 6.1). Other bars indicate differences relative to the reference result for the RL, OA and OF scenarios and when using 0.9 and 0.4 instead of 1 for the fate factor. .... 208*

# Résumé

La question traitée dans cette thèse a été celle de la fiabilité des résultats d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) appliquée aux productions agricoles. La production porcine a été prise comme cas d'étude. Construite autour du fil conducteur de l'incertitude des résultats d'ACV, cette thèse a eu pour objet de rechercher et hiérarchiser les sources d'incertitude de ces résultats, afin de contribuer à leur réduction. Cette réduction de l'incertitude peut être atteinte par une meilleure prise en compte de la variabilité des systèmes à la fois anthropiques et environnementaux. A cette fin, des références ont été produites sur la performance environnementale et son incertitude (à l'aide de scénarios favorable et défavorable) pour trois modes de production de porc contrastés répondant respectivement aux cahiers des charges de la production conventionnelle raisonnée, du label rouge fermier d'Arcoat et de l'agriculture biologique. L'influence de la qualité des pratiques de fertilisation a également été analysée en évaluant un quatrième scénario de production conventionnel sur-fertilisé. Pour ces scénarios moyens types, une distinction claire a été obtenue pour chaque indicateur, grâce à l'usage de références sur les émissions spécifiques des postes clé de ces systèmes. Le scénario label rouge est notamment apparu comme une alternative intéressante au scénario conventionnel. Pour chaque scénario des points faibles ont été mis en évidence, ainsi que d'importantes marges d'amélioration. L'incertitude liée aux modèles d'évaluation des impacts a été étudiée en analysant dans un premier temps les concepts sous-jacents et modèles employés en ACV pour les catégories d'impact affectant les écosystèmes (eutrophisation, effet de serre, toxicité, acidification). Dans un second temps, une analyse des sources de variabilité principales pour la catégorie eutrophisation aquatique, impact prépondérant pour les systèmes de production agricoles, a permis de proposer un cadre d'amélioration pour son évaluation. La mise en œuvre de ces propositions pour l'étape du devenir du nitrate dans les bassins versants a confirmé l'existence d'une importante marge d'amélioration pour évaluer l'eutrophisation aquatique. Elle a également permis de montrer la sensibilité du résultat du changement climatique à l'usage de ces facteurs de devenir du nitrate et l'importance du transfert potentiel de pollution depuis le compartiment eau (nitrate) vers le compartiment air (N<sub>2</sub>O) par le processus de dénitrification dans les zones humides. A l'échelle courante de mise en œuvre de

l'ACV, c'est à dire pour des systèmes de production moyens à une grande échelle (région, pays), la hiérarchisation finale des sources d'incertitude a permis d'identifier comme source principale d'incertitude, celle liée aux modèles d'évaluation des impacts. Pour produire une ACV comparative pertinente d'exploitations réelles, la connaissance et la modélisation des émissions directes sur le site d'exploitation, tenant compte des pratiques de l'agriculteur et du milieu, devraient être profondément améliorées.

Mots clés : Analyse de cycle de vie ; production agricole ; systèmes d'exploitation ; porc ; incertitude ; variabilité ; scénarios ; inventaire environnemental ; modèle de caractérisation des impacts ; eutrophisation aquatique ; unité fonctionnelle

# Abstract

This thesis addresses the reliability of the results of Life Cycle Assessment (LCA) studies applied to farming systems. Pig production was taken as a case study. The goals of this thesis were to analyse, rank and reduce the main sources of uncertainty of LCA results. Uncertainty can be reduced by a better integration of the variability of both human and environmental systems. To this end, data on the environmental performance and uncertainty (using favourable and unfavourable scenarios) of three contrasting pig production modes were produced : Good Agricultural Practice, the French Red Label and Organic Agriculture. The influence of fertilisation practises was also investigated through the assessment of a fourth over-fertilised scenario. For such average scenarios of pig production, a clear distinction was obtained for each environmental indicator, thanks to the use of specific inventory data for the key-processes of the studied systems. The Red Label scenario was shown to be an interesting alternative to the Good Agricultural Practice scenario. For each scenario, weak points were identified as well as important margins of improvement. The uncertainty due to the impact assessment models was studied first, by analysing the basic concepts and models used in LCA for the impact categories affecting natural ecosystems (eutrophication, climate change, toxicity, acidification). Secondly, the main sources of variability for aquatic eutrophication, considered as a major impact for farming systems, were investigated and proposals were made for improving the assessment of this impact. The implementation of these proposals with respect to the fate of nitrate in watersheds illustrated a major potential for the improvement of the assessment of aquatic eutrophication. It also revealed the sensitivity of the climate change result to these nitrate fate factors and the potential transfer of pollution from the water compartment (nitrate) to the air compartment (N<sub>2</sub>O) by the denitrification process in wetlands. In the framework of the application of LCA for average farming systems at the regional or country scale, the ranking of uncertainty sources showed that the uncertainty due to the impact assessment models was most important. If one wishes to produce a reliable comparative LCA of real farms, the knowledge and the modelling of direct emissions on the farm site, taking account of farmer practises and environmental conditions, should be strongly improved.

**Keywords:** Life Cycle Analysis; agricultural production; farming systems; pig; uncertainty; variability; scenarios; environmental inventory; characterisation model; aquatic eutrophication; functional unit



## Introduction

La production animale, et notamment celle de porc, semble suivre le plus souvent une dynamique d'agrégation par bassin de production qui peut s'accélérer en quelques décennies et structurer une bonne part de la vie économique et de la mise en place des filières agroalimentaires et des infrastructures de la zone concernée (Gaigné et al., 2002). Ce phénomène d'agrégation spatiale conduit à un haut niveau d'efficacité de l'ensemble de la filière, avec l'importation d'intrants et d'ingrédients alimentaires depuis l'outremer au niveau des ports, en passant par des économies d'échelle et de distance de transport pour les usines de fabrication et de transformation des produits animaux ou de leurs intrants. La concentration extrême de productions animales dans une région est en effet rendue possible par la délocalisation et l'importation de la production d'intrants tels que les ingrédients alimentaires, requérant beaucoup de surface. Cette spécialisation des zones de production rompt l'équilibre entre les volumes d'effluents produits et les capacités d'absorption locale du milieu (surfaces épandables), en d'autres mots, elle fait disparaître en partie le lien au sol des productions animales. Si des solutions de recours ne sont pas mises en œuvre pour le traitement et l'exportation de ces excédents d'effluents, la dégradation de l'ensemble des compartiments de l'environnement (eau, sol, air) est inéluctable au niveau du bassin de production.

En Bretagne, cette dégradation est avérée depuis plusieurs années, entraînant un rejet social des productions agricoles, rejet souvent cristallisé sur certaines d'entre elles. Bien que l'ensemble des productions agricoles soit impliqué dans cette dégradation de l'environnement, la production porcine, également victime de ses odeurs directement perceptibles par le voisinage, est la plus mise en cause dans ce cadre. La dégradation de la qualité des eaux continentales et côtières (« marées vertes »), est devenue un motif de rejet absolu d'un certain mode de production en particulier : la production intensive de porcs sur caillebotis.

La question de fond reste pourtant posée : dans le contexte de ces bassins de production, tient-on là le coupable de tous les problèmes ? Aucune étude globale n'a permis d'évaluer de façon objective l'ensemble des impacts environnementaux des différents modes de production existants et l'on sait le poids, dans le processus de dégradation de l'environnement, de la concentration elle-même des élevages. Or, la condamnation du « caillebotis » constituerait une sentence lourde à assumer sur les plans politique, social et économique. Sommes-nous bien là

dans la construction d'une démarche de développement durable ? Il paraîtrait douteux que cette démarche doive commencer par l'éradication pure et simple du mode de production dominant.

L'heure est donc aux bilans.

L'heure est à l'acquisition de références sur la performance environnementale de différents modes de production de porc. Cette demande unanime de l'ensemble des acteurs concernés (producteurs, associations de protection de l'environnement, pouvoirs publics, associations de consommateurs, instituts techniques, centres de recherche) a trouvé son expression au travers de la mise en place du Groupement d'Intérêt Scientifique « Porcherie Verte ». Cette demande posée à la recherche représente un défi scientifique et méthodologique nouveau, parce qu'il implique l'intégration de connaissances acquises par des disciplines très variées et la collaboration étroite entre ces disciplines.

Nombre d'outils ont pour objet l'évaluation environnementale des systèmes de production. Les approches, plus nombreuses, portant sur les fermes exclusivement s'opposent aux approches s'intéressant aux produits. Ces dernières ont vocation à prendre en compte l'ensemble des impacts attachés à un produit tout au long de ce qu'on appelle son cycle de vie, c'est à dire depuis l'extraction des ressources, jusqu'à la production des matériaux, des composants du produit et du produit lui-même, puis l'usage de ce produit, sa réutilisation, son recyclage ou sa mise en déchet finale (Guinée et al., 2002). La méthode Analyse de Cycle de Vie (ACV) a été identifiée comme pertinente pour l'évaluation des productions agricoles (van der Werf et Petit, 2002). Méthode d'évaluation environnementale globale, elle permet de tenir compte des impacts globaux tels que le changement climatique et des impacts régionaux tels que l'eutrophisation. Le concept de cycle de vie est aujourd'hui mis en avant dans le cadre de la Politique de Produit Intégrée définie par l'Union Européenne (Anonyme, 2003) qui établit que «...tout produit cause des dégradations à l'environnement d'une façon ou d'une autre, soit lors de sa fabrication, de son utilisation ou de sa mise en déchet. La politique intégrée sur le produit vise à minimiser ces impacts, en tenant compte de toutes les phases du cycle de vie du produit et en agissant là où cela est le plus efficace ».

Si la force des concepts sous-jacents à l'ACV est acquise, leur mise en œuvre a été et demeure l'objet de travaux scientifiques, parmi lesquels la question de l'adaptation de l'ACV aux productions agricoles est une des plus délicates. En lien avec les particularités de ce champ d'application, des questions méthodologiques spécifiques sont posées. Les systèmes de production agricole, d'une grande diversité, sont insérés dans un territoire et sont en

interaction avec leur milieu, le sol faisant à la fois partie de l'outil de production et de l'environnement. Les caractéristiques de ces systèmes, mais aussi leurs émissions vers l'environnement, présentent une grande variabilité. De plus, les productions agricoles contribuent surtout à des impacts de type régional, tels que l'eutrophisation ou l'acidification. Or, les impact régionaux sont très dépendants des caractéristiques du milieu, données généralement difficiles à prendre en compte dans le cadre d'une méthode globale telle que l'ACV. Un grand manque de références et de modèles appropriés pour évaluer la performance environnementale des systèmes de production agricole dans le cadre de l'ACV est par conséquent constaté. Ces manques engendrent une grande incertitude des résultats, portant atteinte à la crédibilité de la méthode elle-même et à son utilité.

Les travaux réalisés dans cette thèse sont organisés autour de la question de l'incertitude des résultats d'ACV appliquée à l'agriculture en général et à la production porcine en particulier. La notion d'incertitude réfère à un manque de connaissance concernant la valeur réelle d'une quantité. L'incertitude est inhérente à tous modes d'appréhension du réel, qui présente une variabilité intrinsèque, au moyen d'outils tels que des mesures, des modèles et des hypothèses. Dans ce travail, l'ensemble des types d'incertitude seront pris en considération, aussi bien celles liées aux paramètres ou données utilisés, aux modèles employés, qu'aux choix réalisés pour la mise en œuvre de la méthode (Huijbregts, 1998a).

Le premier chapitre présente, après avoir positionné la méthodologie ACV par rapport aux autres méthodes d'évaluation environnementale et après avoir posé son cadre formel, une analyse de la bibliographie concernant l'application de l'ACV aux productions agricoles, puis concernant la question de l'incertitude en ACV. Les besoins en recherche qui en découlent sont présentés au chapitre 2 et sont accompagnés des objectifs de la thèse. Le chapitre 3 présente les méthodes et références produites pour réaliser l'inventaire environnemental pour trois scénarios contrastés de production de porc. Le chapitre 4 présentent les résultats d'ACV, une estimation de leur incertitude, ainsi que l'identification des points faibles et des marges d'amélioration pour ces trois scénarios. Au chapitre 5, un diagnostic des bases conceptuelles et des modèles employés en ACV est réalisé et suivi de propositions pour améliorer l'évaluation de la catégorie d'impact eutrophisation aquatique dans le cadre de l'ACV. Le cadre défini au chapitre 5 est illustré au chapitre 6, où l'on décrit une démarche de prise en compte du devenir des nitrates dans les bassins versants pour l'évaluation de l'eutrophisation des eaux côtières. Au chapitre 7, les sources d'incertitude inventoriées sont hiérarchisées, notamment pour la catégorie d'impact eutrophisation. Enfin, l'ensemble des résultats obtenus

(apports méthodologiques et connaissances acquises) est récapitulé et discuté au chapitre 8, avant la proposition de recommandations de travail pour l'avenir.

## Bibliographie

Anonyme, 2003. Integrated Product Policy. Building on Environmental Life-Cycle Thinking. Communication from the commission to the Council and the European parliament commission of the European communities. Bruxelles, Belgique 18.6.2003, COM(2003) 302 final.

Gagné, C., Huiban, J-P., Schmitt, B., 2002. Activité économique et espace : les déterminants de la spécialisation. Working paper. Unité mixte de Recherche INRA-ENESAD en Economie et Sociologie Rurales. Disponible sur [http://www.dijon.inra.fr/esr/documents/WP2002\\_1.pdf](http://www.dijon.inra.fr/esr/documents/WP2002_1.pdf).

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Université de Leiden, Leiden, Pays-Bas.

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 LCA 3(5), 273-280.

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

# 1 L'Analyse de Cycle de Vie : un outil d'évaluation environnementale globale

## 1.1 L'ACV parmi les méthodes d'évaluation environnementale

Une grande variété de méthodes a été développée pour traiter la question des impacts environnementaux de l'agriculture (Mayrhofer et al., 1996 ; Audsley et al., 1997 ; Rossing et al., 1997 ; Lewis et Bardon, 1998 ; Pointereau et al., 1999 ; Rossier, 1999 ; Vilain, 1999 ; Girardin et al., 2000). Ces méthodes présentent une grande diversité selon leur objectif général (évaluation environnementale stricte ou évaluation de la durabilité, utilisateurs, objet d'étude, échelle), les limites du système étudié, le choix des objectifs environnementaux pris en compte, la nature des indicateurs permettant d'évaluer à quel degré les objectifs sont atteints, les méthodes d'interprétation (van der Werf et Petit, 2002 ; Payraudeau et van der Werf, 2005 ; Halberg et al., soumis).

Les méthodes d'évaluation environnementales sont conditionnées par les objectifs généraux et les utilisateurs finaux (Payraudeau et van der Werf, 2005). Elles sont adaptées à la question posée qui peut être d'ordre très local et très restreint ou d'ordre plus global. L'objectif peut être d'apporter des outils concrets pour améliorer des pratiques ou de fournir une évaluation la plus pertinente possible relativement à la réalité des phénomènes environnementaux. Cependant, il est intéressant de noter que l'évolution des méthodes d'évaluation a aussi été liée à une évolution de la prise de conscience des problèmes environnementaux. Historiquement, un point fondamental de différenciation des méthodes d'évaluation environnementale a concerné la délimitation du système étudié. Les premiers constats de dégradation de l'environnement avaient conduit à mettre au point des politiques de rémédiation, focalisées sur chaque site d'activité par exemple sur une usine. On pouvait alors parler d'approche orientée processus (« process-oriented »), c'est à dire tenant compte d'un site unique de fabrication. Les méthodes d'analyse de risque ou d'évaluation des impacts environnementaux font partie de ces approches. Les politiques orientées processus ont permis la résorption des situations à risque mais pas de l'ensemble des problèmes d'environnement (pluies acides, eutrophisation, dégradation de la couche d'ozone..). Le transfert de sources de

pollution multiples à l'échelle d'un territoire et accumulées au niveau de cibles sensibles, a ainsi été mieux pris en compte au travers de la mise au point des approches orientées produit (« product-oriented ») (Potting et Hauschild, 1997). Les impacts environnementaux en lien avec les types et quantités de produits consommés y sont analysés, plutôt que les émissions d'un seul site (Halberg et al., soumis). On y tient donc compte à la fois des ressources consommées et des émissions directes sur le site principal de production (par exemple la ferme) mais aussi des ressources consommées et émissions indirectes, c'est à dire celles associées à la fabrication des intrants du produit étudié. Ce type d'approche met en œuvre le concept d'analyse du cycle de vie.

La gamme d'objectifs environnementaux sélectionnés est également un élément de différenciation important des méthodes (van der Werf et Petit, 2002 ; Payraudeau et van der Werf, 2005). Pas toujours clairement explicités, les objectifs environnementaux pris en compte dans les méthodes peuvent couvrir une palette très restreinte (2 objectifs) ou très large (13) de problèmes environnementaux (van der Werf et Petit, 2002). Ils peuvent par ailleurs concerner des impacts dits régionaux tel que l'eutrophisation, ce qui est plus souvent le cas, ou également des impacts globaux tel que le changement climatique. Certains processus biophysiques ou certains choix techniques peuvent entraîner des transferts de pollution entre compartiments de l'environnement, mais aussi entre impacts environnementaux, notamment entre impacts régionaux et globaux. La prise en compte d'une part seulement des impacts environnementaux prépondérants pour un système étudié peut alors conduire à des conclusions et des recommandations fausses.

La pertinence d'une méthode d'évaluation environnementale repose par ailleurs sur la pertinence de ses indicateurs en lien avec les objectifs qu'elle s'est assignée. On peut distinguer les indicateurs fondés sur la description des pratiques (moyens), de ceux basés sur les effets de ces pratiques (résultats). Pour van der Werf et Petit (2002), ainsi que pour Payraudeau et van der Werf (2005), les indicateurs basés sur les effets doivent être préférés pour leur pertinence environnementale, mais aussi parce qu'ils laissent aux gestionnaires la liberté d'atteindre les objectifs en ajustant leurs pratiques à leur contexte de production.

Un dernier point est également souvent souligné, il s'agit de l'unité à laquelle rapporter les impacts. Pour Payraudeau et van der Werf (2005), les différentes fonctions de l'agriculture, à savoir la production de denrées agricoles et l'aménagement du territoire, doivent être prises en compte tour à tour, pour offrir des éclairages différents mais complémentaires des problèmes d'environnement liés aux productions agricoles. De fait, l'usage de l'une ou de l'autre des

unités fonctionnelles que sont le kilogramme de produit ou l'hectare de surface utilisée ont sur les résultats d'ACV des répercussions très significatives (Audsley et al., 1997 ; Haas et al., 2001 ; de Boer, 2003 ; Halberg et al., soumis). D'autres unités fonctionnelles pourraient d'ailleurs être proposées pour tenir compte d'autres fonctions de la production agricole, comme celle de permettre à un exploitant de vivre de son activité. Les résultats pourraient par exemple être exprimés par euro gagné.

Les ambitions de validation des méthodes d'évaluation sont souvent exclues du débat. Payraudeau et van der Werf (2005) ont cependant proposé une liste de points à valider : en commençant par la validation des concepts de la méthode et des indicateurs, la vérification de la cohérence des valeurs des indicateurs grâce à des valeurs observées, la validation de l'adéquation entre les indicateurs et méthodes employées et les utilisateurs finaux.

L'analyse des travaux sur les méthodes d'évaluation environnementale des productions agricoles (van der Werf et Petit, 2002 ; Payraudeau et van der Werf, 2005 ; Halberg et al., soumis) a conduit à l'élaboration de recommandations :

- L'ensemble des impacts environnementaux pertinents pour le système étudié de type régional et de type global doit être pris en compte, ainsi que l'ensemble des étapes de production (site principal de production et étapes amont).
- La mise au point et l'usage d'indicateurs basés sur les effets plutôt que sur les pratiques doivent être préférés, parce que le lien avec l'objectif environnemental est plus direct et que le choix des pratiques pour atteindre l'objectif est laissé à l'agriculteur. De plus, l'usage d'indicateurs sous la forme de valeurs quantifiées avec des unités est à préférer aux indicateurs donnant des scores (notes). Ces scores peuvent permettre une agrégation finale des résultats très aisée, mais leur validité est difficile à évaluer. De plus, le risque associé à cette agrégation finale est la compensation de « mauvais » résultats par des « bons » et la perte d'information concernant les points faibles des systèmes.
- Les différentes fonctions de l'agriculture doivent être prises en compte dans le mode d'expression des résultats.
- Les concepts et indicateurs employés doivent être validés, notamment en fonction de l'objectif de l'étude et des utilisateurs finaux mais aussi pour leur pertinence scientifique.

En suivant cette grille de recommandations, la méthode Analyse de Cycle de Vie a été sélectionnée pour sa pertinence dans l'évaluation des productions agricoles (van der Werf et Petit, 2002).

## 1.2 Cadre méthodologique et historique de l'ACV

### 1.2.1 Présentation du cadre méthodologique

Les termes essentiels de la thématique de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) sont définis dans un glossaire situé en annexe 1.

Selon ISO 14040 (1997), l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est « une technique d'évaluation des aspects environnementaux et des impacts environnementaux potentiels associés à un système de produits, par :

- Compilation d'un inventaire des entrants et des sortants pertinents d'un système de produits,
- Evaluation des impacts environnementaux potentiels associés à ces entrants et à ces sortants,
- Interprétation des résultats des phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation d'impact par rapport aux objectifs de l'étude ».

Selon ISO 14041 (1998a), « un système de produits est un ensemble de processus élémentaires liés par des flux de produits intermédiaires, qui remplissent une ou plusieurs fonctions définies. La propriété essentielle d'un système de produits est caractérisée par sa fonction et ne peut être définie seulement par ses produits finaux ». Ce système de produit correspond au *cycle de vie* du produit, c'est à dire que l'inventaire et les impacts potentiels sont étudiés tout au long du *cycle de vie* du produit : de l'acquisition de la matière première, à sa production, son utilisation et à sa destruction. On dit aussi : « du berceau à la tombe ». Les zones de protection (ou cibles générales) qu'il convient de considérer consistent en l'utilisation des ressources, la santé humaine et la santé des écosystèmes. La cible dénommée « état des matériaux » ou encore « environnement créé par l'homme » (bâtiment, infrastructures) est ajoutée par Guinée et al. (2002). A chacune de ces cibles correspondent plusieurs catégories d'impact de type global, comme le problème du changement climatique, ou de type régional comme l'eutrophisation, l'acidification.

L'ACV traite uniquement des impacts environnementaux d'un produit (système), ignorant ainsi les aspects financiers, politiques, sociaux et autres.

Pour la mise en œuvre de la méthode, un cadre méthodologique (Fig. 1.1) a été défini et formalisé en normes ISO 14040 à 14043 (ISO, 1997, 1998a, 1998b, 2000). Il comprend quatre étapes :

- 1) La définition du champ et des objectifs de l'étude
- 2) L'analyse de l'inventaire
- 3) L'évaluation des impacts
- 4) L'interprétation

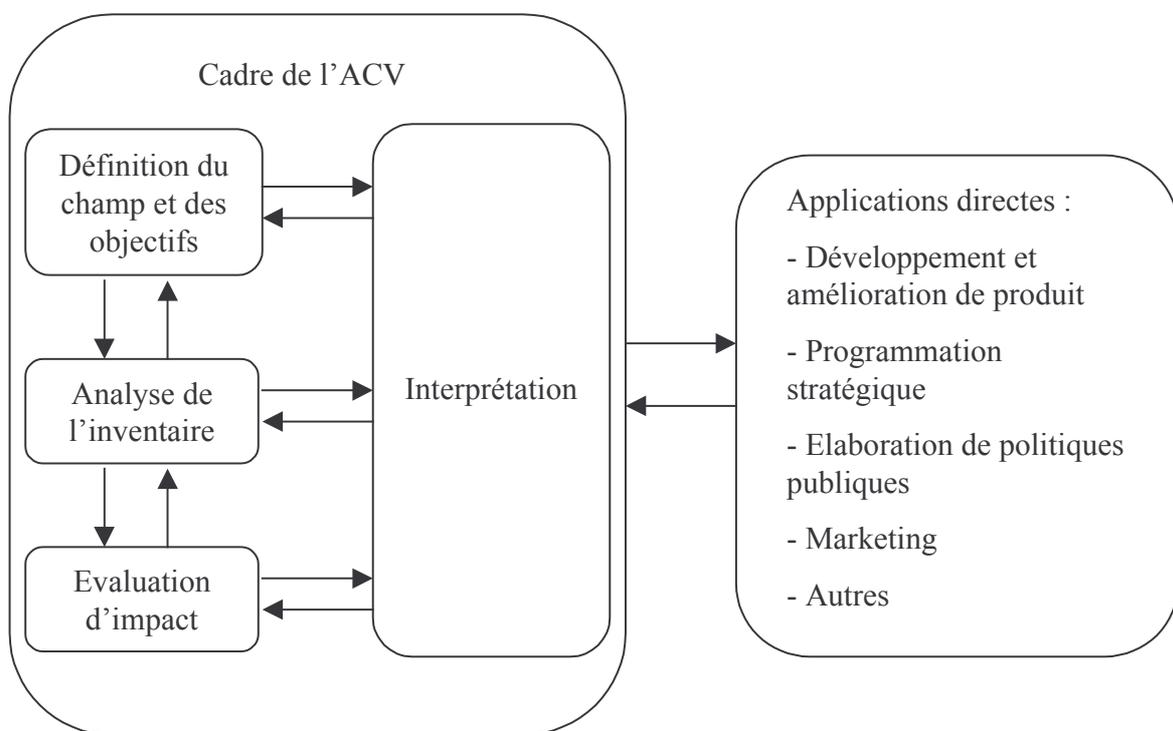


Figure 1.1. Cadre méthodologique de l'ACV : les quatre étapes d'une ACV (ISO 14040, 1997).

#### 1.2.1.1 La définition du champ et des objectifs de l'étude

C'est globalement dans cette étape que sont définis les objectifs de l'étude, son champ (étude et système étudié), la fonction étudiée, l'unité fonctionnelle et les flux correspondants.

Les objectifs de l'étude peuvent être très diversifiés selon le commanditaire de l'étude, politique, scientifique, technique... Par exemple, un chef d'entreprise peut chercher à évaluer la performance environnementale de ses produits (pour son usine). Un décideur politique peut

chercher un outil d'aide à la décision pour l'octroi d'une subvention. Enfin, l'objectif peut être simplement de faire progresser la compréhension des problèmes environnementaux liés à un produit, l'objectif est alors scientifique.

La définition du champ découle de cet objectif, notamment le système étudié et l'échelle concernée seront très différents entre l'ACV d'un chef d'entreprise (le système étudié est celui connecté à son produit) et celle commanditée par un ministre, qui pourra par exemple être réalisée à l'échelle d'un territoire entier. Le choix des données employées devra s'envisager au regard de cet objectif. Le système de produits (l'ensemble des processus économiques pris en compte) est défini, c'est à dire que les limites du système à la fois par rapport à son environnement et par rapport aux autres systèmes de produits sont posées. Le diagramme des flux pour ce système de produits est élaboré. L'objectif influence finalement aussi le choix de la fonction étudiée et de l'unité fonctionnelle (UF) qui la caractérise. En effet, l'unité fonctionnelle est sensée représenter la fonction du système étudiée et c'est à cette unité que les impacts environnementaux seront rapportés. Par exemple, un kilogramme de porc produit est une unité fonctionnelle qui reflète la fonction de producteur de viande de porc comme bien du marché, alors qu'un hectare de surface agricole utilisée représente une fonction de producteur de biens non marchands (services environnementaux). Selon le positionnement de l'étude ou bien son contexte, l'UF choisie pourra être différente.

#### 1.2.1.2 L'analyse de l'inventaire

Au cours de l'*analyse de l'inventaire*, les limites du système étudié sont d'abord définies. Ces limites séparent le système du reste du monde. Trois types de limites peuvent être distingués :

1. les limites entre le système de produits et le système environnemental
2. les limites entre les procédés importants et les procédés jugés négligeables en terme de contribution pour le système de produit
3. les limites entre le système de produits considéré et les autres systèmes de produits. Des règles d'allocation permettent de répartir les flux (entrants et sortants) entre les produits issus d'un système de produits multifonctionnel.

Les ressources consommées et les émissions dans l'air, l'eau et le sol sont quantifiées pour chaque étape du *cycle de vie* du produit. Une fois quantifiées, ces *données d'inventaire*

(émissions et ressources) sont agrégées tout au long du cycle de vie et exprimées par *unité fonctionnelle*. Chaque donnée présente originellement des caractéristiques spatiale (lieu d'émission) et temporelle (moment d'émission), qui sont perdues lors de cette agrégation (Fig. 1.2).

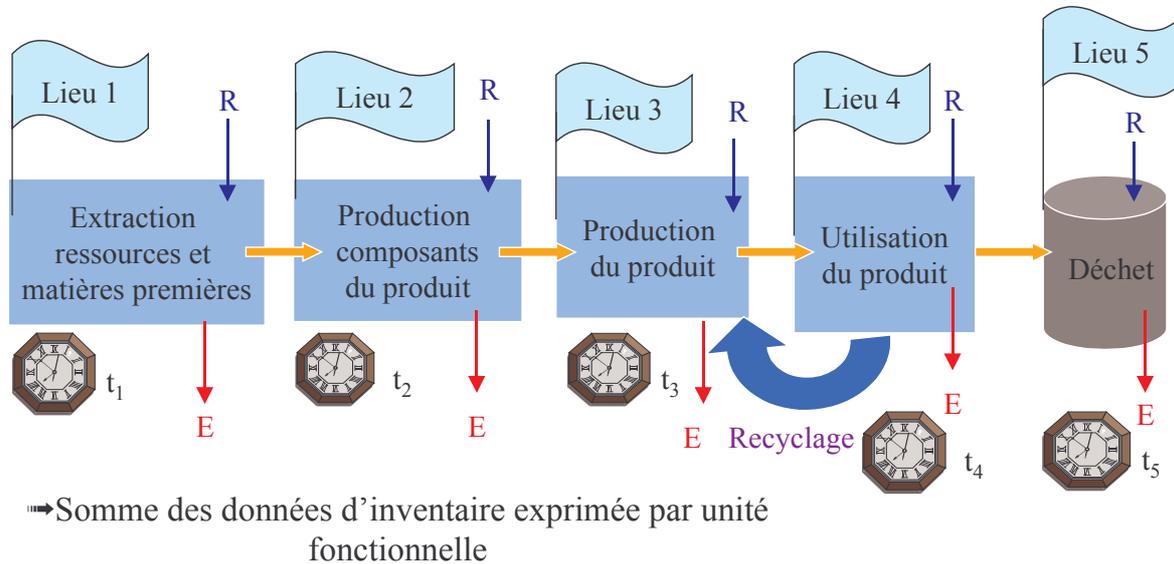


Figure 1.2. Représentation de l'inventaire environnemental (R : ressources consommées, E : Emissions) du système de produits (cycle de vie). Agrégation spatio-temporelle des données d'inventaire de chaque site et expression par unité fonctionnelle.

### 1.2.1.3 L'évaluation des impacts

La phase d'*évaluation d'impact* comprend trois étapes obligatoires. Des questions environnementales appelées *catégories d'impact* (Tableau 1.1) sont d'abord sélectionnées et un *indicateur* est défini ou choisi pour chaque catégorie d'impact ainsi qu'un *modèle de caractérisation*. Ce modèle permettra d'établir une relation quantitative entre les *données d'inventaire* et l'*indicateur*, au travers de *facteurs de caractérisation*. La seconde étape correspond à la *classification*, où chaque donnée d'inventaire est assignée à une catégorie d'impact (Fig. 1.3).

Enfin, la dernière étape obligatoire prévoit le calcul des valeurs d'indicateurs. Pour une catégorie d'impact donnée, une *méthode de caractérisation* est ainsi mise au point ou choisie au travers d'un *indicateur* de catégorie, d'un *modèle de caractérisation* et de *facteurs de caractérisation* issus du modèle. La définition de l'indicateur de catégorie, la mise au point des modèles de caractérisation et le calcul des facteurs de caractérisation ont fait l'objet de

travaux scientifiques depuis plusieurs décennies et sont encore en cours d'élaboration ou d'amélioration pour certaines catégories.

Tableau 1.1. Catégories d'impact de base et complémentaires à prendre en compte dans une ACV (Guinée et al., 2002).

Catégories d'impact de base	Catégories d'impact complémentaires selon les études
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Consommation de ressources abiotiques</li> <li>▪ Impacts liés à l'usage de surface : compétition pour l'espace</li> <li>▪ Changement climatique</li> <li>▪ Dégradation de l'ozone stratosphérique</li> <li>▪ Toxicité humaine</li> <li>▪ Toxicité écologique des eaux douces, des eaux marines et des écosystèmes terrestres</li> <li>▪ Formation de photo-oxidant</li> <li>▪ Acidification</li> <li>▪ Eutrophisation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Impacts liés à l'usage de surface : dégradation de la fonction de support de vie ; diminution de la biodiversité</li> <li>▪ Toxicité écologique des sédiments d'eaux douces et des sédiments marins</li> <li>▪ Impacts d'irradiations ionisantes</li> <li>▪ Odeurs</li> <li>▪ Bruits</li> <li>▪ Production de chaleur</li> <li>▪ ...</li> </ul>

Par la structure même de l'ACV (cf. figure 1.2 : agrégation des données d'inventaire dans l'espace et le temps), mais aussi par nécessité d'un modèle simple pour prendre en compte l'ensemble des problèmes environnementaux, les modèles de caractérisation employés dans la phase de caractérisation de l'ACV sont généralement dépourvus de différenciation spatiale et temporelle et ne tiennent pas compte des processus non linéaires. Pour des catégories d'impact régionales telles que l'eutrophisation ou l'acidification, ces simplifications ont été jugées excessives de façon récurrente (Finnveden et al., 1992 ; Potting et Blok, 1994 ; Nichols et al., 1996 ; Potting et Hauschild, 1997 ; Finnveden et Potting, 1999 ; Udo de Haes et al., 1999 ; Heijungs et al., 2003).

Des travaux de complexification de ces modèles sont entrepris en accord avec les recommandations du SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) pour rendre les résultats d'ACV plus pertinents. Différents niveaux de complexité peuvent ou doivent être envisagés pour la phase de caractérisation, en fonction des objectifs de l'étude.

La figure 1.4 présente le cadre conceptuel pour définir les indicateurs de catégorie d'impact. Les indicateurs pour chacune de ces catégories sont définis le plus souvent à un niveau intermédiaire de la chaîne de cause à effet, niveau appelé « midpoint » ou point intermédiaire. Par comparaison, le niveau final de la chaîne de cause à effet qui correspond à la cible finale subissant l'impact dans la réalité, est appelée « endpoint » ou point final.

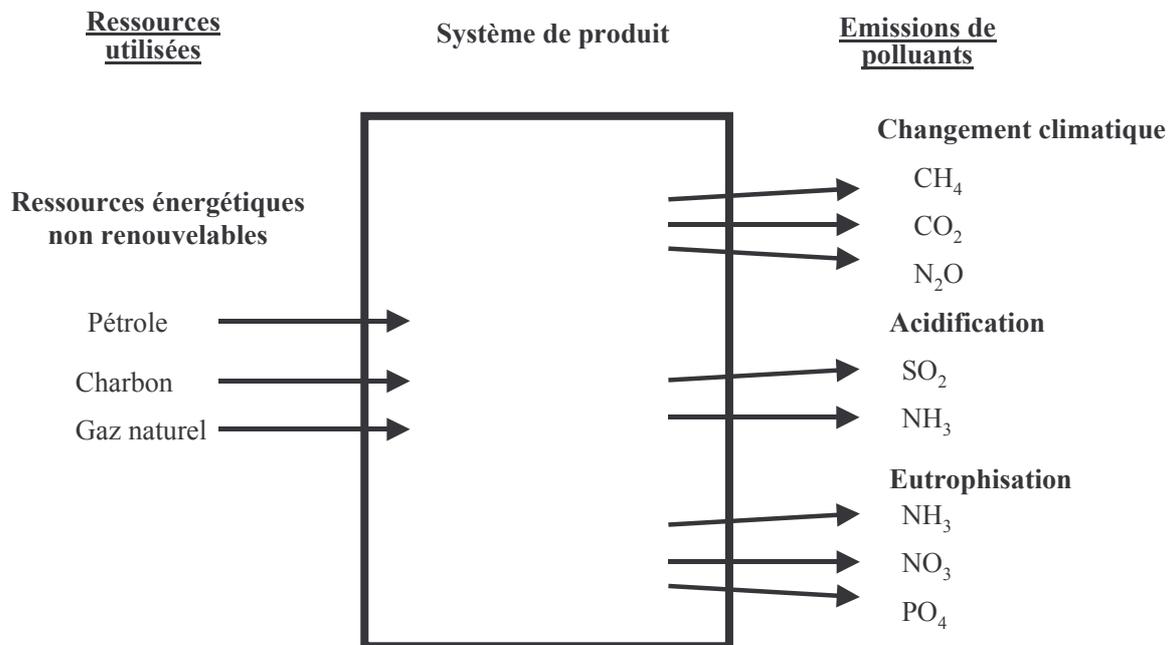


Figure 1.3. Etape de classification des données d'inventaire par catégorie d'impact dans la phase d'évaluation d'impact. D'après Owens (1999).

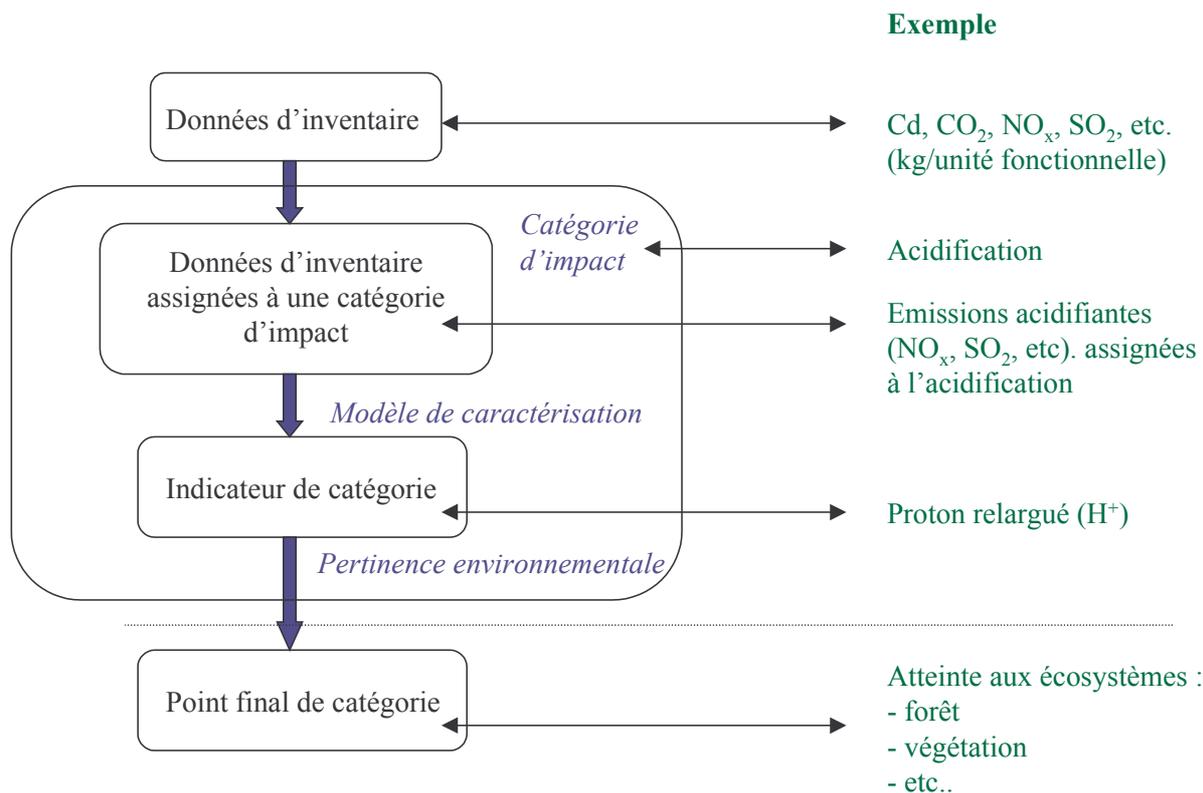


Figure 1.4. Cadre conceptuel pour définir les indicateurs de catégories (ISO 14042, 2000a, adapté par Guinée et al., 2002)

Les praticiens peuvent choisir différents jeux de facteurs de caractérisation parmi ceux proposés par les équipes de recherche sur l'ACV et consignés dans leurs publications et dans des logiciels de calcul des impacts. Guinée et al. (2002) ont fait la synthèse de l'état de l'art de ces facteurs de caractérisation. Pour certaines catégories d'impact, quelques facteurs de caractérisation retenus sont présentés au tableau 1.2 à titre d'illustration. Ces facteurs permettent la conversion des données d'inventaire assignées à une catégorie d'impact en une unité d'impact commune, selon l'équation linéaire suivante :

$$I_i = \sum E_x * FC_{i,x}$$

Où :  $I_i$  est le résultat d'impact pour la catégorie d'impact  $i$

$E_x$  est la donnée d'inventaire (émission ou ressource) de la substance  $x$

$FC_{i,x}$  est le facteur de caractérisation de la substance  $x$  pour la catégorie  $i$

A partir des données d'inventaire nombreuses, un nombre limité de résultats d'impact est ainsi obtenu.

Tableau 1.2. Facteurs de caractérisation pour trois catégories d'impact et quelques émissions vers l'air et vers l'eau selon Guinée et al. (2002).

	Eutrophisation (en kg éq. PO <sub>4</sub> )	Acidification (en kg éq. SO <sub>2</sub> )	Effet de serre (à 100 ans) (en kg éq. CO <sub>2</sub> )
CO <sub>2</sub> , air			1
CH <sub>4</sub> , air			21
N <sub>2</sub> O, air			310
NH <sub>3</sub> , air	0,35	1,6	
NO <sub>x</sub> , air	0,13	0,5	
SO <sub>2</sub> , air		1,2	
NO <sub>3</sub> , eau	0,1		
PO <sub>4</sub> , eau	1		

La normalisation, le regroupement, la pondération notamment, sont des étapes optionnelles.

#### 1.2.1.4 L'interprétation

C'est la phase où l'on évalue la valeur et la robustesse de tous les résultats, choix et hypothèses. Les objectifs initiaux de l'étude sont repris pour évaluer les résultats et proposer des conclusions voire des recommandations adaptées.

#### 1.2.1.5 Mise au point terminologique

L'ACV souvent présentée comme un « modèle », est en fait une méthodologie qui décrit un enchaînement de modules : *description du système étudié et de ses pratiques, inventaire environnemental, évaluation d'impact, éventuelles pondération et agrégation....* Dans cet enchaînement, les variables de sortie du premier module sont les variables d'entrée du second et ainsi de suite. Cependant, le calcul des variables de sortie de chaque module peut faire intervenir soit des données de la bibliographie, soit des modèles paramétrés spécifiquement pour ce calcul dans les conditions de l'étude. Un très grand nombre d'informations ou de données est dans tous les cas nécessaire.

Dans le cas de l'usage de modèles réels, par exemple de calcul biophysiques, la notion de paramètre pourra être employée à raison. Leur renseignement nécessitera soit la connaissance de valeurs mesurées soit un calage. Dans les autres cas, on emploie parfois abusivement le terme de paramètres pour de simples données ou même pour des variables d'entrée ou de

sortie, en considérant encore une fois l'ensemble de la méthodologie ACV comme un modèle. Dans le reste du document, la notion de paramètre ne sera employée que pour décrire un élément constitutif d'un modèle de calcul ou de simulation (qui peut nécessiter des données) et la notion de données pour toute information de base, nécessaire à la mise en œuvre de la méthode.

## 1.2.2 Historique

L'origine de l'ACV remonte à la fin des années 60, où des chercheurs américains, anglais, suédois et suisses développent des modèles pour analyser l'utilisation de matériaux bruts et d'énergie associée à des systèmes de production. Progressivement, ces modèles (comme le modèle américain REPA : « Resource and Environment Profile Analysis ») considèrent une gamme de plus en plus large d'aspects environnementaux. Bientôt, la réflexion porte sur les moyens d'interpréter ces données d'inventaire environnemental selon les points de vue de l'environnement et de la santé humaine, impliquant l'agrégation des émissions en catégories physiques et l'usage d'indices de pondération entre émissions ou ressources consommées. La définition de catégories environnementales est également explorée, mais la mise au point des indices de pondération, basés simplement sur un rapport massique entre éléments, animent une controverse qui conduit à l'abandon de cette approche. Dans le contexte des deux crises énergétiques des années 70, la plupart des études se focalisent uniquement sur l'efficacité énergétique des systèmes. C'est à la fin des années 80 que l'intérêt pour la méthodologie ACV renaît, poussé par la problématique des déchets solides. Des méthodes diverses et variées se développent, dépourvues généralement d'une évaluation d'impact explicite. Elles font en fait l'hypothèse implicite que prendre en compte des émissions, des consommations d'énergie et des déchets solides revient à évaluer des impacts sur l'environnement. Face aux controverses et débats qui en résultent, la nécessité de créer une étape transparente et explicite d'évaluation d'impact devient évidente. Un colloque du SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) en 1992 en Floride permet l'élaboration du premier cadre de la phase d'évaluation d'impact de l'ACV sur la base de concepts clés :

- L'usage de catégories clairement explicitées pour l'évaluation
- Une procédure en plusieurs étapes clairement identifiées
- Une première tentative pour utiliser des mécanismes basés sur des connaissances scientifiques afin de décrire les catégories d'impact

- L'usage de facteurs d'équivalence pour chaque catégorie pour convertir des paramètres unitaires selon une base commune afin de pouvoir les agréger.

Ce premier cadre a été soutenu et enrichi par les travaux de l'USEPA (USEPA, 1995) et du Conseil des ministres nordiques (Nordic Council of Ministers, 1995).

Depuis 1992, l'état de l'art de la phase d'évaluation d'impact de l'ACV continue d'évoluer, grâce aux travaux du SETAC et de l'ISO (International Organization for Standardization), dans lesquels sont impliqués des équipes de recherche au niveau international.

La première norme ISO 14040 présentant les principes et le cadre de l'ACV sort en 1997. Résultat d'un consensus international, elle décrit un cadre méthodologique en quatre étapes. La norme ISO 14041 (1998a), présente ensuite les étapes 1 et 2, respectivement de définition du champ et des objectifs et d'analyse de l'inventaire. La norme ISO 14042 (1998b) décrit la phase d'évaluation d'impact et enfin, la norme ISO 14043 (2000) présente la dernière étape : celle de l'interprétation.

Après une mise au point de la méthode pour le champ d'application de l'industrie, la mise en œuvre de la méthode pour les systèmes agricoles commence au début des années 90. En 1997, Audsley est le coordinateur d'une action concertée programmée par la Commission Européenne pour l'harmonisation de l'évaluation environnementale du cycle de vie pour l'agriculture (Audsley et al., 1997) (cf. 1.3).

Parmi les méthodes d'évaluation environnementale, l'Analyse du Cycle de Vie est aujourd'hui recommandée internationalement (Union Européenne et Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Anonyme, 2003).

### 1.3 Application de l'ACV aux systèmes de production agricole

Depuis plus d'une dizaine d'années, la méthodologie ACV est appliquée à une grande variété de productions agricoles aussi bien végétales (Audsley et al., 1997 ; Carlsson-Kanyama, 1998 ; Brentrup et al., 2001 ; Brentrup, 2003) qu'animales (Blonk et al., 1997 ; Carlsson-Kanyama, 1998 ; Cederberg et Mattsson, 2000 ; Haas et al., 2001 ; Cederberg et Darelius, 2002 ; Spies et al., 2002 ; de Boer, 2003), ou tous types de productions confondues (Rossier et Gaillard, 2001), ainsi que pour la production de cultures énergétiques (Patyk et al., 2000), ou pour le traitement des effluents d'élevage (Sandars et al., 2003). Ces ACV ont pour objet à la fois de comparer la performance environnementale de différents modes de production d'une

même fonction et d'identifier pour chacun, des points critiques du cycle de vie où faire porter prioritairement les efforts.

Des modes de production conventionnel, intensif, extensif, biologique ont fait l'objet de plusieurs études comparatives pour la production laitière (Mattsson, 1999 ; Cederberg et Mattsson, 2000 ; Haas et al., 2001 ; de Boer, 2003), la production de blé (Audsley et al., 1997) et la production d'aliments pour bébé (Mattsson, 1999 : purée de carottes). La fonction de production de viande a également été étudiée par une ACV des viandes bovine et porcine (Cederberg et Darelus, 2002). D'autres ACV comparatives ont porté sur des points plus précis, notamment la comparaison de différentes pratiques de fertilisation (Brentrup et al., 2001 : betterave sucrière ; Brentrup, 2003 : blé d'hiver) ou de différents modes d'épandage du lisier (Sandars et al., 2003). Enfin, de nombreuses ACV portent sur un seul produit selon le mode de production le plus répandu (Blonk et al., 1997 : porc conventionnel aux Pays-Bas ; Carlsson-Kanyama, 1998 : porc conventionnel en Suède ; Spies et al., 2002 : volaille conventionnelle).

Plusieurs travaux traitent la question de l'adaptation de l'ACV aux productions agricoles, surtout au travers de la production végétale (Wegener Sleeswijk et al., 1997 ; Audsley et al., 1997 ; Mattsson, 1999 ; Cowell et Clift, 2000 ; Brentrup, 2003) et dans une moindre mesure pour la production animale avec le travail de de Boer (2003) sur la comparabilité des études ACV du lait.

L'ensemble des ACV inventoriées ainsi que ces travaux plus méthodologiques ont permis :

- ✓ D'identifier les problèmes méthodologiques liés à l'application de l'ACV aux productions agricoles (1.3.1)
- ✓ De produire une vision globale des problèmes d'environnement des productions agricoles (1.3.2)
- ✓ De conclure sur les particularités des systèmes agricoles pour une mise en œuvre de l'ACV (1.3.3)

### 1.3.1 Quels problèmes méthodologiques liés à l'application de l'ACV aux productions agricoles ?

Les principales difficultés méthodologiques identifiées concernent le choix de l'unité fonctionnelle, le choix de l'objet d'étude (définition des limites du système et règles d'allocation), l'origine et la qualité des données (description du système et inventaire environnemental) ainsi que le choix des facteurs de caractérisation dans la phase d'évaluation

d'impact. Enfin, un certain nombre de catégories d'impact sont jugées manquantes ou mal traitées pour l'évaluation de la performance environnementale des productions agricoles.

#### 1.3.1.1 Choix de l'unité fonctionnelle

Si selon Audsley et al. (1997), l'unité fonctionnelle (UF) est une mesure de la performance du système, il s'agit dans la pratique le plus souvent de la performance en termes de production (de Boer, 2003), à la fois en termes de quantité et de qualité de l'unité produite (Wegener Sleeswijk et al., 1997). En effet pour Wegener Sleeswijk et al. (1997), en comparant différentes alternatives, une UF obtenue avec chaque mode de production doit être absolument interchangeable au regard de la fonction étudiée, qui est elle définie au niveau de l'objectif de l'évaluation. On citera notamment, l'unité fonctionnelle sur le cas du blé d'hiver correspondant à la quantité de blé contenant 102 kg de protéines (Audsley et al., 1997), celle de l'ACV du lait consistant en 1000 kg de lait corrigé en énergie quittant la ferme (Cederberg et Mattsson, 2000), celle de l'ACV comparée des viandes porcine et bovine : un kg de viande sans os ni graisse, soit la part mangeable du produit (Cederberg et Darelus, 2002), ou encore celle de l'ACV de la betterave sucrière sous forme d'une tonne de sucre extractible (Brentrup et al., 2001).

Pour Audsley et al. (1997), les autres fonctions du système, à savoir la préservation de la qualité du sol ou encore la protection du paysage, sont considérées comme des impacts, c'est à dire qu'on ne préjuge pas de la nature de l'effet : positif (fonction) ou négatif (impact). Cependant, nombreux sont les auteurs qui les considèrent comme des fonctions du système et expriment dans ce cadre les résultats par hectare de surface utilisée ou même pour la ferme entière (Haas et al., 2001). Ils constatent alors la sensibilité du résultat au choix de l'UF (Audsley et al., 1997 ; Haas et al., 2001 ; Cederberg et Darelus, 2002). Le choix de l'UF en fonction du type de catégorie d'impact a été proposé (Haas et al., 2001 ; de Boer, 2003). Pour les catégories d'impact global, le kg et l'ha peuvent être employés, mais pour les catégories d'impact régional, l'ha est préféré. Enfin, pour des catégories d'impact telles que la biodiversité, le paysage ou le bien-être des animaux, l'UF est la ferme entière (Haas et al., 2001). De Boer (2003) considère qu'en rapportant les impacts environnementaux à la masse de produit, on tient compte à la fois de l'efficacité de la production et des impacts environnementaux. En rapportant seulement à la surface utilisée, par contre, on ne tient compte que de la dimension environnementale. Cette proposition rejoint les commentaires de certains auteurs sur les limites de l'expression des impacts par kg de produit pour les systèmes

agricoles. Compte tenu de l'importance du lien au sol de la production agricole, la concentration spatiale des activités et de leurs pollutions est jugée importante à prendre en compte (Cederberg et Darelius, 2002).

#### 1.3.1.2 Choix de l'objet d'étude

La question de savoir comment choisir l'objet d'étude pour comparer les systèmes d'un point de vue général est une question fondamentale (de Boer, 2003). En général, seule la phase agricole est prise en compte, ce dont le choix des UF témoignait déjà. Une part de l'étape industrielle suivante est parfois intégrée (Blonk et al., 1997 : seulement abatage et boucherie) voire pratiquement tout le cycle de vie (Carlsson-Kanyama, 1998). La problématique adressée concerne alors plus celle de la consommation que de la production agricole.

La question des limites du système de produit étudié se pose à l'interface entre :

- ✓ Le système et son environnement
- ✓ Le système et d'autres systèmes de produits

La démarche de l'allocation est directement liée à la délimitation du système étudié. Plus le système est vaste à tous points de vue (spatial, temporel, systèmes de produits), moins le recours aux allocations est nécessaire.

Concernant tout d'abord la définition des limites du système par rapport à son environnement, la question du statut du sol est centrale, compte tenu de sa position commune dans le système de production et dans l'environnement. Wegener Sleeswijk et al. (1997) estiment que le sol doit être considéré comme faisant partie de l'environnement. Audsley et al. (1997) et Cowell et Clift (2000) considèrent eux, que l'appartenance du sol au système étudié doit être limitée à la période sur laquelle le système est évalué. Après cette période, le sol quitte le système, dans un état éventuellement différent de son état initial, comme tout autre intrant de la production (Cowell et Clift, 2000). Si l'on veut tenir compte de l'impact du système sur le sol, il faut intégrer les éléments de ce système susceptibles d'avoir un effet sur le sol. Les effets des opérations culturales au cours d'une saison de production doivent être pris en compte mais aussi ceux des interventions culturales peu fréquentes dans la rotation (ex : le chaulage, apport d'amendements organiques, de fertilisation de fond : P, K...) (Van Zeijts et al., 1999) et ceux de la succession des cultures. Si les limites du système seront à adapter à l'objectif de l'ACV, plus ces limites seront réduites dans l'espace et dans le temps, plus le recours aux allocations sera nécessaire pour tenir compte de l'influence des interventions culturales et de la rotation sur le résultat d'impact.

La délimitation spatiale du sol pose également question. Pour Audsley et al. (1997), le sol est inclus dans le système de produits jusqu'à la limite de la nappe. Pour Cederberg et Darelius, (2002), le sol fait partie du système jusqu'à une profondeur de 1 mètre.

Concernant la délimitation du système de produits par rapport à d'autres systèmes de produits, il s'agit le plus souvent de cas de co-production, c'est à dire de systèmes de produits fournissant plusieurs produits. Pour l'attribution des impacts aux différents co-produits, Audsley et al. (1997) donnent par ordre de préférence : la méthode d'allocation par l'extension du système, l'allocation sur la base d'une causalité physique et en dernier l'allocation sur la base économique. Ces propositions ne font pas l'objet d'un consensus et la base économique est sans doute la plus répandue dans la pratique. Le choix de la règle d'allocation constitue une source d'incertitude des résultats.

#### 1.3.1.3 Origine et qualité des données

L'origine et la qualité des données sont dictées par les objectifs de l'étude. Elles concernent à la fois les étapes de description du système et d'analyse de l'inventaire. Les données doivent permettre de rendre compte des différences réelles entre les systèmes étudiés et non des différences de collecte et de méthodologies employées (Audsley et al., 1997).

Trois modes d'acquisition de données sont rencontrés pour décrire les systèmes de production agricole étudiés en ACV. Le premier mode correspond à l'enquête de fermes réelles (Mattsson, 1999 ; Cederberg et Mattsson, 2000 ; Rossier et Gaillard, 2001 ; Haas et al., 2001 ; Cederberg et Darelius, 2002). Par exemple, Haas et al. (2001) ont fonctionné avec des échantillons de fermes réelles pour comparer trois modes de production avec 6 fermes par mode. D'autres travaux sont fondés sur l'étude d'une seule ferme jugée représentative d'un mode (ce qui est en soi un postulat à valider) et présentant des données disponibles de bonne qualité (Mattsson, 1999 ; Cederberg et Mattsson, 2000 ; Cederberg et Darelius, 2002). Les résultats d'ACV sont également souvent produits en étudiant des fermes expérimentales ou des expérimentations (Brentrup et al., 2001 ; Iepema et Pijnenburg, 2001). La question de la représentativité de ces fermes expérimentales, utilisées pour la qualité des données dont elles disposent, peut être posée (de Boer, 2003). Enfin, certaines ACV sont menées sur la base de fermes ou systèmes de produits virtuels moyens à l'échelle d'un pays ou d'une région, avec des données statistiques et des avis d'experts pour décrire leur performance technique (Audsley et al., 1997 ; Blonk et al., 1997 ; Carlsson-Kanyama, 1998 ; van der Werf et al., 2005).

Que l'on emploie des données issues de fermes réelles, de fermes expérimentales, ou de données moyennes à l'échelle d'une région ou d'un pays, l'objectif implicite de ces travaux est de produire des résultats d'ACV représentatifs de systèmes de production moyens. La description des données est souvent accompagnée d'une discussion sur leur qualité (1.4.2).

La phase d'analyse de l'inventaire, pourtant cruciale pour le résultat d'ACV, fait souvent l'objet d'un manque de transparence ou tout simplement d'une grande imprécision. Il est alors extrêmement difficile d'évaluer la qualité du résultat et de le comparer à aucun autre. Le choix des méthodes et des données employées pour l'analyse de l'inventaire est le plus souvent guidé par une nécessité pragmatique. En effet, cette étape est confrontée à la fois à la diversité des systèmes de production agricole et au manque de références spécifiques sur leurs émissions (Audsley et al., 1997 ; de Boer, 2003). La gamme des méthodes employées pour estimer émissions et ressources utilisées des systèmes est très vaste, allant de la simple ressource bibliographique, à l'usage de modèles complexes tenant compte des paramètres clés de la variabilité de l'émission, en passant par l'avis d'experts (Mattsson, 1999 ; Patyk et al., 2000 ; Brentrup et al., 2001 ; Cederberg et Darelus, 2002 ; Sandars et al., 2003). Des bilans entrées-sorties au niveau de l'exploitation sont souvent employés, soit pour valider la fiabilité des estimations (Audsley et al., 1997), soit pour donner une indication sur les systèmes (Mattsson, 1999), soit directement pour l'estimation des émissions (Audsley et al., 1997 : émission de métaux lourds vers le sol ; Blonk et al., 1997 ; Haas et al., 2001). Les références bibliographiques employées sont parfois issues d'institutions reconnues (IPCC, ECETOC, ...) et font l'objet d'un consensus, mais elles constituent des références très globales sur les systèmes agricoles, qui ne permettent pas toujours de rendre compte de leur diversité en termes de structure et de pratiques, ainsi que de la variabilité des émissions liée aux aléas du milieu (de Boer, 2003).

Le problème de la variabilité des émissions diffuses au champ est soulevé de façon récurrente. Par comparaison avec le déterminisme des flux lors d'un processus industriel, celui des flux lors d'un processus agricole est soumis à des perturbations d'ordre pédo-climatique (Gosse et Mérimot, 1997 ; Blonk et al., 1997) mais aussi liées aux pratiques agricoles et à de nombreux autres facteurs inter-agissant (Audsley et al., 1997). Les émissions azotées de  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_3$  au champ sont les plus citées, à la fois pour la sensibilité du résultat à leur valeur, et pour la difficulté de leur estimation (Gosse et al., 2000 ; Brentrup et al., 2001 ; de Boer et al., 2002 ; Brentrup, 2003). L'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  au champ, toujours estimée selon la référence de l'IPCC

(Bouwman, 1995), est présentée comme la plus incertaine et nécessitant le plus d'effort de recherche pour l'établissement d'un mode d'estimation fiable (de Boer, 2003).

Face au besoin d'une quantification fiable des émissions directes au champ vers la nappe phréatique ou vers l'atmosphère, différentes approches sont proposées. Deux approches peuvent être opposées : une approche de modélisation où les paramètres influents sur l'émission sont eux même estimés (Brentrup et al., 2000) sans mesures directes d'émissions, et une approche de modélisation calée sur des données de mesures d'émissions au champ (Gosse et al., 2000). Brentrup et al. (2000) ont mis au point un mode d'estimation du lessivage basée sur le calcul de l'excès du bilan d'azote et de la pluie efficace dans la zone d'étude. Ce type de calcul basé sur le bilan d'azote est jugé inopérant (Gosse et Mérylot, 1997), justement à cause de l'incertitude attachée à chaque élément du bilan, surtout dans le cadre d'une comparaison entre productions biologiques et conventionnelles, où le poids des processus biologiques est mal appréhendé (fixation symbiotique, dynamique de la matière organique du sol). De leur côté, Gosse et al. (2000) ont proposé l'élaboration et le calage d'un modèle pour quantifier les émissions au champ vers la nappe et vers l'atmosphère, à partir d'une expérimentation lourde en France. Cette dernière approche semble être la seule véritablement fiable, mais elle nécessite de lourds dispositifs d'acquisition de données.

Concernant la phase de production des animaux, certains modèles peuvent être utilisés pour évaluer leurs émissions directes (Cederberg et Darelus, 2002), mais cette phase semble faire l'objet de moins de travaux spécifiques sur l'estimation des flux et de leur variabilité. Les émissions en bâtiment sont pourtant sensibles à plusieurs paramètres dont le climat, le type de bâtiment, le mode de gestion de l'exploitant.

Comme la variabilité des émissions des tracteurs selon les opérations réalisées, mise en évidence par Mattsson (1999), nécessitant des travaux de recherche complémentaires, il semble qu'une majorité d'émissions liées à la phase agricole présente une variabilité importante, nécessitant l'acquisition et l'actualisation régulière de référentiels de données d'inventaire adaptés. Dans ce sens on peut citer la base de données d'inventaire Suisse ECOINVENT, qui possède un volet de données sur l'agriculture : production des plantes, infrastructure, moyens de production et procédés et des séries de données pour des secteurs économiques en lien direct avec l'industrie alimentaire (Nemecek et al., 2003).

#### 1.3.1.4 Phase d'évaluation d'impact

La phase d'évaluation d'impact présente des problèmes méthodologiques spécifiques au champ d'application de l'agriculture en lien avec le modèle de base de l'ACV, ainsi que l'insuffisante prise en compte de catégories d'impact directement liées à cette activité.

Le manque de différenciation spatiale dans la phase d'évaluation d'impact de l'ACV (ou encore une évaluation indépendante du site) : position géographique de la parcelle, concentration spatiale des polluants, densité de la production animale..., est présentée comme une faiblesse importante de l'ACV pour le champ d'application de l'agriculture (Audsley et al., 1997 ; Gosse et Mérimot, 1997 ; Brentrup et al., 2001 ; Cederberg et Darelus, 2002 ; de Boer, 2003). L'ACV permet une meilleure prise en compte des catégories d'impact de type global que des catégories d'impact de type régional ou à fortiori de type local, pour lesquelles l'impact exprimé par unité produite est jugé insuffisant. Des méthodes aux niveaux de complexité différents sont ainsi employées, proposant chacune leurs propres facteurs de caractérisation. Cette diversité complique la comparaison des ACV (Audsley et al., 1997 ; de Boer, 2003).

L'évaluation de la performance environnementale des productions agricoles semble nécessiter la prise en compte de catégories d'impact spécifiques en plus des catégories habituelles pour l'industrie. Sous la catégorie « land use » au sens large (utilisation de surface), des critères quantitatifs et qualitatifs sont jugés importants à développer et à prendre en compte (Audsley et al., 1997 ; Cowell et Clift, 2000 ; Haas et al., 2001 ; Spies et al., 2002). Si l'on considère la surface, donc aussi le sol, comme une ressource limitée et si l'on considère que cette ressource fait partie temporairement du système de produits, alors les aspects de qualité et de quantité du sol, de biodiversité et de paysage sont à prendre en compte (Audsley et al., 1997 ; Cowell et Clift, 2000 ; Haas et al., 2001).

La dénomination ainsi que la délimitation des différentes catégories ayant trait à l'impact sur l'espace utilisé ne font pas l'unanimité, pas plus que leur mode de prise en compte. Audsley et al., (1997) et Cowell et Clift (2000), parlent de l'impact des systèmes sur la *qualité des sols* et Cowell et Clift (2000) proposent près d'une dizaine d'indicateurs pour décrire l'état du sol (masse, teneurs en nutriments, semences de mauvaises herbes, pathogènes, sels, pH, matière organique, texture et structure du sol). Mattsson et al. (2000) parlent d'un *indicateur de qualité de l'usage des terres* et proposent sept indicateurs très proches de ceux de Cowell et Clift (2000), mais ajoutent un indicateur sur la biodiversité du sol. Brentrup (2003) et

Brentrup et al. (2001) considèrent que la catégorie « land use » doit présenter une dimension quantitative (surface physique) et une dimension qualitative, selon le concept d'Hémérobie, défini comme « la somme des effets des activités passées et présentes des hommes sur l'état actuel d'un site ou d'une végétation, empêchant son évolution vers un stade final » (Kowarik (1990). Dans cette approche, l'évaluation de l'état d'un site est réalisée sans faire référence à une situation originelle. Haas et al. (2001) proposent des modes d'évaluation de la biodiversité et de l'image du paysage fondés sur des critères plus ou moins subjectifs. Ils proposent également une prise en compte de la catégorie d'impact du bien-être animal. Spies et al. (2002) rappellent enfin l'absence de prise en compte de catégories d'impact local causant des nuisances aux communautés proches des élevages : odeurs, mouches, contaminations en coliformes fécaux. Des efforts de recherche demeurent nécessaires pour la mise au point d'indicateurs et de modèles de caractérisation pratiques de tous ces impacts.

### 1.3.2 Quelle vision globale de la performance environnementale des produits agricoles ?

Compte tenu des disparités des études ACV résultant des difficultés méthodologiques énoncées, la comparaison des différentes ACV publiées demeure un exercice délicat, comme le souligne de Boer (2003) dans sa tentative de comparaison de plusieurs ACV du lait.

L'ACV a surtout été employée pour comparer des modes de production moyens d'une même fonction (un produit donné : lait, porc, betterave, blé... ou une fonction plus large comme la production de viande), ou pour identifier les étapes critiques du cycle de vie d'un produit selon le mode de production le plus courant. L'identification des catégories d'impact prépondérantes pour ce champ d'application est délicate dans l'absolu. Elle nécessite une procédure supplémentaire de normalisation (cf. glossaire) et éventuellement de pondération qui peut être sujette à discussion. Trois catégories d'impact sont présentées comme prépondérantes pour les productions agricoles : eutrophisation, acidification et utilisation de surface (Brentrup et al., 2001 ; Cederberg et Darelus, 2002 ; Brentrup, 2003).

#### 1.3.2.1 Comparaison de modes de production

Dans les études vouées à la comparaison des modes de production d'une même fonction, la sensibilité des résultats au choix de l'unité fonctionnelle est très grande (Audsley et al., 1997; Haas et al., 2001 ; de Boer, 2003). Afin de discriminer les alternatives comparées plus

facilement, la majorité des auteurs choisissent généralement une UF préférentielle ou bien comme Haas et al. (2001), choisissent l'UF en fonction du type de catégorie d'impact.

Une autre option pour proposer des conclusions est de se référer aux problèmes environnementaux prépondérants dans la région d'étude. Pour Haas et al. (2001), en exprimant la majorité des impacts par ha, les exploitations laitières intensives présentent des impacts environnementaux supérieurs aux systèmes extensif et biologique : consommation d'énergie, potentiel de réchauffement global, acidification, eutrophisation par le phosphore, biodiversité, image du paysage. Les exploitations biologiques ont clairement un avantage pour l'eutrophisation, la biodiversité, la qualité du paysage, le bien-être animal, sachant que l'eutrophisation par le P des lacs, la diminution de la biodiversité et la perte de caractère du paysage sont les problèmes centraux dans la région d'étude. De Boer (2003), comparant trois ACV de production de lait, confirme cet avis en estimant que la production de lait biologique, à la fois par ha et par tonne de lait, présente un potentiel d'eutrophisation réduit par rapport au conventionnel, grâce à de meilleurs taux d'utilisation des fertilisants. En contrepartie, la production biologique (ou tout autre système extensif) consomme plus de surface (de Boer, 2003).

En exprimant les impacts par 1000 kg de lait corrigé en énergie, Cederberg et Mattsson (2000) constatent les avantages du système de production biologique de lait pour les catégories utilisation de pesticides et utilisation de phosphore, mais elles soulignent cependant la nécessité pour les deux systèmes d'améliorer leur mode de production, afin de réduire leurs contributions au changement climatique, à l'acidification et à l'eutrophisation.

Dans le cadre d'une comparaison entre deux types de viande : porcine et bovine, Cederberg et Darelius (2002) obtiennent une meilleure performance environnementale pour le porc par unité produite, meilleure performance extrêmement sensible à *l'indice de consommation* pour de nombreuses catégories d'impact. Ce résultat est totalement relativisé lorsque la notion de *concentration spatiale* (densité animale – niveau d'intensification) est abordée. Par ha de ferme, les impacts du porc sont significativement plus élevés que ceux de la viande bovine (Cederberg et Darelius, 2002).

### 1.3.2.2 Identification des points critiques

L'analyse de contribution, soit des différentes émissions, soit des différentes étapes du cycle de vie, à une catégorie d'impact donnée fait partie des résultats importants d'une ACV.

Pour les ACV de produits animaux, le poste majoritaire unanimement identifié pour l'essentiel des catégories d'impact est celui de la production des aliments (Blonk et al., 1997 ; Cederberg et Mattsson, 2000 ; Spies et al., 2002 ; de Boer, 2003) notamment pour sa contribution à l'eutrophisation, la dégradation de la couche d'ozone, l'acidification, la formation de smog, la toxicité humaine. Cederberg et Mattsson (2000) soulignent dans ce cadre l'importance des stratégies d'alimentation, notamment en termes d'importation d'aliments ou d'ingrédients et de mode de production des cultures. La production des animaux eux-mêmes est le second poste important, notamment pour la production de viande de porc (Blonk et al., 1997).

Les émissions d'ammoniac contribuent très majoritairement à l'impact acidifiant, que ce soit pour la production de lait (Cederberg et Mattsson, 2000 ; de Boer, 2003), de viande de porc (Blonk et al., 1997) ou de bœuf (Cederberg et Darelius, 2002). Toujours pour l'ensemble de ces productions, c'est le nitrate qui est le plus souvent identifié comme premier responsable de l'eutrophisation (Cederberg et Mattsson, 2000), accompagné soit du phosphate (de Boer, 2003), soit de l'ammoniac en seconde position (Cederberg et Darelius, 2002). Pour Blonk et al. (1997), en production de porc, le phosphate est identifié comme majoritaire pour l'eutrophisation.

L'effet de serre est principalement lié aux émissions de CH<sub>4</sub> en production de lait et de viande bovine (Cederberg et Mattsson, 2000 ; Cederberg et Darelius, 2002 ; de Boer, 2003), et secondairement aux émissions de N<sub>2</sub>O (Cederberg et Mattsson, 2000) ; alors qu'il est surtout dû aux émissions de N<sub>2</sub>O en production de viande de porc (Cederberg et Darelius, 2002). L'utilisation de surface est principalement liée à la production des aliments en lait, porc, bovin (Cederberg et Darelius, 2002 ; de Boer, 2003), et secondairement aux prairies en production bovine (Cederberg et Darelius, 2002).

En bref, les résultats d'ACV des produits agricoles sont extrêmement sensibles au point de vue choisi (unité fonctionnelle) et selon l'UF, à certains paramètres clés : l'indice de consommation si les résultats sont exprimés par unité de masse produite, le niveau d'intensification si les résultats sont exprimés par unité de surface. Des conflits ou interactions entre catégories sont identifiés. Si un excès d'intrant (par exemple de fertilisation par rapport aux besoins des plantes) induit une augmentation rapide de l'impact correspondant (eutrophisation) (Brentrup, 2003), une diminution des intrants en termes de fertilisation

(Brentrup, 2003), ou de pesticides (Cederberg et Mattsson, 2000) conduit à une augmentation de l'impact utilisation de surface.

### 1.3.3 Conclusions sur les particularités des systèmes de production agricole

Les systèmes de production agricole sont le résultat d'une interaction entre un patrimoine humain (histoire, structure et mode de gestion d'exploitation) et un environnement. Ils présentent des interfaces avec les compartiments air et eau, alors que le compartiment sol constitue un compartiment commun au système de production et au système environnemental. Ainsi soumises à la variabilité des milieux mais aussi des systèmes de production, les émissions directes au champ et en bâtiment pour les productions animales, présentent une très grande variabilité. De plus, l'utilisation de la surface est centrale pour les productions agricoles, induisant une pluralité de fonctions : production de denrées alimentaires, aménagement de l'espace, préservation du sol, fonctions parfois aussi considérées comme des impacts. En effet, l'évaluation de l'impact de ces productions sur la qualité de l'espace utilisé : sol, paysage, biodiversité, apparaît comme une question de fond en plus des catégories d'impact régionales identifiées comme prépondérantes : eutrophisation et acidification.

Le système de production agricole est ancré, voire disséminé dans un territoire, ce qui lui vaut une grande préoccupation des acteurs pour ces catégories d'impact régionales, mais aussi pour des catégories d'impact locales créant des nuisances aux riverains. Le modèle de l'ACV dépourvu de toute différenciation spatiale est mis en défaut pour évaluer correctement ces impacts (cf. chapitre 5).

## 1.4 La question de l'incertitude en ACV

Enjeux de sa prise en compte

L'ACV est une approche complexe visant à évaluer l'ensemble des impacts environnementaux du cycle de vie d'un produit. Par construction, ses résultats présentent de très nombreuses sources potentielles d'incertitude, dont la prise en compte implique d'abord la prise de conscience de leur existence, puis leur étude, puis la mise au point d'outils permettant la quantification de leur impact sur les résultats d'ACV. Ces dernières années, la prise en compte de l'incertitude des résultats d'ACV a fait l'objet de nombreux travaux, notamment dans le cadre d'un groupe de travail du SETAC, ayant pour objet la clarification des concepts et la mise au point d'outils permettant son évaluation quantitative et qualitative

(Heijungs, 1996 ; Weidema et Wesnaes, 1996 ; Huijbregts, 1998 a et b; Heijungs et Kleijn, 2001 ; Huijbregts et al., 2001 ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004 ; von Bahr et Steen, 2004).

Malgré ces travaux, la prise en compte de l'incertitude dans la pratique est le plus souvent inexistante (Ross et al., 2002). Des raisons pratiques sont généralement invoquées pour expliquer cet état de fait : manque d'identification de toutes les sources d'incertitude, manque de données sur l'incertitude de ces sources, difficulté méthodologique à quantifier l'incertitude globale cumulée, manque de transparence des bases de données (Blonk et al., 1997), manque d'outils facilement accessibles aux praticiens.... (Heijungs et Huijbregts, 2004). L'utilité de prendre en compte l'incertitude des résultats d'ACV est le plus souvent jugée indiscutable pour en assurer la crédibilité au près des décideurs et des utilisateurs (Huijbregts, 1998a ; Guinée et al., 2002). En effet, comment savoir si la différence entre deux systèmes pour une même catégorie d'impact est liée à une réelle différence d'impact ou bien à un artefact lié à la méthodologie employée ? Sa prise en compte exhaustive peut aussi être jugée totalement inatteignable au stade d'évolution de la méthode ACV qui exclue les dimensions spatiale et temporelle, les phénomènes non linéaires (relation dose/réponse, effets de seuils...) (Ross et al., 2002). Cette question rejoint en cela un débat plus ancien et plus large, celui de savoir si l'ACV doit produire des impacts potentiels, réels ou un peu les deux ? En effet, la question de l'incertitude d'un résultat doit-elle être posée au regard de la référence absolue qu'est la réalité, ou bien au regard d'un cadre conceptuel virtuel prédéfini ? Dans cette synthèse, nous présenterons tout d'abord les concepts et définitions afférant à la question de l'incertitude en ACV, puis les outils et modes de prise en compte existants. La question sera ensuite analysée pour le champ d'application des systèmes de production agricole avant de proposer quelques perspectives et conclusions.

#### 1.4.1 Concepts et définitions

La notion d'incertitude est à distinguer clairement de celle de variabilité. D'un point de vue général, l'incertitude provient d'un manque de connaissance concernant la valeur réelle d'une quantité. La variabilité elle, est attribuable à l'hétérogénéité naturelle des valeurs (Huijbregts, 1998a ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004). Systèmes naturels et systèmes anthropiques, voire également systèmes de valeurs, présentent intrinsèquement une variabilité difficile à appréhender simplement, d'un point de vue méthodologique. Pour Huijbregts (1998a), les sources de variabilité sont de trois types : variabilité spatiale, variabilité

temporelle et variabilité liées aux objets et sources (Fig. 1.5). Cette dernière variabilité peut référer à la variabilité intrinsèque des systèmes de production ou des cibles environnementales humaines ou naturelles. Pour appréhender le fonctionnement des systèmes naturels et anthropiques et leurs interactions en intégrant ces différentes sources de variabilité, des outils sont employés : mesures, modèles, choix d'hypothèses, de scénarios... Ces outils engendrent chacun, selon son degré de perfection, de l'incertitude. Huijbregts (1998a) distingue ainsi ce qu'il appelle l'incertitude liée aux paramètres (ou plus justement aux variables d'entrée et paramètres employés dans les modèles, cf. § 1.2.1.5), l'incertitude liée aux modèles (c'est à dire la pertinence des concepts et représentations sous-jacents) et enfin l'incertitude liée aux choix nécessaires pour la mise en œuvre de la méthode (Fig. 1.5). La notion de paramètre nous semble un peu restrictive dans ce cadre (§ 1.2.1.5), puisqu'en pratique il s'agit plutôt de l'incertitude liée aux variables d'entrée des modules, mais aussi liée aux paramètres des modèles employés. Nous parlerons ainsi dans la suite du document *d'incertitude liée aux variables et aux paramètres* (employés dans les modèles).

Si au sens strict l'incertitude est liée à un manque de connaissance de la valeur réelle d'une quantité, on comprend que dans de nombreux cas la mise en œuvre de dispositifs permettant d'enregistrer absolument toute la variabilité d'une quantité dans l'espace, dans le temps ou encore en lien avec l'objet considéré (cf. variabilité des cibles environnementale ou humaine) est pratiquement impossible. On parle alors aussi d'erreur aléatoire, liée justement à la variabilité intrinsèque d'une grandeur, par opposition à l'erreur systématique (Guinée et al., 2002) ou additionnelle (Weidema et Wesnaes, 1996), liée aux carences de l'outil d'évaluation de la quantité.

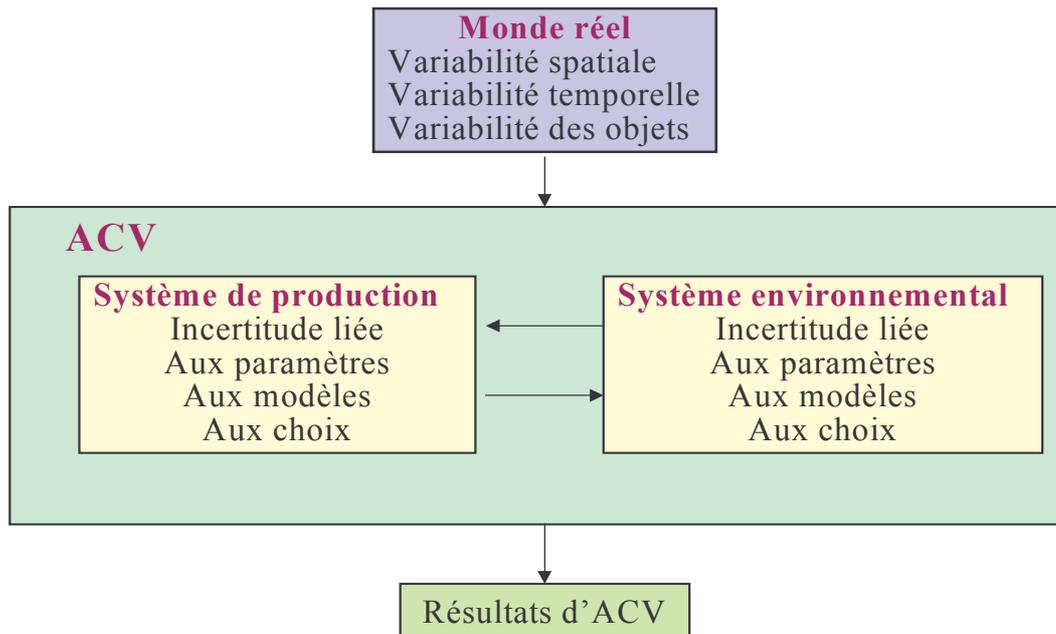


Figure 1.5. Typologie des variabilités et des incertitudes dans le cadre de la méthodologie ACV (Huijbregts, 1998a). Plutôt qu'incertitude liée aux paramètres, nous parlerons d'incertitude liée aux variables et aux paramètres.

Une autre notion importante qui sera employée dans la suite est celle de *sensibilité*. La *sensibilité* est l'influence qu'ont les données utilisées et les modèles employés sur les résultats de l'ACV. En ACV, on peut analyser la sensibilité des résultats à la valeur de variables d'entrée, de paramètres des modèles (continu), aux limites du système, au choix de la loi d'allocation, au choix du modèle lui-même, au choix du processus (discrets). La *contribution* est également une notion importante à définir. En effet, l'analyse de contribution joue un rôle dans les démarches de prise en compte de l'incertitude en facilitant l'identification des variables ou processus clés. Il s'agit de décomposer les résultats agrégés aux niveaux : inventaire (contribution de chaque processus unitaire du cycle de vie), caractérisation (contribution d'un processus unitaire ou d'un flux élémentaire pour une catégorie d'impact donnée), normalisation, pondération (contribution de chaque catégorie au résultat global) en leurs différentes contributions au résultat final, afin de pointer les éléments qui pèsent le plus dans le bilan (Heijungs et Kleijn, 2001). Cette décomposition ne correspond donc pas au processus inverse de leur agrégation, mais bien à la production d'une connaissance nouvelle sur la contribution au résultat final de chaque donnée agrégée au long du cycle de vie du produit.

Une grande quantité de données est nécessaire pour renseigner variables et paramètres utilisées dans l'analyse de l'inventaire et dans les modèles qui calculent les facteurs de caractérisation et de pondération. L'incertitude attachée à ces données peut provenir de données fausses ou imprécises, manquantes ou non représentatives (Huijbregts, 1998a ; Huijbregts et al., 2001 ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004). Ceci a justifié la mise au point d'approches pour qualifier les données employées en ACV (Weidema et Wesnaes, 1996), qui seront présentées dans la partie 1.4.2. « outils ».

L'incertitude liée au modèle est due aux simplifications réalisées pour représenter les processus réels. Si tout modèle présente par essence de l'incertitude par rapport aux processus réels qu'il est sensé représenter, la méthodologie ACV présente en plus une incertitude liée à la structure et aux concepts même qui le sous-tendent (§ 1.2.1.3).

L'incertitude liée aux choix est générée par l'ensemble des choix méthodologiques, hypothèses, scénarios que nécessite la mise en œuvre de la méthode : méthodes d'allocation, horizon de temps utilisé pour calculer les impacts (Huijbregts, 1998b), et autres choix méthodologiques liés aux modèles (Basson et Petrie, 2004), ou encore choix de l'unité fonctionnelle ou des limites du système étudié (ce qui pose moins question dans les ACV de produits industriels que dans celles de produits agricoles). Basson et Petrie (2004) ont montré l'importance des choix relevant d'un jugement de valeur sur l'incertitude du résultat final.

Certains auteurs parlent d'incertitude épistémique (Bedford et Cooke, 2001) ou d'incertitude épistémologique (von Bahr et Steen, 2004). Pour von Bahr et Steen (2004), reprenant la définition du dictionnaire Websters (1993), épistémologie signifie « étude ou théorie de la nature et des bases de connaissance, particulièrement en lien avec ses limites et sa validité ». Ils insistent notamment sur l'incertitude liée au manque de transparence des bases de données, c'est à dire à l'usage de données qui ne correspondent pas aux données requises pour l'ACV d'un produit donné et ses champ et objectifs définis. Il faut enfin noter que la procédure même d'estimation de l'incertitude présente en elle même une incertitude (Björklund, 2002).

Il existe des interactions entre les différents types d'incertitude. Par exemple, en augmentant la pertinence d'un modèle, on diminue l'incertitude liée au modèle, mais on augmente souvent le nombre de paramètres à renseigner, qui, s'ils ne sont pas renseignés correctement, engendrent une augmentation de l'incertitude liée aux paramètres.

### 1.4.2 Outils et modes de prise en compte

Une diversité d'approches est nécessaire pour prendre en compte plusieurs types d'incertitude et malgré cela toute l'incertitude ne peut encore être prise en compte même qualitativement.

L'*analyse de sensibilité* peut être employée pour évaluer l'influence de tout type d'incertitude sur les résultats d'ACV avec des intervalles de variation arbitraires fixés (discrets pour des choix ou des modèles, continus pour des variables). Employée avec des intervalles de variation réels d'incertitude, c'est une *analyse d'importance de l'incertitude* (Björklund, 2002). Dans ces deux cas, on n'étudie la propagation de l'incertitude que d'une seule variable d'entrée, d'un seul choix ou modèle à la fois sur le résultat. Il ne s'agit donc pas d'une procédure de quantification de toutes les incertitudes cumulées des résultats finaux. L'*analyse d'incertitude* elle, est une procédure systématique pour quantifier l'incertitude introduite dans les résultats d'inventaire d'une ACV en lien avec les effets cumulés des incertitudes des entrées. L'analyse d'incertitude peut également être conduite pour d'autres sources d'incertitude : modèle ou choix, mais avec des outils spécifiques et encore peu développés. On rencontre dans la littérature globalement trois grands types de méthodes pour étudier la propagation de l'incertitude des variables d'entrée sur les variables de sortie de l'ACV (Heijungs, 1996 ; Huijbregts et al., 2001 ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004) :

- ✓ L'analyse de scénarios (notamment calcul des valeurs extrêmes),
- ✓ L'analyse statistique classique ou méthode analytique, qui étudie la propagation de l'incertitude selon des équations mathématiques,
- ✓ Les simulations probabilistes ou méthodes d'échantillonnage encore appelées statistiques empiriques, qui utilisent la puissance de calcul des ordinateurs pour simuler un très grand nombre de combinaisons de valeurs de paramètres,
- ✓ D'autres méthodes non traditionnelles comme l'analyse statistique bayésienne, la méthode des séries floues, les statistiques robustes, les statistiques non paramétriques, les réseaux de neurones.

Dans tous les cas, une *analyse d'incertitude* se conduit en deux phases : la première, *d'estimation de l'incertitude de l'élément à tester* : variable d'entrée, élément constitutif du modèle (paramètres, choix, modèle), qui peut se faire sous forme d'intervalle de valeurs discrètes (paramètre, choix, modèle) ou de distribution (variables d'entrée), la seconde, *d'étude de la propagation* de cette incertitude jusqu'au résultat final.

#### 1.4.2.1 Incertitude liée aux choix et aux modèles

L'influence de l'incertitude liée aux choix et de celle liée aux modèles ne peut être appréhendée que de façon relative (Huijbregts et al., 2003), soit en réalisant une analyse de sensibilité où l'on ne fait varier qu'un choix à la fois ou qu'une seule hypothèse d'un modèle, soit en employant l'analyse de scénarios (Björklund, 2002 ; Huijbregts et al., 2003 ; Heijungs et Huijbregts, 2004). Cette prise en compte est relative dans le sens où il ne s'agit pas d'une évaluation de l'incertitude par rapport à la réalité. Il ne s'agit que d'évaluer si un changement de choix ou de modèle a, ou pas, un effet important sur le résultat. Face à une grande sensibilité du résultat, deux approches diamétralement opposées sont suggérées : soit l'on encourage la standardisation de la méthode (Huijbregts, 1998a ; Heijungs et Huijbregts, 2004), soit l'on adopte une démarche constructiviste ou participative, en soumettant au débat des acteurs les choix méthodologiques de l'ACV. Basson et Petrie (2004) considèrent que l'encodage des jugements de valeur et des préférences est à éviter, soutenant une possible diversité de mise en œuvre de la méthode ACV plutôt qu'une grande standardisation. Une standardisation extrême revient à nier la variabilité des systèmes de valeurs et constitue en soi une source d'incertitude, puisqu'au lieu d'explicitier l'incertitude on la réduit à une seule possibilité.

Dans la méthode d'analyse de scénarios, différents modèles ou choix sont analysés pour leurs conséquences sur les résultats de l'ACV (Heijungs et Huijbregts, 2004). Par exemple, cette méthode peut prendre la forme d'un calcul des valeurs extrêmes (Heijungs, 1996 ; Heijungs et Huijbregts, 2004) et peut être menée en trois temps afin de réduire la charge de travail : 1) formuler plusieurs options pour chaque choix, 2) choisir les deux options extrêmes de chaque choix, 3) construire deux combinaisons extrêmes d'options et calculer l'effet des deux combinaisons extrêmes sur les résultats d'ACV (Huijbregts, 1998b). Compte tenu de la complexité et de l'enchaînement des modèles utilisés dans le cadre de la méthodologie ACV, il n'est pas toujours possible de connaître à priori ces combinaisons extrêmes. Une autre option pour appliquer l'analyse de scénarios peut être de fixer un nombre limité de scénarios, avec une valeur ou situation réaliste de chaque variable d'entrée (choix, modèle), donc pas forcément extrême (Heijungs et Huijbregts, 2004).

Les méthodes d'échantillonnage peuvent également être mises en œuvre pour prendre en compte des scénarios et traiter ainsi l'incertitude liée aux choix et au modèle. Dans ce cas, l'échantillon consiste en différents scénarios de décisions possible et de formulations de

modèles, avec une probabilité subjective reflétant la préférence du décideur ou bien la confiance du modélisateur en un modèle particulier. Selon Huijbregts et al. (2003), la distribution obtenue pour les résultats reflète l'incertitude du décideur concernant les choix arbitraires qu'il doit faire, ou bien l'incertitude du modélisateur concernant les différentes formulations possible du modèle.

#### 1.4.2.2 Incertitude liée aux variables et aux paramètres

C'est celle qui bénéficie le plus d'outils d'évaluation qualitative et quantitative plus ou moins accessibles aux praticiens (Heijungs, 1996 ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004).

##### 1.4.2.2.1 Estimer l'incertitude des variables d'entrée et des paramètres

La qualité de toutes les approches de quantification de l'incertitude est dépendante de la qualité de l'estimation de l'incertitude des variables et paramètres, en particulier de ceux identifiés comme clés (Heijungs, 1996 ; Canter et al., 2002).

L'identification des variables clés (on trouve également le terme de paramètres-clés dans la littérature) peut être réalisée grâce à une analyse de contribution et une analyse de sensibilité, qui permettent de connaître quelles variables d'entrée (ou quels postes) présentent à la fois une grande contribution au résultat final et une grande incertitude (Fig. 1.6).

<b>↑</b> <b>Incertitude</b> <b>↓</b>	Elevée	Peut-être une variable clé	<i>Variable clé</i>
	Faible	Pas une variable clé	Peut-être une variable clé
		Faible	Elevée
		<b>← Contribution →</b>	

Figure 1.6. Identification des variables clés. Distinction entre les variables qui présentent une faible incertitude et contribuent peu au résultat final (pas des variables clés) et variables qui présentent une grande incertitude et contribuent beaucoup au résultat final (variables clés). Toutes les situations intermédiaires devant être considérées avec précaution (peut-être une variable clé). D'après Heijungs (1996).

Les variables clés (variable d'entrée, poste) peuvent alors faire l'objet d'une évaluation plus détaillée de leur valeur ainsi que de leur incertitude. Cela permettra d'affiner à la fois le résultat de référence et l'estimation de son incertitude.

Selon les méthodes employées pour réaliser une analyse de l'incertitude des résultats d'ACV, le niveau d'information nécessaire sur l'incertitude des variables d'entrée ou des paramètres sera plus ou moins exigeant : depuis leurs valeurs hautes et basses jusqu'à leurs distributions probabilistes, en passant par des paramètres statistiques de type intervalle de confiance. La connaissance de ces informations demeure le plus souvent une difficulté alourdissant le travail de collecte de données et peut elle-même introduire de l'incertitude. Face au manque de données, un niveau d'information peut être utilisé comme base pour l'estimation d'un autre : par exemple, déduire une distribution probabiliste à partir d'un intervalle de confiance, ce qui suppose de faire une hypothèse sur la forme de la distribution.

L'incertitude des variables et paramètres est intimement liée à la qualité des données employées pour les renseigner. Weidema et Wesnaes (1996) ont mis au point une méthode permettant dans un premier temps de qualifier les données employées en termes d'adéquation avec les objectifs et le champ de l'étude au travers de leur représentativité : temporelle, géographique et technologique (incertitude additionnelle) mais aussi en termes de précision (incertitude de base) et de complétude. Tous ces aspects sont ainsi notés de 1 à 5, permettant d'affecter des indicateurs de qualité des données (DQI) à chaque variable ou paramètre ainsi qu'un coefficient de variation pour chaque type d'incertitude : incertitude de base et incertitude additionnelle. La stratégie de collecte des données peut être révisée en conséquence. Un coefficient de variation global peut enfin être affecté à chaque variable ou paramètre, calculé à partir des coefficients de variation des deux types d'incertitude. Les aspects qualitatifs énoncés par Weidema et Wesnaes (1996) sont parfois repris simplement comme base pour une discussion sur la qualité des données dans certaines ACV (Blonk et al., 1997 ; Mattson, 1999 ; Cederberg et Mattsson, 2000).

Dans l'idéal, la distribution de l'incertitude d'une variable ou d'un paramètre selon une fonction statistique doit être obtenue à partir de très nombreuses données. Faute de données suffisantes, des techniques de génération de données peuvent être employées et des mesures additionnelles peuvent être réalisées (Björklund, 2002). Le jugement d'experts peut également permettre de pallier au manque de données (Huijbregts, 1998a ; Björklund, 2002). Avec peu de mesures, on peut faire l'hypothèse d'une distribution probabiliste par exemple triangulaire,

normale, lognormale voire uniforme. Le jugement d'expert peut également permettre d'estimer des distributions de probabilité (par défaut) à partir des DQI semi-quantitatifs de Weidema et Wesnaes (1996).

#### 1.4.2.2.2 Etudier la propagation de l'incertitude

- ✓ L'analyse de scénarios (notamment calcul des valeurs extrêmes) : elle est appliquée en fixant quelques séries de données différentes et en analysant leurs conséquences sur les résultats du modèle. Pour le calcul des valeurs extrêmes, compte tenu de la complexité du modèle ACV, ces valeurs extrêmes ne sont pas forcément faciles à connaître à cause d'éventuelles interactions entre les variables et les paramètres. Le test de toutes les combinaisons de valeurs hautes et basses n'est pas toujours réalisable dans la pratique (Guinée et al., 2002), mais on peut avoir recours à l'avis d'experts pour valider le réalisme de combinaisons extrêmes.
  
- ✓ L'analyse statistique classique ou méthode analytique : La propagation de l'incertitude est étudiée selon des équations mathématiques. Elle ne peut être mise en œuvre que si l'on dispose de distributions probabilistes et en faisant l'hypothèse que les variables sont indépendantes. Les distributions probabilistes permettent de connaître la moyenne et le coefficient de variation (ou intervalle de confiance). Le modèle ACV doit être traduit en relations mathématiques explicites entre les variables d'entrée émissions :  $x_i$  d'une catégorie d'impact et l'impact  $y$ . L'incertitude de chaque variable d'entrée  $\Delta x_i$  peut être représentée par sa variance. L'incertitude du résultat  $\Delta y$  peut alors être calculée (également sous la forme de sa variance) avec une loi mathématique de propagation de l'erreur à partir des variances des différentes variables d'entrée. Pour ce calcul, la dérivée de la fonction  $y = f(x_i)$  selon une approximation du premier ordre peut être utilisée (Heijungs, 1996). Cette méthode de quantification de l'incertitude des résultats à partir de l'incertitude des variables d'entrée permet de quantifier la contribution relative de l'incertitude de chaque variable à l'incertitude du résultat final. Elle est cependant peu employée en ACV compte tenu du nombre de variables à prendre en compte et du niveau mathématique requis (Heijungs et Huijbregts, 2004).

✓ Les simulations probabilistes ou méthodes d'échantillonnage, encore appelées statistiques empiriques. Elles sont présentées comme les plus prometteuses pour l'estimation de l'incertitude des paramètres en ACV. La démarche a été décrite (Huijbregts, 1998b ; Björklund, 2002 ; Heijungs et Huijbregts, 2004) et employée dans certaines ACV (Kennedy et al., 1996 ; Maurice et al., 2000 ; McCleese et LaPuma, 2002 ; Huijbregts et al., 2003 ; Ferret et al., 2004). On distingue les simulations Monte Carlo et les simulations Hypercube Latin un peu plus sophistiquées. Les différentes étapes sont :

- Spécification des distributions probabilistes des variables d'entrée (souvent totalement arbitraires). Le plus souvent, des distributions normales ou uniformes sont supposées (Heijungs et Kleijn, 2001) ou parfois encore triangulaires ou lognormales (Huijbregts, 1998b). Les variables sont généralement supposées indépendantes.
- Mise en place d'un échantillonnage aléatoire d'une valeur pour chaque variable dans les limites de sa distribution probabiliste.
- Calcul du résultat d'ACV pour chaque combinaison de valeurs de variables et ce, un grand nombre de fois : 10 000 fois pour Huijbregts (1998 a et b) et 1000 pour Heijungs et Kleijn (2000). La distribution probabiliste des résultats est ainsi obtenue. Plus le nombre de répétitions est grand et plus la distribution obtenue est réaliste. Pour cette distribution on peut calculer les paramètres statistiques classiques : moyenne, écart-type.

Supposer les variables d'entrée indépendantes surestime l'incertitude. Pour éviter cela on peut aussi insérer le paramètre commun aux deux variables liées plutôt que les deux variables elles-mêmes (Björklund, 2002). Huijbregts et al. (2003) ont également montré comment des corrélations entre variables pouvaient être incluses dans des analyses Monte Carlo au travers de matrices de corrélation.

Concernant les hypercubes latins, la différence réside dans la distribution de la variable qui est segmentée en intervalles non chevauchants équiprobables. Cette approche permet d'obtenir des échantillons aléatoires plus précis et facilite la stabilisation de la distribution des résultats. Des logiciels sont employés tels que Crystal Ball<sup>®</sup>, permettant à la fois de calculer les distributions des variables d'entrée et de programmer les répétitions des calculs du modèle ACV. A noter que Canter et al. (2002) ont mis au point une procédure pour convertir les

fichiers de données d'inventaire déterministes en fichiers de données d'inventaire stochastiques. Une analyse de contribution de chaque donnée d'inventaire et un classement des données depuis la plus forte contribution jusqu'à la plus faible sont réalisés. Les variables du haut de la liste font l'objet d'une démarche d'amélioration de leur qualité, donc aussi de réduction de leur incertitude.

Les distributions obtenues pour différentes alternatives de production peuvent être représentées graphiquement. Des tests statistiques (test t) peuvent être appliqués pour étudier la signification de la différence entre deux alternatives. A partir de ces simulations probabilistes, l'analyse de discernabilité (Heijungs et Kleijn, 2001), qui couple une analyse comparative avec une analyse d'incertitude, peut également être employée pour conclure si une alternative est significativement meilleure qu'une autre. A cette fin, Huijbregts (1998b) a défini l'index de comparaison : ratio entre les scores obtenus pour chaque alternative ainsi que la distribution de la probabilité de cet index. Si une part significative de l'index est supérieure ou inférieure à 1, les deux alternatives sont considérées comme significativement différentes. Cette démarche représente cependant une réduction sensible de l'information, puisque seul le fait qu'une alternative ait un score inférieur à l'autre compte et non la distance entre les deux.

- ✓ *Les méthodes non traditionnelles* comme l'analyse statistique bayésienne, la méthode des séries floues, les statistiques robustes, les statistiques non paramétriques, les réseaux de neurones. La méthode des séries floues est la plus utilisée parmi ces méthodes non traditionnelles (Chevallier et Le Teno, 1996 ; Weckenmann et Schwan, 2001). Concernant la méthode statistique bayésienne, compte tenu des difficultés d'application de l'analyse statistique classique, elle serait basée sur l'hypothèse que les estimations subjectives d'incertitude, c'est à dire obtenues à l'aide d'avis d'experts, peuvent être traitées avec une analyse statistique classique. D'après Heijungs et Huijbregts (2004), elles sont très peu utilisées dans le cadre de l'ACV. Les autres méthodes non traditionnelles qui traitent de l'incertitude le sont encore moins.

### 1.4.3 Incertitude et variabilité pour le champ d'application des systèmes de production agricole

Dans les travaux d'ACV analysés, des sources d'incertitude spécifiques à l'application de l'ACV au champ des productions agricoles sont identifiées et découlent de l'analyse présentée au 1.3 :

- ✓ La délimitation du système étudié,
- ✓ La variabilité des paramètres de production et de performance technique des systèmes,
- ✓ La variabilité des émissions,
- ✓ Le choix de l'unité fonctionnelle et autres choix méthodologiques tel que la règle d'allocation,
- ✓ Les modèles employés pour évaluer les catégories d'impact régional,
- ✓ La quasi absence de prise en compte des catégories d'impact liées à la qualité de l'utilisation de l'espace et des impacts locaux.

Dans les études ACV dévolues aux systèmes de production agricole, les rares analyses de sensibilité, pourtant recommandées par Audsley et al. (1997), concernent seulement le choix de l'UF. La qualité des données fait parfois l'objet d'une discussion (Blonk et al., 1997 ; Mattson, 1999 ; Cederberg et Mattsson, 2000). La difficulté à évaluer la qualité des données des bases de données présentées sous une forme agrégée avec souvent peu d'éléments sur leurs caractéristiques géographique, temporelle, technologique est soulignée (Blonk et al., 1997). Dans une étude ACV récente sur les aliments des porcs, van der Werf et al. (2005) ont testé la sensibilité des résultats à l'incertitude attachée aux émissions de NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O, ainsi qu'à l'usage de différents jeux de facteurs de caractérisation. Ils obtiennent que l'incertitude liée à l'émission de N<sub>2</sub>O engendre un intervalle d'incertitude pour le résultat du changement climatique de -40% à +90% ; L'incertitude attachée aux émissions de NO<sub>3</sub> entraîne un intervalle d'incertitude de l'ordre de  $\pm 50\%$  sur le résultat d'eutrophisation et de la même façon, l'incertitude des émissions de NH<sub>3</sub> entraîne une incertitude de  $\pm 50\%$  sur le résultat d'acidification. Concernant la sensibilité au choix des facteurs de caractérisation, une diminution de 24% du résultat du changement climatique est obtenue en utilisant un horizon de temps de 500 ans au lieu de 100. Pour l'acidification, en utilisant les facteurs génériques ou les facteurs spécifiques pour la France plutôt que les facteurs moyens pour l'Europe, des augmentations respectives de 21% et de 11% sont obtenues. Enfin, pour la toxicité terrestre, l'usage de facteurs intégrés sur un horizon de 20 et 100 ans plutôt que sur l'infini (la référence) conduit à une très forte diminution de l'impact, respectivement de 98% et de 92%. Si chaque test met ainsi en évidence une grande sensibilité des résultats, aucune information n'est donnée sur l'incertitude cumulée des résultats finaux.

La caractérisation d'un flux par une valeur unique est jugée peu crédible (Gosse et Mérillot, 1997) et la conscience que l'incertitude cumulée, liée à la fois aux données d'inventaire et à

l'évaluation d'impact, est potentiellement très grande est exprimée (Mattsson, 1999), mais sa prise en compte semble le plus souvent encore hors de portée. L'estimation de l'incertitude attachée aux paramètres ainsi que l'usage d'outils de quantification de l'incertitude des résultats demeurent rares. Seulement deux études ACV des productions agricoles concernant les biocarburants (Patyk et al., 2000) et la gestion du lisier (Sandars et al., 2003) présentent des utilisation d'outils de quantification de l'incertitude, notamment au travers de simulations Monte-Carlo. Dans le travail de Sandars et al. (2003), 27 scénarios d'apport de lisier au champ sont étudiés, combinant différents systèmes d'épandage, différents niveaux de disponibilité en azote du fertilisant et différents niveaux d'émission en méthane. Les simulations Monte Carlo sont réalisées en supposant une distribution normale et une absence de corrélation significative entre les facteurs d'émissions. Les résultats sont exprimés par rapport à un résultat d'impact agrégé de référence. Chaque scénario d'application du lisier présente une incertitude intrinsèque de l'ordre de  $\pm 15\%$  du résultat de référence. Les moyennes de ces 27 scénarios vont de  $-35\%$  à  $+20\%$  du résultat de référence. Dans les travaux de Patyk et al. (2000), l'incertitude des données est gérée avec un logiciel spécifique (Palisade@risk) qui calcule la moyenne, le minimum, le maximum et la déviation standard pour chaque donnée stockée selon une distribution log-normale et en utilisant un modèle de simulation Monte Carlo. Les résultats sont présentés sous forme de barres avec leur écart type. Les auteurs n'ont cependant pas exploité ces simulations dans leurs résultats. En effet, dans ces deux cas, l'évaluation de l'incertitude des données, soit grâce à l'avis d'experts (Sandars et al., 2003), soit en posant des hypothèses sur leur distribution probabiliste (Patyk et al., 2000 ; Sandars et al., 2003), introduit en elle même de l'incertitude et est discutée par les auteurs.

Les sources d'incertitude spécifiques identifiées (ci-dessus) pour l'application au champ de l'agriculture demandent encore d'importants travaux d'acquisition de données sur les flux et leur variabilité, d'importants travaux d'acquisition de connaissances pour modéliser les catégories d'impact prépondérantes de ces systèmes. Dans ce cadre, l'intérêt de l'usage d'outils sophistiqués comme les simulations Monte Carlo en l'absence de références fiables sur les variables clés et leur incertitude semble tout à fait restreint.

#### 1.4.4 Perspectives et conclusions

Toutes les sources d'incertitude présentes dans le modèle ACV ne peuvent être prises en compte de façon absolue. C'est surtout le cas de l'incertitude liée aux modèles, et à

l'ensemble du cadre conceptuel de l'ACV. Cela représente une différence fondamentale par rapport aux autres modèles scientifiques biophysiques, dont les sorties sont validées par des données mesurées. Le modèle ACV est une construction virtuelle, qui n'avait pas prétention, lors de ses premières mises au point, à prédire des impacts réels. Pourtant, la tendance pour ce modèle est à la complexification, notamment au travers de la différenciation spatiale des facteurs de caractérisation. Dans ce cadre, l'évaluation des résultats d'ACV sur une base absolue pourrait bientôt apparaître pertinente.

Une part de l'incertitude liée aux choix pourrait être résolue par une standardisation plus poussée de la procédure, mais une part aussi relève d'un jugement de valeur. Ce jugement de valeur correspond à un système de valeurs qui présente une variabilité selon le lieu et l'époque. L'explicitation de cette variabilité, en associant les acteurs concernés pour débattre des choix à réaliser semble préférable dans ce cas à une standardisation trop poussée, qui reviendrait à nier cette variabilité, donc à injecter de l'incertitude.

De nombreux outils, dont certains ont été décrits ici, ont été mis au point pour prendre en compte l'incertitude des variables et sa propagation jusqu'aux résultats d'ACV. La collecte des informations sur l'incertitude liée aux variables et paramètres et l'emploi des outils de calcul alourdissent la mise en œuvre de l'ACV. De plus, généralement le manque de données fiables sur l'incertitude des variables et paramètres amenuise l'intérêt de telles approches. Pour en faire une procédure standard, Heijungs et Huijbregts (2004) posent trois exigences : la disponibilité des données sur l'incertitude des variables d'entrée, la disponibilité en logiciels et méthodes pour traiter les incertitudes, la disponibilité en méthodes pour interpréter et visualiser les incertitudes des sorties. Ils encouragent également la standardisation des terminologies et définitions des concepts de base. D'importants efforts sont actuellement réalisés pour la mise au point de bases de données d'inventaire auxquelles des informations en termes de qualité des données et d'incertitude sont associées. De plus, les logiciels les plus classiques disposent maintenant de procédures permettant des analyses d'incertitude de type Monte Carlo. Une fois mis au point, ces différents outils devraient favoriser l'évaluation en routine de l'incertitude des résultats d'ACV.

En leur absence cependant, les analyses de sensibilité, de contribution, d'incertitude, de façon indissociable de la méthodologie ACV elle-même, constituent autant d'outils de connaissance des systèmes complexes étudiés.

L'application de l'ACV au champ des systèmes de production agricole est associée à une prise en compte de la question de l'incertitude encore plus réduite. Compte tenu de ses

particularités, ce champ d'application nécessite encore l'acquisition de références de base sur les flux qui le concernent, mais aussi la mise au point de modèles pertinents pour évaluer ses catégories d'impact prépondérantes. Compte tenu d'un côté, de ces sources d'incertitude particulières et de l'autre, de ce retard dans le traitement de l'incertitude, un besoin considérable en travaux de recherche sur l'incertitude des résultats d'ACV des productions agricoles doit être souligné.

## 1.5 Bibliographie

Anonyme, 2003. Integrated Product Policy. Building on Environmental Life-Cycle Thinking. Communication from the commission to the Council and the European parliament commission of the European communities. Bruxelles, Belgique 18.6.2003, COM(2003) 302 final.

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliett, O., Kleijn, R., Motensen, B., Pearce, D., Roger, E., Teilon, H., Weidema, B., van Zeijts, H., 1997. Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Silsoe, Royaume-Uni.

Basson, L., Petrie, J.G., 2004. An integrated approach for the management of uncertainty in decision making supported by LCA-based environmental performance information. In Pahl, C., Schmidt, S. and Jakeman, T. (eds) iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management". International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004.

Bedford, T., Cooke, R., 2001. Probabilistic risk analysis. Foundations and methods. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni.

Björklund, A.E., 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. International Journal of LCA 7(2), 64-72.

Blonk, H., Lafleur, M., van Zeijts, H., 1997. Towards an environmental infrastructure for the Dutch Food Industry. Exploring the environmental information conversion of five food commodities. Screening LCA on pork. Appendix 4 of the report. IVAM Environmental Research, Université d'Amsterdam, Amsterdam, Pays-Bas.

Bouwman, A.F., 1995. Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. PhD thesis, Université de Wageningen, Wageningen, Pays-Bas.

Brentrup, F., 2003. Life Cycle Assessment to Evaluate the environmental impact of arable crop production. PhD Thesis. Cuvillier Verlag, Göttingen, Allemagne.

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 LCA 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, 221-233.

Canter, K.G., Kennedy, D.J., Montgomery, D.C., Bert Keats, J., Carlyle, W.M., 2002. Screening stochastic life cycle assessment inventory models. International Journal of LCA 7(1), 18-26.

Carlsson-Kanyama, A., 1998. Energy consumption and emissions of greenhouse gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork meat, Rice and Yellow Peas. Technical report 26 ISSN1104-8298. Department of Systems Ecology, Stockholm, Suède.

Cederberg, C., Darelius, K., 2002. Using LCA methodology to assess the potential environmental impact of intensive meat production. In : Cederberg, C., Life Cycle Assessment of animal production, Thesis, Department of Applied Environmental Science. Université de Göteborg, Göteborg, Suède.

Cederberg, C., Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8, 49-60.

Chevalier, J-L., Le Téno, J-F., 1996. Life cycle analysis with ill-defined data and its application to building products. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1(2), 90-96.

Cowell, S.J., Clift, R., 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8, 321-331.

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

De Boer, I.J.M., Smits, M.C.J., Mollenhorst, H., van Duinkerken, G., Monteny, G.J., 2002. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics. Part I: Relation between feed characteristics and urinary urea concentration. *Journal of Dairy Science* 85, 3382-3388.

Ferret, R., Mendoza, G., Castilla, M., 2004. The influence of agricultural data uncertainty in the life cycle assessment of biodegradable hydraulic lubricants. In Pahl, C., Schmidt, S. and Jakeman, T. (eds) *iEMSS 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management"*. International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004.

Finnveden, G., Andersson-Sköld, Y., Samuelsson, M-O., Zetterberg, L., Lindfors, L-G., 1992. Classification (Impact Analysis) in Connection with Life Cycle Assessments – A Preliminary Study. In : *Product Life Cycle Assessment – Principles and Methodology*, Nord 1992 : 9, Copenhagen, Denmark, 172-231.

Finnveden, G., Potting, J., 1999. Eutrophication as an impact category – State of the Art and Research Needs. *International Journal of LCA* 4(6), 311-314.

Girardin, P., Bockstaller, C., van der Werf, H.M.G., 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO\*ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* 20, 227-239.

Gosse, G., Mérylot, J.M., 1997. Bilans environnementaux des cultures. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, Les Colloques, n°83, INRA (Eds) Paris, France 1997, 69-83.

Gosse, G., Cellier, P., Denoroy, P., Gabrielle, B., Germon, J.C., Henault, C., Justes, E., Laville, P., Leviel, B., Mary, B., Nicolardot, B., Recoux, S., 2000. Modélisation du bilan environnemental d'une culture de colza. *Fonctionnement des peuplements végétaux sous contraintes environnementales*. 20-21 janvier 1998. Ed. INRA, Paris, France (Les Colloques, n°93), 117-134.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Université de Leiden, Leiden, Pays-Bas.

Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 43-53.

Halberg, N., van der Werf, H.M.G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I.J.M. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. Soumis à Livestock Production Science.

Heijungs, R. 1996. Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4), 159-166.

Heijungs, R., Kleijn, R., 2001. Numerical approaches towards life cycle interpretation – Five examples. *International Journal of LCA* 6(3), 141-148.

Heijungs, R., Goedkoop, M., Struijs, J., Effting, S., Sevenster, M., Huppes, G., 2003. Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase: Design of the new method. Disponible sur: [http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/publications/recipe\\_phase1.pdf](http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/publications/recipe_phase1.pdf).

Heijungs, R., Huijbregts, M., A.J., 2004. A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In Pahl, C., Schmidt, S. and Jakeman, T. (eds) *iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management"*. International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004.

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 LCA* 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 LCA* 3(6), 343-351.

Huijbregts, M.A.J., Norris, G., Bretz, R., Citroth, A., Maurice, B., von Bahr, B., Weidema, B., de Beaufort, A.S.H., 2001. Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal of LCA* 6(3), 127-132.

Huijbregts, M.A.J., Gilijamse, W., Ragas, A.D.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, 2600-2608.

ISO International Standard 14040, 1997. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre. International Organisation for Standardisation (ISO), Genève, Suisse.

ISO International Standard 14041, 1998a. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire. International Organisation for Standardisation (ISO), Genève, Suisse.

ISO International Standard 14042, 1998b. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Evaluation d'impact du cycle de vie. International Organisation for Standardisation (ISO), Genève, Suisse.

ISO International Standard 14043, 2000. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Interprétation. International Organisation for Standardisation (ISO), Genève, Suisse.

Iepema, G., Pijnenburg, J., 2001. Conventional versus organic dairy farming. A comparison of three experimental farms on environmental impact, animal health and animal welfare. MSc thesis. Animal production systems group, Université de Wageningen, Wageningen, Pays-Bas.

Kennedy, D.J., Montgomery, D.C., Quay, B.H., 1996. Data quality – Stochastic environmental life cycle assessment modeling. *International Journal of LCA* 1(4), 199-207.

Kowarik, I., 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. – In : Konold W., Böcker, R., Hampicke, U. (eds), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. – Ecomed, Landsberg, Allemagne, 1-18.

Lewis, K.A., Bardon, K.S., 1998. A computer-based informal environmental management system for agriculture. *Environmental Modelling Software* 13, 123–137.

Mattsson, B., 1999. *Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of Agricultural Food Production*. Doctoral thesis, Agraria 187, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Suède.

Maurice, B., Frischknecht, R., Coelho-Schwartz, V., Hungerbühler, K., 2000. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production* 8, 95-108.

Mayrhofer, P., Steiner, C., Gärber, E., Gruber, E., 1996. *Regionalprogramm Ökopunkte Niederösterreich*. Informationsheft. NÖ Landschaftsfonds, Vienne, Autriche.

McCleese, D.L., LaPuma, P.T., 2002. Using Monte Carlo simulation in life cycle assessment for electric and internal combustion vehicles. *International Journal of LCA* 7(4), 230-236.

Nichols, P., Hauschild, M., Potting, J., White, P., 1996. Impact assessment of non toxic pollution in Life Cycle Assessment. In : H.A. Udo de Haes. *Towards a methodology for Life Cycle Assessment*. Bruxelles (Belgique), Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1996,

Nemecek, T., Erzinger, S., Frischknecht, R., 2003. The ecoinvent database: use for the agri-food sector. *Proceedings du colloque 4th International conference on: Life Cycle Assessment in the Agri-food sector – Linking environmentally friendly production and sustainable consumption*, Horsens, Danemark, 105-113.

Nordic Council of Ministers, 1995. *Nordic guidelines on Life-cycle assessments*. Eds. : Lindfors, I.G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O-J., Rønning, A., Ekvall, T., Finnveden, G., Nord 1995 : 20 ISBN 92 9120692 X. Copenhagen, Danemark.

Owens, J.W., 1999. Why life cycle impact assessment is now described as an indicator system. *International Journal of LCA* 4(2) 81-86.

Patyk, A., Reinhardt, G.A., Jungk, N.C., Calzoni, J., Caspersen, N., Dercas, N., Gaillard, G., Gosse, G., Hanegraaf, M., Heinzer, L., Kool, A., Korsuize, G., Lechner, M., Levile, B., Neumayr, R., Nielsen, A.M., Nielsen, P.H., Nikolaou, A., Panoutsou, C., Panvini, A., Rathbauer, J., Riva, G., Smedile, E., Stettler, C., Pedersen Weidema, B., Wörgetter, M., van Zeijts, H., 2000. *Bioenergy for Europe: Which ones fit best ? – A comparative analysis for the community- Final Report*. Research funded in part by The European Commission in the framework of the FAIR V Programme. Contract: CT 98 3832, Heidelberg, Allemagne.

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

Pointereau, P., Bochu, J.L., Doublet, S., Meiffren, I., Dimkic, C., Schumacher, W., Backhausen, J., Mayrhofer, P., 1999. *Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement. Trois méthodes passées à la loupe*. Travaux et Innovations. Société Agricole et Rurale d'Édition et de Communication, Paris, France.

Potting, J., Blok, K., 1994. Spatial aspects of Life-Cycle Assessment. In : *Integrating impact assessment into LCA*. H.A. Udo de Haes, A.A. Jensen, W. Klöpffer, L-G. Lindfors (eds). Belgium, Brussels, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) – Europe, 91-98.

Potting, J., Hauschild, M., 1997. Predicted Environmental Impact and Expected Occurrence of Actual Environmental Impact. Part I: The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment. *International Journal of LCA* 2(3), 171-177.

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

Rossier, D., 1999. L'écobilan, outil de gestion écologique de l'exploitation agricole? *Revue suisse d'agriculture* 31 (4), 179-185.

Rossier, D., Gaillard, G., 2001. Bilan écologique de l'exploitation agricole – Méthode et application à 50 entreprises. Rapport demandé par l'Office Fédéral de l'Agriculture, OFAG. SRVA, FAL, Zürich, Suisse.

Rossing, W.A.H., Jansma, J.E., de Ruijter, F.J., Schans, J., 1997. Operationalising sustainability: exploring options for environmentally friendly flower bulb production systems. *European Journal of Plant Pathology* 103, 217-234.

Sandars, D.L., Audsley, E., Cañete, C., Cumby, T.R., Scottford, I.M., Williams, A.G., 2003. Environmental Benefits of Livestock Manure Management Practices and Technology by Life Cycle Assessment. *Biosystems Engineering* 84 (3), 267-281.

Spies, A., Wegener, M., Chamala, S., Beeton, B., 2002. Estimating environmental impact from poultry production in Brazil using LCA. *Proceedings of the Third Australian Conference on Life Cycle Assessment: Life cycle decision making for sustainability*, Victoria, Australia, 15-17 July.

Udo de Haes, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., 1999. 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 LCA* 4(3), 167-174.

USEPA, U.S. Environmental Protection Agency, 1995. Life-cycle impact assessment : A conceptual framework, key issues, and summary of existing methods. Prepared by Research Triangle Institute for the Office of Air Quality Planning and Standards, EPA-452/R-95-002, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, Atlanta, Etats-Unis.

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

Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Sanders, J., 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agricultural systems* 83(2), 153-177.

Van Zeijts, H., Leneman, H., Wegener Sleswijk, A., 1999. Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan. *Journal of Cleaner Production* 7, 69-74.

Vilain, L., 1999. De l'exploitation agricole à l'agriculture durable, Aide méthodologique à la mise en place de systèmes agricoles durables. Educagri éditions, Dijon, France.

Von Bahr, B., Steen, B., 2004. Reducing epistemological uncertainty in life cycle inventory. *Journal of Cleaner Production* 12, 369-388.

Weckenmann, A., Schwan, A., 2001. Environmental life cycle assessment with support of fuzzy-sets. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6(1), 13-18.

Weidema, B.P., Wesnaes, 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.

Wegener Sleswijk, A., Kleijn, R., Meeuwssen-van Onna, M., Leneman, H., Sengers, H., van Zeijts, H., Reus, J., 1997. Application of LCA to agricultural products : 1. Core methodological issues ; 2. Supplement to the LCA guide ; 3. Methodological background. ISBN 90-5191-104-1. Rapport n°130 CML, Leiden, Pays-Bas.



## 2 Besoins en recherche et objectifs de la thèse

### 2.1 Besoins en recherche

L'analyse bibliographique conduite sur l'application de l'ACV aux productions agricoles ainsi que sur la question de l'incertitude en ACV a fait émerger les besoins en recherche suivants :

- En considérant la grande diversité des systèmes de production agricole (conventionnels ou alternatifs) et leurs interactions avec l'environnement, un manque de références spécifiques à la fois sur les flux d'émissions, sur leurs interactions et sur l'incertitude attachée à ces flux est apparu.
- Un manque de résultats d'ACV pour une diversité de systèmes agricoles (et notamment de production animale) en découle, entraînant un manque de connaissances sur la performance environnementale et les points faibles de modes de production contrastés.
- Dans le cadre de l'ACV appliquée aux productions agricoles, les catégories d'impact eutrophisation, acidification et utilisation de surface (quantité et qualité) ont été identifiées comme prépondérantes. Des modèles pertinents doivent donc être élaborés et employés pour leur évaluation.
- La prise en compte de l'incertitude des résultats demeure une question méthodologique fondamentale pour une application crédible de l'ACV en général et plus encore pour le champ des productions agricoles. Pour ce champ d'application, le manque de références encore une fois, sur les flux et leur incertitude mais aussi le manque d'outils de quantification opérationnels de l'incertitude sont des freins très importants.
- Dans le cadre du processus itératif de l'ACV et dans une perspective d'amélioration de la fiabilité des résultats d'ACV appliquée aux productions agricoles, l'identification et la hiérarchisation des principales sources d'incertitude apparaît indispensable.

## 2.2 Objectifs de la thèse

Pour ce travail d'adaptation de l'ACV aux productions agricoles, le système de production porcine a été choisi comme cas d'étude. Sur la base des besoins de recherche (2.1), les objectifs suivants sont définis :

---

<b>Objectif 1</b>	<b><i>Production de références sur des systèmes de production porcine contrastés</i></b>	<b>Chapitre 3 et chapitre 4</b>
	<p>Production de données d'inventaire spécifiques ainsi que des impacts dans le cadre de l'ACV, pour des systèmes de production de porc contrastés</p> <p>Caractérisation des incertitudes des variables d'entrée (données d'inventaire et données techniques) et des variables de sortie de l'ACV (impacts)</p>	
<b>Objectif 2</b>	<b><i>Amélioration de l'évaluation de l'eutrophisation aquatique</i></b>	<b>Chapitre 5 et chapitre 6</b>
	<p>Analyse des bases conceptuelles et des modèles employés en ACV ; analyse de la complexité des phénomènes d'eutrophisation aquatique et propositions d'un cadre de travail pour améliorer sa prise en compte dans le cadre de l'ACV</p> <p>Mise en œuvre concrète des propositions précédentes au travers d'une mise au point de facteurs de devenir spatialisés du nitrate dans les bassins versants</p>	
<b>Objectif 3</b>	<b><i>Hierarchisation des sources d'incertitude, discussion et propositions pour l'adaptation de l'ACV au champ des productions agricoles</i></b>	<b>Chapitre 7 et chapitre 8</b>

---

La thèse est structurée sous la forme d'articles scientifiques, publiés, soumis ou sur le point de l'être (cf. liste des publications).





### 3 Méthodes et références pour l'inventaire environnemental de trois scénarios contrastés de production de porc



# Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems

C. Basset-Mens, H.M.G. van der Werf, P. Robin, Th. Morvan, M. Hassouna, J-M. Paillat, F. Vertès

INRA, UMR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes -Quimper, 65 rue de Saint Briec 35042 Rennes cedex France ; Tel. : +33 2 23 48 57 09 ; Fax.: +33 2 23 48 54 30 ; E-mail : Hayo.vanderWerf@rennes.inra.fr

Version of *May 12, 2005*, to be submitted to Journal of Cleaner Production

## Abstract

The comparison of the environmental performance of contrasting agricultural production systems using Life Cycle Assessment (LCA) requires very specific data for each production mode especially for direct emissions on the farm. In a case study of pig production, three contrasting production scenarios were defined. An expert panel produced methods for the estimation of emissions for key-processes of these scenarios. Clear differences were obtained for these emissions between the three scenarios. Finally, the summation of the main emissions for the entire life cycle allowed the identification of weak points for each scenario, which can be explained by the differences obtained for the emissions of the key-processes studied.

**Keywords:** pig production, inventory data, direct emissions, LCA, methods

## 3.1 Introduction

In Brittany (France) the expansion of intensive pig production since World War II has contributed to a severe degradation of the environment. Water is polluted by nitrate (Cahart et al., 1999; Ménesguen et al., 2001), phosphorus, heavy metals (Trolard et al., 2002) and pesticides. Soils have accumulated phosphorus (Coppinet and Golven, 1984; Schwartz et al., 1997) and heavy metals (Trolard et al., 2002), and organic matter content has decreased (Walter et al., 1995). Air is polluted too: Brittany produces 16% of the ammonia emissions in France (Fontelle et al., 1994) on 6% of the national agricultural surface, and pigs are responsible for more than 35% of this emission (Le Droff, 2000). Hence, the current pig production model is in crisis. A survey of seven stakeholder groups revealed that pig production is perceived as a major contributor to environmental impacts (Petit and van der

Werf, 2003). A sizeable minority of pig producers (23%) and a majority of all other stakeholder groups prefer an alternative pig production system to the current conventional pig production system (Petit and van der Werf, 2003).

Although alternative and more prospective production systems are favourably considered by society, the environmental performance of these systems has scarcely been assessed. An evaluation of current and more prospective production systems should include an estimation of the uncertainty of the main results, to allow an assessment of its significance by political and technical stakeholders (Huijbregts et al., 2001; Guinée et al., 2002).

Among environmental assessment approaches, Life Cycle Assessment (LCA) is a method to assess impacts associated with a product by quantifying and evaluating the resources consumed and emissions to the environment at all stages of its life cycle – from the extraction of resources, through the production of materials, product parts and the product itself, and the use of the product to its reuse, recycling or final disposal (Guinée et al., 2002).

LCA is a valuable tool for the environmental evaluation of farming systems (van der Werf and Petit, 2002). Among the four stages of an LCA, the second step consists in an inventory of input/output data: resources used and substances emitted throughout the entire life cycle of the product studied. The relevance of an LCA is strongly linked with the quality of the inventory analysis. However, this phase requires the availability of a large amount of data representative of the systems to be compared (Weidema and Wesnaes, 1996). In the environmental inventory of farming systems general data are often used (de Boer, 2003), because data for specific production modes, farmer practices and environmental conditions (climate and soil) are not available (Audsley et al., 1997; de Boer, 2003). Furthermore, data on the uncertainty of key-parameters are often lacking. So we are facing a methodological issue: how to produce a consistent environmental inventory reflecting the specificity of several production modes including an assessment of the uncertainty of key-parameters ?

Three scenarios of pig production systems were defined and assessed: conventional Good Agricultural Practice (GAP), Organic Agriculture (OA) and Red Label (RL) (a French quality label). Literature data were used to assess the environmental inventory for these scenarios. However, for several processes on the farm (direct emissions), no specific data were found: in particular for nitrate leaching under conventional and organic crops (GAP, RL, OA), for ammonia emissions after spreading of slurry (GAP), pig solid manure (RL) and composted solid manure (OA) on crops, for the emissions of the outdoor weaned piglet

production at low animal density (RL and OA), for the emissions of the straw litter system at low animal density (RL and OA) and, finally, for the emissions during the composting of pig manure (OA).

The methodology applied for the environmental assessment of these three contrasted pig production systems as well as the LCA results and their uncertainty have been presented in Basset-Mens and van der Werf (2005). In this paper, the focus will be on the methods used to produce inventory data (including uncertainty) for the processes for which specific data were lacking. The inventory results will be presented for each process and for each of the three scenarios as a whole.

## 3.2 Materials and methods

The simplified pig production life cycle, the main characteristics of the three scenarios and the corresponding inventory data are summarised in figure 3.1.

### 3.2.1 Scenario description

The Good Agricultural Practice (GAP) scenario corresponds to current intensive production (or “conventional” production), optimised in particular with respect to fertilisation practices, as specified in the French “Agriculture Raisonnée” standards (Rosenberg and Gallot, 2002). In the GAP scenario pigs are raised at high density in a slatted-floor confinement building. The Organic (OA) scenario corresponds to organic agriculture according to the French version of the European rules for organic animal production (Ministère de l’Agriculture et de la Pêche, 2000) and the European rules for organic crop production (CEE, 1991). The Red Label (RL) scenario corresponds to the “Porc Fermier Label Rouge” quality label (Groupements des fermiers d’Argoat, 2000). In the OA and RL scenarios pigs are born and raised outdoors until weaning, and kept in an open-front straw-litter building at low animal density after weaning.

For GAP, data on technical performance for both piglet production (PP) and weaning to slaughtering (WS) production (Table 3.1) were according to published statistics (ITP, 2001). For RL, data concerning piglet production were from ITP (2001), data concerning weaning to slaughtering production were averages supplied by the RL producers’ association. For OA, data on technical performance were based on an optimised model of organic pig production (Berger, 2000) adjusted according to expert judgement.

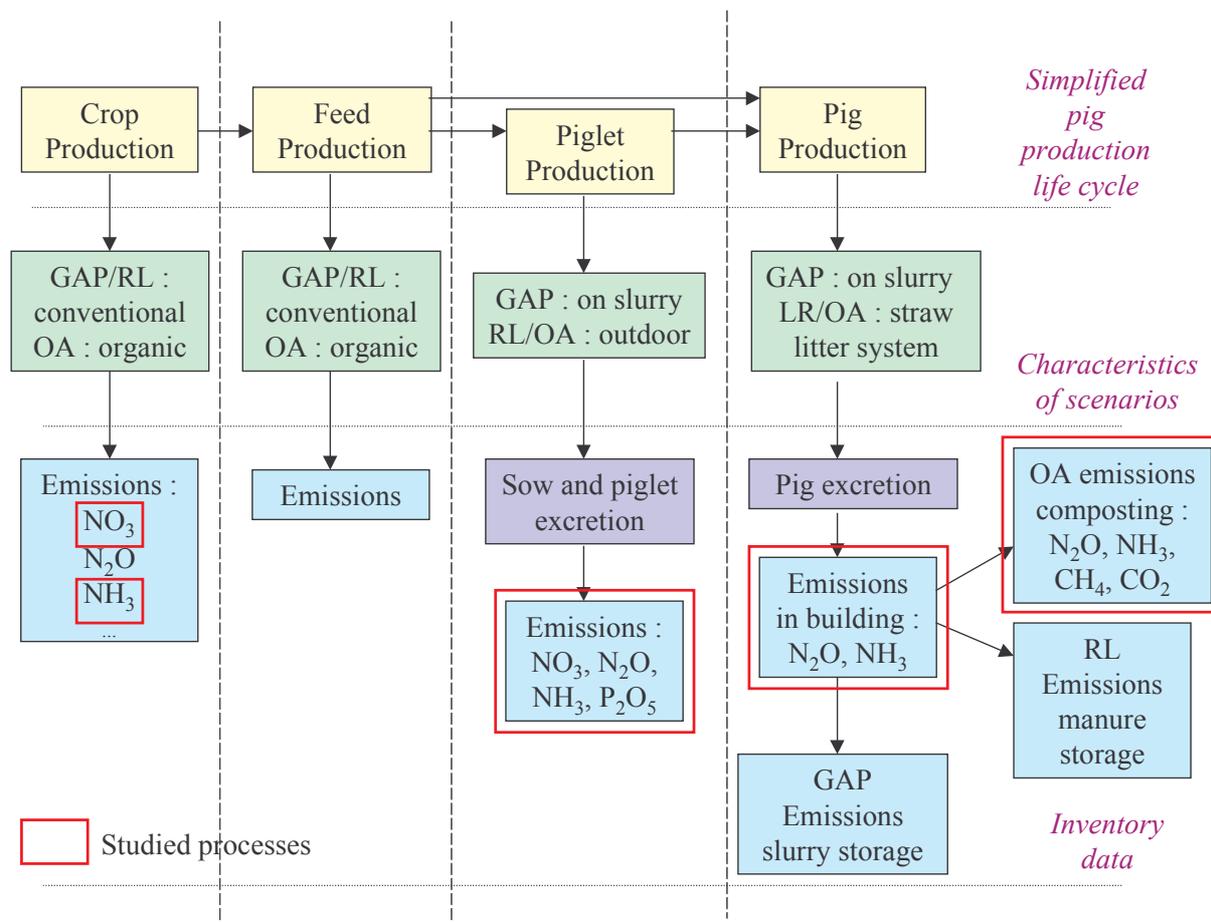


Figure 3.1. Simplified pig production life cycle, main characteristics of Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios and corresponding inventory data. Stages studied in this paper are designed by a red box.

For GAP, PP and WS occurred in a slatted-floor building. For RL and OA, PP was outdoors (in farrowing huts on paddocks) and WS was in a straw litter building at low animal density ( $2.6$  and  $2.3 \text{ m}^2 \text{ pig}^{-1}$ , respectively). For GAP and RL, manure was stored, while for OA, manure was composted. The composting process was conducted on a well-drained bare soil at any moment of the year. The process involved one or two turnings over 4 to 5 months. It corresponds thus to a typical composting process in the Brittany context. Overall, GAP was more intensive than OA: higher feed efficiency, younger age at slaughter and less surface per pig. RL was intermediate between GAP and OA (Table 3.1).

Table 3.1. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios

	GAP	RL	OA
<b>Piglet production</b>			
Housing	Slatted-floor	Outdoor	Outdoor
Weaned piglet/productive sow/year	25.5	22.6	20.3
Weaning age, days	25.7	28	42
Surface per sow, m <sup>2</sup>	<4	1000	1000
Feed per sow (boar included), kg/year	1313	1490	1695
<b>Weaning to slaughtering</b>			
Housing	Slatted floor	Straw litter	Straw litter
Surface per pig, m <sup>2</sup>	0.85	2.6	2.3
Feed to gain ratio	2.7	2.9	3.2
Slaughter age, days	175	190	195
Slaughter weight, kg	113	115	120
Feed consumed, kg	275	312	340

Input use and cultural practices for the crops produced in France were based on interviews with local experts. For all crops, production corresponded to good agricultural practice, i.e. fertilisation according to anticipated crop needs and integrated pest management for GAP and RL. For the three scenarios, we assumed that pig manure (liquid manure for GAP, solid manure for RL, composted solid manure for OA) was used to fertilise Brittany-grown crops used as feed ingredients. Additional N, P and K fertiliser was applied according to crop needs. The use of catch crops was more frequent in organic (OA) than in conventional (RL, GAP) crop successions. Details concerning crop inputs and yields for the GAP, RL and OA scenarios can be found in Basset-Mens and van der Werf (2005), chapter 4 of this thesis.

### 3.2.2 Methods for the environmental inventory of contrasted pig production scenarios

The methods for the inventory analysis of several key processes of pig production systems (average value and for key-parameters: uncertainty interval) were developed with the support of an expert panel from the french National Institute of Agronomic Research. The panel comprised: J.Y. Dourmad, Th. Morvan, J.M. Paillat, P. Robin and F. Vertès. It based its expertise on its members' experiments, models and interpretation of the available literature.

Further information on the inventory data used for the three scenarios can be found in Basset-Mens and van der Werf (2005).

The summation of the main emissions for the entire life cycle of each scenario of pig production is presented in this paper to give a global view of the environmental performance of these scenarios. It included the direct emissions on the farm most of which are described in this paper, but also the emissions due to the previous stages of the pig production life cycle such as the production and delivery of primary material for building, the production and delivery of crop inputs, the transformation of crop products into feed ingredients and the production and delivery of feed.

#### 3.2.2.1 Nitrate leaching under conventional (GAP, RL) and organic crops (OA)

Nitrate leaching can be calculated on the basis of a post harvest soil nitrogen estimation combined with the effective rainfall in the studied region (Brentrup et al., 2000). Post harvest soil nitrogen can be estimated by the calculation of the nitrogen balance surplus which requires an estimation of all nitrogen inputs and outputs. However, in particular for organic agriculture, the biological processes such as symbiotic fixation, nitrogen mineralization and immobilization in the soil, are difficult to quantify. As a result, the use of a nitrogen balance surplus leads to an uncertain estimation of the post harvest soil nitrogen content. A coherent method is needed for providing an accurate estimation of nitrate leaching, both in conventional and organic crop situations.

With this purpose, a method was developed which combines a risk analysis approach (Cattin et al., 2002) with regional leaching data. Cattin et al. (2002) based their approach on a risk due to a range of cases consisting of a crop and the crop succeeding it on the one hand, and a risk due to the environment (soil and climate) on the other hand. We defined risk classes on the basis of the risk due to each case consisting of a crop + succeeding crop and we quantified the amount of nitrate leached for each risk class using regional leaching data for contrasting crop situations.

##### 3.2.2.1.1 Risk due to the case crop + succeeding crop

Cattin et al. (2002) based their estimation of the risk due to the crop (and the crop succeeding it) on four parameters: duration without nitrogen absorption, crop residue biomass and its nitrogen content, nitrogen absorption capacity of crops before the leaching period and application of manure in autumn. In our approach, crop residues could be neglected, as straw

was exported. Since fertilisation practices were supposed to be optimised, risks due to manure application in autumn needed not be taken into account. The two remaining parameters: duration of the period without nitrogen absorption and nitrogen absorption capacity before the leaching period, were aggregated into a single parameter: **duration of the period without significant nitrogen absorption**. To estimate the risk due to each case “crop + succeeding crop”, this parameter was combined with a post harvest soil nitrate content, which was assumed to be characteristic of each crop, since fertilisation practices were optimised. Both parameters were estimated according to literature references and expert advice (Table 3.2).

Different levels were defined for these two parameters determining leaching risk. For the period without significant nitrogen absorption, three levels were defined: short (less than 90 days), intermediate (91 - 180 days) and long (more than 180 days). For the post harvest soil nitrate content, two levels were defined : moderate (60 kg ha<sup>-1</sup> or less) and high (more than 60 kg ha<sup>-1</sup>). With the support of the expert forum, four classes of nitrate leaching risk were then obtained by combining these different levels of the two parameters: very low, low, moderate and high (Table 3.3). Finally, we classified each crop + succeeding crop case according to these four classes.

Table 3.2. Period without N absorption and post harvest soil nitrate content for each case crop/succeeding crop.

Crop/succeeding crop	Period without N absorption (in days)	Post harvest soil nitrate content (in kg N ha <sup>-1</sup> )
All winter and spring cereals/catch crop	< 90	30
Maize/wheat	91 - 180	55
Potatoe/wheat	91 - 180	45
Beat/wheat	91 - 180	45
Wheat/wheat	> 180	30
All winter and spring cereals/maize	> 180	30
Pea/winter wheat	91 - 180	100
Organic soybean/wheat	91 - 180	65
Organic pea/sunflower	> 180	100

Table 3.3. Nitrate leaching risk classes defined by the duration without significant nitrogen absorption and the post harvest soil nitrate content.

Post harvest soil nitrate content (in kg N ha <sup>-1</sup> )	Period without significant nitrogen absorption (in days)		
	Short (less than 90)	Intermediate (91 - 180)	Long (more than 180)
Moderate (less than 60)	Very low	Low	Moderate
High (more than 60)	Very low	Moderate	High

#### 3.2.2.1.2 Risk due to the environment

To quantify the leaching risk classes in our context, leaching data were obtained with the LIXIM simulation model for two typical cases: winter wheat followed by a catch crop (which we classified as very low risk) and winter wheat followed by maize (classified as moderate risk). LIXIM is a simple dynamic simulation model of nitrate leaching (Mary et al., 1999). The fertilisation practice was assumed to be an optimised mineral fertilisation supplied in two applications. The amount of leached nitrogen for risk classes low and high was extrapolated from these data.

The LIXIM simulations were parameterised for the characteristics of the Rennes basin (Brittany), which has a silty eolian soil with a 2% organic matter content and a 0.9 meter depth. Simulations were made for the period from August 1 to March 31 using climate data for the period 1991 to 1995. Initial soil nitrate content on August 1 was assumed to be 30 kg N ha<sup>-1</sup>, soil moisture was assumed to be at the wilting point.

On the basis of these simulation results (Table 3.4), a value of 15 kg N ha<sup>-1</sup> leached was associated with the very low risk class (winter wheat followed by a catch crop) and a value of 70 kg N ha<sup>-1</sup> with the moderate risk class (winter wheat followed by maize). The extrapolated values for the low and high risk classes were 40 kg N ha<sup>-1</sup> and 100 kg N ha<sup>-1</sup>, respectively.

These leached nitrate quantities were assumed to be appropriate for all crop situations in Brittany and elsewhere in northern France. They needed to be adapted for the crops grown in southern France, where, due to lower rainfall and higher temperatures, the leaching risk is much smaller than in northern France.

Table 3.4. LIXIM Simulation results for nitrate leaching for winter wheat followed by a catch crop and winter wheat followed by maize.

	Hydrologically effective rainfall (mm)	Leaching (kg N ha <sup>-1</sup> ) winter wheat/catch crop	Leaching (kg N ha <sup>-1</sup> ) winter wheat/maize
91-92	121	10	44
92-93	147	10	58
93-94	347	10	86
94-95	372	11	111
95-96	183	10	77
Average	234	10.2	75.2

Crop from southern France play a minor role as feed ingredients (less than 15 %) for the OA scenario only. Given this minor role the lower leaching risk for crops grown in southern France was taken into account by arbitrarily reducing their nitrate leaching class by one level. Thus organic pea followed by sunflower grown in southern France, which, according to its period without significant nitrogen absorption and its post harvest soil nitrate content, corresponded to a high leaching risk, was assigned to the moderate leaching risk class. For studies presenting a large share of crops grown in the south of France, regional leaching data obtained by measurements or by LIXIM simulations should be used to calibrate the risk classes specifically.

Table 3.5 summarises the risk class, leached quantity and its uncertainty assigned to each case of crop + succeeding crop. The uncertainty interval was assumed to be the reference value  $\pm 1$  risk class (Table 3.5). This interval is assumed to comprise about two-thirds of the uncertainty due to the climatic variability at one site level (Basset-Mens and van der Werf, 2005).

Table 3.5. Risk class, leaching quantity, uncertainty and cases consisting of a crop and the crop succeeding it for each class. Cases of crops + succeeding crop grown in the south of France are given in italics.

Risk classes	Very low	Low	Moderate	High
Leached quantity (kg N ha <sup>-1</sup> )	15	40	70	100
Uncertainty (kg N ha <sup>-1</sup> )	15 - 40	15 - 70	40 - 70	70 - 130
Crops	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ All winter and spring cereals/catch crop</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Maize/wheat</li> <li>▪ Potatoe/wheat</li> <li>▪ Beet/wheat</li> <li>▪ Wheat/wheat</li> <li>▪ Organic maize/wheat</li> <li>▪ <i>Organic soybean/wheat</i></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ All winter and spring cereals/maize</li> <li>▪ Pea/winter wheat</li> <li>▪ <i>Organic pea/sunflower</i></li> </ul>	-

### 3.2.2.2 Ammonia emissions after field spreading of manure and compost

To estimate the emission factors for ammonia after the application of slurry, solid manure and composted pig manure, a reference emission factor, which corresponds to application in Autumn (October, November, December) or Spring (March, April) on bare soil, without incorporation was defined (Table 3.6).

Table 3.6. Reference ammonia emission factors for application in Autumn (October, November, December) or spring (March, April) of pig slurry (GAP), solid manure (RL) and composted pig manure (OA) (kg of NH<sub>3</sub>-N per kg of total ammoniacal nitrogen content). For slurry, an uncertainty interval is given in italics corresponding to the effect of climatic variability according to Morvan and Leterme (2001).

	Slurry	Solid manure	Compost
Reference ammonia emission factor	0.20 <i>(0.03 – 0.40)</i>	0.50	0

Depending on the actual application practices, emission reductions were then defined and applied to the reference emission factor (Table 3.7) to obtain emission factors for each situation.

Table 3.7. Reduction of ammonia emission (%) to be used in conjunction with reference emission factors (Table 3.6) and resulting emission factors and their uncertainty intervals in italics (kg of NH<sub>3</sub>-N per kg of total ammoniacal nitrogen content) for different scenarios of pig slurry and solid manure spreading.

	Emission reduction	Emission factor
<b><i>Pig solid manure</i></b>		
For all crops, spread in October and incorporated the day following application	80 <i>(50 – 90)</i>	0.10 <i>(0.05 – 0.25)</i>
<b><i>Pig slurry</i></b>		
For maize, spread in April, on a cultivated soil, incorporated the following day	40	0.12 <i>(0.02 – 0.25)</i>
For winter cereals, spread in March, using trail hoses	27	0.15 <i>(0.03 – 0.30)</i>

For slurry application (GAP), the reference emission factor and its uncertainty interval representing climatic variability was defined on the basis of simulation results (Morvan and Leterme, 2001). The reference emission factor for solid manure (RL) was defined according

to T. Morvan (Pers. comm., 2003). NH<sub>3</sub> emissions after compost application were assumed to be insignificant.

The emission reduction (Table 3.7) for the application of solid manure in October and of slurry in April were according to T. Morvan (Pers. comm., 2003). For the application of slurry on winter cereals in March, it was estimated according to Morvan (1999). The uncertainty interval for the emission reduction for solid manure application was adapted from UNECE (1999).

### 3.2.2.3 Emissions for outdoor weaned piglet at low animal density

The French expert for outdoor pig production (F. Berger, pers. comm., 2002) defined an optimum density of 10 sows per hectare: at higher densities the paddock will suffer and, in particular in winter, patches of bare soil will arise. For this situation, no data were found in the literature. Densities studied in the literature range from 12 to more than 20 sows per ha (Anonymous, 1995; Menzi et al., 1998; Williams et al., 2000; Eriksen et al., 2001). The definition of specific emission factors for NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub>, for an outdoor piglet production scenario with 10 sows per hectare, was thus necessary.

The approach applied for defining these emission factors was partly based on the suggestion by Houben and Plet (1997) of distinguishing nitrogen in urine (which is subject to volatilisation, denitrification, organic immobilisation) and nitrogen in dung (which is in an organic form which mineralises progressively following its application and after paddock destruction). The fractions of nitrogen present in urine and dung were supposed to be 48% and 52% respectively, according to Marchal et al. (1995).

In organic farming, paddocks are integrated in the crop succession and will be followed frequently by maize. According to French national regulations on outdoor pig production, paddocks should be without animals one year out of three. So, the system is a succession of two productions: weaned piglet and hay.

All the nitrogen from urine was allocated to the paddocks as well as 50% of the nitrogen from dung. Phosphorus being essentially accumulated in the dung, 50% of the total excreted P was allocated to the paddocks. The remaining 50% of excreted P and N from dung were allocated to the following crop: maize or hay.

Emissions of NO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O arise from the nitrogen in urine (Houben and Plet, 1997). For nitrate leaching, two fractions were considered according to T. Morvan (Comm. pers., 2003): 20 – 25% of the N urine input was assumed to leach, an additional fraction of 10

– 15% of N urine input was added to this, to account for the heterogeneity of the paddocks, which can present bare patches where animals concentrate their excretions (Menzi et al., 1998). An emission factor of 35% of the N urine input was thus obtained for leached nitrate. According to Mosier et al. (1998), N<sub>2</sub>O emissions were assumed to be 1.25% of the N input for direct emission and 1% of the N-NH<sub>3</sub> emissions and 2.5% of the N-NO<sub>3</sub> leached. A default emission factor of 15% of the urine nitrogen was assumed for ammonia emission, taking into account the literature analysed by Barré (2001).

According to Rossier (1998), phosphorus losses into water were assumed to be 1% of the P input allocated to the paddocks, this corresponds to the runoff loss of phosphorus and does not integrate the erosion and leaching losses.

For OA outdoor weaned piglet production, the emissions were supposed to be identical to those described above for RL, and the same emission factors were applied. The emissions factors proposed for outdoor weaned piglet production are summarised in Table 3.8.

Table 3.8. Allocation of excreted N and P quantities to the paddocks and emission factors for NO<sub>3</sub>, P, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O, for outdoor weaned piglet production on paddocks at a density of 10 sows per ha.

Excreted quantities allocated to paddocks		Emission factors			
N	P	N-NO <sub>3</sub>	N-NH <sub>3</sub>	N-N <sub>2</sub> O	P
100% of N urine + 50% of N dung	50% of total excreted P	35% of N urine	15% of N urine	1.25% of N allocated to paddocks + 2.5% of N-NO <sub>3</sub> + 1% of N-NH <sub>3</sub>	1% of P allocated to paddocks

### 3.2.2.4 Emissions for straw litter systems at low animal density

#### 3.2.2.4.1 Rough data acquisition

Emission factors for low animal density straw litter scenarios were extrapolated from emission measurements in a red label pig fattening building. The pigs were raised in a straw

litter system at a low animal density ( $2.6 \text{ m}^2 \text{ pig}^{-1}$ ) and a high aeration rate.  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were measured during three raising periods (around 100 days), one in winter and two in summer. Pigs were raised from 57 to 115 kg and were rationed.

$\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions were estimated according to Robin et al. (2004). Ammonia emissions during summer and during winter were clearly differentiated. Hence, these two periods were used to aggregate and present the results. In winter, ammonia emissions ranged between 30 and 200  $\text{mg N-NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ pig}^{-1}$  and nitrous oxide emissions, between 20 and 150  $\text{mg N-N}_2\text{O h}^{-1} \text{ pig}^{-1}$ . For the entire winter raising period, ammonia and nitrous oxide emissions were close, and were estimated (by integration over the whole period after data interpolation) to be bounded by 0.1 and 0.2  $\text{kg N pig}^{-1}$  for each gas (Table 3.9). In summer, ammonia emissions were higher than nitrous oxide emissions (100 to 600  $\text{mg N-NH}_3 \text{ h}^{-1} \text{ pig}^{-1}$  and 30 to 300  $\text{mg N-N}_2\text{O h}^{-1} \text{ pig}^{-1}$ , respectively). By summation over the whole raising period, they were close to 0.5  $\text{kg N-NH}_3 \text{ pig}^{-1}$  and 0.2  $\text{kg N-N}_2\text{O pig}^{-1}$ , respectively (Table 3.9).

Table 3.9. Ammonia and nitrous oxide emissions from the building (in kg per pig) during pig fattening (from 57 to 115 kg) on a straw litter system at low animal density, depending on the season (summer, winter) and averaged over the year.

	Winter	Summer	Average
N-NH <sub>3</sub>	0.1 – 0.2	0.5	0.325
N-N <sub>2</sub> O	0.1 – 0.2	0.2	0.175

#### 3.2.2.4.2 Estimation of emission factors

During the studied period, the animal weight gain was 58 kg. To estimate the emission factors for the whole fattening period, emissions (averaged over the winter and summer periods) were expressed per kg of pig weight gain: 5.6  $\text{g N-NH}_3 \text{ kg}^{-1}$  and 3.02  $\text{g N-N}_2\text{O kg}^{-1}$ . During the fattening period in the RL scenario, the animal gain was 89  $\text{kg pig}^{-1}$ , yielding emissions of 498.4  $\text{g N-NH}_3 \text{ pig}^{-1}$  and 268.8  $\text{g N-N}_2\text{O pig}^{-1}$  for the entire fattening period. In order to produce generic emission factors, these emissions were expressed as a percentage of the excreted nitrogen for RL pigs during the fattening period (Table 3.10). These generic emission factors were used both for RL and OA, as the housing systems were very similar for these two scenarios.

NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O emission factors for pig production on a straw litter system at low animal density, on a straw litter system at high animal density, and in a slatted floor system are compared in Table 3.10. The ammonia emission factor is lower for the straw litter systems at low animal density (RL and OA) (10% of excreted nitrogen) than for the straw litter system at high animal density (20%) and the conventional slatted floor system (25%). This can be explained by the high aeration rate and the low animal density of RL and OA systems, as a result of which its ambient temperature will be lower than that of the other housing systems. Temperature is a key parameter for controlling ammonia emissions.

Table 3.10. Emission factors for ammonia and nitrous oxide for several pig housing systems based on our own calculations and values from the literature. Results are expressed as a percentage of excreted nitrogen. Uncertainty intervals are given in italics.

Housing system	N-NH <sub>3</sub>	N-N <sub>2</sub> O
Low animal density litter (measurements)	10.8	5.8
Low animal density litter (rounded values used for our RL and OA scenarios)	10 <i>(5 – 15)</i>	5 <i>(2 – 8)</i>
Straw litter system at high animal density	20 <sup>a</sup> <i>(15 – 25)</i>	10 <sup>a</sup> <i>(7 – 13)</i>
Conventional slatted floor system	25 <sup>b</sup> <i>(12.5 – 37.5)</i>	0.1 <sup>c</sup> <i>(0.05 – 0.15)</i>

a: Robin et al., 2004 ; b: UNECE (1999) ; c: IPCC (1996)

The N<sub>2</sub>O emission factor is decreased two fold for the straw litter system at low animal density compared to the straw litter system at high animal density. It remains however 50 fold higher (5%) than for the conventional slatted floor system (0.1%).

The uncertainty of these emission factors was assumed to be ± 50%, on the basis of the observed variability of the emission data in real conditions (see 3.2.2.4.1).

### 3.2.2.5 Emissions for composting of pig manure

The composition of pig manure leaving the building was estimated by combining estimates of excreted quantities of N, P and K (CORPEN, 2003) corrected by emissions during pig production (Table 3.10), and an estimate of pig solid manure production. Emission during storage did not occur, since the pig solid manure was taken directly from the building

to the field to be composted. The estimate of pig solid manure production (as well as the dry matter content) was based on a synthesis of the available literature (Téxier et al., 1997; Téxier et al., 2000; Téxier and Levasseur, 2001). It was assumed to be 4 kg of solid manure per kg of pig weight gain, which, for the OA scenario, leads to a production of 432 kg of solid manure during the period from weaning to slaughtering. Per tonne of solid manure, the calculated composition was 6 kg N, 7.5 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 10 kg K<sub>2</sub>O, 120 kg of organic matter, 300 kg of dry matter, with a C:N ratio of 19.

The emissions of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O during the composting process were estimated in two steps. The nitrogen emission rate was estimated at 30% of the initial nitrogen of the solid manure (Téxier and Levasseur, 2001; Ekinici et al., 2000). Nitrogen loss is essentially due to ammonia emission, while nitrous oxide emissions have been found to be very low (Tricot et al., 2000). Emission factors of 28% for N-NH<sub>3</sub> and of 1% for N-N<sub>2</sub>O were retained. The remaining 1% was attributed to N<sub>2</sub> emission.

Table 3.11. Emission factors of carbon and nitrogen compounds during the composting process, as a percentage of initial C and initial N in manure. Uncertainty intervals are given in italics.

C-CO <sub>2</sub>	C-CH <sub>4</sub>	Total C	N-NH <sub>3</sub>	N-N <sub>2</sub> O	N-N <sub>2</sub>	Total N
44.5	0.5	45	28	1	1	30
<i>(22.3 – 66.8)</i>	<i>(0.2 – 0.7)</i>		<i>(14 – 42)</i>	<i>(0.5 – 1.5)</i>	<i>(0.5 – 1.5)</i>	

Carbon emission rate was assumed to be 45% of the solid manure initial carbon (J-M. Paillat and S. Hacala, pers. comm., 2003). According to Paillat et al. (2004), the carbon emission is mainly CO<sub>2</sub>. The CO<sub>2</sub> emission was assumed to be 45.5% while the remaining 0.5% was assumed to be CH<sub>4</sub>. However, this CO<sub>2</sub> emission was not taken into account in the LCA result, because CO<sub>2</sub> of the so-called “short” C-cycle (CO<sub>2</sub> taken up by annual crops) was not taken into account. According to the forum, all these emission factors were assumed to have an uncertainty of ± 50%. Table 3.11 summarises these estimates of emission factors during the composting process of pig manure.

## 3.3 Results and discussion

### 3.3.1 Nitrate leaching under conventional and organic crops

The leached nitrate estimates and their uncertainty intervals for all the studied crop + succeeding crop cases are summarised in Table 3.5. Except for organic pea, organic maize and organic soy, organic crops always were in the very low leaching risk class ( $15 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). This can be explained by the hypothesis assuming more frequent use of catch crops in organic than in conventional crop successions. Nevertheless, the hypothesis of good fertilisation practices for all conventional crops results in a low nitrate leaching risk ( $40 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). Only pea under organic or conventional rules of production obtains a moderate risk ( $70 \text{ kg N ha}^{-1}$ ). This is due to an intrinsic characteristic for this crop: a high post harvest soil nitrogen content. The method proposed allows the estimation of leached nitrate quantities for a wide variety of crop situations, both conventional and organic. The first step of the analysis, resulting in leaching risk classes, can be performed in any soil and climate context. However, the estimation of leached quantities for each risk class implies the availability of leaching data for the studied context (soil and climate). These can be obtained by means of direct measurements or by using simulation models. This method can be useful for producing leaching data in a life cycle inventory analysis.

### 3.3.2 Ammonia emissions after spreading of slurry, manure and compost

Ammonia emission estimates for conventional crops fertilised with pig slurry and with solid manure are shown in Table 3.12. For crops fertilised with slurry, the emission ranges from 17 to  $22 \text{ kg N ha}^{-1}$ , while for crops fertilised with solid manure, it is between 2.2 and  $3 \text{ kg N ha}^{-1}$ . In short, even if good fertilisation practices are respected, ammonia emissions for crops fertilised with slurry are multiplied ten-fold compared to ammonia emissions for crops fertilised with solid manure. Solid manure is a much more stable organic product than slurry thanks to its carbon substrate, allowing an incorporation and a stabilisation of nitrogen. However, mineral nitrogen fertiliser must be applied in addition to manure to fulfil fertilisation needs of the crops, while slurry applications do not need such supplementation. As for nitrate leaching, ammonia emissions are very sensitive to climatic conditions. Uncertainty intervals for ammonia emissions, as presented in Table 3.12 are very large. They represent the uncertainty due to the climatic variability for a given site.

Table 3.12. Ammonia emissions (kg of NH<sub>3</sub>-N) for different scenarios of conventional crops fertilised with pig slurry (GAP) and with solid manure (RL), expressed per hectare of crop and per kg of crop produced. For organic crops fertilised with pig compost, ammonia emissions were supposed to be insignificant. Uncertainty intervals are given in italics.

Crop scenario	Manure application		Ammonia emissions	
	Quantity (in tonnes per ha)	Application mode	Per ha of crop	Per 1000 kg of crop produced
<b><i>Crops fertilised with pig slurry (GAP)</i></b>				
Wheat	30	In March, using trail hoses	21.9 <i>(4.4 – 43.8)</i>	3.1 <i>(0.6 – 6.2)</i>
Barley	27		19.7 <i>(3.9 – 39.4)</i>	3.2 <i>(0.6 – 6.4)</i>
Triticale	30		21.9 <i>(4.4 – 43.8)</i>	3.7 <i>(0.7 – 7.4)</i>
Maize	30	In April, on a cultivated soil, incorporated the following day	17.0 <i>(2.8 – 35.4)</i>	2.2 <i>(0.4 – 4.6)</i>
<b><i>Crop fertilised with solid manure (RL)</i></b>				
Barley	17	In October, incorporated the day following application	2.4 <i>(1.2 – 6)</i>	0.40 <i>(0.2 – 1)</i>
Triticale	17		3.0 <i>(1.5 – 7.5)</i>	0.5 <i>(0.3 – 1.3)</i>
Maize	17		2.2 <i>(1.1 – 5.5)</i>	0.3 <i>(0.2 – 0.8)</i>

### 3.3.3 Emissions during outdoor weaned piglet production

NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub> and P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> emissions for weaned piglet production are summarised in Table 3.13. Per ha and per sow, RL obtains slightly lower emissions than OA, because of the lower excretion by sows for RL. Conversely, per kg of weaned piglet produced, OA emissions are

lower, which is due to the final weight of the OA piglet (12 kg versus 8 for RL). However, the RL and OA scenarios for outdoor weaned piglet production can be roughly considered as equivalent in terms of emissions.

Both per sow and per kg of weaned piglet produced, ammonia emissions are much lower for RL and OA (around 2300 g NH<sub>3</sub>-N per sow and 13 g NH<sub>3</sub>-N per kg of weaned piglet) than for GAP (around 5300 g NH<sub>3</sub>-N per sow and 32 g NH<sub>3</sub>-N per kg of weaned piglet). At an optimised sow density (10 per hectare), the outdoor system has a real advantage in this respect compared to the conventional slatted floor system. Conversely, the weak point of the outdoor system arises from its higher N<sub>2</sub>O emissions. Per sow and per kg of weaned piglet produced, it increases N<sub>2</sub>O emissions more than thirty fold compared to the slatted floor system.

Table 3.13. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> emissions during outdoor weaned piglet production for RL and OA compared to emissions during weaned piglet production in a slatted floor system for GAP. Results are expressed in g.

	NH <sub>3</sub> -N	N <sub>2</sub> O-N	NO <sub>3</sub> -N	PO <sub>4</sub> -P
<b><i>RL : outdoor</i></b>				
Per hectare	22 200	3 450	51 900	240 24.0
Per sow	2 220	345	5190	0.2
Per kg of weaned piglet	14.7	2.28	34.3	
<b><i>OA : outdoor</i></b>				
Per hectare	23 010	3 570 357	53 690	361
Per sow	2 301	1.86	5 369	36.1
Per kg of weaned piglet	12.0		28.0	0.2
<b><i>GAP : slatted floor</i></b>				
Per sow	5 296	10.5	-	-
Per kg of weaned piglet	32.2	0.06		

Concerning emissions into water, P losses range from 0.24 (RL) to 0.36 (OA) kg P per ha, which is very similar to the P losses calculated for crops such as conventional wheat or maize fertilised either with slurry or without (0.2 to 0.4 kg P per ha, results not shown). The same observation can be made for the nitrate leaching estimates (52 - 54 kg N ha<sup>-1</sup>), which are close to the average estimate for the main conventional crops (40 kg N ha<sup>-1</sup>), corresponding to a low

risk (see Table 3.5). Finally, ammonia emissions expressed per hectare (about 22 – 23 kg N) are also of the same order of magnitude as ammonia emissions calculated for conventional crops fertilised with slurry (Table 3.12).

The peculiarities of outdoor weaned piglet production allow its comparison both with indoor weaned piglet production and with other forms of land use such as crops, as it can be integrated in the crop succession on the farm. As regards piglet production, outdoor production has an advantage linked to its ability to reduce ammonia emissions compared to a slatted floor system. Conversely, its weak point lies in its much higher emissions of N<sub>2</sub>O.

From the point of view of land use, our scenario of outdoor production (at ten sows per hectare) is equivalent to an optimised crop fertilised with slurry with respect to NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub> losses.

Ideally, our emission factor values for outdoor piglet production should be validated by measurements, since they were obtained on the basis of a literature analysis and expert advice.

#### 3.3.4 Emissions for housing systems

The comparison between the slatted floor system and the straw litter system presents similarities with the comparison between slatted floor and outdoor productions. The straw litter system decreases ammonia emission more than two-fold compared to slatted floor, with 700 – 800 g N-NH<sub>3</sub> per pig for the RL and OA scenarios against almost 1600 g per pig for GAP (Table 3.14). However, emissions of nitrous oxide are more than ten fold larger for the straw litter systems compared to the slatted floor system, with emissions ranging from 32 g N-N<sub>2</sub>O per pig for GAP to 400 for OA and RL (Table 3.14).

Nitrous oxide emission can be identified as a weak point for straw litter systems while ammonia emissions are a weak point for slatted floor systems.

Uncertainty intervals are very large, taking account of both climate variability and farmer practice variability. It gives an indication of the margin of improvement for such systems.

Table 3.14. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O emissions during finished piglet and pig production in straw litter systems at low animal density (RL and OA), compared to the emissions for a slatted floor system (GAP). For both stages, results are expressed in g per pig and in g per kg of pig. Uncertainty intervals are given in italics.

		NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O
<b><i>Slatted floor system (GAP)</i></b>			
	In g per pig	269	5.4
Finished piglet (from 7.8 to 32.6 kg)		<i>(134 – 404)</i>	<i>(2.6 – 8.2)</i>
	In g per kg of pig	8.3	0.17
		<i>(4.1 – 12.4)</i>	<i>(0.08 – 0.25)</i>
	In g per pig	1571	31.6
Fattening pig (from 32.6 to 113 kg)		<i>(791 – 2362)</i>	<i>(15.8 – 47.5)</i>
	In g per kg of pig	13.9	0.28
		<i>(7.0 – 20.9)</i>	<i>(0.14 – 0.42)</i>
<b><i>Straw litter system (RL)</i></b>			
	In g per pig	84.5	38.5
Finished piglet (from 8 to 26 kg)		<i>(41.6 – 127.4)</i>	<i>(19.2 – 57.2)</i>
	In g per kg of pig	3.25	1.48
		<i>(1.6 – 4.9)</i>	<i>(0.74 – 2.20)</i>
	In g per pig	816	371.5
Fattening pig (from 26 to 115 kg)		<i>(414 – 1230)</i>	<i>(184.0 – 552.0)</i>
	In g per kg of pig	7.10	3.23
		<i>(3.6 – 10.7)</i>	<i>(1.6 – 4.8)</i>
<b><i>Straw litter system (OA)</i></b>			
	In g per pig	98.1	63.3
Finished piglet (from 12 to 30 kg)		<i>(48.0 – 147)</i>	<i>(33.0 – 96.0)</i>
	In g per kg of pig	3.27	2.11
		<i>(1.6 – 4.9)</i>	<i>(1.1 – 3.2)</i>
	In g per pig	694	448.8
Fattening pig (from 30 to 120 kg)		<i>(348 – 1044)</i>	<i>(228.0 – 672.0)</i>
	In g per kg of pig	5.78	3.74
		<i>(2.9 – 8.7)</i>	<i>(1.9 – 5.6)</i>

### 3.3.5 Emissions during the composting process of pig manure

Forty-five % of the initial C and 30% of the initial N in the manure are lost as gaseous emissions during the composting process, which entails a decrease of the C:N ratio. The main emissions are NH<sub>3</sub> and CO<sub>2</sub>. Per tonne of compost produced, more than 4 kg of N-NH<sub>3</sub> and more than 100 kg of CO<sub>2</sub> are emitted (Table 3.15). If the ammonia emissions were expressed per ha, considering the assumed application rate per ha of 17 tonnes for organic crops, the corresponding emission would be 68 kg N-NH<sub>3</sub> per ha. The composting process seems to

favour ammonia emissions, probably due to the important increase of temperature during its thermophilic stage at the beginning of the process.

Table 3.15. Emission of carbon and nitrogen compounds during the composting process, in kg per tonne of pig manure compost containing 30% dry matter. Uncertainty intervals are given in italics.

C-CO <sub>2</sub>	C-CH <sub>4</sub>	Total C	N-NH <sub>3</sub>	N-N <sub>2</sub> O	Total N
106.9	1.08	108	4.4	0.156	4.7
<i>(53.5 – 160.4)</i>	<i>(0.5 – 1.6)</i>		<i>(2.2 – 6.6)</i>	<i>(0.08 – 0.23)</i>	

Compost is often presented as a good means for adding stable carbon compounds to the soil (humic acids) and for increasing the organic matter content of soil as well as its overall stability. With respect to both soil quality and emissions of ammonia, one may wonder whether the result would have been better or worse with direct application of solid manure to the soil. The dynamics of the organic matter at a lower temperature would have been slower than during the composting process, but it would probably have led to lower emissions. As for straw litter system emissions, the uncertainty interval estimate is very large. An important margin of improvement exists for the composting process.

### 3.3.6 Main emissions for the GAP, RL and OA pig scenarios

The emission inventory data strongly depend on the choice of the functional unit: kg of pig or ha of land used (Table 3.16). Overall, per kg of pig, GAP, which is the most productive system, presents a majority of lowest emissions, whereas OA obtains a majority of highest emissions. Conversely, per ha of land used, OA obtains a majority of lowest emissions and GAP a majority of highest emissions. RL presents an intermediate situation.

Weak points for each system can be identified. Both per kg and per ha, GAP has the highest ammonia emissions, e.g. per ha, ammonia emissions range from 16.4 kg for RL to 43.5 for GAP (a three fold difference). NH<sub>3</sub> emissions can thus be clearly identified as a weak point of the GAP scenario. This is probably essentially due to pig production on slatted floors (see 3.3.4) and also to the crop production fertilised with slurry (see 3.3.2).

Per ha and per kg of pig, OA has higher ammonia emissions than RL despite having no ammonia emission from the compost applied to organic crops. The composting process can explain this difference (see 3.3.5) and is a weak point for OA.

Table 3.16. Emission inventory expressed in kg of each substance per 1000 kg of pig and per hectare of land used, for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios. For each substance, lowest value in bold.

Substance	Per 1000 kg of pig			Per ha of land used		
	GAP	RL	OA	GAP	RL	OA
NO <sub>3</sub>	<b>110</b>	114	125	203	182	<b>127</b>
NO <sub>x</sub>	<b>8.6</b>	9.1	14.4	15.8	<b>14.5</b>	14.6
NH <sub>3</sub>	23.6	<b>10.3</b>	17.4	43.5	<b>16.4</b>	17.6
SO <sub>2</sub>	<b>3.1</b>	4.7	4.7	5.7	7.5	<b>4.8</b>
N <sub>2</sub> O	<b>3.1</b>	6.9	7.5	<b>5.7</b>	11.0	7.6
CO <sub>2</sub>	<b>882</b>	1120	1390	1625	1783	<b>1408</b>
CO	<b>3.0</b>	3.1	4.8	5.5	<b>4.9</b>	<b>4.9</b>

Finally, both per ha and per kg of pig, RL and OA have significantly higher N<sub>2</sub>O emissions, which can be mainly attributed to the straw litter system. However, in a lower proportion, the outdoor production mode was also found to have significantly higher N<sub>2</sub>O emissions than the slatted floor system, but its contribution to the final result is modest.

These inventory results for the entire life cycle of each pig production scenario give a first global overview of their environmental performance. It confirms the importance of the identified key-parameters for the final result and the need for a specific estimate for each production mode. The difference between the three scenarios for the different stages of the life cycle such as pig production, piglet production, crop production and composting are very useful to explain the differences observed for the final aggregated inventory results.

### 3.4 Conclusion

A panel of methods for producing inventory data was presented, from the more sophisticated (model simulations) to the less sophisticated (literature references). Experimental measurements have also been used to supply very specific emission factors for

the studied scenarios, while contributing to the production of new data on agricultural systems. These results show the importance of the use of specific data for comparing different production systems for the same product. By using such data, a clear distinction was made between the production modes under comparison.

An overview of the environmental performance of contrasting pig production modes was produced. Important uncertainty sources due to emission factors at the field and building levels have been identified. Their contribution to the overall uncertainty of the LCA results has been analysed in a previous paper (Basset-Mens and van der Werf, 2005). The comparison and the validation of inventory data appears to be essential for producing reliable LCA results of contrasting production systems.

## References

- Audsley E, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G, Hausheer J, Jolliett O, Kleijn R, Motensen B, Pearce D, Roger E, Teilon H, Weidema B, van Zeijts H. Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Silsoe (UK), 1997.
- Anonymous. Mesure de l'impact des élevages de truies plein air sur l'environnement et recommandations de conduite d'élevage. Chambre d'agriculture de la Mayenne. DDAF de la Mayenne, Angers (France), 1995.
- Barré C. Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée. Thèse présentée devant l'École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes pour le titre de Docteur de l'ENSAR mention Biologie et Agronomie, Rennes (France), 2001.
- Basset-Mens C, van der Werf HMG. Scenario-based environmental assessment of farming systems – the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2005 : 105, 127-144.
- Berger F. Les défis du porc biologique. Chambre régionale d'agriculture des Pays de Loire. Angers (France), 2000.
- Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *International Journal of LCA*, 2000 : 5(6), 349-357.
- Cahart P, Burgard L-R, Joly A, Rogeau C, Benetiere J-J, Gravaud A, Le Bail P, Vogler J-P. Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole. Tome 1: rapport de synthèse. Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Ministère de l'agriculture et de la pêche, Paris (France), 1999.
- Cattin G, Guichard L, Jannot P, Justes E, Laurent F, Machet J-M. Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles – Diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture. COMIFER, Groupe Azote. Available at : <http://www.unifa.fr/home6/Brochure%20interculture%20Comifer.pdf>, 2002.
- CEE. Règlement du conseil (CEE) n°2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal Officiel de la communauté européenne*, 1991 : L198 (22 juillet 1991). 1.
- Coppenet M, Golven J, Simon J-C, Le Corre L, Le Roy M. Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, 1993 : 3, 77-83.
- CORPEN. Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche et des Affaires Rurales. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Rennes, France. Available at : [http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/pages/corpen/Rapport\\_Corpen\\_Porc\\_Juin2003.pdf](http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/pages/corpen/Rapport_Corpen_Porc_Juin2003.pdf), 2003.
- De Boer IJM. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, 2003 : 80(1-2), 69-77.
- Ekinci K, Keener HM, Elwell DL. Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part 1: effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Sciences and Utilization*, 2000 : 82, 160 – 172.

- Eriksen J, Petersen SO, Sommer SG. The fate of nitrogen in outdoor pig production. 11ème atelier sur l'azote. recueil des résumés. 9-12 septembre 2001, Reims, INRA (France), 2001.
- Fontelle J-P, Audoux N, Chang J-P. CORINAIR France 1990. Estimation des émissions de polluants atmosphériques (SO<sub>2</sub> – NO<sub>x</sub> – COVNM - CH<sub>4</sub> – CO - CO<sub>2</sub> - N<sub>2</sub>O - NH<sub>3</sub>). CITEPA. Service de l'environnement industriel du Ministère de l'Environnement, Paris (France), 1994.
- Groupement des fermiers d'Argoat. Cahier des charges éleveur – porcs fermiers élevés en plein air. Homologation n°20-88. Saint-Brieuc (France), 2000.
- Guinée JB, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden (The Netherlands), 2002.
- Huijbregts MAJ, Norris G, Bretz R, Citroth A, Maurice B, von Bahr B, Weidema B, de Beaufort ASH. Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories. International Journal of LCA, 2001 : 6 (3), 127 – 132.
- Houben V, Plet, P. Elaboration des programmes d'action de la directive nitrate en Bretagne. Eléments de diagnostic et de préconisations. Volume 4 : La gestion de l'azote par système d'exploitation. Chambre d'Agriculture de Bretagne, Rennes (France), 1997.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>.
- ITP, 2001. Résultats Gestion Technico-Economique. ITP, Paris (France), 1996.
- Le Drof E. Bilan global des émissions d'azote gazeux d'origine agricole en Bretagne. Plan Régional Qualité de l'Air. Ministère de l'agriculture et de la pêche, DRIRE, Chambre d'agriculture Bretagne, Rennes (France), 2000.
- Marchal P, Wallian L, Groussard P. Evaluation d'un système de séparation fèces-urines en élevage porcin – Influence des choix technologiques sur la composition des produits. Journées Recherche Porcine en France, 1995 : 27, 351 – 358.
- Mary B, Beaudoin N, Justes E, Machet JM. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. European Journal of Soil Science, 1999 : 50, 549-566.
- Ménesguen A, Aminot A, Belin C, Chapelle A, Guillaud J-F, Joanny M, Lefebvre A, Merceron M, Piriou J-Y, Souchu P. L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 pour la Commission Européenne – DG.ENV.B1, Brest (France), 2001.
- Menzi H, Stauffer W, Zihlmann U, Weisskopf P. Environmental impacts of outdoor pig production. Actes de colloque. Rennes 26-29 mai 1998. Ramiran 98. 8th International Conference on Management Strategies for organic waste use in agriculture, vol. 2. Ed. José Martinez et Marie-Noëlle Maudet. Cemagref éditions. Rennes (France), 1998.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Cahier des charges concernant le mode de production et de préparation biologique des animaux et des produits animaux définissant les modalités d'application du règlement CEE n° 2092/91 modifié du conseil et/ou complétant les dispositions du règlement CEE n° 2092/91. Homologué par l'arrêté interministériel du 28 août 2000. Journal Officiel de la république française (30 Août 2000). Paris (France), 2000.
- Morvan T. Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier, Thèse, Université Paris VI, Paris (France), 1999.
- Morvan T, Leterme P. Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL). Ingénieries, 2001 : 26, 17 – 26.
- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. Nutr Cycl Agroecosys, 1998 : 52, 225-248.
- Paillat J-M, Robin P, Hassouna M. Effets du compostage d'effluents porcins sur les émissions gazeuses - Influence de la dégradabilité du carbone et de l'azote sur les émissions de gaz carbonique et d'ammoniac. Intermediate Report of action 42 C, ADEME contract, Porcherie Verte, Rennes (France), 2004.
- Petit J, van der Werf HMG. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. Journal of Environmental Management, 2003 : 68, 377-386.
- Robin P, De Oliveira PA, Kermarrec C. Productions d'ammoniac, de protoxyde d'azote et d'eau par différentes litières de porcs durant la phase de croissance. Journées Recherche Porcine en France, 1999 : 31, 111-115.
- Robin P, Hassouna M, Ramonet Y, Tèxier C. Maîtrise des émissions gazeuses en bâtiments sur litière (validation en élevages des résultats acquis en conditions climatiques contrôlées). Rapport final de l'action de recherche AC – 41b du programme Porcherie Verte. Convention MAAPAR / INRA A 2265, Rennes (France), 2004.
- Rosenberg PE, Gallot J. Référentiel de l'agriculture raisonnée. Arrêté du 30 avril 2002 relatif au référentiel de l'agriculture raisonnée. Journal Officiel de la République Française, 2002 : 104 (4 mai 2002), 8519.

- Rossier D. Ecobilan. Adaptation de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole. Service Romand de Vulgarisation Agricole, Lausanne (Switzerland), 1998.
- Schwartz C, Walter C, Claudot B, Bouedo T, Arousseau P. Synthèse nationale des analyses de terre: I: Constitution d'une banque de données cantonale. II. Description statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et Gestion des Sols*, 1997 : 4(3), 191-204 and 215-219.
- Téxier C, Vaudelet J-C, Rousseau P. Les porcheries sur litière accumulée : température, composition et volume des litières observées dans dix élevages. *Journées Recherche Porcine en France*, 1997 : 29, 305 – 310.
- Téxier C, Levasseur P, Vaudelet J.C. Remplacement de la paille par de la sciure ou des copeaux de bois, en porcherie d'engraissement : influence sur le compostage des litières. *Journées Recherche Porcine en France*, 2000 : 32, 77 – 82.
- Téxier C, Levasseur P. Compostage des déjections des porcs à l'engrais élevés sur différents déchets ligneux : sciure, copeaux ou écorce. *Techniporc*, 2001 : 24 (6), 23 – 30.
- Tricot G, Aubert C, Robin P, Bline D. Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. *Sciences et techniques avicoles*, 2000 : 31, 25 – 31.
- Trolard F, Bourrié G, Jaffrezic A. Distribution spatiale et mobilité des ETM en région d'élevage intensif. In: *Les éléments traces métalliques dans les sols – approches fonctionnelles et spatiales*. Coord. Baize, D., Tercé, M. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris (France), 2002 : 183 – 199.
- UNECE. Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. United Nations Economic and Social Council, Economic Commission for Europe. Geneva (Switzerland), 1999.
- Van der Werf HMG, Petit J. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison of twelve indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002 : 93 (1), 131 – 145.
- Walter C, Bouedo T, Arousseau P. Cartographie communale des teneurs en matière organique des sols bretons et analyse de leur évolution temporelle de 1980 à 1995. Rapport final de la convention d'étude entre le Conseil Régional de Bretagne et l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes (France), 1995.
- Weidema BP, Wesnaes MS. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 1996 : 4(3-4), 167-174.
- Williams JR, Chambers BJ, Hartley AR, Ellis S, Guise HJ. Nitrogen losses from outdoor pig farming systems. *Soil Use Management*, 2000 : 16, 237 – 243.

## 4 Impacts environnementaux (résultats d'ACV) et leur incertitude pour trois scénarios contrastés de production de porc



# Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France

Claudine Basset-Mens and Hayo M. G. van der Werf

INRA, UMR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper, 65, rue de Saint Briec CS 84215, 35 042 Rennes Cedex, France. Tel. +33 2 23 48 52 22; fax +33 2 23 48 54 30; email : [basset@roazhon.inra.fr](mailto:basset@roazhon.inra.fr)

Received 11 November 2003; received in revised form 14 April 2004; accepted 3 May 2004 in Agriculture, Ecosystems and Environment  
105 (2005), 127-144

## Abstract

Current intensive pig production is often associated with environmental burdens. However, very few studies deal with the environmental performance of both current and alternative systems of pig production. The objectives of this study were to evaluate the environmental impacts of three contrasting pig production systems using the Life Cycle Assessment method and to identify hot spots for each system. The scenarios compared were conventional Good Agricultural Practice (GAP) according to French production rules, a French quality label scenario called Red Label (RL) and a French organic scenario called Organic Agriculture (OA). For each of the three scenarios a “favourable” and an “unfavourable” variant was defined; these variants were used as indicators of uncertainty with respect to key parameters for technical performance and emissions of pollutants. The environmental categories assessed were: eutrophication, climate change, acidification, terrestrial toxicity, energy use, land use and pesticide use. Two Functional Units (FU) were used to express impacts: one kg of pig produced and one hectare of land surface used. The scenarios were examined with particular emphasis on their contribution to eutrophication and acidification. Given this perspective, the RL scenario can be an interesting alternative to GAP on the condition that its emission of greenhouse gases can be reduced. The results for OA were very dependent on the choice of the FU. Per kg of pig, eutrophication and acidification were similar for OA and GAP, while OA had less eutrophication and acidification than GAP when expressed per ha. For the three scenarios, environmental hot spots and important margins of improvement were identified. Finally, the uncertainty analysis indicated that efforts should be made to produce more reliable estimations of emission factors for NO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in the field.

Key words: environmental impact, Life Cycle Assessment, organic agriculture, pig production, quality label, uncertainty

## 4.1 Introduction

Forty years ago, in western Europe, pigs were produced on many small mixed farms, in association with crops and dairy cows, which provided on-farm sources of pig feed. Housing was on straw-covered floors, producing solid manure. Currently, most pigs are produced on specialised farms. They are fed with concentrated feed “imported” from outside the farm and kept on concrete slatted floors, producing liquid manure. These changes, from a traditional to an intensive industrial production system, were associated with a huge increase in production and animal densities, which, in turn, contributed to an increased pollution of water, soil and air.

In the course of the last decade, consumers and citizens have become increasingly critical of intensive industrial pig production. In France, consumer worries regarding pig production concern product safety, product quality, environmental impact and animal well-being (Rainelli, 2001). Overall, pig production has a poor image with the general public and as a consequence the establishment of new pig farms has become very difficult in many areas, due to the opposition of the local community. Therefore, pig producers are facing a social demand for a better respect of the environment and improved animal welfare, while they have to cope with a very competitive pig world market.

In a survey among stakeholders concerned with pig production in Bretagne (France), two contrasting visions with respect to the future of pig production were proposed. A sizeable minority of pig producers (23%) and a majority of all other stakeholder groups (including consumers) preferred an alternative or organic pig production system to the current intensive production system (Petit and van der Werf, 2003). Furthermore, while pig producers and their suppliers preferred the currently prevailing slurry-based housing system, all other groups preferred a straw-based housing system (Petit and van der Werf, 2003). Whereas some studies have carried out an environmental analysis of the current intensive pig production system (Blonk et al., 1997; Carlsson-Kanyama, 1998; Cederberg, 2002), environmental analyses of alternative pig production systems are rare (Kumm, 2002).

Different methods have been developed for the evaluation of the environmental impacts of products or production systems. Among them, Life Cycle Assessment (LCA) has been shown

to be a valuable tool for the environmental evaluation of farming systems (van der Werf and Petit, 2002). In this approach, the potential environmental impacts of a product are assessed by quantifying and evaluating the resources consumed and the emissions to the environment at all stages of its life cycle – from the extraction of resources, through the production of materials, product parts and the product itself, and the use of the product to its reuse, recycling or final disposal (Guinée et al., 2002).

Among the four stages of an LCA, the two first steps consist of an accurate description of the product system(s) to be investigated and an inventory of its input/output data. Comparing different systems producing similar products requires a high degree of accuracy for inventory data and the availability of a large amount of data representative of the systems to be evaluated. For the widespread current intensive pig production system, such data can be collected from farms and by referring to published data. However, for alternative or more prospective production systems, which represent a small number of farms and which are often at a more or less experimental stage, the availability of representative data is problematic. We therefore propose a scenario-based approach:

- to evaluate the environmental impacts of the current intensive pig production system and those of alternative production systems,
- to identify hot spots and margins for improvement for each system,
- to quantify the uncertainty of the results.

## 4.2 Materials and methods

### 4.2.1 Pig production systems

This study compared three scenarios for pig production in France and dealt only with the processes up to and including the production on the farm (Fig. 4.1). The most recent data available were used, mainly from the period 1996-2001. The Good Agricultural Practice (GAP) scenario corresponds to current intensive production (or “conventional” production), optimised in particular with respect to fertilisation practices, as specified in the French “Agriculture Raisonnée” standards (Rosenberg and Gallot, 2002). In the GAP scenario pigs



are raised at high density in a slatted-floor confinement building. The Organic (OA) scenario corresponds to organic agriculture according to the French version of the European rules for organic animal production (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2000) and the European rules for organic crop production (CEE, 1991). The Red Label (RL) scenario corresponds to the "Porc Fermier Label Rouge" quality label (Groupements des fermiers d'Argoat, 2000). In the OA and RL scenarios pigs are born and raised outdoors until weaning, and in an open-front straw-litter building at low animal density after weaning.

#### 4.2.2 Crop and feed production

For each scenario feed composition was supplied by the feed producer. According to the growing or physiological stage of the animal, six diets were used for GAP (van der Werf et al., in press) and RL and five diets for OA. For RL and OA, diet compositions are confidential and therefore not shown. Compositions respected the specific rules of each scenario. Particularly, the OA feed did not contain industrial amino acids nor genetically modified organisms; 10% of crop-based ingredients were of non-organic origin. The RL feed contained 70% of cereals, it did not exceed 20% of maize, 5% of rape seed and 5% of sugar beet pulp.

The origin of feed ingredients was based on data from feed producers in Bretagne. For GAP and RL we assumed that for ingredients produced in Bretagne (wheat, barley, triticale, oats, maize and pea) distances between the field where the crop was grown and the feed factory, and between the feed factory and the pig farm were both 100 km. For OA we assumed that for ingredients produced in Bretagne (maize, dehydrated lucerne, horse-bean, barley, wheat, oats) these distances were 150 km. Other ingredients originated from various regions of France such as the north for potato and rape seed, the east for sugar beet pulp, the south-west for organic pea and organic sunflower and the south-east for organic soy and organic sorghum. Soy came from Brazil, sunflower from Argentina, cane molasses from Pakistan, cassava chips from Thailand. Distances by truck for imported crops were adapted from Cederberg (1998). Distances by sea were calculated with World Ports (2000).

Input use and cultural practices for the crops produced in France were based on interviews with local experts. For all crops, production corresponded to good agricultural practice, i.e. fertilisation according to anticipated crop needs and integrated pest management for GAP and RL. For the three scenarios, we assumed that pig manure (liquid manure for GAP, solid manure for RL, composted solid manure for OA) was used to fertilise Bretagne-

grown crops used as feed ingredients. The overall amount of manure or compost used for crop-based feed ingredients was adjusted, so as to correspond to the amount of manure produced by feeding the feed of which these ingredients were part of. Additional N, P and K fertiliser was applied according to crop needs. OA crops produced outside Bretagne received fertilisers such as composted manure, natural phosphate and Patentkali.

Table 4.1. Inputs and yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Good Agricultural Practice scenario for the major crops used as ingredients for pig feed.

	Wheat	Barley	Triticale	Maize	Rape	Soy	Sunfl.	Pea
<b>Inputs</b>								
Pig slurry	30000	27000	30000	30000	0	0	0	0
N (ammonium nitrate)	30	30	30	0	110	0	67	0
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (triple superphosphate)	0	0	0	0	41	32	28	46
K <sub>2</sub> O (potassium chloride)	0	0	0	0	30	39	18	96
CaO	333	333	333	333	167	150	150	333
Pesticide (active ingredient)	2.9	2.5	2.8	3.5	2.9	1.5	1.0	3.2
Diesel	110	109	109	111	81	79	79	87
Natural gas (for grain drying)	0	0	0	167	0	0	0	0
Agricultural machinery	29.6	29.5	29.8	24.5	23.3	23.0	23.0	26.8
Grain dry matter yield	5914	5124	4906	6439	2968	2008	1585	4111
Followed by catch crop (%) <sup>a</sup>	50	50	50	0	0	0	0	0
Succeeding crop	maize	maize	maize	wheat	wheat	n. s. <sup>b</sup>	n. s. <sup>b</sup>	wheat

<sup>a</sup> Indicates the percentage of area for which a catch crop was assumed to be sown between harvest of the crop and sowing of the succeeding crop.

<sup>b</sup> Succeeding crop was not specified

For RL and GAP, yield levels were averages for 1996 – 2000 (AGRESTE, 2001; FAO, 2002a). The yield levels of OA crops were according to experts from the region of production. Relative to yields of conventionally grown crops they were lower: from -15% for maize to -40% for wheat and barley. Input use and yield levels are summarised in Tables 4.1, 4.2 and 4.3.

Table 4.2. Inputs and yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Red Label scenario for the major crops used as ingredients for pig feed.

	Wheat	Barley	Triticale	Maize	Rape	Soy	Sunfl.
<b>Inputs</b>							
Pig slurry	38000 <sup>a</sup>	0	0	0	0	0	0
Solid manure	0	17000	17000	17000	0	0	0
N (ammonium nitrate)	120	75	105	63	110	0	85
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (triple superphosphate)	0	0	0	0	41	32	32
K <sub>2</sub> O (potassium chloride)	0	0	0	0	30	39	21
CaO	333	333	333	333	167	150	150
Pesticide (active ingredient)	2.9	2.5	2.8	3.5	2.9	1.5	1
Diesel	111	108	110	116	81	79	79
Natural gas (for grain drying)	0	0	0	167	0	0	0
Agricultural machinery	28.7	32.7	33.3	25.6	23.3	23.0	23.0
Grain dry matter yield	5914	5124	4906	6439	2968	2008	2105
Followed by catch crop (%) <sup>b</sup>	50	50	50	0	0	0	0
Succeeding crop	maize	rape	maize	wheat	wheat	n. s. <sup>c</sup>	n. s. <sup>c</sup>

<sup>a</sup> On preceding crop. 50% of P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O in slurry was allocated to the preceding crop and 50% to the crop

<sup>b</sup> Indicates the percentage of area for which a catch crop was assumed to be sown between harvest of the crop and sowing of the succeeding crop.

<sup>c</sup> Succeeding crop was not specified

For the processes concerning the transformation of crop products into feed ingredients and the production of feed, the inventory of resources used and emissions to the environment was limited to resources and emissions associated with the use of non-renewable energy. References for conventional ingredients are summarised in van der Werf et al. (in press). For the scenarios OA and RL, the feed industry supplied resource use and emission data for organic wheat flour, organic soy and sunflower cake, potato protein, extruded soy and wheat, wheat starch, wheat gluten, wheat germ meal and concentrated soy proteins. Many feed ingredients are co-products (soy cake, wheat gluten), resulting from processes yielding more than one product. For these ingredients resource use and emissions were allocated according to the economic value of co-products. Economic values of co-products were calculated using extraction rates (the amount of processed product, in percent terms) and prices. For GAP and RL, extraction rates were taken from FAO (2002b) and prices were averages for 1996 – 2000 (ISTA, 2002). For OA, recent average values were supplied by the feed industry. Data for

feed production (involving, amongst others: grinding, heating, mixing, pelleting) were according to van der Werf et al. (in press).

Table 4.3. Inputs, yield (in kg ha<sup>-1</sup>) according to the Organic Agriculture scenario for the major crops used as ingredients for pig feed.

	Wheat	Barley	Oats	Maize	Horse-bean	Soy	Lucerne	Pea
<b>Inputs</b>								
Compost	17000	17000 <sup>a</sup>	17000 <sup>a</sup>	0	17000 <sup>a</sup>	15000 <sup>a</sup>	0	15000 <sup>a</sup>
N	0	0	0	0	0	0	0	0
Natural phosphate (28% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0	0	0	0	0	0	0	28
Patentkali (28% K <sub>2</sub> O)	0	0	0	0	0	0	0	28
Natural carbonates (54% CaO)	270	270	270	270	270	0	270	0
Diesel	99	114	89	122	116	105	91	112
Natural gas (for grain drying)	0	0	0	167	0	0	0	0
Agricultural machinery	30.3	32.6	24.3	28.3	29.9	29.8	17.8	29.7
Grain dry matter yield	3548	3074	3360	5898	2975	2295	10000	2580
Followed by catch crop (%) <sup>b</sup>	100	100	100	0	100	0	0	100
Succeeding crop	Horse -bean	Meadow	Meadow	Wheat	Triticale	Wheat	Maize	Sunfl.

<sup>a</sup> On preceding crop. 50% of P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> and K<sub>2</sub>O in manure was allocated to the preceding crop and 50% to the crop

<sup>b</sup> Indicates the percentage of area for which a catch crop was assumed to be sown between harvest of the crop and sowing of the succeeding crop.

### 4.2.3 Animal production

We distinguished two stages in pig production: piglet production (PP) and weaning to slaughtering (WS). For GAP, data on technical performance for both PP and WS (Table 3.4) were according to published statistics (ITP, 2001). For RL, data concerning PP were from ITP (2001), data concerning WS were averages supplied by the RL producers' association. For OA, data on technical performance were based on an optimised model of organic pig production (Berger, 2000) adjusted according to expert judgement.

For GAP, PP and WS occurred in a slatted-floor building. For RL and OA, PP was outdoors (in farrowing huts on paddocks) and WS was in a straw litter building (Table 4.4). For GAP and RL, manure was stored, while for OA, manure was composted, involving one or two turnings over 4 to 5 months. Overall, GAP was more intensive than OA: higher feed

efficiency, younger age at slaughter and less surface per pig. RL was intermediate between GAP and OA (Table 4.4).

Table 4.4. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios

	GAP	RL	OA
<b>Piglet production</b>			
Housing	Slatted-floor	Outdoor	Outdoor
Weaned piglet/productive sow/year	25.5	22.6	20.3
Weaning age, days	25.7	28	42
Surface per sow, m <sup>2</sup>	<4	1000	1000
Feed per sow (boar included), kg/year	1313	1490	1695
<b>Weaning to slaughtering</b>			
Housing	Slatted floor	Straw litter	Straw litter
Surface per pig, m <sup>2</sup>	0.85	2.6	2.3
Feed to gain ratio	2.7	2.9	3.2
Slaughter age, days	175	190	195
Slaughter weight, kg	113	115	120
Feed consumed, kg	275	312	340

#### 4.2.4 Inventory data

Data concerning resource use and emissions associated with the production and delivery of inputs for crop production (fertilisers, pesticides, tractor fuel and machines) were derived according to Nemecek and Heil (2001). Data for energy carriers for road and sea transport were from the BUWAL 250 database (BUWAL, 1996). Data concerning resource use and emissions associated with buildings (production and delivery of materials, construction) were from Kanyarushoki (2001).

Ammonia emissions due to the application of ammonium nitrate fertiliser were estimated according to ECETOC (1994). NH<sub>3</sub> emissions following application of slurry were according to Morvan and Leterme (2001). NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from slurry in pig buildings were according to IPCC (1996) and UNECE (1999). CH<sub>4</sub> emissions due to enteric fermentation and housing type were according to IPCC (1996). Emissions of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn to the soil

were calculated according to a balance approach, considering input by synthetic and organic fertilisers and output via harvested produce (van der Werf et al., in press). Losses of  $\text{NO}_3$  to groundwater were estimated according to the risk analysis methodology of Cattin et al. (2002) adapted to regional conditions in Bretagne. In a first step, four cases characterised by a crop, its fertilisation level and the crop succeeding it were defined, for each case leaching losses were calculated with the LIXIM simulation model (Mary et al., 1999). These four situations were labelled with four leaching risk classes: very minor ( $15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), minor ( $40 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), moderate ( $70 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) and large ( $100 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). In a second step, all other crops were assigned to one of these four leaching risk classes taking into account the crop-specific values of  $\text{NO}_3$  present in soil at harvest in autumn and the length of the period between harvest and the establishment of the succeeding (catch) crop.

Data on the production of excreta and emissions from buildings, storage, composting, crops and paddocks for RL and OA were chiefly obtained with the support of an expert panel from the Institut National de la Recherche Agronomique. The panel comprised: J.Y. Dourmad, Th. Morvan, J.M. Paillat, P. Robin and F. Vertès. It based its expertise on its members' experiments, models and interpretation of the available literature. The results thereby produced are summarised in the following paragraph.

The production of excreta for each system was quantified according to CORPEN (2003), based on the feed to gain ratio and the protein content of feed. For RL and OA,  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from the straw litter building were based on experimental data (Robin et al., 2004). Nitrogen losses and  $\text{NH}_3$  emissions during compost production were adapted from Texier and Levasseur (2001) and Ekinçi et al. (2000);  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CH}_4$  emissions were estimated according to Tricot et al. (2000).  $\text{NH}_3$  emissions following application of solid manure were adapted from UNECE (1999).  $\text{NH}_3$  emissions after compost application were assumed to be insignificant.  $\text{N}_2\text{O}$  emissions (for crops and paddocks) were estimated according to Mosier et al. (1998). Emissions of  $\text{NO}_x$  and emissions of  $\text{PO}_4$  as run-off to surface water (for crops and paddocks) were estimated according to Rossier (1998).  $\text{NH}_3$  and  $\text{NO}_3$  emissions for paddocks were adapted from Anonymous (1995) and Barré (2001).

#### 4.2.5 Uncertainty analysis

In order to explore the robustness of our results, an uncertainty analysis was conducted. Based on our preliminary results and on literature data we identified four issues for which uncertainty seemed considerable. Two of these concerned technical performance: crop yields

and WS feed to gain ratio; the two others concerned emissions: field emissions ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NO}_3$ ) and WS emissions of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from buildings, manure storage and composting.

For the parameters concerning these issues, a high and a low value was defined in addition to the default reference value. As we wanted these values to reflect what we coined “realistic” variability rather than overall variability, we set them at  $\pm 1$  standard deviation of the reference value. The “realistic” uncertainty interval thus defined contains about two thirds of the overall variability for the parameter concerned, assuming a normal distribution. Values corresponding to better technical performance (i.e. higher yields and lower feed to gain ratios) and to lower emissions were labelled “favourable”, conversely, values reflecting poorer performance and higher emissions were labelled “unfavourable”.

We combined all favourable values for key-parameters to obtain a favourable variant of each scenario and similarly we combined all unfavourable values to obtain an unfavourable variant of each scenario. In order to assess the relative importance of each of the four issues (crop yields, feed to gain ratio, field emissions and emissions from buildings and manure), we similarly constructed favourable and unfavourable variants taking into account each issue separately.

For crop yields, high and low values were based on published statistics for GAP and RL (AGRESTE, 2001) while for OA they were based on expert opinion from the OA producers’ association. For GAP and RL high and low values were:  $\pm 10\%$  of the reference value for all crops; whereas for OA they were:  $+15\%$  and  $-25\%$  for winter cereals,  $\pm 10\%$  for maize and  $\pm 15\%$  for other crops.

For WS feed to gain ratio high and low values were  $\pm 6\%$  of the reference value. For GAP this was based on published statistics (ITP, 2001), for RL on producer expert opinion, while for OA it was assumed by default since data were lacking.

Estimations of overall variability for field emissions of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$ , were based on literature references (Table 4.5). For field emissions of  $\text{NO}_3$ , literature references for overall variability were not found and therefore we based high and low values on advice by our expert panel (Table 4.5). For emissions of  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from buildings and manure, estimations of overall variability were based on literature references and on our expert panel (Table 4.6).

Table 4.5. Reference values, overall variability and realistic variability for field emissions of NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub>.

Process	Reference value	Overall variability	Reference for interval	Realistic variability
<i>Kg of NH<sub>3</sub>-N emitted per kg of Total Ammoniacal Nitrogen</i>				
After slurry application for conventional wheat, barley and triticale	0.15	0.03 – 0.30	Morvan and Leterme, 2001	0.09 – 0.225
After slurry application for maize	0.12	0.02 – 0.25	Morvan and Leterme, 2001	0.072 – 0.18
After solid manure application for Red Label barley, maize and triticale	0.10	0.05 – 0.25	UNECE, 1999	0.075 – 0.175
<i>Kg of N<sub>2</sub>O-N emitted per kg of N</i>				
Due to N fertiliser use and biological N-fixation	0.0125	0.0025 – 0.0225	Mosier et al., 1998	0.0075 – 0.0175
Due to atmospheric deposition of NH <sub>3</sub>	0.01	0.002 – 0.02	Mosier et al., 1998	0.006 – 0.015
Due to leaching and runoff of NO <sub>3</sub>	0.025	0.002 – 0.12	Mosier et al., 1998	0.0135 – 0.0725
<i>Kg of NO<sub>3</sub>-N emitted per hectare</i>				
For all organic crops other than pea, maize and soy	15	-	Expert panel	15 – 40
For all conventional crops other than pea and for organic maize and soy	40	-	Expert panel	15 – 70
For conventional and organic pea	70	-	Expert panel	40 – 100

Table 4.6. Reference values, overall variability and realistic variability for weaning to slaughtering emissions of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O from buildings, manure storage and composting.

Process	Reference value	Overall Variability (in % of reference value)	Reference for interval	Realistic variability (in % of reference value)
<i>Kg of NH<sub>3</sub>-N emitted</i>				
For slatted floor building (per kg of N excreted)	0.25	±50%	Groot Koerkamp et al. (1998)	±25%
During slurry storage (per kg of initial N content in slurry)	0.05	±50%	Expert panel	±25%
For straw litter building (per kg of N excreted)	0.10	±50%	Groot Koerkamp et al. (1998)	±25%
During solid manure storage (per kg of initial N content in manure)	0.093	±25%	Expert panel	±12.5%
During composting (per kg of manure final N content)	0.28	±25%	Expert panel	±12.5%
<i>Kg of N<sub>2</sub>O-N emitted</i>				
For slatted floor building including slurry storage (per kg of N excreted)	0.001	±25%	Expert panel	±12.5%
For straw litter building (per kg of N excreted)	0.05	±50%	Expert panel	±25%
During solid manure storage (per kg of initial N content in manure)	0.003	±25%	Expert panel	±12.5%
During composting (per kg of manure final N content)	0.01	±25%	Expert panel	±12.5%

#### 4.2.6 Evaluation methodology

Environmental impacts were evaluated using Life Cycle Assessment (LCA). Impacts were expressed by two functional units corresponding to the two main functions of an agricultural production system. Kg of pig produced (live weight at slaughter) reflects its function as a producer of market goods, whereas ha of land used reflects its function as a producer of non-market goods (e.g. environmental services).

For porker and sow which are co-products of pig production (Fig. 4.1), resource use and emissions were allocated according to the economic value (6 to 7% allocated to the sow, 93 to 94% to the porker, depending on the scenario). The following impact categories were considered: eutrophication, climate change, acidification, terrestrial ecotoxicity, energy use,

land use and pesticide use. The indicator result for each impact category is determined by multiplying the aggregated resources used and the aggregated emissions of each individual substance with a characterisation factor for each impact category to which it may potentially contribute. Characterisation factors are substance-specific, quantitative representations of the additional environmental pressure per unit emission of a substance. The characterisation factors used in this study are given below for each impact category.

Eutrophication covers all potential impacts of high environmental levels of macronutrients, in particular N and P. As recommended by Guinée et al. (2002) Eutrophication Potential (EP) was calculated using the generic EP factors in kg PO<sub>4</sub>-eq., NH<sub>3</sub>: 0.35, NO<sub>3</sub>: 0.1, NO<sub>2</sub>: 0.13, NO<sub>x</sub>: 0.13, PO<sub>4</sub>: 1.

Climate change was defined here as the impact of emissions on the heat radiation absorption of the atmosphere. As recommended by Guinée et al. (2002) Global Warming Potential for a 100 year time horizon (GWP100) was calculated according to the GWP100 factors by IPCC in kg CO<sub>2</sub>-eq., CO<sub>2</sub>: 1, N<sub>2</sub>O: 310, CH<sub>4</sub>: 21.

Acidifying pollutants have a wide variety of impacts on soil, groundwater, surface waters, biological organisms, ecosystems and materials (buildings). As recommended by Guinée et al. (2002) Acidification Potential (AP) was calculated using the average European AP factors in kg SO<sub>2</sub>-eq., NH<sub>3</sub>: 1.6, NO<sub>2</sub>: 0.5, NO<sub>x</sub>: 0.5, SO<sub>2</sub>: 1.2.

Terrestrial ecotoxicity refers to impacts of toxic substances on terrestrial ecosystems. As recommended by Guinée et al. (2002) Terrestrial EcoToxicity Potential (TETP) was calculated using the TETP factors for an infinite time horizon and a global scale in kg 1,4-dichlorobenzene-eq. (DCB-eq.), Cd: 170, Cu: 14, Ni: 240, Pb: 33, Zn: 25.

Energy use refers to the depletion of energetic resources. Energy use was calculated using the Lower Heating Values proposed in the SimaPro 1.1 method (PRé Consultants, 1997), crude oil: 42,6 MJ kg<sup>-1</sup>, natural gas: 35 MJ m<sup>-3</sup>, uranium (in ore): 451000 MJ kg<sup>-1</sup>, coal: 18 MJ kg<sup>-1</sup>, lignite: 8 MJ kg<sup>-1</sup>, gas from oil production 40.9 MJ m<sup>-3</sup>.

Land use refers to the loss of land as a resource, in the sense of being temporarily unavailable for other purposes due to crops and paddocks.

Pesticide use (in kg active ingredient) refers to pesticides used for crop production.

In a normalisation step, the impacts found were expressed for 54.4 kg of pig production (corresponding to the average per capita consumption of pig live weight for 1996 – 2001 in western Europe, OFIVAL, 2002) and compared to the respective total per capita impacts for western Europe in 1995 (Huijbregts et al., 2001).

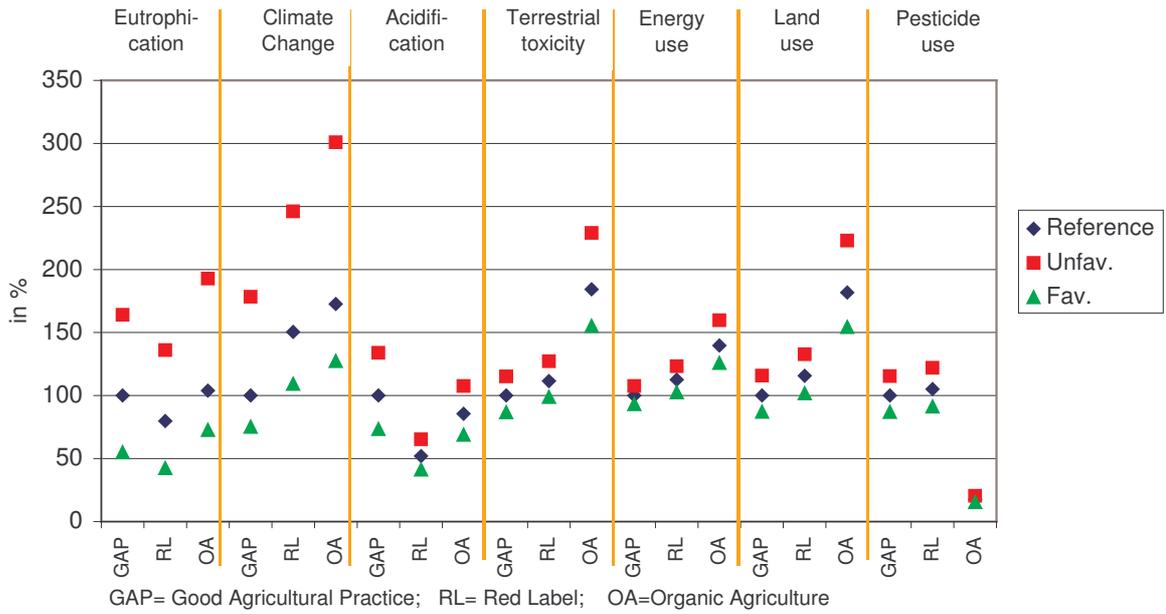
## 4.3 Results

### 4.3.1 Eutrophication

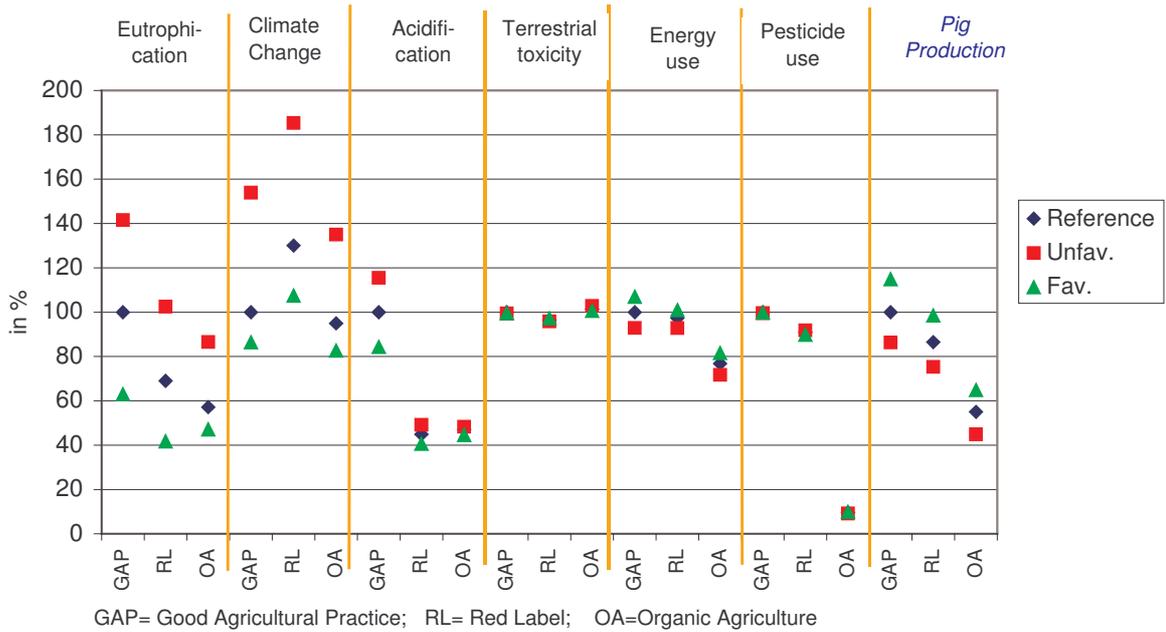
Per kg of pig, eutrophication was smallest for RL (0.0166 kg PO<sub>4</sub>-eq) followed by GAP (0.0208) and OA (0.0216) (Table 4.7). Per ha, eutrophication was largest for GAP (38.3 kg PO<sub>4</sub>-eq) intermediate for RL (26.4) and smallest for OA (22.9). Both per kg and per ha, uncertainty was large and asymmetrical, particularly for OA (Fig. 4.2). For the three scenarios uncertainty was mainly due to field emissions, the contributions of crop yield, feed to gain ratio and building and manure emissions were minor (Fig. 4.3). From 64% (OA) to 71% (RL) of eutrophication was due to crop and feed production, 10% (OA) to 27% (GAP) was due to the weaning to slaughtering stage (WS), 6% (GAP) to 10% (OA) was due to piglet production (PP) and for OA, 15% was due to compost production. Straw litter production accounted for 1.3% (OA) and 2.8% (RL) while building construction contributed 0.1% (GAP, RL, OA) (Fig. 4.4).

Table 4.7. The environmental impacts of pig production expressed per kg of pig and per hectare for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic Agriculture (OA) scenarios.

Impact category	Per kg of pig			Per hectare		
	GAP	RL	OA	GAP	RL	OA
Eutrophication (kg PO <sub>4</sub> -eq)	0.0208	0.0166	0.0216	38.3	26.4	21.9
Climate change (kg CO <sub>2</sub> -eq)	2.30	3.46	3.97	4236	5510	4022
Acidification (kg SO <sub>2</sub> -eq)	0.0435	0.0226	0.0372	80.1	36.0	37.7
Terrestrial toxicity (kg 1.4-DCB-eq)	0.0165	0.0184	0.0304	30.4	29.3	30.8
Non-renewable energy (MJ LHV)	15.9	17.9	22.2	29282	28503	22492
Land use (m <sup>2</sup> .year)	5.43	6.28	9.87	10000	10000	10000
Pesticide use (kg active matter)	0.00137	0.00144	0.000239	2.5	2.3	0.24
Pig produced (kg)	1	1	1	1842	1592	1013



(a)



(b)

Figure 4.2. Results for the Good Agricultural Practice (GAP), Red Label (RL) and Organic (OA) reference scenarios and for their favourable and unfavourable variants. Results are expressed as a percentage of the GAP reference scenario, a) per kg of pig, b) per hectare.

### 4.3.2 Climate change

Per kg of pig, climate change was 2.30 kg CO<sub>2</sub>-eq for GAP, 3.46 for RL and 3.97 for OA (Table 4.7). Per ha, climate change was larger for RL (5510 kg CO<sub>2</sub>-eq) than for OA (4022) and GAP (4236). Both per kg and per ha uncertainty intervals were very large and asymmetrical for the three scenarios (Fig. 4.2). For the three scenarios uncertainty was mainly due to field emissions, the contributions of crop yield, feed to gain ratio and building and manure emissions to uncertainty were minor (Fig. 3.3). From 54% (OA) to 73% (GAP) of climate change was due to crop and feed production, 20% (GAP) to 35% (RL, OA) was due to WS, 4% (RL, OA) to 6% (GAP) to PP and 5% was due to compost production (OA). Straw litter production accounted for 1.2% (OA) and 2.1% (RL) and building construction for 0.7% (OA) to 1.4% (GAP) (Fig. 4.4).

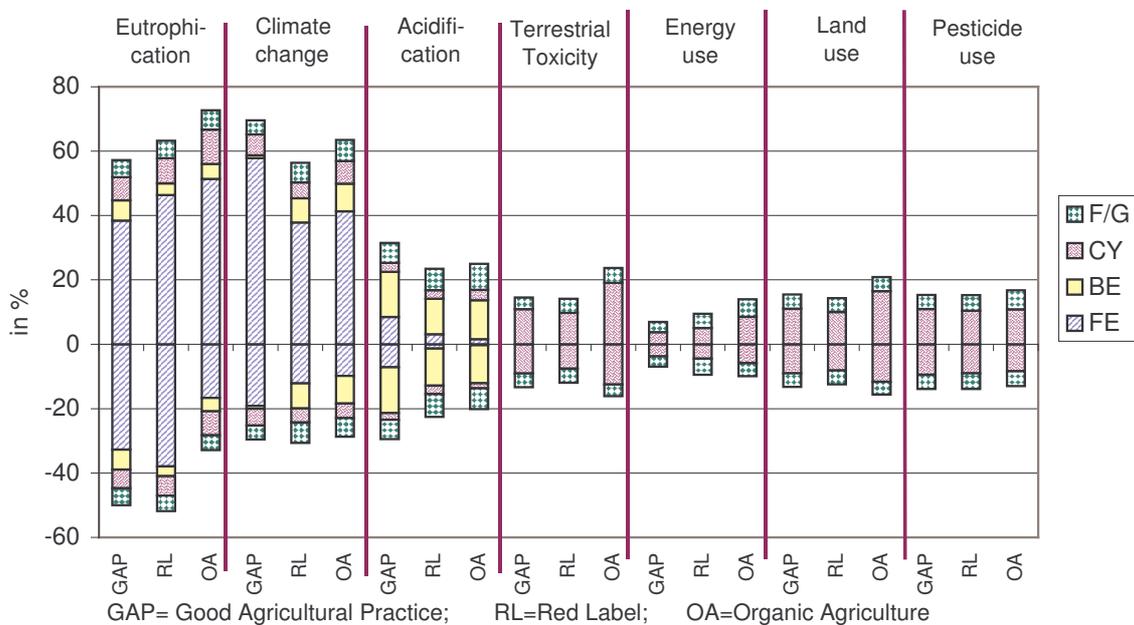


Figure 4.3. Contribution of feed to gain ratio (F/G), crop yield (CY), building and manure emissions (BE) and field emissions (FE) to uncertainty of LCA results for three scenarios of pig production, expressed per kg of pig and as a percentage of the GAP scenario. Vertical bars represent uncertainty as indicated by favourable and unfavourable scenario variants

### 4.3.3 Acidification

Acidification per kg of pig was 0.0226 kg SO<sub>2</sub>-eq for RL, 0.0372 for OA and 0.0435 for GAP. Acidification per ha was very close for RL (36.0) and OA (37.7) and much larger (80.1) for GAP (Table 4.7). Both on a per kg and a per ha basis, uncertainty intervals for acidification

were smaller than for eutrophication and climate change, in particular when expressed per ha for RL and OA (Fig. 4.2). For all three scenarios uncertainty was mainly due to building and manure emissions. The contribution of field emissions was more important for GAP than for RL and OA (Fig. 4.3). PP and WS were the main contributors to acidification for GAP (71%) and RL (64%), while for OA, compost production contributed more (40%) than PP and WS (35%). Crop and feed production accounted for 24% (OA) to 34% (RL), litter production accounted for 0.5% (OA) and 1.4% (RL) and building construction accounted 0.3% (GAP, OA) to 0.6% (RL) (Fig. 4.4).

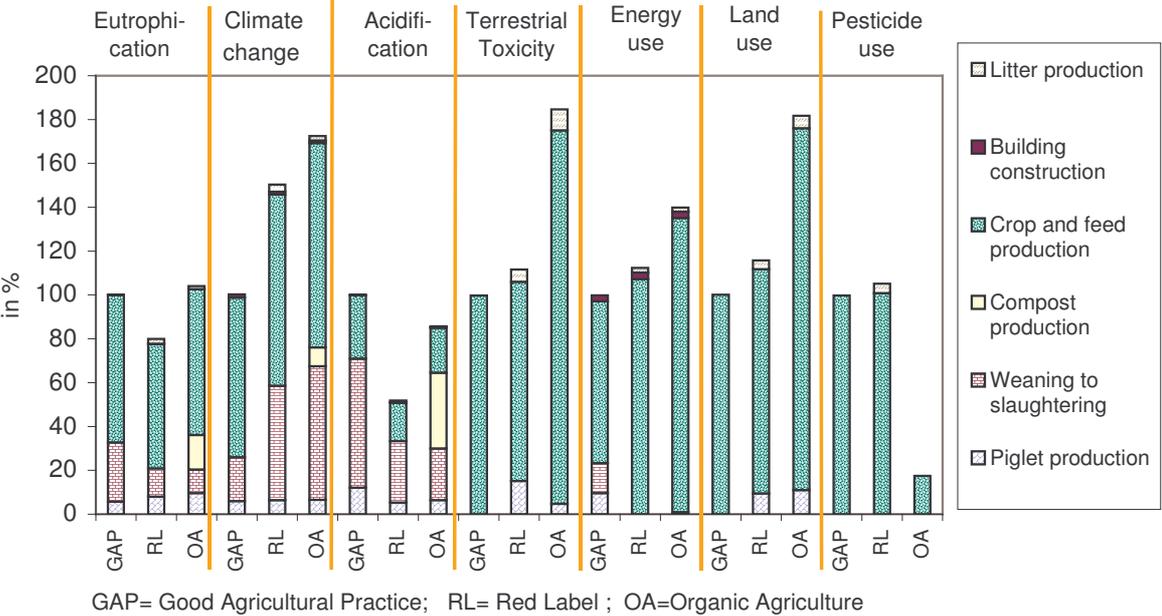


Figure 4.4. Contribution (in %) of litter production, building construction, crop and feed production, compost production, weaning to slaughtering and piglet production (the two last stages correspond to the breeding of pigs) to seven environmental impacts expressed per ha and as a percentage of the GAP scenario for three scenarios of pig production.

#### 4.3.4 Terrestrial toxicity

Per kg of pig, terrestrial toxicity was 0.0165 kg 1.4-DCB-eq for GAP, 0.0184 for RL and 0.0304 for OA. Per ha the three scenarios had similar impacts (Table 4.7). Per kg, the uncertainty intervals were relatively small and when expressed per ha, they were even smaller or non-existent (Fig. 4.2). Crop yields contributed more to uncertainty than the feed to gain ratio. Crop and feed production was the main source of terrestrial toxicity for RL (81%) and

OA (92%) and the only one for GAP (Fig. 4.4). For RL, (outdoor) PP contributed 14%, for OA it contributed 2.6%. Litter production contributed 5% for RL and OA.

#### 4.3.5 Energy use

Energy use per kg of pig was similar for GAP (15.9 MJ) and RL (17.9). For OA, energy use was higher (22.2). Conversely, energy use per ha was close for GAP (29282 MJ) and for RL (28503) but lower for OA (22492) (Table 4.7). The uncertainty intervals were small when expressed per kg and even smaller when expressed per ha (Fig. 4.2). Crop yields contributed somewhat more to uncertainty for energy use than feed to gain ratio did (Fig. 4.3). Crop and feed production was the main contributor to energy use, ranging from 74% for GAP to 96% for OA (Fig. 4.4). For GAP, PP and WS contributed 23%, while no energy was used for these stages for RL and OA. Building construction accounted for 2.0% (OA) to 2.7% (GAP) of energy use; straw litter production accounted for 1.3% (OA) to 1.9% (RL).

#### 4.3.6 Land use

Land use per kg of pig was larger for OA (9.87 m<sup>2</sup>.year) than for GAP (5.43) and RL (6.28). The uncertainty intervals were relatively small (Fig. 4.2). Crop yields contributed more to uncertainty for land use than feed to gain ratio (Fig. 4.3). Crop and feed production was the most important contributor to land use (Fig. 4.4), ranging from 89% (RL) to 100% (GAP). Outdoor PP accounted for 6% (OA) and 8% (RL) of land use. Straw litter production accounted for 3.1% (OA) and 3.4% (RL) of land use.

#### 4.3.7 Pesticide use

Both on a per kg and a per ha basis, pesticide use was similar for GAP (1.37 g kg<sup>-1</sup>; 2.52 kg ha<sup>-1</sup>) and RL (1.44 g kg<sup>-1</sup>; 2.29 kg ha<sup>-1</sup>) and much smaller for OA (0.239 g kg<sup>-1</sup>; 0.24 kg ha<sup>-1</sup>) (Table 4.7). The uncertainty intervals expressed per kg were relatively small, while expressed per ha, the intervals were very small or non-existent. Crop yields contributed more to uncertainty for terrestrial toxicity than did feed to gain ratio (Fig. 4.3). For GAP and OA, crop and feed production were the sole contributors to pesticide use; for RL, litter production contributed 4% (Fig. 4.4).

Table 4.8. Compared environmental impact assessment of pig production (per kg of pig) by Cederberg (2002), Blonk et al. (1997), Carlsson-Kanyama (1998) and the GAP scenario (this study).

	Cederberg, 2002	Blonk et al., 1997	Carlsson-Kanyama, 1998	GAP, this study
Eutrophication (kg PO <sub>4</sub> -eq)	0.0183	0.0182	-	0.0208
Climate change (kg CO <sub>2</sub> -eq)	2.06	3.73	3.66	2.30
Acidification (kg SO <sub>2</sub> -eq)	0.0304	0.0305	-	0.0435
Non-renewable energy (MJ LHV)	9.3	15.6	18.6	15.9
Land use (m <sup>2</sup> .year)	6.38	-	-	5.43
Pesticide use (kg active matter)	0.00049	-	-	0.00137

## 4.4 Discussion

Our results for the GAP scenario (conventional production, optimised for fertilisation), were similar to literature results for conventional pig production from the Netherlands (Blonk et al., 1997) and Sweden (Carlsson-Kanyama, 1998; Cederberg, 2002) for the impact categories eutrophication, climate change, acidification, energy use and land use (Table 4.8). For terrestrial toxicity no literature reference was available. However, pesticide use was 1.37 g kg<sup>-1</sup> pig for this study and 0.49 g kg<sup>-1</sup> pig in Sweden (Cederberg, 2002). This is probably mainly due to the fact that pesticide use in crops is much lower in Sweden than in France.

### 4.4.1 Comparison of the three scenarios for impacts and yield

A normalisation step, assessing the relative significance of the different impact categories to some baseline, can be helpful to put things in perspective, and indicates the areas that need most attention (Guinée et al., 2002). The normalisation showed that pig production contributed more to eutrophication, acidification and land use than to the other impact categories (Fig. 4.5).

Current intensive pig production systems have a poor image with the general public and other stakeholders mainly because they are associated with environmental pollution on a regional scale: in particular emission of nitrate to water, but also of ammonia to air (Petit and van der

Werf, 2003). In LCA, these problems are largely reflected in the impact categories eutrophication and acidification.

Consequently, we decided to base our examination of the three scenarios primarily on their contribution to eutrophication and acidification and secondarily on their contribution to other impacts.

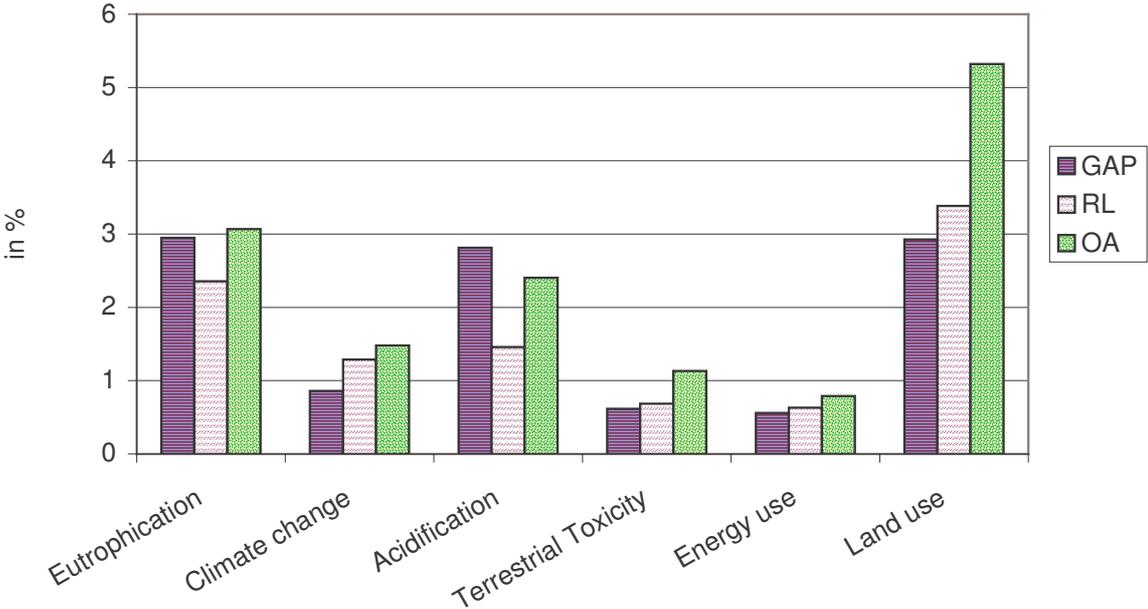


Figure 4.5. Normalised environmental impacts (in %): impacts for 54.4 kg of pig live weight (annual per capita consumption) divided by the respective total per capita impacts for western Europe in 1995.

4.4.1.1 RL relative to GAP

Both per ha and per kg, RL had lower impacts than GAP for eutrophication and acidification, a higher impact for climate change and similar impacts for the other categories. Pig production per ha was 14% less for RL than for GAP (Fig. 4.2).

The lower impacts of RL relative to GAP for eutrophication and acidification resulted from lower emissions of eutrophying and acidifying substances during the WS and the crop and feed production stages (Fig. 4.4). Increased climate change for RL relative to GAP resulted from increased emission of greenhouse gases from the WS stage (Fig. 4.4). Overall,

RL appears as an interesting alternative to GAP especially if the emissions of greenhouse gases can be reduced.

#### 4.4.1.2 OA relative to GAP

Expressed per ha, OA had lower impacts than GAP for eutrophication, acidification, energy use and pesticide use; for climate change and terrestrial toxicity impacts were similar, pig production was 45% less for OA (Fig. 4.2). Per kg of pig, the picture was different: OA had lower pesticide use than GAP but did worse for climate change, terrestrial toxicity, energy use and land use. Eutrophication and acidification were similar. Obviously, the influence of the functional unit is important when comparing systems with different levels of productivity per ha, such as GAP and OA.

As for RL, the lower impacts per ha of OA relative to GAP for eutrophication and acidification resulted from lower emissions of eutrophying and acidifying substances from the WS stage and from the crop and feed production stage (Fig. 4.4). As for RL, increased climate change for OA resulted from increased emission of greenhouse gases from the WS stage.

Overall, OA may be an alternative to GAP, as it has a lower eutrophication and acidification potential (when expressed per ha), but which comes at the price of a reduced productivity.

### 4.4.2 Hot spots and margins for improvement

As discussed earlier, we considered eutrophication and acidification as the two main impacts of concern for pig production. Hot spots and margins for improvement will therefore be analysed primarily for these two categories.

#### 4.4.2.1 GAP scenario

The GAP scenario did worse than or similar to RL and OA for eutrophication and acidification. Crop and feed production, PP and WS were the three main stages contributing to eutrophication and acidification. For eutrophication, the contribution of crop and feed production was predominant. A detailed analysis of this stage for GAP (results not shown) revealed that eutrophication was mainly (78%) due to emission of  $\text{NO}_3$ , emission of  $\text{NH}_3$  being of secondary importance (11%). For acidification, the contribution of  $\text{NH}_3$  emission during PP and WS was predominant (59%). Improvement of the GAP scenario with respect to

eutrophication and acidification should therefore focus on reducing emissions of  $\text{NO}_3$  and  $\text{NH}_3$ .

In general, the optimisation of nitrogen fertilisation and the introduction of catch crops are the principal measures recommended to reduce  $\text{NO}_3$  leaching (Gustafson et al., 2000). However, fertilisation was optimised in our scenarios, and in the GAP scenario, catch crops were sown in 50% of the cases after cereals only. Therefore the systematic introduction of catch crops whenever possible seems the most promising measure to reduce nitrate emissions for GAP.

The emission of  $\text{NH}_3$  can be reduced by nutritional measures but also by reducing emission during all the stages of manure management (UNECE, 1999; IPPC, 2002). Nutritional measures aim to reduce the amount of nitrogen waste from undigested or catabolised nitrogen, which is subsequently eliminated through urine (IPPC, 2002). Portejoie et al. (2002) have demonstrated that overall  $\text{NH}_3$  emission could be significantly reduced by decreasing dietary protein. Emissions from buildings and during storage can be reduced by better controlling indoor climate (lower air velocity and temperature), by optimising the design of buildings (reducing emitting surfaces, removal of manure) and by covering slurry stores (UNECE, 1999; IPPC, 2002).

Ensuring quick and effective incorporation of slurry can minimise losses of  $\text{NH}_3$  during and after field application. Not all techniques for abating  $\text{NH}_3$  emissions are practical or even advisable in all cases. For the GAP scenario, the slurry was applied using a band spreader and, when possible, was incorporated the following day. Slurry injection technology could lead to ammonia reduction (Sandars et al., 2003) but it can not always be applied (e.g. on growing cereals in spring). Many abatement techniques imply significant investment or adaptation. Consequently, nutritional measures may be the most directly operational and effective approach to reduce  $\text{NH}_3$  emissions, while building improvements might be the most effective on long term.

Another hot spot of GAP is the use of pesticides, which present a risk for the environment and for human health. Pesticide use as assumed in this study was moderate. However, the amount per ha of pesticide actually used by farmers is quite variable, both within and among crops (Roussel et al., 2002), so a margin of improvement clearly exists. Pesticide use can be reduced by integrated pest management techniques such as the use of resistant cultivars, mechanical weed control, enhancement of natural enemies and diversified crop rotation.

Finally, GAP contributes to heavy metal accumulation in soils, constituting another hot spot. This is mainly due to the presence of Cu and Zn in the feed. Appropriate nutritional measures

may contribute to solving this problem by allowing a 60 – 80% reduction of Cu and Zn in feeds (Jondreville et al., 2004).

#### 4.4.2.2 RL Scenario

The RL scenario did better than GAP with respect to eutrophication and acidification. However, as for GAP, an increased use of catch crops can be recommended to reduce NO<sub>3</sub> losses. RL contributed more to climate change than GAP, due to the emission of N<sub>2</sub>O in the WS stage when pigs are in a straw litter building. N<sub>2</sub>O emissions during the WS stage contributed 31% to climate change compared to only 4% in the GAP scenario (results not shown). Therefore, improvement of the RL scenario should focus on reducing emissions of N<sub>2</sub>O from the straw litter building.

Nature and quantity of the litter, litter management, animal density, diet and indoor climatic conditions may affect gaseous emissions from litter-based housing systems (Robin et al., 1999a). However, these parameters have not yet been totally understood and optimised. Relative to a straw litter, N<sub>2</sub>O emissions are smaller with a litter consisting of softwood particles but larger with a crushed willow litter (Robin et al., 1999a) or a sawdust litter (Nicks et al., 2002). Adding regularly fresh litter on the surface of existing litter reduces N<sub>2</sub>O emissions (Robin et al., 1999b). Conversely, periodically mixing the litter increases N<sub>2</sub>O emissions (Robin et al., 1999b). N<sub>2</sub>O emissions from litter increase with animal density, at high density (1.3 m<sup>2</sup> per pig) N<sub>2</sub>O emissions per kg of pig were found to be twice as high as at low density (around 2.5 m<sup>2</sup> per pig, as in RL and OA) (Robin et al., 2004). Finally, as in the GAP scenario, modifying the diet may allow to reduce gaseous emissions for RL but this would require further research.

As for GAP, pesticide use and heavy metal accumulation are hot spots for RL, improvement options are as indicated for GAP.

#### 4.4.2.3 OA scenario

Expressed per ha, OA had lower acidification and eutrophication impacts than GAP, while expressed per kg OA and GAP were similar for these impacts. Generally speaking, emissions of NH<sub>3</sub> and NO<sub>3</sub> are lower in organic production due to the use of solid manure, of catch-crops in winter and due to a lower animal density in buildings (Leclerc, 1995). However, the production of compost has been highlighted as a potentially polluting process (Stolze et al., 2000). This study confirmed and quantified this risk: 15% of eutrophication and 40% of

acidification were due to  $\text{NH}_3$  emission (result not shown) during compost production. Factors contributing to reduced  $\text{NH}_3$  emissions are low pH ( $\text{pH} < 7$ ) (Ekinici et al., 2000), high C/N ratio (Ekinici et al., 2000), low aeration rate and reduced porosity (Robin et al., 2001). In practice, the C/N ratio can be controlled by the choice of the substrate, by adding a carbon source such as wood waste (Tricot et al., 2000) or straw or by associating different manures. Paillat et al. (2003) have shown that, by balancing bio available C and N,  $\text{NH}_3$  emissions during composting can be reduced by near 40%. A low aeration rate can be obtained by reducing the turning frequency (Tricot et al., 2000) or by compacting the heap (Robin et al., 2001; Sommer, 2001). Finally, covering the heap with, for instance, a porous tarpaulin (Sommer, 2001) can also reduce gaseous emissions (Robin et al., 2001).

Expressed per kg of pig, OA contributed more to climate change than GAP, due to emission of  $\text{N}_2\text{O}$  from its straw litter system. Improvement options with respect to climate change are as proposed for RL.

Pesticide use per ha was much lower for OA than for RL and GAP, but not zero, as the feed contained 10% of non-organic ingredients. A move towards feeds containing 100% ingredients of organic origin would seem a worthwhile solution. As for GAP and RL, OA contributes to heavy metal accumulation in soils.

Finally, the high land use of OA relative to GAP and RL might be a limitation to its development potential, in particular in regions where demand for agricultural land is strong. Land use could be reduced through higher yields per ha and a lower feed to gain ratio. Increasing efforts in research and development specifically dedicated to organic farming are currently underway in many countries and these may contribute to improved productivity and thus reduced land use for organic production systems.

#### 4.4.3 Uncertainty

Uncertainty arises from a lack of knowledge about the true value of a quantity. Uncertainty was larger for eutrophication and climate change than for the other impact categories (Fig. 4.4). For both categories, it was mainly due to uncertainty with respect to field emissions (of  $\text{NO}_3$  and  $\text{NH}_3$  for eutrophication, and of  $\text{N}_2\text{O}$  for climate change). In order to improve the reliability of the LCA results for the scenarios presented here, the reduction of the uncertainty associated with emissions of  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_3$  and  $\text{N}_2\text{O}$  in the field should clearly be considered a priority.

There certainly seems to be a scope for improvement. For instance, for the emission of N<sub>2</sub>O in the field due to nitrogen input we used the emission factor and the uncertainty interval proposed by Mosier et al. (1998), which are based on a literature review of field studies conducted in temperate regions of the world, with different fertiliser types, soils and climates. The large uncertainty range reflects the contrasting background conditions of the measurements. An approach is required which allows a more reliable estimation of emission factors (for N<sub>2</sub>O, but also for NO<sub>3</sub> and NH<sub>3</sub>) by assigning this variation to its controlling variables in order to produce an estimate that takes into account factors such as soil, climate, fertiliser type and practices. This might be done with the use of a suitable simulation model which should be able to take into account both environmental conditions (climate, soil...), farmer practices and technology used.

We used the favourable and unfavourable scenarios as presented here as indicators of uncertainty. This is an operational approach to illustrate the uncertainty of LCA results.

## 4.5 Conclusions

A scenario-based approach was combined with the LCA methodology to evaluate the environmental impacts of contrasting pig production systems in France. The use of scenarios for describing the production systems permitted a comparison of the wide spread current system to less prevalent prospective systems; it also allowed an evaluation of the uncertainty of the final results and its main sources. This approach allowed us to identify the most interesting alternative to the current system from an environmental point of view. It also yielded useful information for the improvement of each system intrinsically. Finally, although an important effort was made to produce and adapt emission factors as closely as possible to each studied system, the uncertainty originating from emission factors remained important. Efforts should be made to obtain a more reliable estimation of emission factors for NO<sub>3</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in the field.

## Acknowledgements

This work is part of the research program “Porcherie verte” (“Green piggery”) and was financially supported by ADEME (Agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie) and OFIVAL (Office national interprofessionnel des viandes, de l’élevage et de l’aviculture). It could not have been done without the participation of our INRA expert panel (J.Y. Dourmad, Th. Morvan, J.M. Paillat, P. Robin, F. Vertès), of producer’s associations and

farmers. The paper greatly benefited from comments on a draft by J.Y. Dourmad, E. Papatryphon, P. Robin, J.M. Paillat, P. Leterme and M. Le Borgne.

## References

- AGRESTE, 2001. Tableaux de l'Agriculture Bretonne 2001. Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt, Service Régional de Statistique Agricole, Rennes, France.
- Anonymous, 1995. Mesure de l'impact des élevages de truies plein air sur l'environnement et recommandations de conduite d'élevage. Chambre d'agriculture de la Mayenne. DDAF de la Mayenne, Angers, France.
- Barré, C., 2001. Devenir de l'azote des pissats de vache émis sur une prairie pâturée. PhD thesis. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes, France.
- Berger, F., 2000. Les défis du porc biologique. Chambre régionale d'agriculture des Pays de Loire. Angers, France.
- Blonk, H., Lafleur, M., van Zeijts, H., 1997. Towards an environmental infrastructure for the Dutch Food Industry. Exploring the environmental information conversion of five food commodities. Screening LCA on pork. Appendix 4 of the report. IVAM Environmental Research, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands.
- BUWAL, 1996. Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/1+2, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Switzerland.
- Carlsson-Kanyama, A., 1998. Energy consumption and emissions of greenhouse gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork meat, Rice and Yellow Peas. Technical report 26 ISSN1104-8298. Department of Systems Ecology, Stockholm, Sweden.
- Cattin, G., Guichard, L., Jannot, Ph., Justes, E., Laurent, F., Machet, J-M., 2002. Lessivage des nitrates en systèmes de cultures annuelles – Diagnostic du risque et propositions de gestion de l'interculture. COMIFER, Groupe Azote. Available at : <http://www.unifa.fr/home6/Brochure%20interculture%20Comifer.pdf>
- CEE, 1991. Règlement du conseil (CEE) n°2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. Journal Officiel de la communauté européenne L198 (22 juillet 1991). 1.
- Cederberg, C., 1998. Life Cycle Assessment of Milk Production – A Comparison of Conventional and Organic Farming. SIK-Rapport 643. SIK, Gothenburg, Sweden.
- Cederberg, C., 2002. Life Cycle Assesment (LCA) of animal production, PhD thesis, Department of Applied Environmental Science, Göteborg University, Göteborg, Sweden.
- CORPEN, 2003. Estimation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs. Influence de la conduite alimentaire et du mode de logement des animaux sur la nature et la gestion des déjections produites. Ministère de l'Agriculture de l'Alimentation de la Pêche et des Affaires Rurales. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Rennes, France. Available at : [http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/pages/corpen/Rapport\\_Corpen\\_Porc\\_Juin2003.pdf](http://www.environnement.gouv.fr/dossiers/eau/pages/corpen/Rapport_Corpen_Porc_Juin2003.pdf).
- ECETOC, 1994. Ammonia emissions to air in western Europe. Technical report no. 62. European Chemical Industry Ecology & Toxicology Centre, Brussels, Belgium.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives. Part 1: Effects of initial pH and carbon/nitrogen ratio on ammonia emission. *Compost Sci Util*, 82, 160 – 172.
- FAO, 2002a. FAOSTAT Agriculture Data. Available at : <http://apps.fao.org/>.
- FAO, 2002b. Technical Conversion Factors (TCF) for agricultural commodities. Available at: <http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/ECONOMIC/ESS/tcf.pdf>.

- Groot Koerkamp, P.W.G., Metz, J.H.M., Uenk, G.H., Phillips, V.R., Holden, M.R., Sneath, R.W., Short, J.L., White, R.P., Hartung, J., Seedorf, J., Schröder, M., Linkert, K.H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J.O., Wathes, C.M., 1998. Concentrations and emissions of Ammonia in Livestock Buildings in Northern Europe. *J. Agri Eng Res.* 70, 79-95.
- Groupement des fermiers d'Argoat, 2000. Cahier des charges éleveur – porcs fermiers élevés en plein air. Homologation n°20-88. Saint-Brieuc, France.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands.
- Gustafson, A., Fleischer, S., Joelsson, A., 2000. A catchment-oriented and cost-effective policy for water protection. *Ecol Eng* 14, 419-427.
- Huijbregts, M., Huppes, G., de Koning, A., van Oers, L., Suh, S., 2001. LCA normalisation factors for the Netherlands, Europe and the World. RIZA werkdocument 2001.059x, Leiden, The Netherlands.
- IPCC, 1996. Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>.
- IPPC, 2002. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques for intensive Rearing of Poultry and Pigs. Draft dated October 2002. European Commission, Seville, Spain.
- ISTA, 2002. Oil World Annual 2002. ISTA Mielke GmbH, Hamburg, Germany.
- ITP, 2001. Résultats Gestion Technico-Economique. ITP, Paris, France.
- Janzen, H.H., Desjardins, R.L., Asselin, J.M.R., Grace, B., 1999. The health of our air – Toward sustainable agriculture in Canada. Ed. S. Rudnitski, Strategic promotion. Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario.
- Jondreville, C., Revy, P.S., Dourmad, J.Y., 2004. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. Accepted for publication in *Livest Prod Sci*.
- Kanyarushoki, C., 2001. Evaluation de l'impact environnemental des bâtiments porcins – Application de la méthode d'analyse du cycle de vie. Mémoire de fin d'études DESS. Université Rennes 1, INRA, Rennes, France.
- Kumm, 2002. Sustainability of organic meat production under Swedish conditions. *Agr Ecosyst Environ* 88, 95-101.
- Leclerc, B., 1995. Guide des matières organiques. ITAB, Paris, France.
- Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., Machet, J.M., 1999. Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *Eur J Soil Sci* 50, 549-566.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2000. Cahier des charges concernant le mode de production et de préparation biologique des animaux et des produits animaux définissant les modalités d'application du règlement CEE n° 2092/91 modifié du conseil et/ou complétant les dispositions du règlement CEE n° 2092/91. Homologué par l'arrêté interministériel du 28 août 2000. Journal Officiel de la république française (30 Août 2000). Paris, France.
- Morvan, Th., Leterme, Ph., 2001. Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL). *Ingénieries* 26, 17 – 26.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O., 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr Cycl Agroecosys* 52, 225-248.
- Nicks, B., Laitat, M., Desiron, A., Vandenheede, M., Canart, B., 2002. Emissions d'ammoniac, de protoxyde d'azote, de méthane, de gaz carbonique et de vapeur d'eau lors d'élevage de porcelets sevrés sur litière accumulée de paille et de sciure. *Journées Rech. Porcine en France*, 34, 149-154.
- Nemecek, T., Heil, A., 2001. SALCA – Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database. Version 012, December 2001. FAL, Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, Zuerich, Switzerland.
- OFIVAL. 2002. Chiffres clés 2001. France- Union européenne- Monde. Les cahiers de l'OFIVAL, Paris, France.

- Paillat, J.M., Robin, P., Hassouna, M., Luth, 2003. Influence de la dégradabilité du carbone et de l'azote sur les émissions gazeuses. Report. ADEME N° 02 75 040, Rennes, France.
- Petit J., van der Werf H M G, 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *J Environ Manage* 68, 377-386.
- Portejoie, S., Dourmad, J-Y., Martinez, J., Lebreton, Y., 2002. Effet de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins. *Journées Rech. Porcine en France*, 34, 167-174.
- PRé Consultants, 1997. SimaPro 2 method. In: Database Manual. Pré Consultants B.V., Amersfoort, The Netherlands.
- Rainelli, P. (2001). L'image de la viande de porc en France, attitudes des consommateurs. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* 42, 47-60.
- Robin, P., Souloumiac, D., de Oliveira, P.A.V., Kermarrec, C., 1999a. Maîtrise à la source des émissions gazeuses et de l'état final des effluents en élevage intensif de porcs sur litières. Final report – BEP 2, Rennes, France.
- Robin, P., De Oliveira, P.A., Kermarrec, C., 1999b. Productions d'ammoniac, de protoxyde d'azote et d'eau par différentes litières de porcs durant la phase de croissance. *Journées Rech. Porcine en France*, 31, 111-115.
- Robin, P., Aubert, C., Bline, D., Tricot, G., Vacher, V., 2001. Maîtrise du compostage de fumier de volailles à la ferme : mélange initial, retournements, couvertures. *Sciences et Techniques Avicoles* 35, 9-12.
- Robin, P., Hassouna, M., Texier, C., 2004. Emissions d'ammoniac et de protoxyde d'azote des porcs engraisés sur litière de paille. *Journées Rech. Porcine en France*, 36, in press.
- Rosenberg, P.E., Gallot, J., 2002. Référentiel de l'agriculture raisonnée. Arrêté du 30 avril 2002 relatif au référentiel de l'agriculture raisonnée. *Journal Officiel de la République Française* 104 (4 mai 2002), 8519.
- Rossier, D., 1998. Ecobilan. Adaptation de la méthode écobilan pour la gestion environnementale de l'exploitation agricole. Service Romand de Vulgarisation Agricole, Lausanne, Switzerland.
- Roussel, O., Cavelier, A., van der Werf, H.M.G., 2000. Adaptation and use of a fuzzy expert system to assess the environmental effect of pesticides applied to field crops. *Agr Ecosyst Environ* 80, 143-158.
- Sandars, D.L., Audsley, E., Cañete, C., Cumby, T.R., Scotford, I.M., Williams, A.G., 2003. Environmental Benefits of Livestock Manure Management Practices and Technology by Life Cycle Assessment. *Biosystems Eng* 84 (3), 267-281.
- Sommer, S.G., 2001. Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *Eur J Agron* 14, 123-133.
- Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., Dabbert, S., 2000. The environmental impacts of organic farming in Europe. *Organic Farming in Europe : Economics and Policy* 6. University of Hohenheim, Stuttgart, Germany.
- Téxier, C., Levasseur, P. 2001. Compostage des déjections des porcs à l'engrais élevés sur différents déchets ligneux : sciure, copeaux ou écorce. *Techniporc*, 24 (6), 23 – 30.
- Tricot, G., Aubert, C., Robin, P., Bline, D., 2000. Maîtrise des émissions azotées lors du compostage de fumier de volailles. *Sciences et techniques avicoles* 31, 25 – 31.
- UNECE, 1999. Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. EB.AIR/WG.5/1999/8 United Nations Economic and Social Council, Economic Commission for Europe. Geneva.
- Van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison of twelve indicator-based methods. *Agr Ecosyst Environ* 93 (1), 131 – 145.
- Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Sanders, J., 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed : the case of pig feed in Bretagne. *Agr syst* 83, 153-177.
- World Ports, 2000. World-ports distances. Available at : <http://www.distances.com/>.



## 5 Bases conceptuelles et modèles employés en ACV – diagnostic et propositions pour l'eutrophisation aquatique



# Basic concepts and models used for Life Cycle Analysis – diagnosis and proposals for aquatic eutrophication

Claudine Basset-Mens and Hayo M.G. van der Werf

INRA, UMR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper, 65, rue de Saint Brieu CS 84215, 35 042  
Rennes Cedex, France. Tel. +33 2 23 48 52 22; Fax +33 2 23 48 54 30; Email : [Hayo.vanderWerf@rennes.inra.fr](mailto:Hayo.vanderWerf@rennes.inra.fr)

Submitted to Journal of Environmental Management the 10 March 2005

## Abstract

Eutrophication is a dominant impact category for agricultural production systems. In view of the simplifications made in the conceptual model used for its assessment in the Life Cycle Analysis (LCA) method, an analysis of possibilities for improving its assessment has been made. Several models used for the impact categories linked to the “natural environment” protection area have been analysed. Following the initial “historic” model, which does not allow the modelling of the cause and effect chain or any spatial differentiation, a new generation of models of growing degrees of complexity have been developed. With or without spatial differentiation, in these models the cause and effect chain has been taken into account through the fate and effect stages by applying the tools and principles of risk analysis. The analysis of current work on aquatic eutrophication revealed research questions specific to the application of LCA to agricultural production systems. These are mainly concerned with the problems of diffuse pollution and its transfer within the complex compartment of catchment zones. The difference between the assessment provided by an LCA according to the historic model and real-world phenomena has been illustrated by means of a study of two coastal sites susceptible to algal proliferation or “green tides”. The complexity of the eutrophication phenomena has been studied, notably through their classification in the Brittany context. A workplan is proposed for developing a more appropriate method for evaluating aquatic eutrophication in line with the concepts of LCA and the demands on its use by practitioners. These proposals can be applied for every intensive farming region for which sufficient data on hydrology, water quality and receptor coastal ecosystems are available.

**Key words:** Life cycle analysis; LCA; aquatic eutrophication; agricultural production, concepts; proposals

## 5.1 Introduction

Among the tools available for environmental impact evaluation, the Life Cycle Analysis (LCA) methodology has been identified as being appropriate for the evaluation of agricultural production systems (van der Werf and Petit, 2002), to which it has been applied for about ten years (Blonk et al., 1997; Carlsson-Kanyama, 1998; Cederberg and Mattsson, 2000; Brentrup et al., 2001; Haas et al., 2001; Cederberg, 2002; Kumm, 2002; de Boer, 2003; Sandars et al., 2003; Basset-Mens and van der Werf, 2005). This work has identified eutrophication, in particular, as one of the major impact categories in this field of application.

The primary objective of LCA is the evaluation of all the environmental impacts of a function (such as a product or a service). To evaluate a function involves taking account of all the stages of its *life cycle*, for example, for a product, from the extraction of resources to the production of materials, components of the product, the product itself, and then the use of the product and its re-use, recycling or final disposal (Guinée et al., 2002). Evaluating all the environmental impacts of this function means taking account of all its impacts at any time and in any place. This is how it can reveal possible transfers of pollution between environmental compartments or impact categories. The weak points of the systems studied and possibilities for improvements can be identified.

The objective of LCA has major repercussions on its conceptual model. LCA is made up of four stages: the definition of the goal and scope of the study, the inventory analysis, the impact assessment and the interpretation, whose structure and terminology are described by ISO standards 14040 to 14043 (ISO, 1997, 1998a, 1998b, 2000). During the *inventory analysis*, the resources consumed and emissions into air, water and soil are quantified for each stage of the *life cycle* of the product. The *impact assessment* stage consists of three essential steps. Environmental issues called impact categories are first selected. One can distinguish global impact categories such as climate change and regional impact categories such as eutrophication, acidification or ecological toxicity. An indicator is then defined or chosen for each impact category, together with a characterisation model. This model will enable a quantitative relationship to be established between the inventory data and the indicator by way of characterisation factors. The second step is classification, where each inventory data value is assigned to an impact category. Finally, the last essential step foresees the calculation of the values of the indicators. For a given impact category, a *characterisation method* is thus

developed by means of a category *indicator*, a *characterisation model* and *characterisation factors* arising from the model. Four environmental targets or protection areas are defined: the natural environment, human health, natural resources and the man-made environment (Guinée et al., 2002). Each protection area is linked to several impact categories.

Hence it is by way of the stages of inventory analysis and impact assessment that the conceptual model is implemented. ISO standard 14042 (1998b) makes no specific recommendations about the models to be used for LCA. Certain criteria are however decreed for the development of these models. For ISO, the impact indicator can be defined for any point in the cause and effect chain between emission and impact. This chain corresponds to physical, chemical and biological events in the natural environment which relate a particular inventory data value to a particular impact (Guinée et al., 2002). The environmental relevance of the indicator must be attested at least by a qualitative relationship with the final impact which is called the endpoint.

Apart from the more recent formalisation of the LCA method in the form of ISO standards, a first generation of scientific work on LCA led to an operational model (Heijungs et al., 1992). In this work, the need for a simple model to satisfy the objective of LCA was stressed. It was decided to assess *the capacity of the function studied to cause harmful effects* rather than the actual occurrence of these effects in the environment. In the inventory analysis stage, the resources and emissions for each stage of the life cycle of the product are brought together over the whole of this cycle and expressed relative to a functional unit representing the function of the system studied (1<sup>st</sup> aggregation level). In order to take account of all the impacts of the function in any place or at any time, the model sums these impacts over the course of time (infinity) and in space (the whole world) (2<sup>nd</sup> level of aggregation).

The model corresponds therefore to two successive levels of aggregation, so that the temporal dynamics of emissions and the sensitivity of the environment to the effects of these emissions are ignored. The assessment of the impacts of the function is done for a reference generic environment (not for the worst conditions). The model then assumes the linearity of the indicator, i.e. a proportional relationship between the indicator and the inventory data – twice the emission producing twice the impact. The actual implementation of this first generation of work led to the definition of indicators further up the cause and effect chain, at a level called the “midpoint” (Heijungs et al., 1992). For the sake of clarity we will call this the “historic model”, which is still used today for the impact categories of eutrophication and climate change.

The second generation of reflections and scientific work on LCA (for more than ten years) recognised the need for this first operational base, but ascribed to the view that the level of sophistication and complexity of the model should be adapted to the goal and scope of the study (Nichols et al., 1996; Udo de Haes et al., 1999a; Guinée et al., 2002). The simplifications of the historic model were considered too drastic, especially for the so-called regional impact categories (Finnveden et al., 1992; Potting and Blok, 1994; Nichols et al., 1996; Potting and Hauschild, 1997a; Finnveden and Potting, 1999; Udo de Haes et al., 1999b; Heijungs et al., 2003) and especially when these categories dominated the system studied. Natural ecosystems, for example (the “natural environment” protection area), which could be affected by the impact categories of eutrophication, acidification, ecological toxicity and climate change (Goedkoop et al., 1998), have a specific sensitivity to doses of pollutants. These pollutant doses are themselves a function of the conditions of their transfer within the environmental compartments.

The impacts considered in LCA, which were usually described as potential (Owens, 1999), are now the subject of modelling procedures showing increasing degrees of reality (Potting et al., 1998; Goedkoop and Spriensma, 1999; Huijbregts et al., 2000a; Huijbregts et al., 2001a), in keeping with the recommendations of SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). These recommendations concern the consideration of the cause and effect chain between emissions and impacts, with the definition of indicators nearer to the endpoint, but also the development of spatially differentiated characterisation factors (Udo de Haes et al., 1999 a and b; Potting, 2000). Models presenting different levels of increasing complexity have been developed for the impact categories acidification, terrestrial toxicity and terrestrial eutrophication. Henceforth we will use the term “new generation” models.

Concerning the aquatic eutrophication impact category, approaches aiming to improve the historic model in line with these recommendations are still rare, and present much uncertainty (Seppälä et al., 2004). Considering the application of LCA to agricultural production systems, in a case study of pig production in a region of intensive farming (Brittany), eutrophication was found to be mainly due to the production of feed ingredients such as maize or wheat and to direct emissions on the farm for pig production (Basset-Mens and van der Werf, 2005). For these scenarios of pig production, 80% of eutrophying emissions was located in the pig production region. Within the framework of the application of LCA to agricultural production systems and of current recommendations for LCA, an analysis of the conceptual

developments for this impact category together with the formulation of proposals for improvement would seem advisable.

The objectives of this paper are:

1. To explore the different levels of complexity of current models for the impact categories related to the “natural environment” protection area,
2. To study the discrepancy between the assessment of aquatic eutrophication using the historic model and the actual phenomena observed,
3. to suggest a framework for developing an improved method for the characterisation of aquatic eutrophication.

## 5.2 The levels of complexity of models for the natural environment protection area.

One of the major distinguishing features of impact assessment methods is the point in the cause and effect chain, between emissions and environmental impacts, where the indicator is defined. It can be defined either near to the source of emissions, by a problem-oriented approach, or near to the final effect by a damage-oriented approach. For the problem-oriented approach the impact indicator will be called “midpoint” and for the damage-oriented approach it will be called “endpoint” (Fig. 5.1).

In ISO 14042 (1998b) the strength of the link between the chosen indicator and the endpoint of the category corresponds to the environmental relevance of the approach. Although the midpoint indicator allows the LCA method to be much more easily implemented, with the endpoint approach the environmental relevance is greater and the indicator corresponds to something of direct importance to society, thus facilitating any possible weighting of the results, their adoption and their interpretation (Udo de Haes et al., 1999a). The endpoint indicator seems more suitable for real-life decision-making (Hertwich and Hammit, 2001).

In both cases (midpoint and endpoint) and in order to conform to the linearity of the indicator, an amount emitted of a given pollutant is multiplied by a characterisation factor which relates this emission to the quantity of a reference substance having an equivalent impact (1).

$$\text{According to Heijungs et al. (1992): } I_i = \sum E_x * CF_{i,x} \quad (1)$$

Where :  $I_i$  = result of the impact of category  $i$  ;  $E_x$  = emission of molecule  $x$  and  $CF_{i,x}$  = characterisation factor for impact category  $i$  of molecule  $x$ .

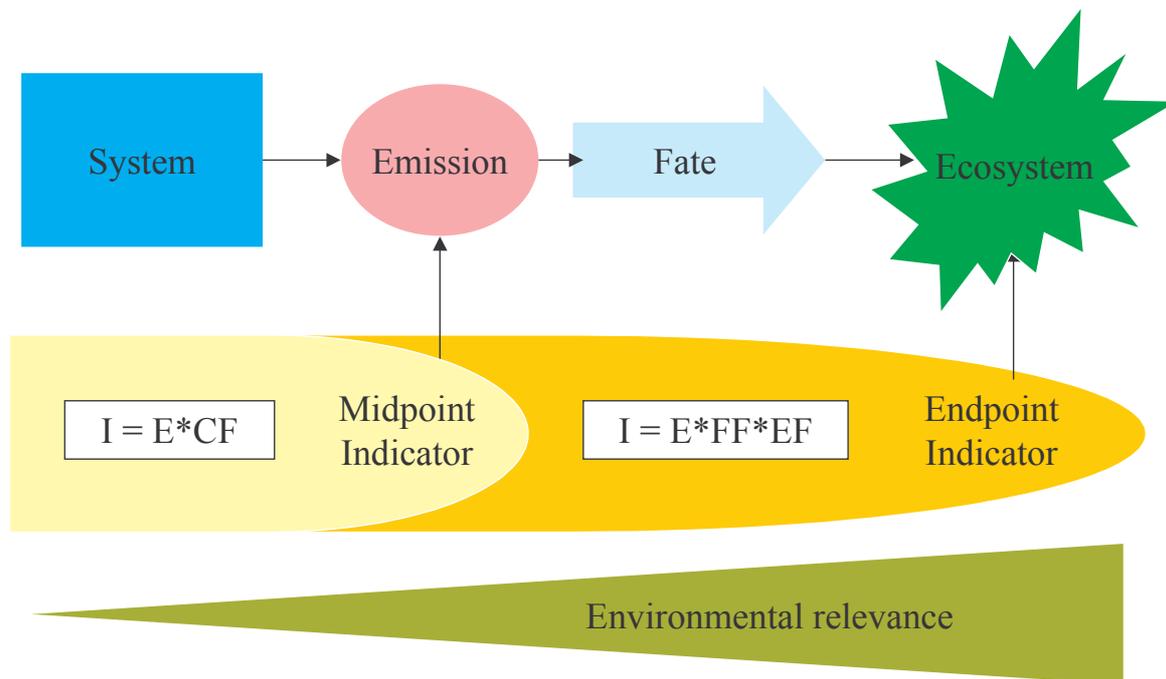


Figure 5.1. Comparison of midpoint and endpoint indicators defined at different stages of the cause and effect chain for a target ecosystem. In the midpoint approach, the impact is calculated by multiplying the emission ( $E$ ) by the generic characterisation factor ( $CF$ ), while the endpoint calculation includes a fate factor ( $FF$ ) for each pollutant in each compartment, and an effect factor ( $EF$ ), representative of the sensitivity of the ecosystem.

In the case of an endpoint indicator the characterisation factor can be the product of several multiplicative factors to represent the influence of each stage in the cause and effect chain. The second level of complexity already mentioned is the spatialisation of the characterisation factors and of its different multiplicative factors.

Guinée et al.'s (2002) guide, which reviews the available models for each impact category and recommends the adoption of the “best available practice”, has served as a reference to illustrate levels of complexity of models. The historic model has been implemented in practice by defining midpoint indicators. It will be illustrated for the impact categories eutrophication and climate change, for which this model is still recommended (Guinée et al., 2002). For the impact categories acidification, ecological toxicity and terrestrial

eutrophication, recommended models have now reached different levels of complexity (Guinée et al., 2002).

### 5.2.1 Illustrations of the historic model

Eutrophication covers all the possible impacts of excessively high environmental levels of macronutrients, particularly nitrogen and phosphorus. Nutrient enrichment can cause undesirable changes in the species represented and increased biomass production in both terrestrial and aquatic ecosystems (Guinée et al., 2002). The reference method for eutrophication according to Heijungs et al. (1992) applies to both aquatic eutrophication and terrestrial eutrophication. The midpoint indicator corresponds to the potential contribution of pollutants to the formation of biomass according to equation (1). The characterisation factor CF for a molecule  $i$  is defined according to equation (2) :

$$CF_i = (v_i/M_i)/(v_{ref}/M_{ref}) \quad (2)$$

Where  $v_i$  and  $v_{ref}$  represent the potential contributions to eutrophication of one mole of substance  $i$  and of one mole of the reference substance ( $PO_4^{3-}$ ), and  $M_i$  et  $M_{ref}$  are the masses of  $i$  and of the reference substance ( $kg\ mol^{-1}$ ). The characterisation factors for eutrophication  $CF_i$  are based on the mean chemical composition of aquatic plants :  $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$  (Stumm et Morgan, 1981), assumed to be representative of the biomass. In practice the potential of each eutrophication molecule to produce biomass is calculated, regardless of whether the biomass is produced in a coastal, freshwater or terrestrial ecosystem (Fig. 5.2).

For climate change, as for eutrophication, the indicator which corresponds to the absorption of infrared radiation by the atmosphere (expressed as  $CO_2$  equivalents) is of the midpoint type. Every emission of a greenhouse gas, wherever it is on the earth, increases the value of the indicator. This is why this category has been classified as having global impact. However, climate change is not itself an impact on the protection area with which it is associated – the natural environment. It is only an intermediate stage in the process of increase of certain pollutants in the atmosphere. The impacts on the scale of environmental targets will be extremely variable, depending on the mode of expression of climate change in different regions of the world (disturbance of sea currents, raising of sea levels) and also on the sensitivity of targets. Although considerations of the fate of pollutants are built into this indicator, the sensitivity of targets is ignored. This results in a single and very practical

integrating indicator. Although the uncertainty associated with the estimation of the indicator is reduced, that related to the relevance of the model is considerable.

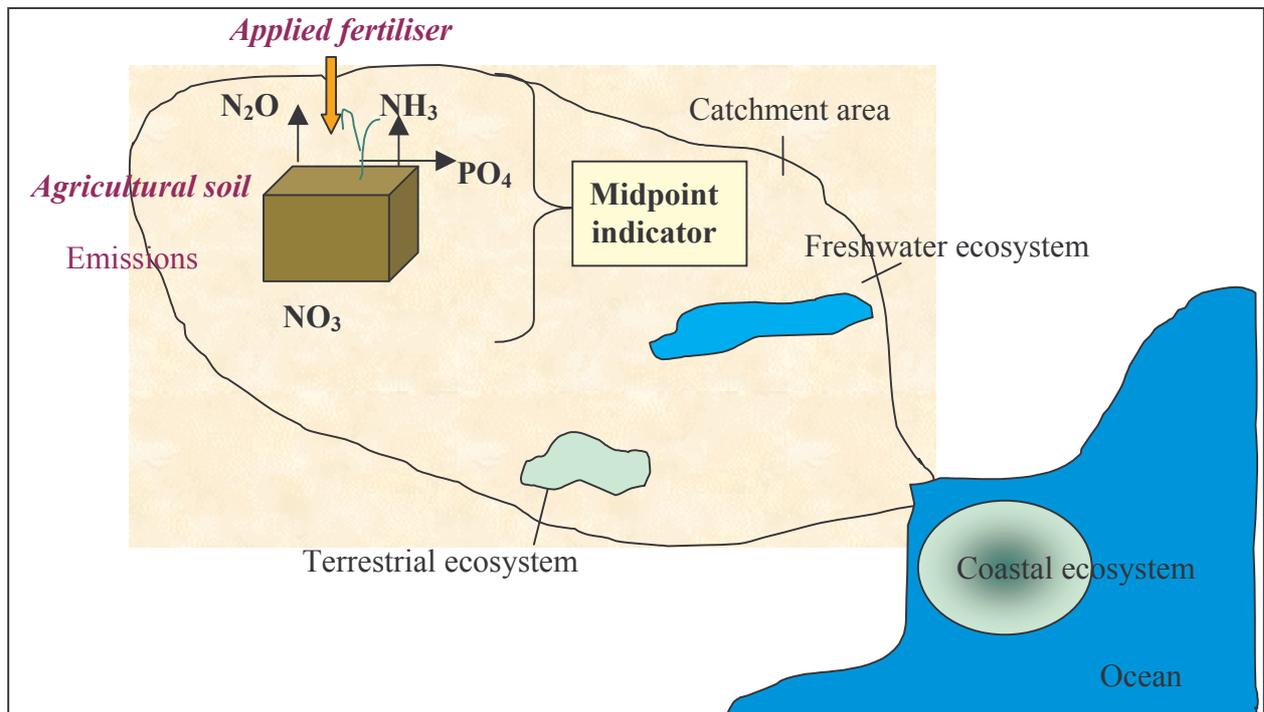


Figure 5.2. Midpoint indicator for eutrophication. Aggregation of inventory data into  $PO_4$  equivalents. The fate of eutrophicating substances in the environmental compartments (air, water, soil) is not considered; nor is the sensitivity of the environmental targets (terrestrial, freshwater or coastal ecosystems).

### 5.2.2 Thoughts and theoretical recommendations

With regard to the inclusion of the cause and effect chain, four independent “dimensions” have been defined, which correspond to its successive stages: emissions, fate, ingestion and effect, for which different levels of sophistication have been sought (Heijungs et Wegener Sleeswijk, 1999). For the natural ecosystem protection area, only emissions, fate and effect are pertinent (Fig. 5.1). Each stage is assumed to be treated independently (Potting and Hauschild, 1997b).

SETAC encourages the current tendency towards modelling indicators using the endpoint approach (Udo de Haes et al., 1999a). Moreover, its declared objective is the development of spatially differentiated characterisation factors when necessary, for example when the study context involves wide variability for the fate and effect stages (Udo de Haes et al., 1999a), or for regional impact categories (Udo de Haes et al., 1999b). The definition of generic spatial

classes which would be associated with specific characterisation factors for each context has been proposed (Potting and Hauschild, 1997b ; Udo de Haes et al., 1999a). This involves separating out the inventory data and re-assigning them to their specific region using appropriate characterisation factors. The differentiation must be specific to each impact category, although the same procedure can sometimes be applied to the fate phase (Udo de Haes et al., 1999a).

Concerning the fate of pollutants, three main mechanisms have to be considered – degradation, immobilisation and transport. The fate factor is the parameter which connects a standard emission of a certain substance in a certain compartment of the environment with the resulting quantity (integrated over time) of this substance in another environmental compartment.

As to the effect, for the natural environment protection area, natural ecosystems contain living organisms which, individually or as a group, possess specific resistance capacities to aggression, known as their resilience capacity. This usually leads to a non-linear relationship between the pollutant dose reaching the ecosystem and the effect on the ecosystem (Fig. 4.3).

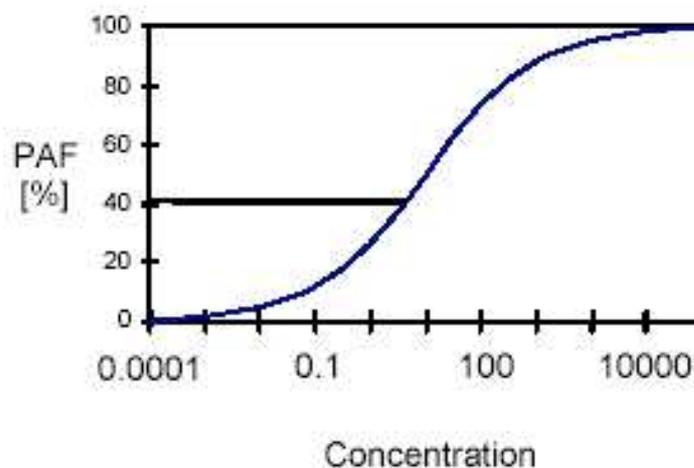


Figure 5.3. Logistic curve expressing the relationship between the concentration of a substance and the fraction of species affected in an ecosystem (Goedkoop et al., 1998).

The impact related to the increase in a concentration is given by the dose/effect curve (Potting and Hauschild, 1997b). The size of the impact therefore depends on both the position on the curve (emission context), the magnitude of the change in dose (quantity and fate of the emission) but also on the specific curve for each environmental target (target sensitivity).

### 5.2.3 New generation models for impact categories related to the natural environment protection area

Concerning eutrophication, since the historic model (5.2.1), only the terrestrial eutrophication impact sub-category has been the subject of a new generation model. On-going research on aquatic eutrophication will be presented in section 5.2.4.

A “nearly endpoint” indicator was developed for the ecological toxicity, acidification and terrestrial eutrophication impact categories (Potting et al., 1998 ; Huijbregts et al., 2000a, Huijbregts et al., 2001a). A “nearly” endpoint indicator includes the whole of the cause and effect chain, but it does not correspond to the real impact; for example to a loss of biodiversity. As in risk analysis, where one compares a predicted environmental concentration with a predicted non-effect concentration, this approach involves the consideration of environmental mechanisms.

#### 5.2.3.1 The model for ecological toxicity

Ecological toxicity concerns the impacts of toxic substances on aquatic and terrestrial ecosystems and sediments. The reference model for this impact category is that developed recently by Huijbregts et al. (2000a). The model used, USES-LCA, was adapted from a risk analysis model, USES 2.0, to satisfy the requirements of LCA. This adaptation has, in particular, enabled the modelling of substances on a global scale, and worst-case estimates have been replaced by realistic estimates conforming to the principles of LCA. This model consists of six modules, one of which is the distribution module, consisting of local fate models and the nested multi-media fate model Simplebox 2.0. The distribution module is used to calculate steady-state concentrations, e.g. predicted environmental concentration (PEC), based on the data from the emissions and input module. “Nested” means that chemicals can be transported from one scale to a higher scale and vice versa (Huijbregts et al., 2000a). An effect module calculates a predicted non-effect concentration (PNEC) for each environmental target from experimental data. On the global scale, three compartments are distinguished – air, sea-water and soil. The indicator represents the risk that the predicted concentration will reach the non-effect concentration. This model is based on the concept of virtual compartments, parameterised for average conditions on a very wide scale (continental or global). Stationary state conditions are assumed (the emission spreads out instantly and uniformly within a compartment). Although this model has been used to model the cause and

effect chain for toxicity problems more realistically, it still suffers from several types of uncertainty (Huijbregts et al., 2000b). The result is very sensitive to the choice of the spatial and temporal scale (time horizon and the scale of spatial integration, Huijbregts et al., 2001b, Huijbregts et al., 2003). Moreover, no spatial differentiation is applied to the fate and effect of pollutants. For the pollutant transfer compartments this is a problem, especially as regards heavy metal toxicity.

#### 5.2.3.2 The model for acidification

Acidifying pollutants have a wide range of impacts on the soil, the ground- and surface water, living organisms, ecosystems and materials. The model used was developed by Huijbregts et al. (2001a) following an initial proposal by Potting et al. (1998), who suggested an approach which included the fate of pollutants and the regional sensitivity to them, based on a model of dispersion developed by EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluating the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) and on the acidification model RAINS. In this proposal, for each type of ecosystem distinguished by RAINS, a critical load of sulphur and nitrogen for acidification is calculated on the basis of the properties of the ecosystems. Europe is divided into a large number of grid cells and for each of them a cumulative distribution can be calculated on the basis of the critical loads of all the ecosystems they contain. A step function is obtained to establish the change in area of unprotected ecosystem (where the critical load is exceeded) following a change in deposition resulting from a change in the acidifying emission. With such a function, a marginal change in emission will have no effect on the area of unprotected ecosystem. This is why Huijbregts et al. (2001a) proposed to define the indicator as a change in relative risk, characterised by the ratio of the deposition to the critical load. A continuous function relating deposition to the indicator value is thus obtained, very similar to the PEC/PNEC ratio defined for ecological toxicity. Huijbregts et al. (2001a) have thus modified RAINS to produce RAINS-LCA and have used this to calculate the regional characterisation factors and also European means, by a weighted summation of regional factors. It is these factors averaged for the European scale which are regarded as the best available practice by Guinée et al. (2002).

#### 5.2.3.3 Summary

In the two approaches just described, the same principle is applied to take account of the cause and effect chain: a predicted environmental concentration or deposition is compared

with a non-effect concentration or a critical load. The predicted environmental concentration is found by considering the emission conditions and the fate of the pollutants emitted. The sensitivity of the environmental targets is defined by means of specific thresholds.

The main difference between the two approaches lies in the type of data used. In one case (toxicity), mean data are used to parameterise virtual environmental compartments, whereas in the other (acidification), real spatial data are used, both to model the fate and deposition of pollutants in a given geographical zone and also to take account of the sensitivity of ecosystems by way of their critical load. In the approach developed for ecotoxicity, the multi-compartment model USES-LCA is used, whereas for acidification it was a specific model for the air compartment (EMEP) which has also been used for terrestrial eutrophication (Huijbregts et Seppälä, 2000; Huijbregts et al., 2001a) and aquatic eutrophication (Seppälä et al., 2004). Whilst USES-LCA can be used to model the fate of pollutants in all environmental compartments on a world scale, the EMEP model can only be used for a small number of substances and cannot be applied to the whole world. The application of “new generation” approaches is limited by a lack of available data on the characteristics of compounds, environments and their interactions (Huijbregts et al., 2000a). The definition of toxicity thresholds, for example for an ecosystem, by extrapolation of toxicity thresholds for a single species in the laboratory, represents a particular source of uncertainty (Margni et al., 2002 ; Pennington, 2001). The application of the EMEP model to other regions of the world than Europe would also require the acquisition of specific data.

#### 5.2.4 On-going improvements for the aquatic eutrophication impact category

The limits of the assessment method for eutrophication in the LCA context have been widely recognised for over ten years (Finnveden et al., 1992; Potting and Blok, 1994; Nichols et al., 1996; Udo de Haes et al., 1999b; Finnveden and Potting, 1999; Guinée et al., 2002; Heijungs et al., 2003). A consideration of all the stages in the cause and effect chain and their spatial differentiation is encouraged for the eutrophication impact category.

The first recommendation concerns the division of the category into sub-categories. In view of the diversity of the processes and of the environmental targets involved, after Finnveden et al. (1992), who proposed to divide the category into terrestrial and aquatic eutrophication, Nichols et al. (1996) proposed to distinguish terrestrial ecosystems, small aquatic ecosystems, large aquatic ecosystems and seas.

The second recommendation concerns the inclusion of the sensitivity of target environments by means of their limiting factor (Finnveden et al., 1992; Finnveden and Potting, 1999) and their intrinsic capacity to transform to varying degrees the nutrient flux reaching them (Finnveden et al., 1992). Lindfors et al. (1995) proposed to consider 5 scenarios combining the type of ecosystem (aquatic or terrestrial), their limiting factor and the emission compartment.

Lastly, the importance of considering the fate of eutrophication substances is emphasised (Udo de Haes et al., 1999b; Finnveden and Potting, 1999). Moreover this is where most of the actual work has been done. Just as for the work done on the acidification impact category, the fate of eutrophication substances in the air ( $\text{NH}_3$  and  $\text{NO}_x$ ) has been studied using the EMEP model (Potting et al., 1998; Huijbregts et al., 2001a; Huijbregts et Seppälä, 2000; Seppälä et al., 2004). Huijbregts et Seppälä (2001), on the basis of empirical data from the literature, listed factors affecting the fate of eutrophication pollutants reaching the water via the soil.

In this work, where the soil is situated outside the system studied, the emission corresponds to the quantities of N and P applied to the soils. The fate factors are defined as the fractions of the N and P applied which leave the soil by leaching or runoff to reach the water. For substances emitted directly into the water, a fate factor of 1 is assigned, as for any localised emission of the industrial waste type. On this account, but also through the definition of the system and its emissions and through the use of a single value for nitrogen losses by leaching from agricultural soils for all of Europe, this work reflects an approach better suited for industrial production systems than for agricultural production systems.

The application of LCA to agriculture involves consideration of the definition of the limits of the system in relation to the status of the soil. For an agricultural production system, the soil can be considered either as being part of the production system or as a compartment of the environment. From the agronomic point of view, the soil is part of the system, which implies that there is only emission if the substances leave the soil by leaching, runoff or gaseous emission.

Although the practical work carried out hitherto has mainly concerned the fate phase, in recent work Seppälä et al. (2004) have defined characterisation factors for eutrophication in Finland, taking account of the cause and effect chain in a specific way according to the sector of activity. Diffuse (Rekolainen, 1993) and point-source pollution were both treated. The fate of compounds in the air was calculated with the EMEP model. From modelling results (Lepistö et al., 2001) and expert advice export coefficients were calculated for the molecules

emitted from the soil. These export coefficients are supposed to include in an empirical way the influence of the localisation of the pollution source within the catchment area on the fate of the molecules. For the receptor ecosystem a temporal fate coefficient was also defined to take account of the flux of the nutrients received by the ecosystems during their so-called productive period (when no other factor is limiting). Finally, effect factors which account for the bio-availability of nutrients were proposed. The results obtained by Seppälä et al. (2004) for the aquatic eutrophication indicator are much lower than those given by the method currently recommended.

### 5.3 Diagnosis of the disparity between the midpoint assessment and the reality of the eutrophication phenomena – diagnosis of research needs

#### 5.3.1 Application of midpoint assessment for marine eutrophication in Brittany

An illustration of the disparity between the assessment offered by the LCA reference model and the reality of the eutrophication phenomena as they are observed locally is presented in this part. For this purpose, two sites susceptible to eutrophication by the invasion of ulva (*Ulva armoricana*) in Brittany, a phenomenon known as “green tides”, were selected: the bay of Saint Michel en Grèves and the Saint Brieuc bay. Connected to agricultural catchment areas, these two sites are situated in north Brittany. For these sites, nitrogen has been recognised as the sole limiting factor for the growth of ulva, and nitrogen contributions from the air are negligible compared with those coming from watercourses.

According to the historic model for eutrophication, LCA combines the inventory data on the basis of their potential contribution to the formation of biomass through the mean stoichiometric composition of this biomass. In other terms, the emitted flux is used as an estimate of the flux potentially transformed into biomass.

We have compared this potential quantity of biomass with the “observed” quantity of biomass for these sites. Since the nitrogen flux emitted by leaching at the field level is difficult to estimate, the flux measured at the outflow of the catchment area into the coastal waters was used to estimate the emitted nitrogen flux. A lot of work has shown that the flux measured at the outflow is often much less (by between one third to two thirds) than the leached nitrogen flux at the field level (Aurousseau et al., 1996 ; Andersen et al., 2001 ; Haag and

Kaupenjohann, 2001 ; Boyer et al., 2002 ; van Breemen, 2002 ; Sebilo et al., 2003). The nitrogen flux at the outflow has been compared with two estimates of nitrogen flux “really” transformed into ulva biomass in the bays: a high estimate obtained by calculation with the help of experts (Comm. Pers. Ballu, 2004; comm. Pers. Ménesguen, 2004) and a low estimate which corresponds to the annual total quantity of ulva gathered on the beaches and disposed of by local authorities to prevent nuisances. For each ecosystem a transformation rate can thus be calculated as the ratio of the flux really transformed into biomass in the bay to the flux entering the bay. Although the estimation of the biomass produced in the bays is subject to uncertainty, the fraction of the flux at the outflow of the catchment area which is transformed into biomass (the transformation rate) reached 7-20% for the most sensitive site in Brittany (Saint Michel en Grèves) and 1-4% for the sensitive site of Saint-Brieuc (Table 5.1).

Table 5.1. Quantities of nitrogen (in tonnes) measured at the outlet of the catchment area; quantities transformed into *Ulva* biomass (in tonnes) and transformation rates (ratio of nitrogen transformed/nitrogen emitted) (%) for the two sites studied.

Site	ANNUAL NITROGEN FLUXES			TRANSFORMATION COEFFICIENT	
	Measured at the outlet of catchment	As biomass according to the mean volume of <i>ulva</i> collected	As biomass according to expert calculation	For the collected biomass (%)	For the calculated biomass (%)
St Michel en Grève	280.6 <sup>a</sup>	19.8	58.5	7	20.9
St Brieuc	1651 <sup>b</sup>	11.4	72	0.7	4

a : Anonymous, 1999.

b : estimated from summer flow (Anonymous, 1998), by assuming that the concentrations were constant throughout the year, and from the ratio of the daily mean flow for the six summer months and the mean daily flow for the six winter months for the Le Gouessant catchment area (the largest in the bay). This ratio is 3.5.

These results can further be compared to the work of Huijbregts and Seppälä (2001) on the fate of eutrophicating elements in which the N applied to the soil is defined as an emission. According to nitrogen balances for Brittany (Aurousseau, 2001) and expert advice (Aurousseau, pers. comm., 2004) we estimate that 33% of N applied to the soil is leached, two-thirds of which (22% of N applied) reaches the outlet of the catchment. The different

nitrogen “losses” along the cause and effect chain, from the nitrogen applied to the plants to the nitrogen transformed into biomass in the bay according to the high and low hypotheses (uptake by the plants, biological transformation, storage and immobilisation in the catchment area and dispersion into the coastal ecosystems) are presented for the most sensitive bay in Brittany (Saint Michel en Grèves) (Figure 5.4). The difference thus shown between the assessment of eutrophication by approaches currently used (Heijungs et al., 1992; Huijbregts and Seppälä, 2001) and the reality of the phenomena illustrates the need for an analysis and the inclusion of real mechanisms which are at work, so allowing a more relevant evaluation of this impact category.

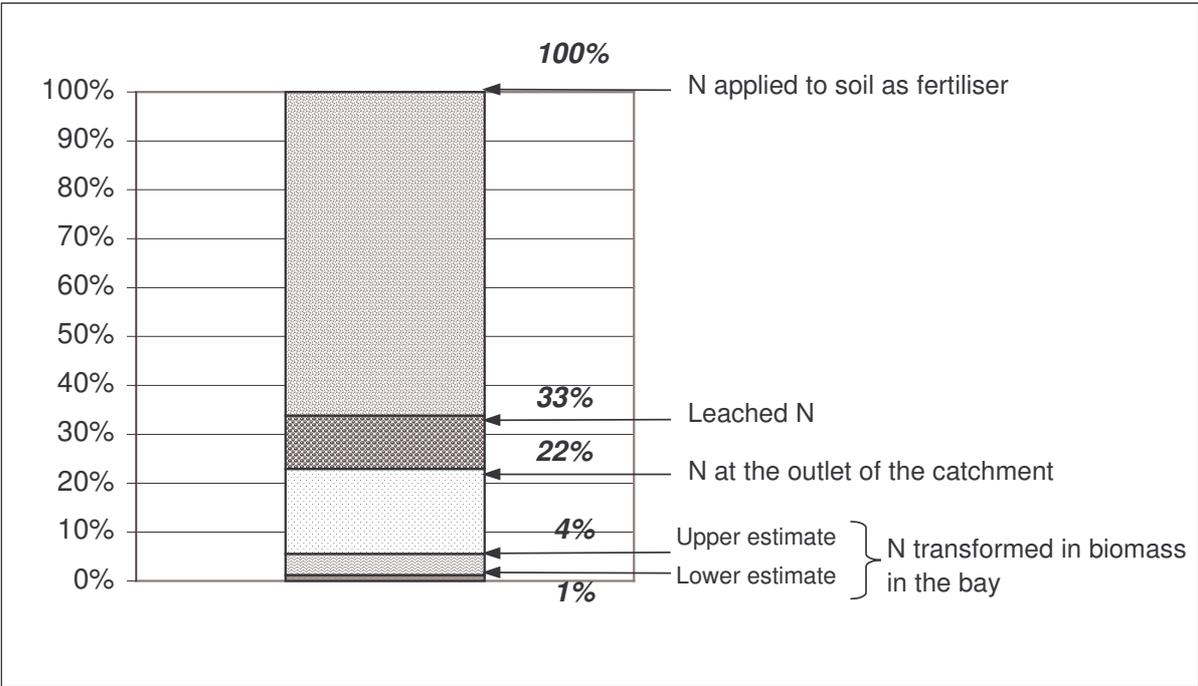


Figure 5.4. Fate of nitrogen applied to the soil as fertiliser at various stages of the cause and effect chain in a catchment area connected with the most sensitive bay in Brittany (Saint Michel en Grèves).

## 5.3.2 Analysis of the complexity of the eutrophication phenomenon

### 5.3.2.1 Overview

Eutrophication covers all the potential impacts of high levels of macronutrients. Nutrient enrichment can be accompanied by gradual, even beneficial effects. An increase in biomass production is first observed. In very oligotrophic environments, this feeds the food chain: in an aquatic environment, the addition of the limiting nutrient causes an increase in phytoplankton production, then of zooplankton, then fish. The application of a limiting nutrient can provoke competition between species and alter their relative numbers, leading either to a loss of biodiversity or to the development of opportunist toxic species. After the rapid increase in biomass, the degradation of the organic matter resulting from it causes, in an aquatic medium, consumption of dissolved oxygen, leading to hypoxia or even anoxia, which are harmful to living organisms. The phenomenon therefore leads to a range of effects. In short, the notion of eutrophication is associated with excessive nutrient input resulting in disturbance of the ecosystem or a problem for man (Ménesguen et al., 2001; Guinée et al., 2002).

### 5.3.2.2 Classification of eutrophication phenomena in the context of the study

The eutrophication of freshwater and coastal waters has been studied at the international level (OECD, 1982; Sharpley and Rekolainen, 1997; Ménesguen et al., 2001). For Brittany's intensive agriculture context, three main types of aquatic eutrophication have been identified (Comm. Pers., A. Ménesguen; B. Soulard):

1. Eutrophication of fresh water,
2. Eutrophication of the coastal waters of northern Brittany as "green tides",
3. Eutrophication of the coastal waters of southern Brittany by phytoplankton blooms, which sometimes consist of opportunistic species.

As to freshwater ecosystems, plankton is the main primary producer which multiplies in the surface waters. Its production depends on numerous environmental factors, the most limiting usually being phosphorus, of which the small quantities received by lakes can lead to their eutrophication (Tunney et al., 1997; Sharpley and Rekolainen, 1997; Gibson, 1997). The intensity of eutrophication (as measured by the chlorophyll content of the lake water) is correlated with the phosphorus input load, corrected for the hydraulic flow of the lake (OECD, 1982). The hydraulic flow represents the sensitivity of the lake and the P load

represents the dose applied to the lake. Generic trophic levels (or degrees of the seriousness of eutrophication) of lakes have thus been defined by the indicator “P input load corrected for hydraulic flow” (OECD, 1982).

Generally speaking, for marine eutrophication, it is coastal waters which are affected, mainly on the continental shelf (from 0 to 200 m depth), which receive eutrophivating materials from catchment areas. Two phenomena have been distinguished in Brittany. On its north coast, the “green tide” phenomenon is dominant, linked to the major presence of shallow beaches, exposed to bright sunlight, open, with long water residence times. These phenomena are very dependent on the nitrogen emitted to coastal waters by the outflow of the catchment area, notably during the period when nitrogen alone is limiting, i.e. between April and September. On the south coast of Brittany, it is the phenomenon of phytoplankton blooms which is dominant, associated with the mouths of several rivers. Different species of phytoplankton succeed one another over the course of time, beginning with the appearance of diatoms which develop supported by the large stocks of nitrate, phosphate and silicate present at the end of winter. Next is *Phaeocystis sp.* from a nutrient stock impoverished in silicate, which is unfavourable to the development of diatoms. The control of phytoplankton proliferation is variable in space and time: it can be related to phosphorus in spring near the mouths of rivers, and to nitrogen more generally, and in summer to periods when both N and P are limiting (Ménèsquen et al., 2001). Only the summer nitrogen fluxes contribute to blooms which can be called eutrophication: the earlier blooms are regarded as nutritional phenomena in the normal food chain. These two phenomena are described in table 5.2.

Two cause and effect chains should therefore be studied and analysed:

1. lacustrine ecosystems: P emissions at the field level / fate of emitted P / sensitivity of ecosystems to P input
2. coastal ecosystems: N emissions at the field level / fate of emitted N / susceptibility of ecosystems to nitrogen input

Note that the second cause and effect chain ends in two types of effect (Table 5.2), which will need to be treated specifically to take account of the sensitivity of these targets.

Table 5.2. Formalisation of the two major types of coastal eutrophication in Brittany for use with the LCA concept

	Green tides	Phytoplankton blooms
Description of the phenomenon and its impact	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Accumulation of macrophytes on the beach, rotting, oxygen consumption and degradation of living conditions.</li> <li>▪ Very localised phenomenon responding to nutrient input</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Phytoplankton bloom, consumption of oxygen, from slight hypoxia to lethal anoxia, modification of the flora: development of non-siliceous species, especially dinoflagellates in summer, possibly toxic</li> </ul>
Favourable conditions, sensitivity of sites	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Turbulent sea zone with big tides, quite shallow environment with long residence time (confinement)</li> <li>▪ High transformation rate of nutrients into biomass</li> <li>▪ Typical for north Brittany coast. Examples: Saint Brieuc and Lannion bays</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Coastal or oceanic phenomenon</li> <li>▪ Succession of phytoplankton and recycling of nutrients (P).</li> <li>▪ Mouths of big rivers</li> </ul>
Limiting factor: Period and effective flux	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Nitrogen</li> <li>▪ Spring - summer.</li> <li>▪ Effective flux: nitrogen compounds which reach the ecosystem between April and September</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Typical for south Brittany coast. Examples : Vilaine bay, Loire plume</li> <li>▪ Nitrogen</li> <li>▪ July - August</li> <li>▪ Effective flux : input of nitrogen compounds in summer</li> </ul>

### 5.3.3 Diagnosis of research needs

A better understanding of the aquatic eutrophication phenomena can be organised around three main questions :

1. The definition of the impact and its indicator. What represents the “endpoint”? How and at what point in the cause and effect chain does one define the nuisance, and by which indicator? Should one select a generic indicator which takes account of the different forms taken by eutrophication? Should one define as many indicators as forms of eutrophication ?
2. The second question concerns the amount of nutrients actually reaching the target ecosystem. When applying LCA to agriculture, two questions arise: a) How to reliably quantify emissions into water from soils, in view of their dependence on

- soil characteristics and weather conditions? b) What is the influence of the transfer environment on the fate of pollutants?
3. Lastly the notion of sensitivity of the receptor ecosystem is essential. First of all, the idea of limiting factors is very important. The first question is therefore “which molecule do we need to track in the environment, given the target concerned?” Next, the notion of an excessive nutrient flux is very relative and intimately linked to the receptor environment being considered.

## 5.4 Proposals for improving the assessment of aquatic eutrophication

The mass of unexploited knowledge which disciplines such as hydrology and ecology can provide seems to be considerable. The work of Seppälä et al. (2004) illustrates the value and the feasibility of a significant improvement in the method for assessing aquatic eutrophication in the LCA context. However, Seppälä et al. (2004) recognise the limitations of their approach by emphasising the difficulty of accounting for the complexity of the processes at work (such as the nitrogen cycle) in ecosystems, the variability in field emissions subject to hydrological uncertainties, the errors in estimating the fate of pollutants linked to the variability of environmental conditions. The notion of a transformation rate of nutrients by the ecosystem is not included in their work. This rate depends on the morphological and hydrodynamic configuration of the sites. Efforts to incorporate existing knowledge, as well as additional research, are necessary in these areas.

The proposal for improving the eutrophication impact category which will be developed here concerns the eutrophication of seawater and freshwater, especially lakes. The theoretical approach defined by Potting and Hauschild (1997b) and Udo de Haes et al. (1999b) will be taken as a point of reference. The stages in the cause and effect chain will be treated independently and their spatialisation will be attempted using a limited number of spatial classes. The idea, therefore, is to preserve the practicality of the LCA method whilst improving its environmental relevance by means of a list of characterisation factors (as in the classical approach) assigned to each spatial class. Our objective is the development of a more reliable characterisation method for aquatic eutrophication. However, in view of the field of application to agricultural systems, the estimation of emissions is also included in these proposals. These proposals are presented in inverse order of the cause and effect chain, starting with the level at which the indicator is defined, because it is this level which determines the stages to be taken into account.

#### 5.4.1 Thoughts about the indicator

The “total biomass produced” type of indicator has been called into question after confrontation with the reality of the phenomena, especially in our study region. A thorough rethink is therefore needed about the eutrophication phenomena and the concept of an indicator which is integrative and representative of the magnitude of these phenomena. The proposal to take as an endpoint indicator the number of species affected (Udo de Haes et al., 1999b) is debatable. Apart from being difficult to implement because of a lack of data, it is dubious in terms of its environmental relevance (Finnveden et al., 1992). Eutrophication phenomena cannot be reduced to a question of biodiversity, and even if that were the case, different species compositions could be associated with any particular nutrient concentration in an ecosystem.

By keeping the indicator in a “biomass produced” form, certain adjustments seem possible to allow the notion of pollution and confinement of water masses to be taken into account. Instead of talking about the total biomass produced, one could try to estimate the “confined biomass” produced (Fig. 5.5), i.e. that which causes local impacts on the ecosystem. This idea could be tried out in a situation where we wish to define effect factors taking into account the sensitivity of sites (5.4.2.).

#### 5.4.2 Consideration of the sensitivity of receptor ecosystems

The concept of risk analysis applied in new generation models (5.2.3) appears to be very useful for the aquatic eutrophication impact category, as it enables conclusions to be drawn as to the saturation of the environment on a regional scale. It can however be implemented with different levels of complexity according to the degree of spatial differentiation used. To improve the method of evaluating aquatic eutrophication, the approach must be based on specific site data, as for acidification, and not on mean standard environments as in the approach developed for toxicity.

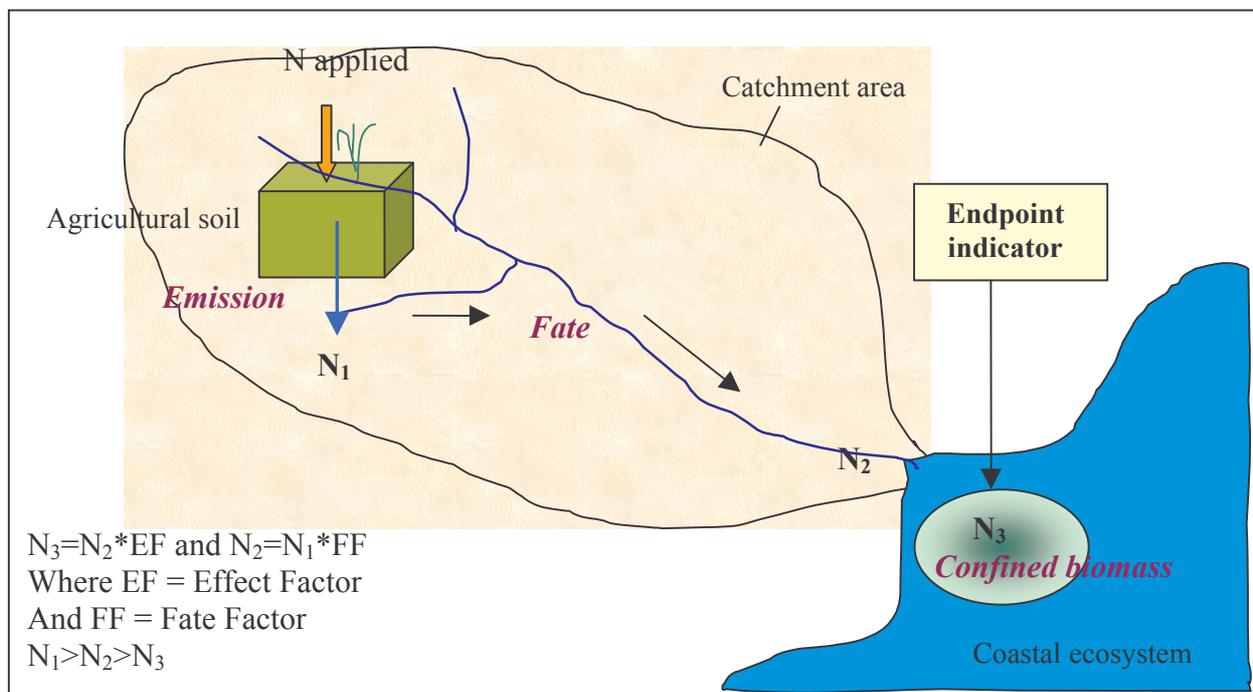


Figure 5.5. Modelling the cause and effect chain for the eutrophication of coastal waters. Flux of nitrate emitted by leaching from agricultural fields ( $N_1$ ); flux transferred and transformed in the water compartment of the catchment area ( $N_2$ ); and flux transformed into confined biomass in the coastal ecosystem ( $N_3$ ).

Since P control is of primary importance in the reduction of eutrophication in freshwater (Tunney et al., 1997) and the hydraulic flow represents the sensitivity of the receptor environment, the concept of critical loads can be applied to the eutrophication of lacustrine ecosystems. The threshold below which OECD considers that there is no risk of eutrophication is  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  of dissolved P (or  $0.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4$ ) (OECD, 1982), allowing unrestricted use for bathing and drinking. Above that, it is assumed that there is a risk of eutrophication. If the hydraulic flow of a lake and the entering load of P are known, it is possible to diagnose its eutrophication state (see graphs produced by OECD, 1982).

To take account of the sensitivity of seawater, “green tides” and phytoplankton blooms must each be treated in a specific way. The application of the concept of critical loads in this context is more difficult because of the problem of defining volumes for open environments. Nevertheless work is being done on this point (A. Ménesguen, Com. Pers., 2004), with the hope that eventually it will be possible to classify coastal sites in the same way as lakes. Modelling tools exist which bring together hydrodynamics and the biochemical cycles of coastal sites. Each well studied site could be modelled separately, but this would be too

onerous a task for the LCA approach. A functional classification is needed of the sites for each type of phenomenon (“green tides” or phytoplankton bloom), according to their capacity to convert the nitrogen flux into biomass. The operation of each type of site would then be modelled in order to estimate its capacity to convert the nitrogen flux into confined biomass. This rate of transformation into confined biomass would then constitute the effect factor for each type of site.

### 5.4.3 Consideration of the fate of pollutants in catchment areas

In agricultural catchment areas of any size or hydrological type, much of the nitrate emitted by leaching from agricultural fields is not usually found in the river (Aurousseau et al., 1996; Andersen et al., 2001; Haag and Kaupenjohann, 2001; Boyer et al., 2002; Van Breemen, 2002; Sebilo et al., 2003). Within the catchment area, the nitrate may be temporarily stored in the soil before being leached into the groundwater. It can then be stored in the hydrological compartments of the catchment area (Bordenave et al., 1999; Molénat et Gascuel-Odoux, 2002). It may be taken up by plants or incorporated into the soil organic matter (Mariotti, 1997), particularly near hedges or in forests or wetlands. In wetlands it can be transformed into gas (nitrous oxide and nitrogen gas) by denitrification. Hence not all the nitrate emitted from the fields will reach the river and ultimately the sea.

The mechanisms of the fate of P in the soil are complex: it is either absorbed by plants, incorporated into organic matter or adsorbed to differing degrees onto Fe, Al or Ca ions, according to the soil. With excessive applications of P, the extent of fixation processes decreases and more and more P becomes liable to be transported. Most of the P will be exported in runoff or in drainage water (Johnes et Hodgkinson, 1998). Although 60-90% of the P transferred is in particulate form and hence not available to plants, it remains a potential source of P for aquatic life in the long term. The dissolved P is bio-available. The transformations occurring from the field to the lakes and oceans are numerous, and not well understood (Sharpley et Rekolainen, 1997).

The integration of the numerous complex processes at work on the scale of the catchment area suggests the need for modelling. In regions of intensive agriculture where problems of water quality and eutrophication are known to exist, such as Chesapeake Bay or the east coast of England, the data available for different catchment area types are plentiful and modelling tools have been used to simulate different scenarios of changes in the quantities of nitrogen applied to soils or of land management.

The procedure below is suggested for developing a table of fate factors for nitrate and phosphate in the water compartment of the catchment area taking account of the main sources of variability, i.e. the type of catchment area and the climate in the study region.

1. Establishment of a functional classification of catchment areas: identification of key parameters (to include the main sources of variability) in relation to the physical and man-made characteristics of the catchment area affecting the applications of nitrogen and phosphorus and their fate.
2. Modelling the fate factors (ratios of the N and P at the outlet of the catchment to the N and P emissions by leaching and run-off from the field) for each catchment area scenario type using models with an appropriate time scale in relation to the processes, and by including the historical context as regards the applications of N and P fertiliser to the fields.
3. Verification of the effect of the use of these fate factors on the LCA results compared with the results obtained with the reference characterisation model.
4. Provision of a table of fate factor values by main catchment area type, specific to a given study region.

#### 5.4.4 Estimation of emissions on the farm scale

As to the emission of the nutrients N and P at the farm scale, some consideration is needed of the status of the soil and the limits of the system studied. The soil is both one of the farmer's production tools and an environmental compartment subject to degradation. As a production tool, it seems logical to include the soil in the system studied. Nitrate leaching into the groundwater in this framework constitutes the emission of nitrate into the water compartment. As an environmental compartment, the state or quality of the soil must also be assessed. In the context of an application of LCA to agriculture, the soil status has to be twofold, being both a part of the system and also being outside it, depending on the impact category under consideration.

The fact that the soil is part of the system studied necessitates an appropriate evaluation of the emissions, taking account of soil characteristics, weather uncertainty and farmers' practices. It has been shown that the uncertainties, notably of the weather, which, for example, affect the estimate of nitrate leached, can lead to an error of about +/- 35-40% of the eutrophication assessment result (Basset-Mens and van der Werf, 2005). The estimation of diffuse nitrate and phosphorus pollution has to be based on modelling tools (Gosse et al., 2000) which take

account of these sources of uncertainty. Concerning the estimation of P emissions from agricultural fields, more research is needed for developing appropriate modelling tools.

## 5.5 Conclusions

Quantitative comparison between LCA results and the reality of the phenomena observed in terms of impacts is generally considered impossible. This has however been done in the case of the “green tide” phenomena in Brittany for the aquatic eutrophication impact category. The difference between what one might call standard evaluation and these phenomena appears to be considerable, and leads one to doubt the current model for application of LCA to agricultural production. In fact, the application of LCA to agricultural production poses specific methodological questions.

Concerning the aquatic eutrophication impact category, considered to be the most important in this field, taking account of the problem of diffuse pollution associated with the complex transfer compartments which the hydrological catchment areas represent raises very important questions of methodology. For the whole field of application of LCA more generally, taking account of the sensitivity of receptor ecosystems is also indispensable for an appropriate evaluation of aquatic eutrophication. Based on an analysis of the concepts and models used in LCA, our review has enabled us to suggest a workplan for better assessing this impact category in three important respects: the definition of an indicator of “confined biomass” rather than “potential biomass”; the definition of spatialised fate factors for each type of ecosystem; and lastly, the definition of effect factors for the main sensitivity types of the receptor ecosystems.

The principle of risk analysis used in recent LCA models seems to be useful as such and appears to be applicable to the eutrophication of lakes. However, the possibility of defining critical loads (and hence also volumes) in an open marine environment remains to be validated. As to effect factors, the notion of a transformation rate associated with a new “confined biomass” indicator appears to be more directly applicable for eutrophication of coastal waters. The approach described differs from recent LCA models, by seeking to combine the main sources of variability in the stages of the cause and effect chain by defining spatial classes.

The feasibility of these proposals could be tested by the definition of fate factors for nitrate in the catchment areas in a region of intensive agricultural production.

## Acknowledgements

This work is part of the research program “Porcherie verte” (“Green piggery”) and was financially supported by ADEME (Agence de l’environnement et de la maîtrise de l’énergie) and OFIVAL (Office national interprofessionnel des viandes, de l’élevage et de l’aviculture). It greatly benefited from comments by Pierre Aourousseau from INRA and Alain Ménesguen from IFREMER.

## References

- Anonymous, Lutte préventive et curative contre la prolifération des marées vertes en baies de Lannion et de Saint Brieuc – Suivi de la qualité de l’eau en baies de Lannion et de Saint-Brieuc – Synthèse des années 1993 à 1998. Conseil Général des Côtes d’Armor, Union Européenne, Bretagne Eau Pure, Saint Brieuc, France (1998).
- Anonymous, Lutte préventive et curative contre la prolifération des marées vertes – conception d’un programme d’action préventive en baie de Lannion. Conseil Général des Côtes d’Armor, SCE, Bretagne Eau Pure, Saint Brieuc, France (1999).
- H.E. Andersen, M.L. Pedersen, O. Jørgensen, B. Kronvang, Analysis of the hydrology and flow of nitrogen in 17 Danish catchments. *Water Science and Technology* 44(7) (2001) 63-68.
- P. Aourousseau, M.C. Baque, H. Squidant, Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport de convention DRAF de Bretagne, Ed. ENSAR (3<sup>ème</sup> édition), Rennes, France (1996).
- P. Aourousseau, Les flux d’azote et de phosphore provenant des bassins versants de la rade de Brest. Comparaison avec la Bretagne. *Océanis*, 27(2) (2001) 137-161.
- 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, 127-144.
- H. Blonk, M. Lafleur, H. van Zeijts, Towards an environmental infrastructure for the Dutch Food Industry. Exploring the environmental information conversion of five food commodities. Screening LCA on pork. Appendix 4 of the report. IVAM Environmental Research, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands (1997).
- E.W. Boyer, C.L. Goodale, N.A. Jaworski, R.W. Howarth, Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58 (2002) 137-169.
- P. Bordenave, F. Bouraoui, C. Gascuel-Oudou, J. Molénat, P. Mérot, Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloques 24. Ploufragan, France (1999) 311-333.
- F. Brentrup, J. Küsters, H. Kuhlmann, J. Lammel, 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 (2001) 221-233.
- A. Carlsson-Kanyama, Energy consumption and emissions of greenhouse gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork meat, Rice and Yellow Peas. Technical report 26 ISSN1104-8298. Department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm, Sweden (1998).
- C. Cederberg, B. Mattsson, Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8 (2000) 49-60.
- C. Cederberg, Life Cycle Assessment (LCA) of animal production, PhD thesis, Department of Applied Environmental Science, Göteborg University, Göteborg, Sweden (2002).

- I.J.M. De Boer, Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* 80(1-2) (2003) 69-77.
- G. Finnveden, Y. Andersson-Sköld, M-O. Samuelsson, L. Zetterberg, L-G. Lindfors, Classification (Impact Analysis) in Connection with Life Cycle Assessments – A Preliminary Study. In : *Product Life Cycle Assessment – Principles and Methodology*, Nord 1992 :9, Copenhagen, Denmark (1992).
- G. Finnveden, J. Potting, Eutrophication as an impact category – State of the Art and Research Needs. *Int. J. LCA* 4(6) (1999) 311-314.
- C.E. Gibson, The dynamics of phosphorus in freshwater and marine environments. In: Tunney, H., Carton, O.T, Brooks, P.C., Johnston A.E. (Eds). *Phosphorus loss from Soil to Water*, Wallingford, UK, CAB International (1997) 119-135.
- M. Goedkoop, P. Hofstetter, R. Müller-Wenk, R. Spriensma, The Eco-Indicator 98 explained. *Int. J. LCA* 3(6) (1998) 352-360.
- M. Goedkoop, R. Spriensma, The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment. Pré Consultants, Amersfoort, The Netherlands (1999).
- G. Gosse, P. Cellier, P. Denoroy, B. Gabrielle, J.C. Germon, C. Henault, E. Justes, P. Laville, B. Leviel, B. Mary, B. Nicolardot, S. Recoux, Modélisation du bilan environnemental d'une culture de colza. Fonctionnement des peuplements végétaux sous contraintes environnementales. Paris (France), 20-21 janvier 1998. Ed. INRA, Paris (Les Colloques, n°93) (2000) 117-134.
- J.B. Guinée, M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin, M.A.J. Huijbregts, *Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards*. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands (2002).
- D. Haag, M. Kaupenjohann, Review : Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe – A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86 (2001) 1-21.
- G. Haas, F. Wetterich, U. Köpke, Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83 (2001) 43-53.
- R. Heijungs, J.B. Guinée, G. Huppes, R.M. Lankreijer, H.A. Udo de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A.M.M. Ansems, P.G. Eggels, R. van Duin, H.P. Goede, *Environmental Life Cycle Assessments of Products, Guide and Backgrounds*. Centre of Environmental Science (CML), Leiden university, Leiden, The Netherlands (1992).
- R. Heijungs, A. Wegener Sleeswijk, Letters to the Editor : Comment and reply. The structure of Impact assessment : Mutually Independent Dimensions as a function of Modifiers. *Int. J. LCA* 4(1) (1999) 2-3.
- R. Heijungs, M. Goedkoop, J. Struijs, S. Effting, M. Sevenster, G. Huppes, Towards a life cycle impact assessment method which comprises category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report of the first project phase : Design of the new method (2003). Available at : [http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/publications/recipe\\_phase1.pdf](http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/publications/recipe_phase1.pdf).
- E.G. Hertwich, J.K. Hammit, A decision-analytic framework for impact assessment – Part 2 : Midpoints, Endpoints and criteria for method development. *Int. J. LCA* 6(5) (2001) 265-272.
- M.A.J. Huijbregts, J. Seppälä, Towards Region-Specific, European Fate Factors for Airborne Nitrogen Compounds Causing Aquatic Eutrophication. *Int. J. LCA* 5(2) (2000) 65-67.
- M.A.J. Huijbregts, J.B. Guinée, L. Reijnders, Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere* 41 (2000a) 541-573.
- M.A.J. Huijbregts, J.B. Guinée, L. Reijnders, Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. *Chemosphere* 41 (2000b) 575-588.

- M.A.J. Huijbregts, W. Schöpp, E. Verkuijen, L. Reijnders, R. Heijungs, Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4(3) (2001a) 75-92.
- M.A.J. Huijbregts, J.B. Guinée, L. Reijnders, Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III : Export of potential impact over time and space. *Chemosphere* 44 (2001b) 59-65.
- M.A.J. Huijbregts, J. Seppälä, Life Cycle Impact Assessment of Pollutants Causing Aquatic Eutrophication. *Int. J. LCA* 6(6) (2001) 339-343.
- M.A.J. Huijbregts, S. Lundi, T.E. McKone, D. van de Meent, Geographical scenario uncertainty in generic fate and exposure factors of toxic pollutants for life-cycle impact assessment. *Chemosphere* 51 (2003) 501-508.
- ISO International Standard 14040, Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva, Switzerland (1997).
- ISO International Standard 14041, Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva, Switzerland (1998a).
- ISO International Standard 14042, Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle Impact Assessment. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva, Switzerland (1998b).
- ISO International Standard 14043, Environmental management – Life cycle assessment – Life Cycle Interpretation. International Organisation for Standardisation (ISO), Geneva, Switzerland (2000).
- P.J. Johnes, R.A. Hodgkinson, Phosphorus loss from agricultural catchments: pathways and implications for management. *Soil use and management*, 14 (1998) 175-185.
- I. Kumm, 2002. Sustainability of organic meat production under Swedish conditions. *Agr Ecosyst Environ* 88 (1997) 95-101.
- A. Lepistö, K. Kenttämies, S. Rekolainen, Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition in a northern river basin in Finland. *Ambio* 30(6) (2001) 338-348.
- L-G. Lindfors, K. Christiansen, L. Hoffman, Y. Virtanen, V. Juntilla, O-J. Hanssen, A. Ronning, T. Ekvall, G. Finnveden, Nordic guidelines on life-cycle assessment. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark (1995).
- M. Margni, D. Rossier, P. Crettaz, O. Jolliet, Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93 (2002) 379-392.
- A. Mariotti, Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In : *Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes*, G. Lemaire and B. Nicolardot (Eds), Reims, France (1997) 9-22.
- A. Ménesguen, A. Aminot, C. Belin, A. Chapelle, J-F. Guillaud, M. Joanny, A. Lefebvre, M. Merceron, J-Y. Piriou, P. Souchu, L'eutrophisation des eaux marines et saumâtres en Europe, en particulier en France. Rapport IFREMER DEL/EC/01.02 pour la Commission Européenne – DG.ENV.B1, Brest, France (2001).
- J. Molénat, C. Gascuel-Oudou, Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrol. Proces.* 16 (2002) 479-492.
- P. Nichols, M. Hauschild, J. Potting, P. White, Impact assessment of non toxic pollution in Life Cycle Assessment. In : H.A. Udo de Haes. *Towards a methodology for Life Cycle Assessment*. Brussels (Belgium), Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (1996).
- OECD, Eutrophisation des eaux – Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Ed. OCDE Paris, France (1982) 154 p.
- J.W. Owens, Why life cycle impact assessment is now described as an indicator system. *Int. J. LCA*, 4(2) (1999) 81-86.
- D.W. Pennington, Current issues in the characterisation of toxicological impacts. *Int. J. LCA* 6 (2) (2001) 89-95.
- J. Potting, Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment. PhD thesis, University of Utrecht, The Netherlands (2000).
- J. Potting, K. Blok, Spatial aspects of Life-Cycle Assessment. In : *Integrating impact assessment into LCA*. H.A. Udo de Haes, A.A. Jensen, W. Klöpffer, L-G. Lindfors (eds). Belgium, Brussels, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) – Europe (1994).

- J. Potting, M. Hauschild, Predicted Environmental Impact and Expected Occurrence of Actual Environmental Impact. Part I : The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment. *Int. J. LCA* 2(3) (1997a) 171-177.
- J. Potting, M. Hauschild, Predicted Environmental Impact and Expected Occurrence of Actual Environmental Impact. Part II : Spatial differentiation in Life-Cycle Assessment via Site-Dependent Characterisation of Environmental Impact from Emissions. *Int. J. LCA* 2(4) (1997b) 209-216.
- J. Potting, W. Schöpp, K. Blok, M. Hauschild, Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2(2) (1998) 63-87.
- S. Rekolainen, Assessment and mitigation of agricultural water pollution. National board of waters and the environment, publications of the Water and Environment Research Institute 12, Helsinki, Finland (1993).
- M. Sebilo, G. Billen, M. Grably, A. Mariotti, Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63 (2003) 35-51.
- J. Seppälä, S. Knuuttila, K. Silvo, Eutrophication of aquatic ecosystems – a new method for calculating the potential contributions of nitrogen and phosphorus. *Int. J. LCA* 9 (2) (2004) 90-100.
- D.L. Sandars, E. Audsley, C. Cañete, T.R. Cumby, I.M. Scotford, A.G. Williams, Environmental Benefits of Livestock Manure Management Practices and Technology by Life Cycle Assessment. *Biosystems Eng* 84 (3) (2003) 267-281.
- A.N. Sharpley, S. Rekolainen, Phosphorus in agriculture and its environmental implication. In: Tunney, H., Carton, O.T, Brooks, P.C., Johnston A.E. (Eds). *Phosphorus loss from Soil to Water*, Wallingford, UK, CAB International, (1997) 1-53.
- W. Stumm, J.J. Morgan, *Aquatic chemistry – Introduction emphasizing chemical equilibria in natural water*. 2<sup>nd</sup> edition. John Wiley & Sons, New-York, USA (1981).
- H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes, A.E. Johnston, *Phosphorus loss from soil to water*. Wallingford Ed., CAB International, UK (1997) 467p.
- H.A. Udo de Haes, O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, R. Müller-Wenk, R., 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). *Int. J. LCA* 4(2) (1999a) 66-74.
- H.A. Udo de Haes, O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, R. Müller-Wenk, 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). *Int. J. LCA* 4(3) (1999b) 167-174.
- N. Van Breemen, E.W. Boyer, C.L. Goodale, N.A. Jaworski, K. Paustian, S.P. Seitzinger, K. Lajtha, B. Mayer, D. van Dam, R.W. Howarth, K.J. Nadelhoffer, M. Eve, G. Billen, Where did all the nitrogen go ? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58 (2002) 267-293.
- H.M.G. van der Werf, J. Petit, Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison of twelve indicator-based methods. *Agr Ecosyst Environ* 93 (1) (2002) 131-145.



6 Evaluation de l'eutrophisation aquatique en ACV –  
Prise en compte du devenir du nitrate dans les bassins  
versants



# Exploring the spatial and temporal variations of nitrate fate factors in catchments : modelling approach and implication for LCA results

Claudine Basset-Mens, Lamiaa Anibar, Patrick Durand and Hayo M. G. van der Werf

INRA, UMR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper, 65, rue de Saint Briec CS 84215, 35 042 Rennes Cedex, France. Tel. +33 2 23 48 52 22; fax +33 2 23 48 54 30; email : [claudine.basset@rennes.inra.fr](mailto:claudine.basset@rennes.inra.fr)

Submitted to Science of the total environment the 26 January 2005

## Abstract

Environmental assessment tools, such as Life Cycle Assessment (LCA), should provide a picture of the environmental performance of a given product taking into account both global impacts (e.g. climate change) and regional impacts such as eutrophication. For eutrophication, in particular, the differences of the fate factor for nitrate between catchments should be taken into account: in a standard LCA, this fate factor is assumed to be equal to 100%. A generic approach for estimating the range of variation of nitrate fate factors in a region of intensive agriculture is proposed. This approach is based on the analysis of different spatial and temporal catchment scenarios using the INCA simulation model. The implications of these spatial fate factors for nitrate are investigated for the eutrophication impact category in the framework of an LCA of pig production. A sensitivity analysis to the fraction of nitrate lost as N<sub>2</sub>O is presented for the climate change impact category. This study highlights the difference between the observed fate factor at a given time, which aggregates both storage and transformation processes and a “steady state fate factor”, specific to the system considered. The range of fate factors obtained for the study region was wide, from 0.44 to 0.86, depending primarily on the catchment type and secondarily on the effective rainfall. The sensitivity of the LCA of pig production to the spatial fate factors is significant concerning eutrophication, but potentially much larger concerning climate change. The potential for producing improved eutrophication results by using spatially differentiated fate factors is demonstrated. Additionally, the urgent need for quantitative studies on the N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> ratio in riparian zones denitrification is highlighted.

**Key-Words :** Eutrophication; Environmental assessment; Life cycle assessment; Climate change; INCA; Denitrification; Riparian zone; Catchment hydrology;

## 6.1 Introduction

In regions of intensive agriculture, the contribution of farming systems to the degradation of the environment is increasingly investigated, especially concerning water quality. Particularly, nitrate excess is problematic both for ecological issues, since it is the main limiting factor of eutrophication in coastal waters (Ménèsquen, 2003), and for drinking water supply. The pollution levels are high in regions of intensive agriculture, leading to very acute social sensitivity (Petit and van der Werf, 2003).

However, assessing the sustainability of such farming systems considering the water pollution only can be misleading, because of possible trade-offs between their different impacts on the environment. This is why more global environmental assessment tools have been developed.

Among those, the Life Cycle Assessment (LCA) approach, which includes the whole product life cycle, is internationally recommended (European Union and UNEP): the recent EU communication on Integrated Product Policy (IPP; Anonymous, 2003) states that “All products cause environmental degradation in some way, whether from their manufacturing, use or disposal. Integrated Product Policy (IPP) seeks to minimise these by looking at all phases of a products’ life-cycle and taking action where it is most effective”.

LCA has proved a valuable tool for the environmental evaluation of farming systems (van der Werf and Petit, 2002). In this approach, the potential environmental impacts of a product are assessed by quantifying and evaluating the resources consumed and the emissions to the environment at all stages of its life cycle – from the extraction of resources, through the production of materials, product parts and the product itself, and the use of the product to its reuse, recycling or final disposal (Guinée et al., 2002). The challenge is to provide a full picture of the environmental performance of a given product relevant both at a global scale and at a smaller scale, i.e., for regional impact categories such as aquatic eutrophication.

For each impact, the environmental mechanism, as formalised by Heijungs and Wegener Sleeswijk (1999) : emission, fate and effect, should be taken into account. The *emission* is defined as the output of pollutant from the system studied. The *fate of a pollutant* consists of its transport, its transformation and its accumulation or dilution in a compartment of the environment. The *sensitivity* of the ecosystem describes the way the ecosystem reacts to one dose of pollutant, for example through dose/effect curves.

In this framework, we defined the *fate factor* of nitrate in catchments as the ratio of the amount of nitrate at the outlet of the catchment over the nitrate leached by the soil. In standard

LCA, this fate factor is assumed to be equal to 1 (Huijbregts and Seppälä, 2001). However, as a rule, the observed fate factor is inferior to 1, and even inferior to 0.5 (Aurousseau et al., 1996; Andersen et al., 2001; Haag and Kaupenjohann, 2001; Boyer et al., 2002; Van Breemen, 2002; Sebiló et al., 2003). The processes which may explain nitrate fate factors inferior to 1 are diverse. Nitrate can be stored temporarily in the soil, vadose zone or groundwater (Molénat and Gascuel-Oudou, 2002; Bordenave et al., 1999). It can be taken up by plants or integrated in the organic matter of soil (Mariotti, 1997) especially in buffer zones such as hedges, forests and riparian zones. In riparian zones, it can also be transformed into gas (nitrous oxide and nitrogen gas) by heterotrophic denitrification.

Among these processes, the ones that really affect the fate factor in the LCA sense are those that consist in a long term transformation of the nitrate ion, not the temporary storage. In this respect, the riparian zones are of major importance, especially in shallow groundwater areas. The two major processes responsible for removal of nitrate in riparian buffers are plant uptake and denitrification (Gilliam et al., 1997). Heterotrophic denitrification occurs at the surface (at less than a meter depth) in areas of hydromorphic soils (Curmi et al., 1997; Cey et al., 1999; Dhondt et al., 2002). This process has been studied in controlled conditions (Hwang and Hanaki, 2000), at small scales in situ (little plots along the river) (Curmi et al., 1997; Durand et al., 1998; Cey et al., 1999; Dhondt et al., 2002) and at riparian zone scale (Schipper et al., 1993; Haycock and Burt, 1993; Pinay et al., 1993). In most of these studies, it has been clearly shown to be the main mechanism responsible for nitrogen removal. However, riparian denitrification is still very difficult to quantify at the catchment scale. It is a highly variable process both in spatial (vertical and horizontal) and temporal dimensions (Pinay et al., 1993; Gilliam et al., 1997; Jordan et al., 1998; Rudaz et al., 1999, Clement et al., 2003). The groundwater table variations and the water residence time (Gilliam et al., 1997) are important, but also organic carbon and nitrogen sources, moisture, temperature, oxygen availability (Hénault, 1995). Particularly, nitrate availability is often presented as a major controlling factor for denitrification (Jordan et al., 1998; Johnston et al., 2001; Davidsson et al., 2002; Xu et al., 2002). A low nitrate availability can be due to hydrological shortcuts (Durand et al., 1998), the contaminated water from uphill fields avoiding the reactive zones. At the regional scale, a positive relationship between nitrogen input load (estimation of the leachable nitrate at field level by calculating the nitrogen balance) and nitrate removal rate –defined as the ratio of the input load over the nitrate flux at the outlet- in catchments has been calculated by Aurousseau et al. (1996).

The only way to integrate all relevant hydrologic and biochemical processes at the catchment scale consists in conceiving and using modelling tools (Durand et al., 1998; Beaujouan et al., 2001). Nitrogen models have been conceived assuming vertical transfer only and aggregated at the catchment scale while neglecting the spatial interactions in the catchment (e.g. ANSWERS, AGNPS...). It is suggested that the location of the pollution sources and sinks in the landscape, particularly the distance to the stream and the existence of buffer zones, should have an impact on the water quality. The export coefficient approach integrates this empirically (Johnes, 1996). In classical models of non point sources pollution, the buffer zone concept (riparian wetlands, vegetated strips or hedgerows) is not explicitly taken into account (Mérot and Durand, 1997). Considering the role of buffer zones and of the spatial location and interaction of landscape elements in the catchment, process-based, relatively complicated and fully distributed models have been conceived (e.g. TNT, Beaujouan et al., 2001). These models require a lot of data, and remain difficult and time consuming to use. One compromise can be found in process based conceptual models such as INCA (Integrated Nitrogen in Catchments, Whitehead et al., 1998, Wade et al., 2002a). INCA is a semi-distributed model including the major nitrogen processes in the catchment and allowing one to account for riparian denitrification (Durand, 2005).

As a consequence of the high variability of the denitrification process, the proportion of each gas (nitrous oxide or dinitrogen) into which nitrate is transformed remains quite unpredictable and the estimation of this fraction is not integrated in catchment models so far. Measurements of  $N_2O$  and  $N_2$  in riparian zones are scarce, and cannot be extrapolated at the catchment scale and for the entire year. Furthermore, they suggest that, depending on the conditions, the fraction of  $N-N_2O$  relative to the sum of  $N-N_2O$  and  $N-N_2$  could be anywhere in the (0-100%) interval: Jordan et al. (1998) obtained values between 10 and 92% in a riparian forest receiving nitrate in drainage from cornfields; in Switzerland, in a fertilised meadow, Rudaz et al. (1999) measured fractions of  $N_2O$  between 66% (in Spring) and 38% (in autumn) with extreme values ranging from 5.5% to 71%; Speir et al. (1999) found in four nutrient-poor ecosystems extreme values ranging from 28% to 90%. Getting more precise estimates of  $N_2O$  is a major challenge for environmental sciences since it is a very potent atmospheric contaminant, both as a greenhouse gas and a destroyer of the ozone layer.

This paper focuses on the application of a generic approach for estimating nitrate fate factors in catchments (spatial fate factors) in a region of intensive agriculture. This approach is based on the analysis of different spatial and temporal catchment scenarios using the INCA model.

In the framework of an LCA of pig production (Basset-Mens and van der Werf, 2005), the implications of these spatial fate factors for nitrate are investigated for the eutrophication impact category. Finally, for the climate change impact category, a sensitivity analysis to the fraction of nitrate transformed to N<sub>2</sub>O is presented.

## 6.2 Materials and methods

### 6.2.1 General approach

The major part of the peninsula of Brittany is dedicated to intensive farming based on dairy production and indoor pig breeding and poultry. The region is submitted to an oceanic temperate climate, with annual precipitation ranging from 1300 mm in the western hills to 500 mm in the eastern low parts. The bedrock is mainly crystalline, made of granite, gneiss, sandstones and schales. These physiographic features produce a dense network of small rivers, defining relatively small catchments (Fig. 6.1). In detail, these catchments exhibit contrasting hydrological regimes, geomorphological structures and degrees of agriculture intensification, leading to varying proportion of riparian areas and to very variable nitrogen budgets, both in terms of agriculture input and of stream nitrate output. The approach adopted here aimed at analysing this regional variability by creating combinations of the main factors believed to affect the nitrogen budgets of the catchments, namely, the time series of agriculture inputs, the climate, and the physical environment of the catchment, defined by its hydrological functioning and the extension of riparian wetlands. These catchment scenarios are artificial in the sense of the three types of factors being combined independently, but for each factor, actual observations were used. The N apparent fate factor, defined as the ratio of the annual stream nitrate flux over the agricultural leachable N for the same year was computed for long term series using the hydrological and nitrogen model INCA (Whitehead et al., 1998). The fate factors at steady state obtained were used to propose a more precise estimation of the eutrophication result in the frame of an LCA of conventional pig production (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Finally, different hypotheses were made for estimating the part of nitrate lost as nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) in the atmosphere and the sensitivity of the climate change impact to these hypotheses was investigated.



Figure 6.1. Network of rivers, defining relatively small catchments in Brittany (France) and location of Stang Cau, Pouliou and Kervidy catchments.

### 6.2.2 The INCA model.

The N transfer in the catchment was modelled using the hydrology and biogeochemistry model INCA (Integrated Nitrogen in Catchments) (Whitehead et al., 1998; Wade et al., 2002a). INCA is a semi-distributed and process-based model simulating water transfer and nitrogen transport and fate through terrestrial systems into rivers. The main components of INCA as described in Whitehead et al. (1998) consist of :

- The hydrological model that calculates the flow of hydrologically effective rainfall in three compartments: the reactive (soil) and groundwater zones of the catchment and the river reach. Surface and subsurface pathways are mixed into the river in the proportions defined by the baseflow index (BFI). The BFI represents the proportion of water being transferred to the lower groundwater zone. Each compartment is characterised by its residence time. This component of the model drives N fluxes through the catchment.
- The catchment nitrogen process model that simulates N transformations in the soil and groundwater of the catchment. This component includes plant uptake and microbial processes such as mineralisation, nitrification, denitrification.

- The river nitrogen process model that simulates dilution and in-stream N transformations and losses such as nitrification and denitrification. As shown by Durand (2005), it is possible to consider wetlands as part of this component.

Residence time, BFI and biochemical reaction parameters are defined by calibration. All the equations are of the first order.

### 6.2.3 Catchment scenarios

#### 6.2.3.1 Definition of catchment types

The main features of a catchment assumed here to affect the nitrogen budgets are the proportion of riparian wetland areas and the hydrological regime. The latter can be defined by the proportion of base flow (e.g., base flow index), the difference between the low flow and high flow discharge, etc. (Watremez and Talbo, 1999; Mérot and Buffin, 1996). When available, the seasonal variations of nitrate concentration in the stream give also some hints on the dynamics of the main hydrological stores (Ruiz et al., 2002a). Among the catchments monitored in Brittany for diffuse pollution studies, we identified three catchments presenting contrasting features: Stang Cau (S), Pouliou (P) and Kervidy (K) (Fig. 6.1). Although they are not representing the extremes of the variations observed in Brittany, these catchments exhibit a large range of riparian zone areas (from 5 to 25% of the catchment area), different patterns of flow dynamics and nitrate concentration variations and they have been monitored in detail for at least 5 years. P and S, 0.64 km<sup>2</sup> and 0.86 km<sup>2</sup> in area, respectively, have a granitic bedrock overlaid by a sandy weathered material while K, 5 km<sup>2</sup> in area, has a bedrock made of brioverian shales with a silty-loamy weathered layer. S presents the steepest slopes (10 to 25%) followed by P (2 to 15%) and by K (mainly less than 5%). The soil depth ranges from 0.4 to 1 m in S and P (Rivière et al., 2002) and from 0.5 to 1.5 m in K (Durand et al., 2002). The proportion of hydromorphic soils is lowest in S (5%), largest in P (25%) and intermediate in K (14%). The climate of the three catchments is humid and temperate. The land use is essentially farming, relatively extensive in S (sheep and dairy cows), very intensive in K (dairy cows, indoor pigs and poultry) and intermediate in P.

The seasonal variations of water discharge are the same for all the catchments, with a minimum in late summer and a maximum in January or February (Fig. 6.2). The discharge in K exhibits the largest range, especially due to very low base flow in summer (the stream dries up almost every year). P and S present similar low flow conditions, much higher than K in

summer. This is a common difference between granitic and schistic catchments in the area. The difference between the two granitic catchments is that the quick flow is much more important in P than in S: this is mainly due to the saturated contributive area being much larger in S, as shown by the extension of riparian hydromorphic soils (Ruiz et al., 2002b).

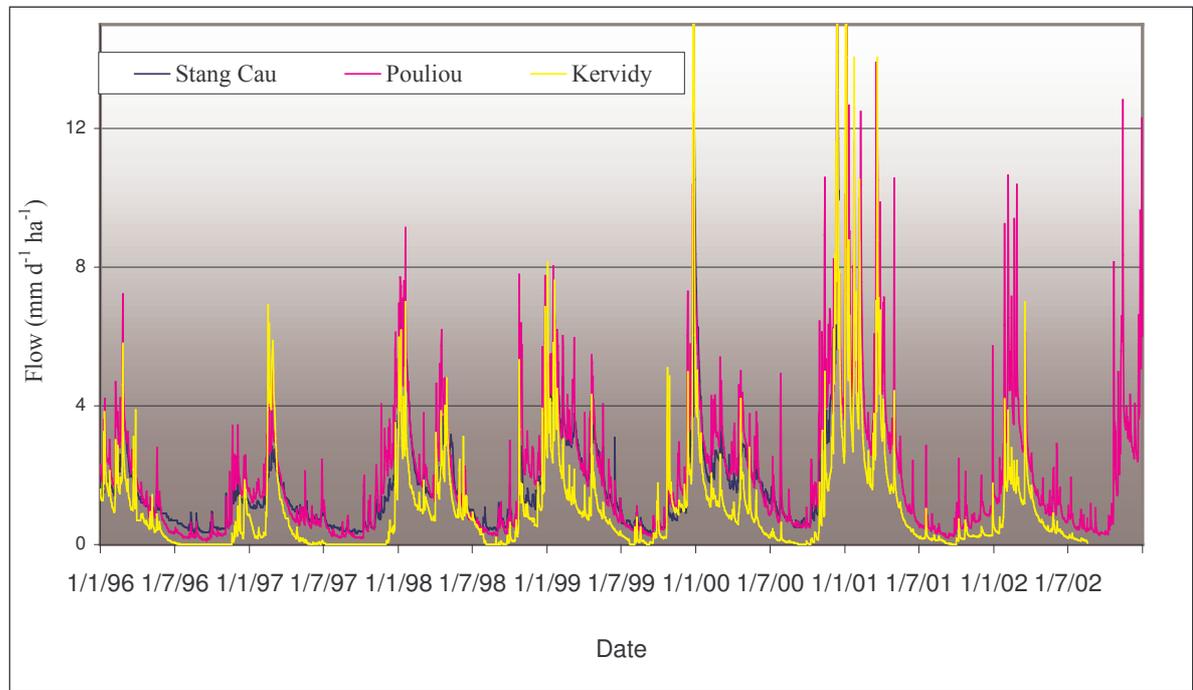


Figure 6.2. Temporal variations of the water flow ( $\text{mm d}^{-1} \text{ha}^{-1}$ ) for the catchments Stang Cau, Pouliou and Kervidy.

The average nitrate concentrations range from  $17.8 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$  for S to  $66.4$  for K, P having intermediate concentrations (Fig. 6.3). The seasonal variations are also quite different, S and K showing cycles with a winter maximum and a summer minimum, whereas in P, the lowest concentrations are observed in winter and highest ones in summer. The variations are more marked for K, S showing the most stable concentrations.

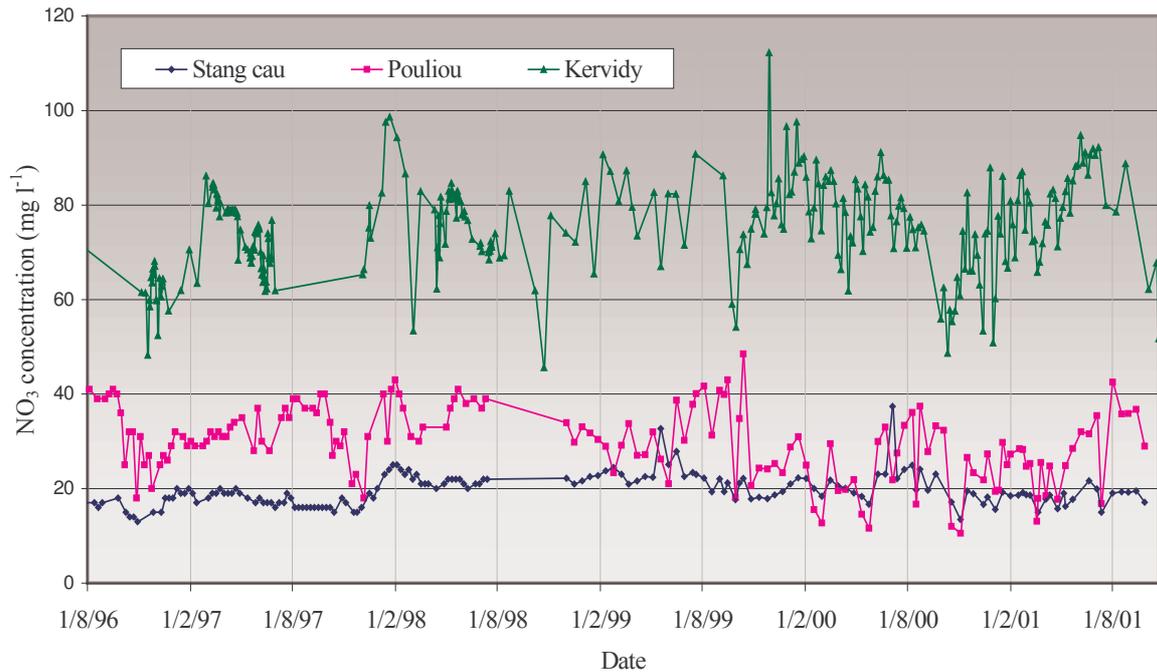


Figure 6.3. Temporal variations of nitrate concentration ( $\text{mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ ) for the catchments Stang Cau, Pouliou and Kervidy.

All these features are summarised by the calibrated values of the INCA parameters for the three catchments (Table 6.1). The base flow index and the residence times of the soil and groundwater stores were adjusted to get the best fit between the observed and simulated daily discharge. The initial concentrations and the capacity of the stores were then calibrated using the concentrations variations.

#### 6.2.3.2 Climate

Three levels of annual hydrologically effective rainfall (resulting runoff of the rain falling on a catchment) were selected : 300 mm (Le Rheu, Eastern Brittany), 435 (Kervidy, Center Brittany) and 700 mm (Kerbernez, Western Brittany). In each case, a climatic record of eight years (from August to August) was used.

Table 6.1. Main calibrated parameters of the INCA model for the three catchments.

	Kervidy (K)	Pouliou (P)	Stang Cau (S)
Base flow index	0.8	0.5	0.7
Soil water store residence time (day)	1	1	3
Ground water store residence time (day)	20	60	50
Soil water store retention volume (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> )	1	0.3	0.3
Soil water store drainage volume (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> )	0.206	0.156	0.814
Ground water store drainage volume (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> )	2.06	15.6	0.582
Mean Wetland water volume (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> ) <sup>a</sup>	0.013	0.106	0.009
Initial stream NO <sub>3</sub> concentration (mg N l <sup>-1</sup> )	15	12	4

<sup>a</sup> The wetland water volume is calculated from the a and b parameters of the reach module using the formula:

$$V=L \cdot \frac{Q^{(1-b)}}{a} \text{ where } Q \text{ is the mean daily discharge (m) (see Durand, 2005).}$$

### 6.2.3.3 Historical trajectory

To simulate the nitrogen load of catchments, the historical evolution of leachable nitrate was estimated based on past fertilisation, livestock statistics and on expert advice. Three historical trajectories were proposed to represent the diversity of agricultural intensification in Brittany (Fig. 6.4). The first scenario corresponds to the most intensive situation (as in Kervidy catchment), with an increase of leachable nitrate from 3.7 kg ha<sup>-1</sup> of N-NO<sub>3</sub>, considered as the pre-intensification reference (1965), to more than 100 kg in the 1990 decade followed by a slight decrease and then a stabilisation at 93 kg ha<sup>-1</sup> of N-NO<sub>3</sub>. The second scenario is the same as the first one until the top of the curve but a more important decrease, up to 66 kg ha<sup>-1</sup>, is assumed (induced for example by an extensification of the production per surface unit). Finally, the third scenario corresponds to a less intensified situation, with an increase from 3.7 up to 20 kg ha<sup>-1</sup> of N-NO<sub>3</sub> and no decrease. In each case, the final load was maintained constant as long as necessary for the system to reach a steady state.

In Brittany, agriculture intensification is closely related to a decrease of pastures and an increase of maize and cereal crops, which has a significant effect on actual evapotranspiration. To take this into account, a specific evolution of the land use over time, defined as a percentage of meadow, maize and cereal, was associated to each nitrogen input scenario. For the low input scenario, the land use was kept constant during all the historical evolution (80% meadow / 0% maize / 20% cereal). For the high input scenario, the land use was assumed to

change step by step from the less intensified (80% / 0% / 20%) to the most intensified (20% / 40% / 40%) and finally, for the medium input scenario, the same evolution was assumed as for the high input scenario except that the final extensification leads to an intermediate land use (40% / 40% / 20%) (Fig. 6.4).

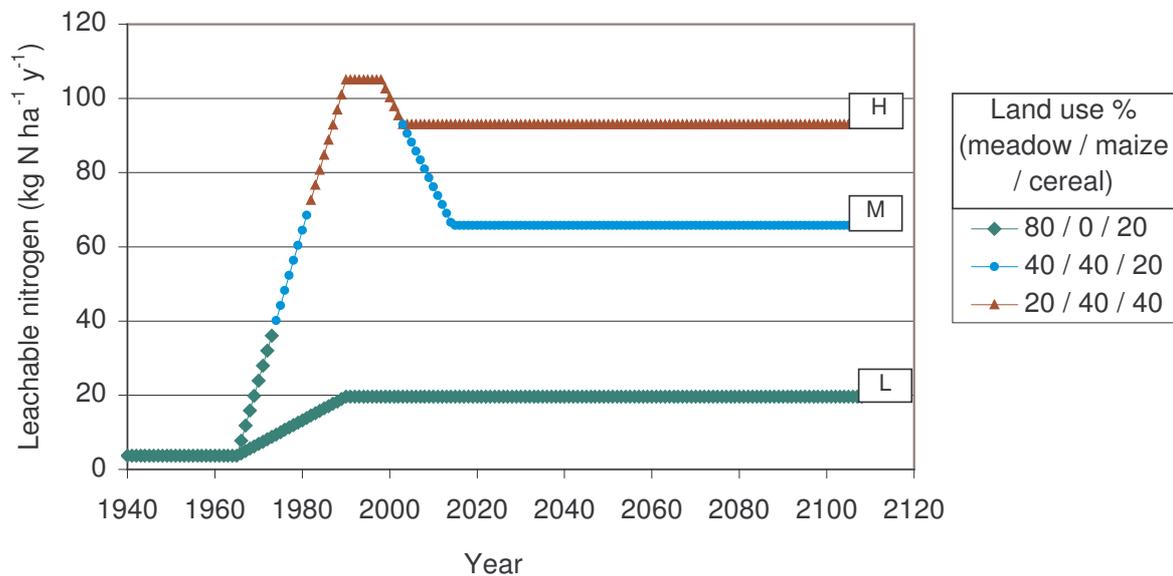


Figure 6.4. Scenarios of the historical evolution of nitrogen inputs (as leachable nitrogen) in Brittany's catchments : the nitrogen inputs are stabilised at high (H), medium (M) and low (L) levels. The evolution of the land use as percentage of meadow / maize / cereal is given for each input scenario.

#### 6.2.3.4 Combined scenarios

27 scenarios were obtained by combining the three catchment types, the three levels of effective rainfall and the three nitrogen input scenarios in catchments (Table 6.2).

In our simulations, the model was calibrated against flow and chemistry data from the three selected catchments. The catchment nitrogen process model was by-passed and leachable nitrate, as defined in the historical trajectories, was directly injected into the soil.

Table 6.2. Definition of contrasting catchment scenarios by combining catchment types, effective rainfall and historical nitrogen inputs in catchments.

Catchment type	Low nitrogen inputs (L)			Medium nitrogen inputs (M)			High nitrogen inputs (H)		
	Rainfall			Rainfall			Rainfall		
	Low (1)	Middle (2)	High (3)	Low (1)	Middle (2)	High (3)	Low (1)	Middle (2)	High (3)
Stang Cau	SL1	SL2	SL3	SM1	SM2	SM3	SH1	SH2	SH3
Pouliou	PL1	PL2	PL3	PM1	PM2	PM3	PH1	PH2	PH3
Kervidy	KL1	KL2	KL3	KM1	KM2	KM3	KH1	KH2	KH3

#### 6.2.4 Simulation over time of the nitrogen output and fate factor calculation

The first step was to calibrate the model against flow and chemistry data from the three selected catchments. Since the input of nitrogen in this approach is defined as the leachable nitrogen, the catchment nitrogen process model was by-passed (i.e., all the rate parameters were set to zero) and the leachable nitrate, as defined in the historical trajectories, was directly injected into the soil. The in-stream process model was used to estimate the denitrification process in the stream and the wetland zone.

Then all the nitrate concentrations in the three catchments were set to zero and historical loads were applied as N input over time. The evolution of the nitrogen output in the river for each scenario was then simulated. The nitrate fate factor was defined as the ratio of annual fluxes of N export from the catchment in the river over annual fluxes of N input in the catchment, namely leachable nitrate. The nitrate fate factor was calculated over the entire simulation period for each catchment scenario. The fate factor used in the LCA was obtained after stabilisation at the final steady state (as a consequence of the stabilisation of the nitrogen load inputs – see § 6.2.3.3.).

#### 6.2.5 Consequences for LCA results

Very few data exist concerning the fraction of nitrate lost as N<sub>2</sub>O during denitrification processes in catchments, and it was concluded from the literature review that this fraction can be anywhere between 0 and 100%. Consequently, three different hypotheses were tested in

this work, namely 30%, 50% and 70% of the denitrified nitrate lost as N<sub>2</sub>O. The emission thus calculated replaces the general reference of Mosier et al. (1998) for indirect emission of N<sub>2</sub>O after nitrate leaching (2.5% of nitrogen leached transformed to N<sub>2</sub>O). A case study of pig production (Basset-Mens and van der Werf, 2005) was used to analyse the sensitivity of LCA results to the nitrate fate factors and to the indirect emission factors for N<sub>2</sub>O.

### 6.3 Results

#### 6.3.1 Fate factors at steady state

The nitrate fate factors (nitrogen flux exported in the river/leachable nitrogen at the soil level) at steady state for the 27 catchment scenarios are shown in Figure 6.5.

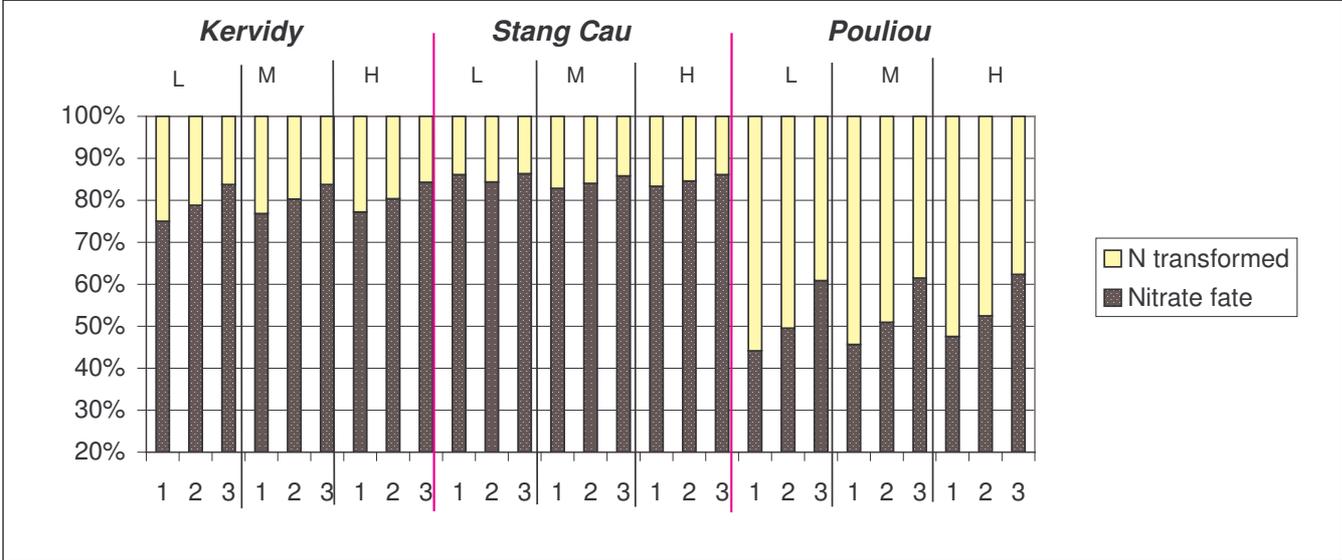


Figure 6.5. Nitrate fate factors versus nitrate reduction after catchment stabilisation for 27 scenarios of catchment combining three hydrological catchment types (K, S, P), three effective rainfall levels (1, 2 and 3 refer to low, medium and high effective rainfall respectively) and three nitrogen input scenarios (L=Low input, M=Medium input, H=high input).

For the K catchment type, the nitrate fate factor ranges from 75% to 84% with an average value of 80%. The S catchment type shows a higher average value of 85% with a lower variability, from 83% to 86%. For the P catchment type, the fate factor is much lower, with an

average value of 53% and a higher variability, from 44% to 62%. The catchment type (essentially through the proportion of riparian zones) is the major parameter affecting the nitrate fate factor at steady state: the larger the riparian zone, the lower the fate factor. For a given catchment type, the fate factor value decreases when the effective rainfall decreases. High rainfall decreases the average residence time of water in the riparian zone and thus decreases the proportion of nitrate denitrified. This effect is more marked for the P catchment, with the highest riparian zone.

The nitrogen input scenario has a very minor effect on the fate factor value at the steady state. That is logical, since INCA uses first order equations to model the denitrification, i.e., the N denitrified and the nitrate concentration are proportional, and the fate factor is constant whatever the N concentration.

As compared to the constant value of 100% used in standard LCA, these results suggest that the fate factor may vary from 44% to 86% depending on catchment type and amount of rainfall.

### 6.3.2 Evolution of the nitrate fate factor over time

When applying “historical” nitrogen load scenarios in the catchments, important variations of the nitrate fate factor over time are obtained between the initial and final steady states. The curves of the nitrate fate factor and the nitrogen load over the simulation period are compared in Figure 6.6 for the scenario KM3. When the N input starts to increase in 1972 (A), the fate factor value falls to reach its minimum value (B). As the N input goes on increasing, the fate factor value increases progressively, and this increase continues for several years after the input has began to decrease. The highest value of the fate factor is then obtained (C), and when the N input stabilises, the fate factor gradually decreases to its initial value (D). This graph illustrates the importance of the build up and decrease of the N stock in the catchment. The building up of the stock (i.e., through the increase of N concentrations in soil and ground water) acts actually as a sink at the catchment scale, resulting in a decrease of the fate factor. Conversely, the decrease of the stock (following the decrease of the N input) acts as a nitrate source that increases the fate factor. As a result of these processes the annual fate factor calculated during unsteady conditions is variable and different from the fate factor *sensu stricto*, due to N transformation only. In other words, it shows that in the short term, the trends of the nitrate flux in the stream can be independent, and even opposite to the trends of the agricultural input.

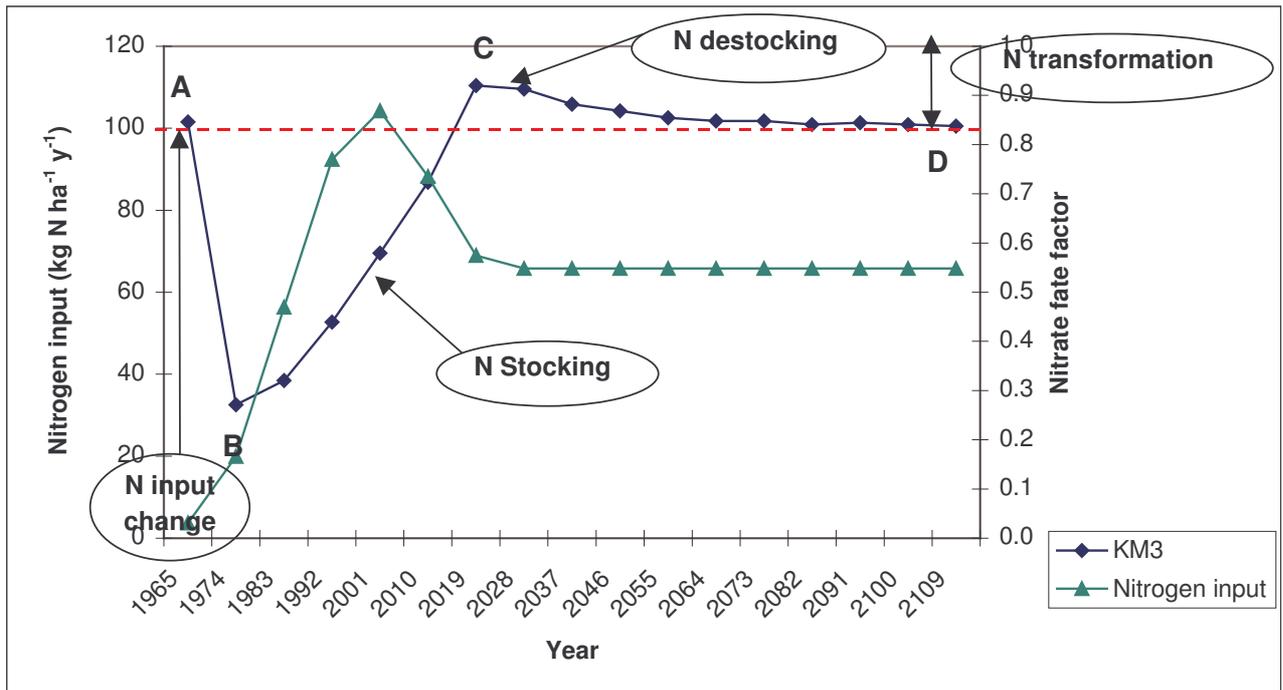


Figure 6.6. Temporal variations of the nitrate fate factor and of the nitrogen input scenario (each point corresponds to a 9 year average) for the scenario KM3 combining the K catchment type, the medium input scenario and the third level of effective rainfall – illustration of the stocking, destocking and nitrogen transformation in riparian areas.

Considering the 27 scenarios, and despite a similar shape, the curves of the fate factor over time present important differences, mainly between catchment types (Fig. 6.7 a, b, c).

P curves exhibit smoother variations in time and more marked sensitivity to rainfall than the curves for the other two catchments. S curves show the quickest response to N load variations and reach the final steady state earlier. K curves present the widest range of variation in time (difference between B and C points as defined in Fig. 6.6). Relative to the fate factor value at steady state (A and D points) the decrease in B is about 70% and the increase at point C is 10%, while for S and P, the decrease at B is 40% and the increase at C is 10% and 0%, respectively. This means that the variations of the nitrogen stock are larger in K than in S and P.

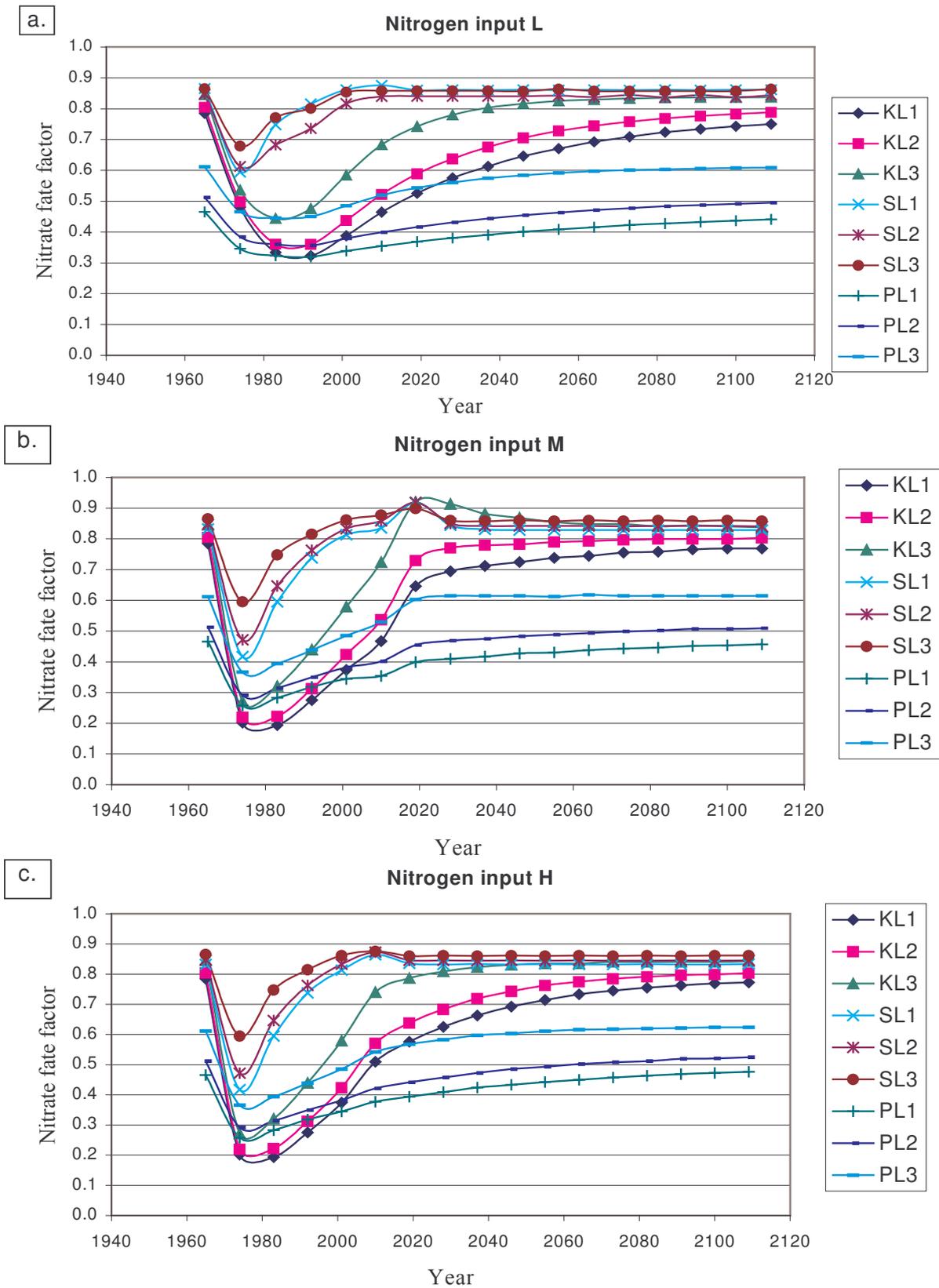


Figure 6.7. Temporal variations of the nitrate fate factor for the nine scenarios of the low input scenario (L) (a), the medium input scenario (M) (b) and the high input scenario (H) (c), combining the three hydrological types (K, S, P) and three levels of effective rainfall (1, 2 and 3 refer to low, medium and high effective rainfall respectively).

The main reason is the higher baseflow index in this catchment (0.8), the groundwater acting as the major nitrate stock. In P, the overall volume of groundwater is higher than in K, but the base flow index is 0.5. Another interesting feature suggested by these figures is the responsiveness of the catchments to the changes in N load, particularly when considering the evolution of the fate factor in the medium input scenario, after the drastic decrease of N load. In P, the C-D decreasing phase is not observed. Conversely, for S and K, this rapid change in N load makes it possible to illustrate the contribution of the decrease of the N store to the fate factor (i.e., C point higher than A and D), for the three rainfall scenarios in S (SM1, SM2, SM3) and for the wettest only in K (KM3). This phenomenon is not visible for the high input scenario, where the decrease of N load is not as marked as in the medium input scenario, and never visible in P. These results show that the capacity to damp a change of the N load input is the highest for P followed by K and lowest for S.

All these differences are primarily linked with the catchment type, i.e., the importance of hydrological stocks and the hydrological reactivity of the catchment. If the catchment type consists in important hydrological stocks and riparian zones (like P), the effective rainfall will have a major influence on the nitrate fate factor curve. Conversely, if the catchment is less damped (like S), the N load scenario will play a major role on the evolution of the fate factor value over time.

### 6.3.3 Implication for eutrophication and climate change LCA results

With the standard LCA methodology, the nitrate fate factor is assumed to be equal to 100% and the indirect emission factor from nitrate leaching for N<sub>2</sub>O is assumed to be 2.5% as proposed by Mosier et al. (1998). With these factors, the eutrophication and climate change impacts obtained for one kilo of pig produced in a conventional system are respectively 0.0208 kg PO<sub>4</sub>-eq and 2.3 kg CO<sub>2</sub>-eq (Basset-Mens and van der Werf, 2005). When applying the nitrate fate factors calculated in this study, the eutrophication result is reduced by 5% (nitrate fate factor of 0.9) to 32% (nitrate fate factor of 0.4) (Fig. 6.8). Conversely, the climate change impact remains constant (nitrate fate factor of 0.9 and fraction of nitrate lost as N<sub>2</sub>O of 0.3) or increases by more than 200% (for nitrate fate factor of 0.4 and fraction of nitrate lost as N<sub>2</sub>O of 0.7). The scenario combining a nitrate fate factor of 0.9 and a fraction lost as N<sub>2</sub>O of 0.3 is close to the hypothesis of Mosier et al. (1998) as it corresponds to an overall indirect emission factor of  $(1-0.9)*0.3 = 3\%$  for N<sub>2</sub>O after nitrate leaching whereas a fate factor of 0.4 and a fraction lost as N<sub>2</sub>O of 0.7 corresponds to an indirect emission factor of 42%.

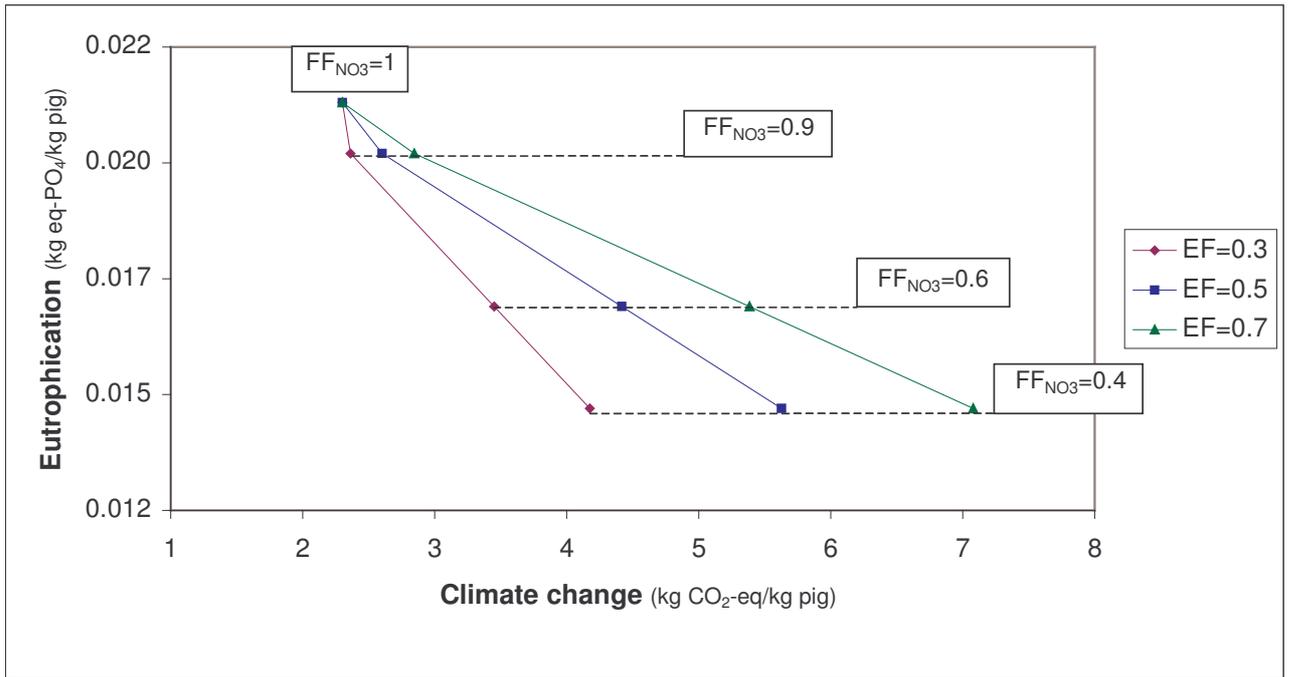


Figure 6.8. Influence of the nitrate fate factor ( $FF_{NO_3}$ ) and different hypotheses of the fraction of nitrate lost as  $N_2O$  (EF) on LCA results (for 1 kg of pig) for eutrophication and climate change impact categories.

These results suggest that the outcomes of the LCA regarding the aquatic eutrophication impact can be significantly improved by taking into account the spatial variability of the nitrate fate factor. They also make clear that there is potentially a trade-off between eutrophication and climate change impacts due to the emission of  $N_2O$  during denitrification. In this framework, the necessity to work at the catchment scale on denitrification processes and on a reliable quantification of the nitrate lost as  $N_2O$  is paramount.

## 6.4 Discussion

### 6.4.1 Comparison with experimental observations

Given the continuous changes in agriculture during the past decades, no experimental data can validate the nitrate fate factors at steady state estimated in this study. However, for the Kervidy catchment, an annual input/output budget for the Kervidy catchment reveals a fate factor of 0.47 ( $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$  in the river against 150 leachable at the soil level) (Bordenave

et Merceron, 1999; Abrassart, 1999). This value, which is low compared to our average result of 0.80 can be explained by the catchment not being at steady state, the average streamwater concentration increasing continuously. The N stored annually in the Kervidy catchment is probably still important, given these results. Another way to validate the results is to estimate the denitrification rate of the riparian zones. Durand et al. (1998) have estimated for Kervidy the denitrification rate of the riparian zones at around  $200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ . Considering a riparian surface for this catchment of 14%, and a nitrogen input by leaching at soil level of  $150 \text{ N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ , the resulting fate factor for this catchment should be around 0.81. This figure is very similar to the value obtained around 0.80 for the scenario combining the Kervidy catchment and its real effective rainfall (intermediate).

For the other two catchments : Pouliou and Stang Cau, precise measurements of the real nitrogen leaching and of the nitrogen measured in the river have been performed for two years (Ruiz et al., 2002b). The ratio between the river nitrogen and the nitrogen leached was much higher for Stang Cau (98%) than for Pouliou (56%). This results should be taken with care given the short period of monitoring, but they roughly confirm the results of our simulation study.

Some studies suggest (not only in Brittany) a relationship between the relative surface of buffer zones and the nitrate fate factor at the catchment scale (Curmi et al., 1997; Gilliam et al., 1997; Ruiz et al., 2002b). By construction, the nitrate fate factor is strongly correlated to the riparian zone area in the model, which is coherent with these findings. It must be noted that other authors highlight the major effect of the shape and continuity of the riparian zones, rather than their area, on their overall efficiency (Gilliam et al., 1997; Pinay and Trémolières, 2000; Beaujouan et al., 2002; Clément et al., 2003). This could only be investigated with a distributed model, which is beyond the scope of this paper.

Arousseau et al. (1996) found a strong relationship, at the regional scale, between the nitrogen input load and the fate factor, which is contradictory with the results on the fate factor at steady state presented here, which show a major effect of catchment type and climate and almost no influence of the nitrogen input. Two main reasons can explain this contradiction. First, the change in nitrogen input in the less intensified catchments having been less important and slower than in the more intensified ones, the former could be nearer the steady state than the latter, and therefore present a larger fate factor. Second, it is possible that the model structure is not adapted, or too simple, to simulate adequately the relationship between riparian zone denitrification and nitrogen input. In particular, it is conceivable that

the volume of soil and water where denitrification is active within the catchment (i.e., in reduced conditions and with sufficient active carbon and nitrate) increases when surface receiving fertiliser in excess increases, while in the model this volume is constant.

#### 6.4.2 Broader considerations

This study highlights the difference between the observed fate factor at a given time, which aggregates both storage and transformation processes and a “steady state fate factor”, specific to the system considered. This steady state fate factor is theoretical, since human-impacted systems are not likely to reach a real equilibrium as the rate of change of human activities is faster than the rate of change of the state variables of the system. However, this steady state factor is the one that must be considered to assess the environmental sustainability of the human activity considered. This implies that long term simulations with biophysical models are very useful to provide reliable inputs for environmental evaluation methods.

The results also shown that the eutrophication result of an LCA can be sensitive to spatial fate factors for nitrate. It would be even more sensitive if the fate of all the major substances responsible for eutrophication, namely phosphate in addition to nitrate was taken into account. A similar work for phosphate would be worthwhile to improve eutrophication result. The Phosphorus version of the INCA model (Wade et al., 2002b) could be used for this purpose.

### 6.5 Conclusions and perspectives

The improvement of the eutrophication impact assessment in a global evaluation methodology such as LCA implies a better integration of the environmental mechanisms between emission and impact. In a context of intensive agriculture and serious coastal eutrophication, the fate of nitrate in the catchment represents a crucial stage of the cause-effect chain. To produce spatially differentiated fate factors for nitrate, the approach developed here is easily adaptable in any other similar context. This approach consists of :

- The establishment of a functional typology of regional catchments relative to their nitrate transfer capacity
- The conception of contrasting scenarios of catchments crossing key-parameters for nitrate fate (such as : effective rainfall, nitrogen input, hydrological type)
- The simulation over a long period of the nitrogen input (nitrate leaching at soil level) and output (recovered in the river) taking into account the historical context (increase, decrease and stabilisation).

- At steady state, the calculation of the fate factor for each scenario.
- The synthesis of these data in a table for LCA practitioners, allocating the corresponding fate factor to each scenario combining a catchment type and a rainfall level.

By using the INCA model, the relative contributions of both storage and transformation processes at the catchment scale were distinguished and quantified for different catchment scenarios. The range of fate factors obtained for the study region was wide, from 0.44 to 0.86, depending primarily on the hydrological type and secondarily on the effective rainfall. The sensitivity of the eutrophication result in an LCA to the spatial fate factors is significant, but the sensitivity of the climate change result is potentially much larger.

Concerning the improvement of the eutrophication impact assessment in global evaluation methodologies, important and complementary research should be planned :

- a similar work for integrating phosphate fate,
- the integration of ecosystem sensitivity,
- the conception of a coherent and exhaustive procedure for eutrophication consisting of the identification of the limiting factor in the study context, the integration of the fate of this substance particularly and of the ecosystem sensitivity.

This study highlights the potential for producing improved eutrophication results by using spatially differentiated fate factors. Additionally, it reveals the urgent need for quantitative studies of denitrification at the catchment scale, and particularly on the  $N_2O/N_2$  ratio in riparian zones. This lack of knowledge hinders the improvement of the estimation of the climate change impact of agriculture, and casts a doubt on the overall environmental benefit of riparian buffer zones. The potential transfer of pollution between eutrophication and climate change constitutes a good illustration of the general problem of pollution transfer, and underlines once more the relevance of global approaches such as LCA.

## Acknowledgement

This work was financially supported by ADEME and OFIVAL. The INCA software was freely provided by AERC (Reading University).

## References

- Abrassart, J., 1999. Pratiques agricoles et pollution diffuse des eaux de surface. Premiers résultats sur l'ion nitrate dans le bassin versant du Coët-Dan (Naizin – 56) et ses sous-bassins de Kervidy et de la Villeneuve. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloques 24. Ploufragan, France, 220-235.
- Andersen, H.E., Pedersen, M.L., Jørgensen, O., Kronvang, B., 2001. Analysis of the hydrology and flow of nitrogen in 17 Danish catchments. *Water Sci Technol* 44(7) : 63-68.
- Anonymous, 2003. Integrated Product Policy. Building on Environmental Life-Cycle Thinking. Communication from the commissions to the council and the European parliament commission of the European communities. Brussels, 18.6.2003, COM(2003) 302 final.
- Aurousseau, P., Baque, M.C., Squidant, H., 1996. Les bassins versants de Bretagne et leur charge polluante. Rapport de convention DRAF de Bretagne, Rennes, France.
- Basset-Mens, C., van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems – the case of pig production in France. *Agr Ecosys Environ*, 105, 127-144.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., 2001. Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecol model*, 137, 93-105.
- Beaujouan, V., Durand, P., Ruiz, L., Aurousseau, P., Cotteret, G. 2002. A hydrological model dedicated to Topography-based simulation of nitrogen transfer and transformation. Rationale and application to the geomorphology-denitrification relationship. *Hydrol process*, 16(2), 493-507.
- Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A., Howarth, R.W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the Northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58 : 137-169.
- Bordenave, P., Merceron, M., 1999. Présentation des bassins versants ateliers (Coët-Dan et Kerharo) et de la baie de Douarnenez. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloques 24. Ploufragan, France, 107-124.
- Bordenave, P., Bouraoui, F., Gascuel-Oudou, C., Molénat, J., Mérot, P., 1999. Décalages temporels entre modifications des pratiques agricoles et diminution de nitrate dans les eaux superficielles. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloques 24. Ploufragan, France, 311-333.
- Cey, E.E., Rudolph, D.L., Aravena, R., Parkin, G., 1999. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *J Contam hydrol* 37, 45-67.
- Clement, JC, Holmes, RM, Peterson, BJ, Pinay, G, 2003. Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France. *J Appl Ecol*, 40(6), 1035- 1048.
- Curmi, P., Bidois, J., Bourrié, G., Cheverry, C., Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Germon, J-C., Hallaire, V., Hénault, C., Jaffrezic, A., Mérot, P., Trolard, F., Walter, C., Zida, M., 1997. Rôle du sol sur la circulation et la qualité des eaux au sein de paysages présentant un domaine hydromorphe – Incidences sur la teneur en nitrate des eaux superficielles d'un bassin versant armoricain. *Etude et Gestion des Sols* 4(2), 95-114.
- Davidsson, T.E., Trepel, M., Schrautzer, J., 2002. Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). *J Plant Nutr Soil Sc*, 165(2), 199-204.

- Durand, P. 2005. Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration for the Kervidy catchment (W. France) and scenario analysis. *Hydrol Earth Syst Sc*, in press.
- Durand, P., Hénault, C., Bidois, J., Trolard, F., 1998. La dénitrification en zone humide de fonds de vallée. In *Agriculture intensive et qualité des eaux*. INRA Ed. Claude Cheverry, Paris, France : 223-231.
- Durand, P., Gascuel-Oudou, C., Cordier, M-O., 2002. Parameterisation of hydrological models : a review and lessons learned from studies of an agricultural catchment (Naizin, France). *Agronomie* 22, 217-228. INRA, EDP Sciences.
- Dhondt, K., Boeckx, P., van Cleemput, O., Hofman, G., De Troch, F., 2002. Seasonal groundwater nitrate dynamics in a riparian buffer zone. *Agronomie* 22, 747-753.
- Gilliam, J.W., Parsons, J.E., Mikkelsen, R.L., 1997. Nitrogen dynamics and buffer zones. In : *Buffer Zones : Their Processes and Potential in Water Protection*. Ed. Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. *Quest Environmental*. 54-61.
- Guinée, J.B., Gorrae, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands.
- Haag, D., Kaupenjohann, M., 2001. Review : Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe – A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agr Ecosys Environ*, 86, 1-21.
- Haycock, N.E., Burt, T.P., 1993. Role of floodplain sediments in reducing the nitrate concentration of subsurface run-off : A case study in the Cotswolds, UK. *Hydrol Process*, 7, 287-295.
- Hwang, S., Hanaki, K., 2000. Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. *Bioresource Technol*, 71, 159-165.
- Heijungs, R., Wegener Sleeswijk, A., 1999. The structure of Impact assessment : Mutually Independent Dimensions as a function of Modifiers. *Int. J. LCA* 4(1), 2-3. Letters to the Editor : Comment and reply.
- Hénault, C., 1995. Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel. PhD thesis, ENSA Montpellier, France, 132p.
- Huijbregts, M.A.J., Seppälä, J., 2001. Life Cycle Impact Assessment of Pollutants Causing Aquatic Eutrophication. *Int J LCA* 6(6), 339-343.
- Hwang, S., Hanaki, K., 2000. Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. *Bioresource Technol*, 71, 159-165.
- Johnes, P.J., 1996. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters : the export coefficient modelling approach. *J Hydrol* 183, 323-349.
- Johnston, C.A., Bridgham, S.D., Schubauer-Berigan, J.P., 2001. Nutrient dynamics in relation to geomorphology of riverine wetlands. *Soil Sci Soc Am J*, 65(2), 557-577.
- Jordan, T.E., Weller, D.E., Correll, D.L., 1998. Denitrification in surface soils of a riparian forest : effects of water, nitrate and sucrose additions. *Soil Biol Biochem*, 30(7), 833-843.
- Jordan, T.E., Whigham, D.F., Hofmockel, K.H., Pittek, M.A., 2003. Wetlands and aquatic processes – nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J Environ Qual* 32, 1534-1547.

- Mariotti, 1997. Quelques réflexions sur le cycle biogéochimique de l'azote dans les agrosystèmes. In : Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes, G. Lemaire and B. Nicolardot (Eds), Reims, France, 9-22.
- Ménesguen, A., 2003. Les « marées vertes » en Bretagne, la responsabilité du nitrate. Ifremer, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, available at : [http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/documentspdf/marees\\_vertes\\_0306.pdf](http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/documentspdf/marees_vertes_0306.pdf).
- Mérot, P., Buffin, D., 1996. Essai de caractérisation de la variabilité hydrologique en Bretagne. Hydrologie dans les pays celtiques, Rennes (France), 8-11 juillet 1996. Ed. INRA, Paris 1996 (Les Colloques, n°79).
- Mérot, P., Durand, P., 1997. Modelling the interaction between buffer zones and the catchment. In : Buffer Zones : Their Processes and Potential in Water Protection. Ed. Haycock, N.E., Burt, T.P., Goulding, K.W.T., Pinay, G. Quest Environmental. 208-217.
- Molénat, J., Gascuel-Oudou, C., 2002. Modelling flow and nitrate transport in groundwater for the prediction of water travel times and of consequences of land use evolution on water quality. *Hydrol. Proces.* 16 : 479-492.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O., 1998. Closing the global N<sub>2</sub>O budget : nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycl Agroecosys* 52, 225-248.
- Petit J., van der Werf H M G, 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *J Environ Manage* 68, 377-386.
- Pinay, G., Roques, L., Fabre, A., 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J Applied Ecol*, 30, 581-591.
- Pinay, G., Trémolières, M., 2000. La rétention et l'élimination de l'azote. In Fustec, E. and Lefeuvre, J-C., *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod (Eds). 129 – 142.
- Rivière, J.M., Chauvin, M., Reyné, S., 2002. Etude géomorphologique, géologique et pédologique. In Alard, V., Béranger, C., Journet, M., Eds, *A la recherche d'une agriculture durable – Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. INRA Ed., 236-245.
- Rudaz, A.O., Wälti, E., Kyburz, G., Lehmann, P., Fuhere, J., 1999. Temporal variation in N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> fluxes from a permanent pasture in Switzerland in relation to management, soil water content and soil temperature. *Agr Ecosys Environ*, 73, 83-91.
- Ruiz, L., Abiven, S., Martin, C., Durand, P., Beaujouan, V., Molénat, J., 2002a. Effect on nitrate concentration in stream water of agricultural practices in six small catchments in Brittany : II. Temporal variations and mixing processes. *Hydrol Earth Syst Sc* 6(3), 507-513.
- Ruiz, L., Vertès, F., Blondel, X., Journet, M., Alard, V., 2002b. Flux d'azote et qualité de l'eau. In Alard, V., Béranger, C., Journet, M., Eds, *A la recherche d'une agriculture durable – Etude de systèmes herbagers économes en Bretagne*. INRA Ed., 273-282.
- Schipper, L.A., Cooper, A.B., Harfoot, C.G., Dyck, W.J., 1993. Regulators of denitrification in an organic riparian soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 925-933.

- Sebilo, M., Billen, G., Grably, M., Mariotti, A., 2003. Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry* 63 , 35-51.
- Speir, T.W., Townsend, J.A., More, R.D., Hill, L.F., 1999. Short-lived isotopic method to measure nitrous oxide emissions from a soil under four low-fertility management systems. *Soil Biol Biochem*, 31, 1413-1421.
- Van Breemen, N., Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski, N.A., Paustian, K., Seitzinger, S.P., Lajtha, K., Mayer, B., van Dam, D., Howarth, R.W., Nadelhoffer, K.J., Eve, M., Billen, G., 2002. Where did all the nitrogen go ? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57/58, 267-293.
- Van der Werf, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison of twelve indicator-based methods. *Agr Ecosys Environ* 93 (1), 131 – 145.
- Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessel, W.W., Raat, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K., Lepisto, A., 2002a. A nitrogen model for European catchments : INCA, new model structure and equations. *Hydrol Earth Syst Sc* 6(3), 559-582.
- Wade, A. J., Whitehead P. G., Butterfield, D. 2002b. The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations. *Hydrol Earth Syst Sc* 6(3): 583-606.
- Watremez, P., Talbo, H., 1999. Typologie des bassins versants bretons. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral*. Ed. IFREMER, Actes de colloques 24. Ploufragan, France, 210-219.
- Whitehead, P.G., Wilson, E.J., Butterfield, D., 1998. A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I – model structure and process equations. *Sci Total Environ* 201/211, 547-558.
- Xu, X.K., Boeckx, P., Zhou, L.K., van Cleemput, O., 2002. Inhibition experiments on nitrous oxide emission from paddy soils. *Global Biogeochem Cy*, 16(3), 1044-1044.



## 7 Hiérarchisation des sources d'incertitude des résultats d'ACV dans le cas de la production porcine



# Implications of Uncertainty and Variability in the Life Cycle Assessment of Pig Production Systems

Claudine Basset-Mens\*, Hayo M.G. van der Werf, Patrick Durand, Philippe Leterme

INRA, UMR Sol Agronomie Spatialisation de Rennes-Quimper, 65, rue de Saint Briec CS 84215, 35 042  
Rennes Cedex, France.

\* Corresponding author ([Claudine.Basset@rennes.inra.fr](mailto:Claudine.Basset@rennes.inra.fr))

## Abstract

**Goal, Scope and Background.** Calculating LCA outcomes implies the use of parameters, models, choices and scenarios which introduce uncertainty, as they imperfectly account for the variability of both human and environmental systems. The analysis of the uncertainty of LCA results, and its reduction by an improved estimation of key parameters and through the improvement of the models used to convert emissions into regional impacts such as eutrophication, are major issues for LCA.

**Methods.** In a case study of pig production systems we propose a simple quantification of the uncertainty of LCA results (intra-system variability) and we explore the inter-system variability to produce more robust LCA outcomes. The quantification of the intra-system uncertainty takes into account the variability of the technical performance (crop yield, feed efficiency) and of emission factors (for NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub>) and the influence of the functional unit (FU) (kg of pig versus hectare used). For farming systems, the inter-system variability is investigated through differentiating the production mode (conventional, quality label, organic (OA)), and the farmer practices (Good Agricultural Practice (GAP) versus Over Fertilised (OF)), while for natural systems, variability due to physical and climatic characteristics of catchments expected to modify nitrate fate is explored.

**Results and Conclusion.** For the eutrophication and climate change impact categories, the uncertainty associated with field emissions contributes more to the overall uncertainty than the uncertainty associated with emissions from livestock buildings, with crop yield and with feed efficiency. For acidification, the uncertainty of emissions from livestock buildings is the

single most important contributor to the overall uncertainty. The influence of the FU on eutrophication results is very important when comparing systems with different degrees of intensification such as GAP and OA. Concerning the inter-system variability, differences in farmer practices have a larger effect on eutrophication than differences between production modes. Finally, the physical characteristics of the catchment and the climate strongly affect the results for eutrophication. In conclusion, in this case study, the main sources of uncertainty are in the estimation of emission factors, due both to the variability of environmental conditions and to lack of knowledge (emissions of N<sub>2</sub>O at the field level), but also in the model used for assessing regional impacts such as eutrophication.

**Recommendation and Perspective.** Suitable deterministic simulation models integrating the main controlling variables (environmental conditions, farmer practices, technology used) should be used to predict the emissions of a given system as well as their probabilistic distribution allowing the use of stochastic modelling. Finally, our simulations on eutrophication illustrate the necessity of integrating the fate of pollutants in models of impact assessment and highlight the important margin of improvement existing for the eutrophication impact assessment model.

**Keywords:** eutrophication; pig production; nitrate; fate factor; site-dependency

## 7.1 Introduction

Pig production and especially its conventional mode on slatted floors, has a poor image with the general public due to its responsibility in the degradation of the environment. Alternative pig production systems such as straw litter systems or organic systems are preferred (Petit and van der Werf 2003). However, studies presenting the assessment of the impacts of both conventional and alternative pig production systems are scarce (Kumm 2002). This lack of global assessments of the impacts of pig production systems can be explained by the difficulty of assessing the complex relations between farming systems and environmental systems presenting both an important variability (Audsley et al. 1997; Mattsson 1999; Cowell and Clift 2000; Gosse et al. 2000; Brentrup 2003). LCA has been recognised as a valuable tool for assessing the environmental impacts of agricultural production (van der Werf and Petit 2002) and has been applied to a range of agricultural systems (Audsley et al. 1997; Blonk et al. 1997; Carlsson-Kanyama 1998; Cederberg and Mattsson 2000; Brentrup et al. 2001; Haas et

al. 2001; Cederberg and Darelius 2002; Spies et al. 2002; de Boer 2003; Brentrup 2003). However, the uncertainty of LCA outcomes is a crucial issue for the credibility of this methodology (Huijbregts et al. 2001).

Uncertainty stems from a lack of knowledge concerning the real value of a quantity. Variability corresponds to the natural heterogeneity of the values. Calculating LCA outcomes implies the use of parameters, models, choices and scenarios which introduce uncertainty, as they imperfectly account for the variability of the real world (Huijbregts 1998a). Much research work has been conducted to clarify the concepts linked with uncertainty and to conceive tools for its quantification (Heijungs 1996; Weidema and Wesnaes 1996; Huijbregts 1998 a and b; Heijungs and Kleijn 2001; Huijbregts et al. 2001; Björklund 2002; Heijungs and Huijbregts 2004). To quantify the uncertainty of LCA results, a sensitivity analysis can be used for each parameter separately (Audsley et al. 1997). Uncertainty analysis can also be conducted to quantify the aggregated uncertainty linked with the major input variables. Scenario analysis, statistical analysis (Heijungs 1996) and stochastic analysis are the main tools used to quantify the uncertainty of LCA results (Björklund 2002; Heijungs and Huijbregts 2004). Stochastic modelling is presented as the most promising of these, but it has essentially been applied for industrial or energy production (Kennedy et al. 1996; Maurice et al. 2000; McCleese and LaPuma 2002; Huijbregts et al. 2003; Dones et al. 2005). For statistical analysis, the mathematical level required is high and stochastic analysis requires data such as the probabilistic distribution and the correlations of key-parameters, both of which are rarely available in general and particularly for agricultural systems. Consequently, an analysis of uncertainty is rarely done in LCA studies (Ross et al. 2002) and even less for LCAs of agricultural products.

In addition to the quantification of the uncertainty of LCA results, its reduction can be achieved by making explicit the variability in both human and natural systems, if data and knowledge are available. Concerning natural system variability, the choice of the model used to convert emissions into a regional impact such as aquatic eutrophication will strongly affect the result of assessments of the environmental performance of farming systems. The integration of the cause and effect chain between emissions and impacts and the spatial differentiation of the characterisation factors are two means recommended by SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) to improve the reliability of the impact assessment models (Udo de Haes et al. 1999 a and b; Potting 2000).

In a case study of pig production, the main sources of uncertainty were ranked relative to a reference LCA result by means of a sensitivity analysis. The sources of uncertainty compared were (i) the uncertainty of the reference scenario relative to the intra-system variability, (ii) the uncertainty relative to the inter-system variability of production systems (farmer practice and production mode) and (iii) the uncertainty linked to the inter-system variability of catchments as transfer compartment for nitrate in the environment (physical and climatic characteristics of catchments) (impact assessment model uncertainty).

## 7.2 Materials and methods

### 7.2.1 Production systems

#### 7.2.1.1 Production modes and farmer practice

This study dealt with the processes up to and including the production of pigs on the farm. Four contrasting production systems were defined. The Good Agricultural Practice (GAP) scenario corresponds to current intensive production (or “conventional” production), optimised in particular with respect to fertilisation practices, as specified in the French “Agriculture Raisonnée” standards (Rosenberg and Gallot 2002). In the GAP scenario, pigs are raised at high density in a slatted-floor confinement building. GAP is representative of an average pig production system in an agricultural region mainly producing annual field crops. The Organic Agriculture (OA) scenario corresponds to organic agriculture according to the French version of the European rules for organic animal production (Ministère de l’Agriculture et de la Pêche 2000) and the European rules for organic crop production (CEE 1991). The Red Label (RL) scenario corresponds to the Porc Fermier Label Rouge quality label (Groupements des fermiers d’Argoat 2000). In the OA and RL scenarios pigs are born and raised outdoors until weaning, and in an open-front straw-litter building at low animal density after weaning.

An Over Fertilised scenario (OF) was defined with a fertilisation exceeding crop needs (Houben and Plet 1997) for four of the major crops used as feed ingredients, leading to a three to four-fold increase of nitrate losses for these crops. OF represents a situation which used to occur in zones of intensive animal production, such as Brittany, where manure production strongly exceeds local crop fertilisation needs.

Data concerning resource use and emissions associated with the production and delivery of inputs for crop production (fertilisers, pesticides, tractor fuel and machines) were derived according to Nemecek and Heil (2001). Data for energy carriers for road and sea transport were from the BUWAL 250 database (BUWAL 1996). Data concerning resource use and emissions associated with buildings (production and delivery of materials, construction) were from Kanyarushoki (2001). Data on crop production, transport distances, feed composition and system performance were based on statistics, estimates from experts and data from producers' associations.

For all crops, production corresponded to good agricultural practice, i.e. fertilisation according to anticipated crop needs and integrated pest management for GAP and RL. For the four scenarios, we assumed that pig manure (liquid manure for GAP and OF, solid manure for RL, composted solid manure for OA) was used to fertilise Brittany-grown crops used as feed ingredients. For RL, GAP and OF, yield levels were averages for 1996 – 2000 (AGRESTE 2001; FAO 2002). The yield levels of OA crops were according to experts from the region of production. For the processes concerning the transformation of crop products into feed ingredients and the production of feed, the inventory of resources used and emissions to the environment was limited to resources and emissions associated with the use of non-renewable energy. For ingredients resulting from processes yielding more than one product (e.g. soy cake, wheat gluten), resource use and emissions were allocated according to the economic value. Data for feed production (involving, amongst others: grinding, heating, mixing, pelleting) were from van der Werf et al. (2005).

For GAP and OF, data on technical performance of the animal production stages (Table 7.1) were according to published statistics (ITP 2001). For RL, data concerning piglet production (PP) were from ITP (2001), data concerning weaning to slaughtering production (WS) were averages supplied by the RL producers' association. For OA, data on technical performance were based on an optimised model of organic pig production (Berger 2000), adjusted according to expert judgement. For GAP, OF and RL, manure was stored, while for OA, manure was composted. Overall, GAP and OF were more intensive than OA: higher feed efficiency, younger age at slaughter and less surface per pig. RL was intermediate between GAP and OA.

Ammonia emissions due to the application of ammonium nitrate fertiliser were estimated according to ECETOC (1994) and ammonia emissions following application of slurry were according to Morvan and Leterme (2001). Ammonia and nitrous oxide emissions from slurry

in pig buildings were from IPCC (1996) and UNECE (1999). Methane emissions due to enteric fermentation and housing type were from IPCC (1996). For RL and OA, data on the production of excreta, emissions from buildings, during storage, during composting and from crops and paddocks, were chiefly obtained with the support of an expert panel from the Institut National de la Recherche Agronomique. The panel based its expertise on their experiments, simulation models and on their interpretation of the available literature. The emission factors thus obtained are presented in Basset-Mens and van der Werf (2005).

Table 7.1. Characteristics of the animal production stage for the Good Agricultural Practice, Over Fertilised, Red Label and Organic Agriculture scenarios

Scenarios	Good Agricultural Practice Over Fertilised	Red Label	Organic Agriculture
<i>Piglet production</i>			
Weaned piglet/ sow/year	25.5	22.6	20.3
Weaning age, days	25.7	28	42
Feed per sow (boar included), kg/year	1313	1490	1695
<i>Weaning to slaughtering</i>			
Surface per pig, m <sup>2</sup>	0.85	2.6	2.3
Feed to gain ratio	2.7	2.9	3.2
Slaughter age, days	175	190	195
Slaughter weight, kg	113	115	120
Feed consumed, kg	275	312	340
Total land used, m <sup>2</sup> .year/kg of pig	5.43	6.28	9.87

#### 7.2.1.2 Uncertainty of the GAP scenario

In order to explore the robustness of the GAP results, an uncertainty analysis was conducted using scenario analysis. Crop yields, WS feed to gain ratio, field emissions (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and NO<sub>3</sub>) and emissions of NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O from buildings and manure storage were identified as important issues for the uncertainty of results. For the parameters concerning these issues, a high and a low value reflecting what we coined “realistic” rather than overall uncertainty were

defined, in addition to the default reference value. The “realistic” uncertainty interval thus defined contains about two thirds of the overall uncertainty (assuming a normal distribution) for the parameter concerned (Basset-Mens and van der Werf 2005). In order to assess the relative importance of each of the four issues, we constructed for each issue favourable and unfavourable variants by combining on the one hand all favourable values and on the other hand all unfavourable values. The summation of the uncertainty sources quantified is proposed as an indicator of the uncertainty of the GAP results. The details about this scenario-based uncertainty analysis are given in Basset-Mens and van der Werf (2005). Finally, in order to assess the influence of the choice of functional unit, impacts were expressed by two functional units corresponding to the two main functions of agricultural production systems. Kg of pig produced (live weight at slaughter) reflects its function as a producer of market goods, whereas ha of land used reflects its function as a producer of non-market goods (e.g. environmental services).

## 7.2.2 Natural systems

The natural context was considered for the transfer of nitrate in catchments through hydrological behaviour and rainfall. Three contrasting catchment types were selected (Table 7.2). Although they do not represent the entire range of variation observed in Brittany, these catchments exhibit a large range of variation with respect to the fraction of riparian zone area, with respect to patterns of flow dynamics and nitrate concentration. The catchments representing these types have been monitored in detail for at least 5 years.

Three levels of effective rainfall (resulting runoff of the rain falling on a catchment) were selected : 300, 435 and 700 mm. Thus, nine catchment scenarios were obtained by combining the three catchment types and the three levels of effective rainfall. These catchment scenarios are described in Basset-Mens et al. (submitted).

Table 7.2. Characteristics of the catchment types

	Geology	Wetlands (% of total surface)	Seasonal cycle
Type P (Pouliou)	Granite	High (25%)	Reversed*
Type K (Kervidy)	Schist	Middle (14%)	Normal*
Type S (Stang Cau)	Granite	Low (5%)	Normal*

\*: Normal cycles present high nitrate concentration in winter and low in summer and conversely for reversed cycles.

## 7.2.3 Evaluation methodology

### 7.2.3.1 Current LCA

The current LCA methodology was applied for seven impact categories. Only results for eutrophication, climate change and acidification are presented in this article as these impacts are affected by all of the studied key-parameters, while the remaining impact categories were sensitive only to technical parameters. As recommended by Guinée et al. (2002), Eutrophication Potential (EP) was calculated using the generic EP factors in kg PO<sub>4</sub>-eq., Global Warming Potential for a 100 year time horizon (GWP<sub>100</sub>) was calculated according to the GWP<sub>100</sub> factors by IPCC (Houghton et al. 1996) in kg CO<sub>2</sub>-eq. and Acidification Potential (AP) was calculated using the average European AP factors by Huijbregts (1999) in kg SO<sub>2</sub>-eq.

### 7.2.3.2 Eutrophication

Assessing the fate factor for nitrate in catchments (the ratio of annual fluxes of N export from the catchment in the river over annual fluxes of N input in the catchment, namely leachable nitrate) requires the quantification of the N retention capacity of the catchment, which is generally thought to be due to heterotrophic denitrification in the upper horizon of bottom land (Sebilo et al. 2003). This was done using the hydrology and biogeochemistry model INCA (Integrated Nitrogen in Catchments) (Whitehead et al. 1998; Wade et al. 2002). INCA is a semi-distributed and process-based model simulating the nitrogen fate through terrestrial systems and rivers. The main components of INCA as described in Whitehead et al. (1998) and Wade et al. (2002) consist of :

- The hydrological model that calculates the flow of hydrologically effective rainfall in three compartments: the reactive (soil) and groundwater zones of the catchment and the river reach. Surface and subsurface pathways are mixed into the river in the proportions defined by the baseflow index (BFI). The BFI represents the proportion of water being transferred to the lower groundwater zone. Each compartment is characterised by its residence time. This component of the model drives N fluxes through the catchment.
- The catchment nitrogen process model that simulates N transformations in the soil and groundwater of the catchment. This component includes plant uptake and microbial processes such as mineralisation, nitrification, denitrification.

- The river nitrogen process model that simulates dilution and in-stream N transformations and losses such as nitrification and denitrification. As shown by Durand (2005), it is possible to consider wetlands as part of this component.

Residence time, BFI and biochemical reaction parameters are defined by calibration. All the equations are of the first order.

The model was calibrated against flow and chemistry data from the selected catchments. For the simulation of nitrate transport and the calculation of fate factors, estimated values for leachable nitrate based on historical fertilisation data were used. Leachable nitrate increased from 3.7 NO<sub>3</sub>-N kg ha<sup>-1</sup> (1965) to 93 NO<sub>3</sub>-N kg ha<sup>-1</sup> (2003), and it remained stable afterwards during several decades prospecting the future. This stabilisation of the nitrogen load allowed the model to reach an equilibrium state and to estimate the real fate factor for nitrate, eliminating the long term storage or release effect. The catchment nitrogen process model was by-passed and leachable nitrate, as defined in the historical trajectories, was directly injected into the soil. The in-stream process model was used to estimate the denitrification process in the stream and the wetland zone. Then the nitrate concentrations in the three catchments were set to zero and historical loads were applied as N input over time. The evolution of the nitrogen output in the river for each scenario was then simulated. The evolution over the entire simulation period of the nitrate fate factor was calculated for each catchment scenario. The fate factor used in the LCA was obtained after stabilisation at the final steady state (as a consequence of the stabilisation of the nitrogen load inputs).

The fate factor of the scenarios ranged from 0.9 (low percentage wetlands, high effective rainfall) to 0.4 (high percentage wetlands, low effective rainfall). These fate factors were used to assess the eutrophication impact of the GAP scenario by multiplying them with the generic EP factors. The details of this approach are in Basset-Mens et al. (submitted).

#### 7.2.4 Reference result

All the results were referred to a reference LCA result obtained by combining a production mode (conventional production mode), a level of farmer practice (good agricultural practice = GAP scenario), with average values for key parameters and the standard evaluation methodology, including aquatic eutrophication (fate factor for nitrate = 1).

### 7.3 Results

In this presentation of results we will refer to both results expressed per ha and per kg of pig produced. However, in the figures 7.1 and 7.2, only the results expressed per kg of pig produced are shown. Per kg of pig, the reference result for eutrophication is 0.0208 kg PO<sub>4</sub>-eq, while per ha it is 38.3 kg PO<sub>4</sub>-eq (Table 7.3). Both per kg and per ha, uncertainty of the GAP scenario is large (around  $\pm 50\%$ ) and is mainly due to field emissions (around  $\pm 35\%$ ) (Fig. 7.1). Both per kg and per ha, eutrophication is lower for RL (-20% and -30%, respectively) (Fig. 7.2). For OA, the result is very dependent on the choice of the FU: eutrophication is similar per kg, but 40% less per ha. Eutrophication is 40% higher for OF than for the reference. Finally, when the fate factor is 0.9 or 0.4 instead of 1, the eutrophication result is reduced by 5 to 32% (Fig. 7.2).

Table 7.3. The environmental impacts of the GAP scenario of pig production expressed per kg of pig and per hectare for eutrophication, climate change and acidification.

Impact category	Per kg of pig	Per hectare
Eutrophication (kg PO <sub>4</sub> -eq)	0.0208	38.3
Climate change (kg CO <sub>2</sub> -eq)	2.30	4236
Acidification (kg SO <sub>2</sub> -eq)	0.0435	80.1

The reference result for climate change is 2.30 kg CO<sub>2</sub>-eq per kg of pig and 4236 kg CO<sub>2</sub>-eq per ha. Both per kg and per ha, uncertainty intervals of the GAP scenario are very large and are mainly due to field emissions. Both per kg and per ha, climate change is higher for RL (+50% and +30%, respectively). As for eutrophication, the climate change result for OA is very dependent on the FU: climate change is 70% higher per kg, but is similar per ha. Finally, OF results in an increase of more than 20% of the climate change impact relative to the reference result, because in the calculation of N<sub>2</sub>O emissions (Mosier et al., 1998), indirect emissions of N<sub>2</sub>O are assumed to be 2.5% of the nitrate leaching, which increases significantly in the OF scenario.

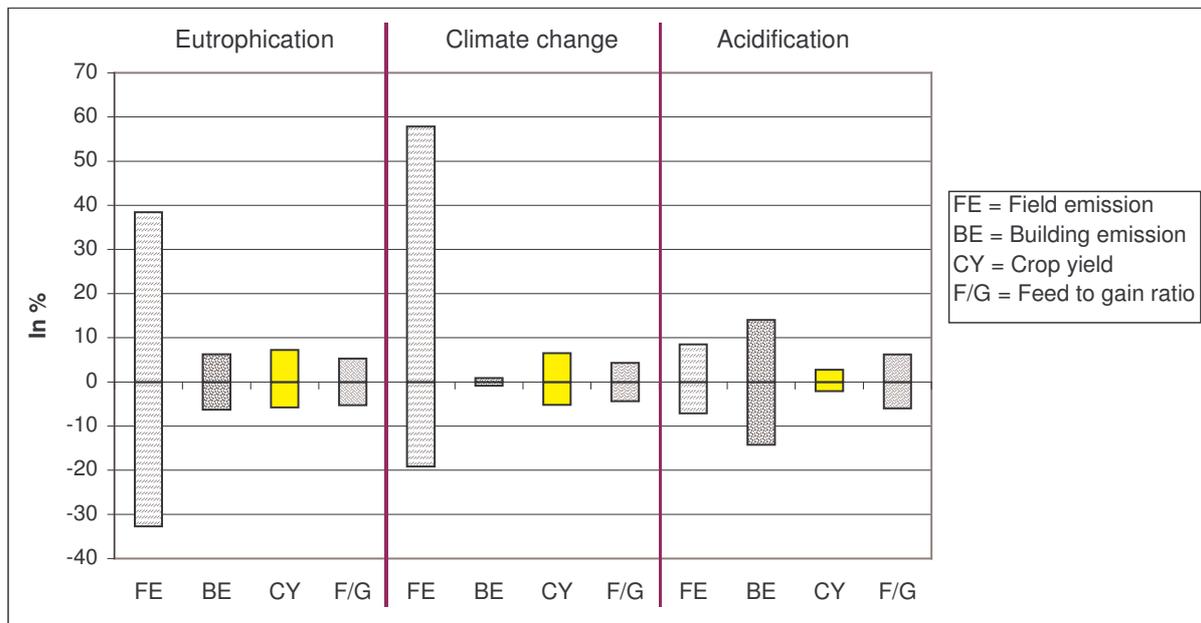


Figure 7.1. Contribution of the uncertainty of field emissions (FE), building and manure emissions (BE), crop yield (CY) and feed to gain ratio (F/G) to the overall uncertainty for eutrophication, climate change and acidification per kg of pig produced for the GAP scenario.

Per kg of pig, the reference result for acidification is 0.0435 kg SO<sub>2</sub>-eq, while per ha it is 80.1 kg SO<sub>2</sub>-eq (Table 7.3). Both on a per kg and a per ha basis, uncertainty intervals of the GAP scenario for acidification are smaller than for eutrophication and climate change ( $\pm 30\%$  and  $\pm 20\%$ , respectively). Uncertainty is mainly due to building emissions and secondarily to field emissions (Fig. 7.1). Both per kg and per ha, acidification is much smaller for RL: 48% less per kg and 55% less per ha. The difference between the reference result and OA once more depends on the FU: acidification results are close when expressed per kg (15% less for OA) (Fig. 7.2), while per ha, acidification is 53% less for OA. Finally, the OF scenario is similar to the reference result for acidification (Fig. 7.2).

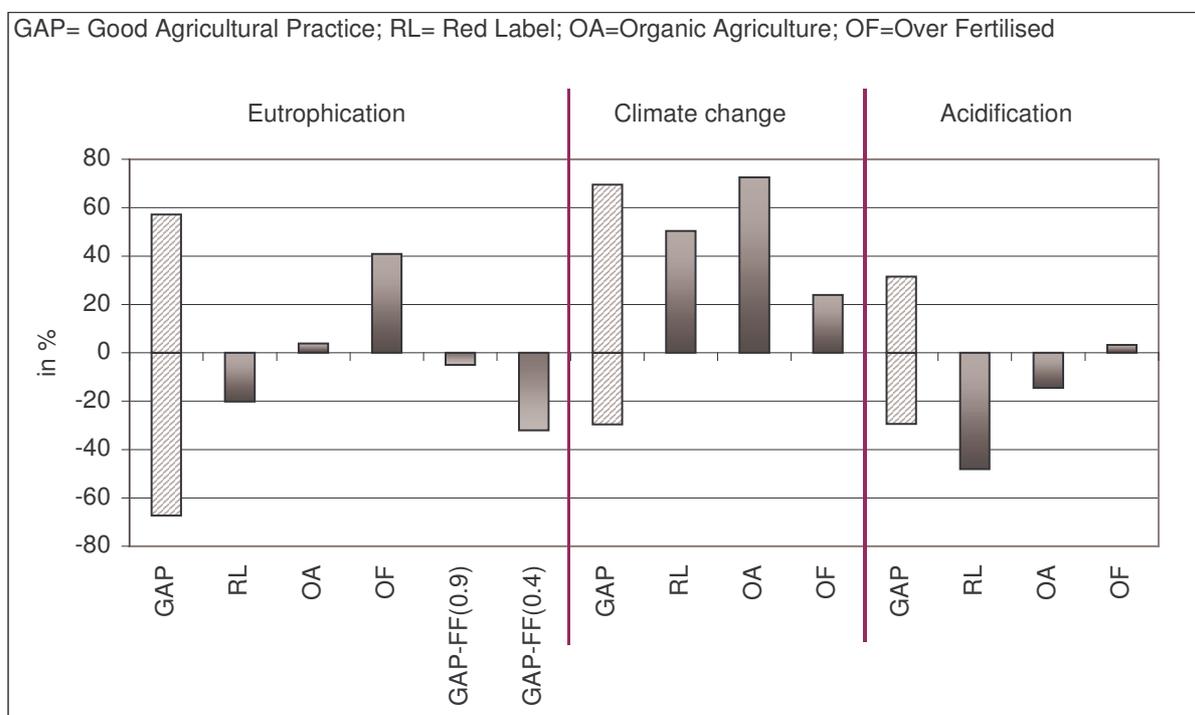


Figure 7.2. Uncertainty of LCA results (per kg of pig) for eutrophication, climate change and acidification. Uncertainty for GAP corresponds to uncertainty due to the intra-system variability (uncertainty of technical parameters and emissions factors, see fig. 6.1). Other bars indicate differences relative to the reference result for the RL, OA and OF scenarios and when using 0.9 and 0.4 instead of 1 for the fate factor.

## 7.4 Discussion and Conclusion

Among the parameters tested for their sensitivity on the reference result, uncertainty of the production scenario GAP (intra-system variability) which has been studied in details was large: around  $\pm 50\%$  for eutrophication,  $-30\%$  to  $+70\%$  for climate change and around  $\pm 30\%$  for acidification. It originated primarily from the estimation of emission factors at the inventory stage. For eutrophication and climate change, field emissions were the main source of uncertainty, while for acidification it was building emissions. As interactions between key emissions were not fully integrated, the estimation of the uncertainty of GAP result can be considered more as extreme than as realistic.

The uncertainty of the results can reflect a known variability of the processes involved at the scale of the study: for instance nitrate leaching is a function of soil characteristics and climate, but uncertainty can also arise from a lack of knowledge about these processes. Namely, for the emission of  $N_2O$  in the field due to nitrogen input we used the emission factor and the uncertainty interval proposed by Mosier et al. (1998) (Basset-Mens and van der Werf 2005), which are based on a literature review of field studies conducted in temperate regions of the

world, with different fertiliser types, soils and climates. The large uncertainty range reflects the contrasting background conditions of the measurements. An approach is required, for instance the use of a suitable simulation model, which would allow a more reliable estimation of emission factors (for N<sub>2</sub>O, but also for NO<sub>3</sub> and NH<sub>3</sub>) by assigning this variation to its controlling variables in order to produce an estimate that takes into account both environmental conditions (climate, soil...), farmer practices and technology used.

A practical methodology was defined to analyse the uncertainty of the reference scenario results. It could also be interesting to perform this uncertainty analysis using Monte Carlo simulations but this would imply making assumptions about the probabilistic distribution of each key-parameter.

We explored the inter-system variability. The difference between RL and OF on the one hand and GAP on the other did not depend much on the FU used, because these systems present similar degrees of intensification, whereas the difference between OA and GAP was very dependent on the FU. For production systems with contrasting goals such as GAP and OA, the use of these different FU is very important.

For eutrophication, the difference between GAP and OF was larger than the difference between GAP and the other two systems (RL and OA). This result illustrates that farmer practices may affect the final result more than production modes.

RL and OA scenarios did better than or similar to GAP for eutrophication and acidification, but they did worse for climate change. Eutrophication and acidification are considered as hot spots for the GAP scenario and even more for the OF scenario. However, this study reveals climate change as a hot spot for RL and OA. Basset-Mens and van der Werf (2005) have demonstrated that the straw litter housing system was the main responsible for this hot spot, but also that this production stage seems to present important margins of improvement in this respect.

For eutrophication, the consequence of integrating the different catchment types in the analysis has been considered. Contrasting fate factors for nitrate were obtained by simulating nitrate transfer in nine catchment scenarios with the INCA simulation model. These fate factors ranged from 0.4 to 0.9, revealing potentially diverse and important N retention capacities for the catchments depending on their hydrology, the effective rainfall and the wetland surface. These first simulations illustrate the importance of taking into account the environment where the pollutants are transferred in assessing aquatic eutrophication. These results complete the work of Huijbregts and Seppälä (2000; 2001) and demonstrate the need

for further research on the simulation of the fate of pollutants in LCA models. They furthermore reveal a wide margin of improvement for assessing the aquatic eutrophication impact.

In conclusion, in this study, an important part of the variability of the human system (production mode, practice) and of the natural system (catchment type) was made explicit, which allowed a reduction of the uncertainty of the LCA results. Two major issues were also identified for further reduction of the uncertainty of the final results: a better knowledge and modelling of field and building emissions in agricultural systems and the conception of more reliable impact assessment models for regional impacts such as aquatic eutrophication.

## Acknowledgement

This work was financially supported by ADEME and OFIVAL. The INCA software was freely provided by AERC (Reading University).

## Reference

- AGRESTE, Tableaux de l'Agriculture Bretonne (2001): Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt, Service Régional de Statistique Agricole, Rennes, France
- Audsley E, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G, Hausheer J, Jolliett O, Kleijn R, Motensen B, Pearce D, Roger E, Teilon H, Weidema B, van Zeijts H (1997): Harmonisation of environmental Life Cycle Assessment for agriculture. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture, Silsoe, UK
- Basset-Mens C, van der Werf H (2005): Scenario-based environmental assessment of farming systems : the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 127-144
- Basset-Mens C, Anibar L, Durand P, van der Werf H: Exploring the spatial and temporal variations of nitrate fate factors in catchments: modelling approach and implication for LCA results. Submitted to *Science of the Total Environment*.
- Berger F (2000): Les défis du porc biologique. Chambre régionale d'agriculture des Pays de Loire. Angers, France
- Björklund A (2002): Survey of approaches to improve reliability in LCA. *International Journal of LCA* 7(2), 64-72
- Blonk H, Lafleur M, van Zeijts H (1997): Towards an environmental infrastructure for the Dutch Food Industry. Exploring the environmental information conversion of five food commodities. Screening LCA on pork. Appendix 4 of the report. IVAM Environmental Research, Amsterdam University, Amsterdam, The Netherlands
- BUWAL (1996): Ökoinventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/1+2, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, Switzerland
- Brentrup F (2003): Life Cycle Assessment to Evaluate the environmental impact of arable crop production. PhD Thesis. Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany
- 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, 221-233
- Carlsson-Kanyama A (1998): Energy consumption and emissions of greenhouse gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork meat, Rice and Yellow Peas. Technical report 26 ISSN1104-8298. Department of Systems Ecology, Stockholm, Sweden
- Cederberg C, Mattsson B (2000): Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8, 49-60
- Cederberg C, Darelus K (2002): Using LCA methodology to assess the potential environmental impact of intensive meat production. In: Cederberg, C., *Life Cycle Assessment of animal production*, Thesis, Department of Applied Environmental Science. Göteborg University, Göteborg, Sweden
- CEE (1991): Règlement du conseil (CEE) n°2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal Officiel de la communauté européenne* L198 (22 juillet 1991)
- Cowell S, Clift R (2000): A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8, 321-331
- De Boer, IJM (2003): Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* 80(1-2), 69-77

- Dones R, Heck T, Faist Emmenegger M, Jungbluth N (2005): Life cycle inventories for the nuclear and natural gas energy systems, and examples of uncertainty analysis. *International Journal of LCA* 10(1), 10-23
- Durand P (2005): Simulating nitrogen budgets in complex farming systems using INCA: calibration for the Kervidy catchment (W. France) and scenario analysis. *Hydrology and Earth System Science*, in press.
- ECETOC (1994): Ammonia emissions to air in western Europe. Technical report no. 62. European Chemical Industry Ecology & Toxicology Centre, Brussels, Belgium
- FAO (2002): FAOSTAT Agriculture Data. Available at : <http://apps.fao.org/>
- Gosse G, Cellier P, Denoroy P, Gabrielle B, Germon J-C, Henault C, Justes E, Laville P, Leviel B, Mary B, Nicolardot B, Recoux S (2000): Modélisation du bilan environnemental d'une culture de colza. Fonctionnement des peuplements végétaux sous contraintes environnementales. 20-21 janvier 1998. Ed. INRA, Paris, France (Les Colloques, n°93), 117-134
- Groupement des fermiers d'Argoat (2000): Cahier des charges éleveur – porcs fermiers élevés en plein air. Homologation n°20-88. Saint-Brieuc, France
- Guinée J, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, de Koning A, van Oers L, Wegener Sleswijk A, Suh S, Udo de Haes H, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts M (2002): Life cycle assessment. An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden, The Netherlands
- Haas G, Wetterich F, Köpke U (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, 43-53
- Heijungs R (1996): Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4), 159-166
- Heijungs R, Kleijn R (2001): Numerical approaches towards life cycle interpretation – Five examples. *International Journal of LCA* 6(3), 141-148
- Heijungs R, Huijbregts M (2004): A review of approaches to treat uncertainty in LCA. In Pahl C, Schmidt S and Jakeman T (eds) *iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management"*. International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Germany, June 2004
- Houben V, Plet P (1997): Elaboration des programmes d'action de la directive nitrate en Bretagne. Eléments de diagnostic et de préconisations. Volume 4 : La gestion de l'azote par système d'exploitation. Chambre d'Agriculture de Bretagne, Rennes, France
- Houghton J, Meira Filho L, Callander B, Harris N, Kattenberg A, Maskell K. (1996): *Climate change 1995: the science of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom
- Huijbregts M (1998a): Application of Uncertainty and Variability in LCA. Part I: A General Framework for the analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *Int. J. LCA* 3 (5), 273 – 280
- Huijbregts M (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 LCA* 3(6), 343-351.
- Huijbregts M (1999): Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of characterisation factors with RAINS-LCA. Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands
- Huijbregts M, Norris G, Bretz R, Citroth A, Maurice B, von Bahr B, Weidema B, de Beaufort A (2001): Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal of LCA* 6(3), 127-132
- Huijbregts M, Seppälä J (2001): Life Cycle Impact Assessment of Pollutants Causing Aquatic Eutrophication. *International Journal of LCA* 6(6), 339-343
- Huijbregts M, Seppälä J (2000): Towards Region-Specific, European Fate Factors for Airborne Nitrogen Compounds Causing Aquatic Eutrophication. *International Journal of LCA* 5(2), 65-67
- Huijbregts M, Gilijamse W, Ragas A, 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, 2600-2608
- IPCC (1996): Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (3). Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>
- ITP (2001): Résultats Gestion Technico-Economique. ITP, Paris, France
- Kanyarushoki C (2001): Evaluation de l'impact environnemental des bâtiments porcins – Application de la méthode d'analyse du cycle de vie. Mémoire de fin d'études DESS. Université Rennes 1, INRA, Rennes, France
- Kennedy D, Montgomery D, Quay B (1996): Data quality – Stochastic environmental life cycle assessment modeling. *International Journal of LCA* 1(4), 199-207
- Kumm K (2002): Sustainability of organic meat production under Swedish conditions. *Agr Ecosyst Environ* 88, 95-101.
- Mattsson B (1999): Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of Agricultural Food Production. Doctoral thesis, Agraria 187, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Sweden
- Maurice B, Frischknecht R, Coelho-Schwartz V, Hungerbühler K (2000): Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production* 8, 95-108
- McCleese D, LaPuma P (2002): Using Monte Carlo simulation in life cycle assessment for electric and internal combustion vehicles. *International Journal of LCA* 7(4), 230-236
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2000): Cahier des charges concernant le mode de production et de préparation biologique des animaux et des produits animaux définissant les modalités d'application du règlement CEE n° 2092/91 modifié du conseil et/ou complétant les dispositions du règlement CEE n° 2092/91. Homologué par l'arrêté interministériel du 28 août 2000. *Journal Officiel de la république française* (30 Août 2000). Paris, France

- Morvan T, Leterme P (2001): Vers une prévision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier: paramétrage d'un modèle dynamique de simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL). *Ingénieries* 26, 17 – 26
- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O (1998): Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 225-248
- Nemecek T, Heil A (2001): SALCA – Swiss Agricultural Life Cycle Assessment Database. Version 012, December 2001. FAL, Swiss Federal Research Station for Agroecology and Agriculture, Zurich, Switzerland
- Petit J, van der Werf H (2003): Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *J Environ Manage* 68, 377-386
- Potting J (2000): Spatial differentiation in Life Cycle Impact Assessment. PhD thesis, University of Utrecht, The Netherlands
- Ross S, Evans D, Webber M. (2002): How LCA Studies Deal with Uncertainty. *Int. J. LCA* 7 (1), 47 – 52
- Rosenberg P, Gallot J (2002): Référentiel de l'agriculture raisonnée. Arrêté du 30 avril 2002 relatif au référentiel de l'agriculture raisonnée. *Journal Officiel de la République Française* 104 (4 mai 2002), 8519
- Sebilo M, Billen G, Grably M, Mariotti A (2003): Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system. *Biogeochemistry*, 63(1), 35-51
- Spies A, Wegener M, Chamala S, Beeton B (2002): Estimating environmental impact from poultry production in Brazil using LCA. Proceedings of the Third Australian Conference on Life Cycle Assessment: Life cycle decision making for sustainability, Victoria, Australia, 15-17 July
- Udo de Haes H, Jolliet O, Finnveden G, Hauschild M, Krewitt W, Müller-Wenk R (1999a): 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). *Int. J. LCA* 4(2), 66-74
- Udo de Haes H, Jolliet O, Finnveden G, Hauschild M, Krewitt W, Müller-Wenk R (1999b): 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 LCA* 4(3), 167-174
- UNECE (1999): Control options/techniques for preventing and abating emissions of reduced nitrogen compounds. EB.AIR/WG.5/1999/8 United Nations Economic and Social Council, Economic Commission for Europe. Geneva, Switzerland
- Van der Werf H, Petit J (2002): Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison of twelve indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems and Environment* 93 (1), 131-145.
- Van der Werf H, Petit J, Sanders J (2005): The environmental impacts of the production of concentrated feed : the case of pig feed in Bretagne. *Agricultural systems* 83, 153-177.
- Wade A, Durand P, Beaujouan V, Wessel W, Raat K, Whitehead P, Butterfield D, Rankinen K, Lepisto A (2002): A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrol Earth Syst Sc* 6(3), 559-582
- Weidema B, Wesnaes M (1996): Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 4(3-4), 167-174
- Whitehead P, Wilson E, Butterfield D (1998): A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I – model structure and process equations. *The Science of the Total Environment* 201/211, 547-558

## 8 Discussion générale

La spécialisation des régions de production agricole entre productions animales d'un côté et productions végétales de l'autre conduit à la perte de complémentarité entre ces deux types d'activités et à des problèmes environnementaux spécifiques pour chaque zone spécialisée. En région de production animale intensive comme en Bretagne, la production porcine fait en particulier l'objet des rejets les plus virulents pour sa responsabilité dans la dégradation de l'environnement. Provenant de l'ensemble des acteurs concernés par la production porcine, la demande d'outils d'évaluation objectifs pour l'ensemble des modes de production porcine a été exprimée dans le cadre du GIS « Porcherie Verte ».

Parmi ces outils d'évaluation environnementale globale, l'Analyse de cycle de vie est fondée sur le concept très efficace de cycle de vie. Son cadre méthodologique a été formalisé en normes internationales (ISO 1997, 1998a, 1998b, 2000). Cependant, sa mise en œuvre pratique soulève encore de grands défis scientifiques, parmi lesquels son adaptation aux productions agricoles est sans doute un des plus importants. La question posée dans cette thèse a été : comment produire des résultats d'ACV fiables pour les produits agricoles ? L'analyse et la compréhension des concepts sous-jacents à la méthodologie, l'identification des sources principales d'incertitude des résultats d'ACV pour le champ des produits agricoles et leur quantification ont conduit à la conclusion d'une nécessaire adaptation de l'ACV, afin de réduire ces sources d'incertitude et d'améliorer la fiabilité des résultats.

Notre objectif général a été décliné en 3 objectifs principaux. La mise au point de références sur la diversité des systèmes de production et sur leurs flux vers l'environnement, la production de références sur la performance environnementale et l'identification des points faibles de ces systèmes contrastés, ainsi que la mise au point d'un mode de quantification simple de l'incertitude des résultats d'ACV ont constitué un premier grand objectif. Le second objectif a porté sur l'amélioration de l'évaluation de l'eutrophisation aquatique, catégorie d'impact prépondérante pour les systèmes agricoles. Dans un premier temps, une analyse des concepts et des modèles employés en ACV a été réalisée, avant de formuler des propositions pour améliorer la prise en compte de l'eutrophisation aquatique. Dans un second temps, les propositions réalisées ont été mises en œuvre au travers d'une démarche de prise en compte

du devenir du nitrate dans les bassins versants. Un dernier objectif était la production d'une vue générale des différentes sources d'incertitude et de leur hiérarchisation, afin de faire porter les efforts de réduction de l'incertitude sur les sources les plus importantes.

Les principaux résultats de cette thèse en termes d'apports méthodologiques et de connaissances acquises sont ici repris et discutés avant de proposer des perspectives et recommandations.

## 8.1 Apports méthodologiques

### 8.1.1 Comment produire des références sur des systèmes de production contrastés ?

La conception et l'établissement de l'inventaire environnemental de systèmes de production contrastés ont reposé sur deux approches méthodologiques : l'usage de scénarios de production et le recours à un forum d'experts, composé de chercheurs de l'INRA.

Concernant les scénarios étudiés, par souci de clarté, nous conservons les sigles en anglais pour les trois scénarios, comme dans les chapitres 3 et 4. GAP est le scénario conventionnel bonnes pratiques agricoles, RL est le scénario Label Rouge fermier d'Argoat et OA est le scénario agriculture biologique. Ces scénarios représentent des systèmes paramétrés selon les hypothèses de pratiques les plus courantes pour chacun et toujours selon un mode raisonné, voire légèrement optimisé dans le cas du scénario OA.

Concernant leur inventaire environnemental, une partie des données a pu être renseignée par référence à des publications mais pour certains postes clés, un manque de références spécifiques a été constaté. Il s'agissait notamment : de l'évaluation des quantités lessivées sous cultures conventionnelles et biologiques (GAP, RL, OA), des émissions lors de la production des porcelets en plein air (RL, OA), des pertes ammoniacales après apports de lisier (GAP), fumier (RL) et compost (OA), des émissions lors de la production de porc en bâtiments sur paille à faible densité animale et enfin des émissions lors du compostage du fumier de porc biologique (OA). Une gamme d'outils méthodologiques permettant d'évaluer de façon spécifique les flux de polluants associés à des modes de production contrastés (conventionnels et alternatifs) a ainsi été mise au point et validée dans le cadre du forum d'experts (Chapitre 3). Au sommet de la hiérarchie des outils méthodologiques, des résultats de simulation de modèles tenant compte des paramètres clés ont été utilisés pour estimer les

émissions d'ammoniac après épandage de lisier (modèle STAL, Morvan et Leterme, 2001) et les émissions de nitrate pour différents scénarios de cultures (modèle LIXIM, Mary et al., 1999). Pour évaluer les quantités lessivées aussi bien pour des cultures biologiques que pour des cultures conventionnelles, ces références obtenues par simulation avec le modèle LIXIM (Morvan, Th., comm. pers., 2002) et enrichies de mesures directes en cases lysimétriques dans le contexte de l'étude, ont permis de paramétrer une approche originale, basée sur la définition de classes de risque. Les bilans des émissions et de leur incertitude pour la phase de production des animaux sur paille à faible densité animale ainsi que pour la phase de compostage ont été renseignés grâce à des expérimentations en exploitation (Robin et al., 2004) ou en système expérimental, par des données de la bibliographie, ajustées par les avis des experts du forum. Enfin, au bas de la hiérarchie des outils, le bilan des émissions pour le naissage plein air des porcelets a été réalisé entièrement sur la base d'une synthèse bibliographique, également confortée par l'avis des experts du forum. De la même façon, les estimations des pertes ammoniacales au champ ont été complétées par des références bibliographiques et l'avis des experts du forum.

Cette gamme d'approches a permis d'estimer, l'ensemble des émissions et leur incertitude pour des modes de production généralement mal connus sur le plan de leur inventaire environnemental. Il faut cependant souligner la lourdeur d'un tel travail.

### 8.1.2 Comment quantifier l'incertitude des résultats ?

Trois grands types de méthodes dites traditionnelles ont été présentées dans la littérature (1.4.2) pour quantifier l'incertitude des résultats d'ACV. L'analyse des travaux d'ACV appliqués aux productions agricoles a révélé une prise en compte très déficitaire de la question de l'incertitude, expliquée par le manque de références sur la diversité des systèmes existants, de leurs flux vers l'environnement et de l'incertitude de chaque flux, mais aussi en lien avec la complexité des interactions entre les différentes variables clés à l'échelle d'une exploitation. Cet état de fait conduit au constat que, quand déjà l'on dispose d'une valeur de référence pour les variables du système étudié, on ne dispose pas de leurs paramètres statistiques (moyenne, écart type, variance), ni de leur distribution probabiliste. On ne dispose par ailleurs que rarement des relations mathématiques d'interaction entre ces variables. La mise en œuvre des méthodes statistiques classiques ou probabilistes, telles que les simulations Monte Carlo, apparaît très délicate et compromise en l'état actuel de la connaissance des systèmes de production agricole et de leurs flux vers l'environnement.

Seule la méthode d'analyse de scénarios est apparue adaptée à cette ACV du porc. Cette méthode a été appliquée au chapitre 4, en concevant des scénarios favorables et défavorables, plutôt que des scénarios extrêmes, en plus des scénarios moyens de référence. L'incertitude des variables clés concernant la performance technique des systèmes, ainsi que l'incertitude des facteurs d'émissions due à la variabilité climatique sur leur site d'émission ont été prises en compte. Les scénarios favorables et défavorables ont été réalisés en combinant d'un côté toutes les valeurs favorables et de l'autre toutes les valeurs défavorables des variables clés. Le réalisme de chaque scénario favorable et défavorable a été validé à dire d'expert en analysant les interactions entre variables clé. Ces deux scénarios favorable et défavorable donnent une estimation de l'incertitude du résultat. Cette approche a pu être conduite grâce à l'acquisition de bonnes estimations de valeurs favorables et défavorables pour les variables clés identifiées. Le résultat de cette quantification est présentée au tableau 8.1.

Pour les catégories d'impact toxicité terrestre, utilisation d'énergie, utilisation de surface et utilisation de pesticides, l'intervalle d'incertitude obtenu correspond à la somme des incertitudes des paramètres techniques clés : rendement des cultures et indice de consommation, puisque ceux-ci sont indépendants. L'intervalle est de l'ordre de  $\pm 15\%$  par rapport au résultat de référence (un peu plus faible pour l'utilisation d'énergie :  $\pm 10\%$ ) et est équivalent pour les trois scénarios GAP, RL et OA.

Pour les catégories d'impact eutrophisation, changement climatique et acidification, l'intervalle d'incertitude obtenu prend en compte l'incertitude liée aux facteurs d'émission en plus de celle des paramètres techniques. Les ordres de grandeur des intervalles d'incertitude sont beaucoup plus importants mais toujours relativement équivalents pour les trois scénarios étudiés. Ils sont de plus dissymétriques par rapport aux valeurs de référence en étant décalés vers le haut. C'est à dire que le scénario défavorable obtient une valeur plus fortement défavorable que le scénario favorable n'obtient une valeur favorable. Pour l'eutrophisation, l'ordre de grandeur de l'intervalle est de  $-45\%$  à  $+65\%$ , sauf pour le scénario OA qui obtient un intervalle de l'ordre de  $-30\%$  à  $+85\%$ . Cette différence est due au mode d'estimation de l'incertitude des quantités lessivées, pour lesquelles le scénario OA obtenait, déjà pour la situation moyenne de référence, une majorité de risque minimal. La valeur favorable d'émission était alors égale à la valeur moyenne pour tous ces cas. Pour le changement climatique, l'ordre de grandeur de l'intervalle est de  $-26\%$  à  $+70\%$ . Enfin, pour l'acidification, il est de  $-20-25\%$  à  $+25-30\%$ . Si l'on ne parle que des incertitudes liées aux variables d'entrée (et pas de celles liées aux modèles ou aux choix), les intervalles obtenus

peuvent être considérés, malgré la mise au point de scénarios favorables et défavorables, plutôt comme extrêmes en terme de probabilité. En effet, la prise en compte des interactions entre flux a été incomplète, ce qui biaise la réalisation de scénarios réellement favorables ou défavorables.

Tableau 8.1. Estimation de l'incertitude des résultats d'ACV pour trois scénarios de production de porc contrastés (GAP, RL, OA), grâce à l'usage de scénarios favorable et défavorable comparés à un scénario moyen de référence. Les écarts sont exprimés en % des valeurs du scénario de référence (Tableau 4.7, Chapitre 4).

Catégories d'impact		Ecart par rapport au scénario de référence	
		<i>Scénario favorable</i>	<i>Scénario défavorable</i>
Eutrophisation	GAP	-45,2	63,9
	RL	-47,0	70,5
	OA	-30,1	85,6
Changement climatique	GAP	-24,8	78,3
	RL	-27,5	63,6
	OA	-26,2	74,3
Acidification	GAP	-26,7	33,8
	RL	-20,8	25,7
	OA	-19,6	25,8
Toxicité terrestre	GAP	-13,3	15,2
	RL	-11,4	14,1
	OA	-15,8	24,3
Utilisation d'énergie	GAP	-6,9	7,5
	RL	-8,9	9,5
	OA	-9,9	14,4
Utilisation de surface	GAP	-12,9	15,8
	RL	-12,1	14,8
	OA	-15,1	22,6
Utilisation de pesticides	GAP	-13,1	15,3
	RL	-13,2	16,0
	OA	-12,6	16,7

Une évaluation relative de l'incertitude des résultats a ainsi été produite, relative au sens de sa comparaison entre les trois systèmes, relative aussi, au sens où elle n'a pas de valeur en référence à la réalité des impacts. Considérant que les intervalles d'incertitude obtenus pour les trois scénarios sont équivalents, la comparaison des moyennes pour les trois scénarios a un sens. En effet, ces intervalles d'incertitude s'annulent si l'on considère ces scénarios comme représentatifs à une échelle régionale moyenne. La signification de nos résultats d'ACV ne

peut donc s'interpréter qu'à ce niveau d'approche et certainement pas pour une prise de décision à l'échelle d'exploitations agricoles réelles.

Pour évoluer vers une possible prise en compte de l'incertitude des résultats d'ACV des produits agricoles en utilisant des méthodes statistiques ou probabilistes, une phase d'acquisition de références sur les flux des systèmes (dans toute leur diversité) et sur leur incertitude est indispensable. La compréhension et la modélisation des interactions quantifiées entre variables clés à l'échelle de l'exploitation paraissent également incontournables.

### 8.1.3 Comment améliorer le modèle de caractérisation de l'eutrophisation aquatique ?

Cette catégorie d'impact a été identifiée comme prépondérante pour les systèmes de production agricole et il est important de rappeler que pour les scénarios de production de porc étudiés (chapitres 3 et 4), environ 80% des émissions eutrophisantes (essentiellement sous forme de nitrate) sont situées dans la région de production, ce qui justifiait pleinement une meilleure prise en compte des caractéristiques du milieu pour évaluer l'eutrophisation. Dans le chapitre 5, un premier apport a consisté en l'évaluation sur un plan absolu de la validité du modèle de caractérisation appelé historique, en le confrontant à des phénomènes d'eutrophisation réellement observés (« marées vertes » pour deux baies sensibles en Bretagne). L'écart obtenu, très important, peut être expliqué par la non prise en compte d'une série d'étapes de la chaîne de cause à effet entre émissions et impacts dans ce modèle historique, qui propose un indicateur de type midpoint. Les facteurs de caractérisation ne présentent aucune différenciation spatiale.

Une seconde génération de modèles de caractérisation a été mise au point après ce modèle historique, pour les catégories d'impact toxicité et acidification. Reprenant le principe de l'analyse de risque, ces démarches proposent un indicateur de type « nearly endpoint », très proche de l'impact environnemental. Le concept des charges critiques est appliqué dans ce cadre. Deux niveaux de complexification ont été distingués, en lien avec le niveau de différenciation spatiale. Dans un cas (toxicité), les paramètres des modèles employés pour le devenir et l'effet sont renseignés avec des valeurs moyennes à l'échelle d'un continent, dans l'autre (acidification), les données employées sont des données réelles spécifiques des sites d'études. Sur le principe, l'approche mise en œuvre pour l'acidification serait intéressante à transposer à l'eutrophisation.

Le champ d'application de l'ACV aux systèmes de production agricole requiert pour la catégorie d'impact eutrophisation aquatique une prise en compte adaptée de la problématique des pollutions diffuses et de leur transfert dans les compartiments hydrologiques complexes que sont les bassins versants. Elle requiert également un modèle de caractérisation pertinent prenant en compte la sensibilité des écosystèmes récepteurs et la mise au point d'un indicateur plus réaliste.

Sur la base de ces constats, un mode d'estimation des quantités de nitrate lessivées a été proposé (Chapitre 3). Les démarches d'estimation des flux de composés azotés et phosphorés grâce à des modèles de simulation pertinents sont à encourager, les résultats d'eutrophisation ayant une très forte sensibilité à leur estimation. Concernant le modèle de caractérisation, le recours à des données réellement spatialisées apparaît indispensable, ce qui implique dans un premier temps la désagrégation spatiale des données d'inventaire et l'identification des sites principaux d'émissions eutrophisantes. Pour ces sites, une typologie de chaque étape de la chaîne de cause à effet entre émissions et impacts est préconisée. Couplée à l'usage de modèles, cette typologie doit permettre la production de facteurs de devenir et de facteurs d'effets (sous forme de taux de transformation) en lien avec un nouvel indicateur d'eutrophisation : la biomasse confinée plutôt que la biomasse totale. Concernant les écosystèmes d'eau douce, le concept des charges critiques pour l'élément phosphore, tel qu'il est utilisé pour l'acidification peut être employé en se fondant sur les travaux de l'OCDE (1982). Pour les écosystèmes côtiers, la définition de volumes dans des espaces ouverts demeure une difficulté à surmonter pour sa mise en œuvre.

Dans le chapitre 6, ces propositions ont été mises en œuvre pour le facteur de devenir du nitrate dans les bassins versants à l'échelle d'une région d'agriculture intensive. Basée sur des scénarios spatio-temporels de bassins versants et sur l'usage du modèle INCA, cette méthode est extrapolable à d'autres régions d'agriculture intensive bénéficiant de bases de données et de modèles sur la qualité des eaux. Son extrapolation au devenir de l'élément phosphore est également nécessaire pour les scénarios d'eutrophisation où cet élément est limitant.

L'approche proposée préserverait une facilité d'application quasi identique pour les praticiens par rapport à la démarche habituelle, puisque la différenciation spatiale des facteurs de caractérisation passerait toujours par l'usage de facteurs multiplicatifs déjà consignés dans des tables. Il est bon de souligner que la démarche proposée de différenciation spatiale par étape de la chaîne de cause à effet (compartiment de transfert ou écosystème) représente un travail en partenariat avec des scientifiques spécialisés d'une part, sur le transfert des polluants et

d'autre part sur l'écologie des écosystèmes, disciplines dont l'essentiel des connaissances disponibles n'est à ce jour pas intégré dans le cadre de l'ACV. Si comme dans notre cas d'étude mais sans doute également pour l'ensemble des productions agricoles, l'essentiel des émissions eutrophisantes est localisé dans une même région, une très grande marge d'amélioration pour évaluer l'eutrophisation aquatique existe en appliquant la démarche mise au point dans ce travail. Pour quelques rares cas extrêmes, si les émissions sont au contraire réparties sur plusieurs sites, celle-ci sera trop lourde à mettre en oeuvre. Un modèle global pour tenir compte de la chaîne de cause à effet serait plus adapté, mais ce modèle n'existe pas pour le devenir des émissions eutrophisantes dans l'eau. Affecter une valeur de 1 à ce devenir peut-être tout aussi faux que d'extrapoler les facteurs de devenir obtenus pour un des sites d'émissions à tous les autres car cette valeur est maximisante dans tous les cas et la logique de l'ACV n'est pas d'évaluer les impacts pour le cas le pire.

L'identification de marges d'amélioration importantes pour l'évaluation de l'eutrophisation aquatique encourage la recherche d'une prise en compte (ou d'une meilleure prise en compte) d'autres catégories d'impact importantes pour les systèmes de production agricole : qualité des sols, qualité du paysage, biodiversité, toutes catégories d'impact en lien avec la forte insertion de ces systèmes dans leur milieu.

#### 8.1.4 Comment hiérarchiser les sources d'incertitude d'un résultat d'ACV ?

Au chapitre 7, pour permettre une hiérarchisation des sources d'incertitude d'un résultat d'ACV, la mise au point d'un résultat de référence, combinant une situation moyenne ou de référence pour chacun des paramètres clés étudiés a été utile. Dans notre cas, ce résultat de référence combinait un mode de production, un niveau de qualité des pratiques et une méthode d'évaluation. En faisant varier chaque variable clé indépendamment, et en comparant les sensibilités du résultat de référence obtenues, on peut rapidement identifier les sources d'incertitude prioritaires (cf. 8.2.3).

## 8.2 Connaissances acquises

### 8.2.1 Performance environnementale de systèmes de production de porc contrastés

#### 8.2.1.1 Inventaire environnemental

Lors de la mise au point de références spécifiques des flux pour les scénarios de production GAP, RL et OA, les écarts très significatifs obtenus ont conforté l'importance d'une telle démarche (Chapitre 3). Ces références ont également permis d'obtenir un premier bilan environnemental des scénarios de production, laissant apercevoir dès le stade de l'inventaire les points faibles et les points forts des trois scénarios (Tableau 8.2).

Le choix de l'unité fonctionnelle, déjà au stade de l'inventaire, influence fortement les résultats. De manière générale, par kg de porc, GAP, qui est le système le plus productif par ha, présente une majorité d'émissions plus faibles alors que OA obtient une majorité d'émissions plus fortes. A l'inverse, par ha de surface utilisée, OA, système le plus extensif, a une majorité d'émissions plus faibles et GAP une majorité d'émissions plus fortes. RL est dans une situation intermédiaire.

Tableau 8.2. Inventaire des principales émissions exprimées en kg pour 1000 kg de porc et par hectare de surface utilisée, pour les scénarios conventionnel bonnes pratiques agricoles (GAP), Label Rouge Fermier D'Argoat (RL) et Agriculture biologique (OA). Pour chaque substance, la valeur la plus faible est en gras.

Emissions	Pour 1000 kg de porc			Par hectare de surface utilisée		
	GAP	RL	OA	GAP	RL	OA
Nitrate	<b>110</b>	114	125	203	182	<b>127</b>
Oxides d'azote	<b>8,6</b>	9,1	14,4	15,8	<b>14,5</b>	14,6
Ammoniac	23,6	<b>10,3</b>	17,4	43,5	<b>16,4</b>	17,6
Dioxyde de soufre	<b>3,1</b>	4,7	4,7	5,7	7,5	<b>4,8</b>
Oxyde nitreux	<b>3,1</b>	6,9	7,5	<b>5,7</b>	11,0	7,6
Dioxyde de carbone	<b>882</b>	1120	1390	1625	1783	<b>1408</b>
Monoxyde de carbone	<b>3,0</b>	3,1	4,8	5,5	<b>4,9</b>	<b>4,9</b>

Les différences de résultats d'inventaire agrégés sur l'ensemble du cycle de vie du porc sont interprétables grâce aux résultats obtenus pour les postes clés du cycle (Chapitre 3). Les

points faibles de chaque système en termes d'émissions peuvent être identifiés. Pour GAP, ce sont les émissions d'ammoniac, plus fortes aussi bien par kg de porc que par ha. Celles-ci sont comprises entre 16,4 kg par ha pour RL et 43,5 pour GAP, soit un triplement des émissions. Ce point faible du scénario GAP est lié essentiellement à la production de porc sur caillebotis, ainsi qu'à la fertilisation des cultures avec du lisier (Chapitre 3). Par ha et par kg de porc, OA a des émissions d'ammoniac plus élevées que RL, bien que n'ayant aucune émission d'ammoniac au champ suite aux épandages de compost. Cette différence est attribuée aux émissions d'ammoniac durant le processus de compostage, qui représente en l'état actuel de sa maîtrise, un processus favorisant les émissions d'ammoniac durant sa phase thermophile. Finalement, par ha et par kg de porc, RL et OA présentent des émissions de N<sub>2</sub>O plus élevées que GAP. La production de porc sur paille est responsable de cet écart ce qui représente un point faible pour ce système. Dans une proportion moindre, le système de naissage plein air contribuait également plus que le naissage sur caillebotis pour les émissions de N<sub>2</sub>O (Chapitre 3).

#### 8.2.1.2 Résultats d'ACV et leur incertitude

Après l'étape d'inventaire environnemental, les impacts ont été calculés pour les trois scénarios pré cités, ainsi que pour un scénario conventionnel sur-fertilisé (OF), dont la vocation était d'évaluer l'importance de la qualité des pratiques sur le résultat final.

D'un point de vue général pour une ACV comparative entre modes de production d'une même fonction, la difficulté de l'interprétation est apparue clairement, en lien avec le nombre d'indicateurs pris en compte, avec les différents éclairages possible selon le choix de l'UF, mais aussi en lien avec la signification et la représentativité des scénarios conçus.

Concernant le choix de l'UF, kg de porc ou ha, dans un premier temps et de façon neutre, il paraît indispensable de les présenter conjointement, car elles apportent deux éclairages complémentaires sur des systèmes aux vocations très différentes. Dans un second temps, les résultats doivent être exploités en fonction de leur contexte, il n'existe pas de réponse absolue au choix de l'UF. En ce sens, nous avons donné tour à tour les statuts d'*impact* (négatif) à l'occupation de surface, en tant que ressource limitée, et de *fonction* (positive) du système de production, à la fois en termes d'occupation de l'espace et de répartition des pollutions. On a ainsi illustré le statut ambivalent de cette grandeur, selon le contexte socio-économique, les contraintes et les objectifs. Dans un même contexte, il peut cependant être difficile de prendre un positionnement unique car des conflits d'acteurs et d'intérêts existent. Dans le contexte

breton, les dommages causés à l'environnement sont importants et la société est préoccupée par la dégradation de la qualité de l'eau prioritairement. Le choix de l'UF hectare utilisé serait plus appropriée pour exprimer les résultats et prendre des décisions en conséquence. Cependant, une majorité de producteurs restent préoccupés par la productivité de leur exploitation et s'intéressent à l'expression des résultats par kg de porc.

Ce débat nous semble biaisé par le fait que le choix de l'UF sensée représenter la fonction complexe : aménagement de l'espace, le réduit en fait à sa seule dimension quantitative : occuper de l'espace ! Dans ce cadre, le débat sur le choix de l'UF se réduit à un débat sur intensifier/désintensifier. L'usage d'une troisième UF : euro gagné, représentative de la fonction du système de faire vivre un exploitant de ses revenus, aurait également apporté un tout autre éclairage sur ces résultats.

L'analyse de la signification des scénarios conçus est importante. Deux dimensions ont pu être prises en compte au travers de ces scénarios : la qualité intrinsèque du mode de production (ou cahier des charges) : cultures produites sans pesticides, porc sur paille, porc plein air, porc sur caillebotis... et le niveau de contrainte locale du système (ou de concentration d'élevage : zone d'excédent structurel ou pas) selon l'hypothèse de répartition du lisier produit par les porcs sur les cultures qu'il consomme. Le scénario GAP représente un système de production de porc non contraint, c'est à dire qu'il y est implicitement supposé que l'accès à des terres épandables pour le lisier produit est possible, que ce soit sur des terres en propriété ou bien sur les terres de fermes voisines. Ce scénario n'est donc pas représentatif d'un canton breton en excédent structurel. Au contraire, dans le scénario OF, sur fertilisé, tout le lisier produit par les porcs est épandus sur une petite part des cultures qui finiront en ingrédients mangés par les porcs. Les autres ingrédients produits ailleurs reçoivent une fertilisation minérale. Ainsi, dans un cas, le lien au sol est satisfaisant et dans l'autre, il est insuffisant. La comparaison des résultats obtenus pour ces deux scénarios (chapitre 7) permet de conclure sans difficulté à la nécessité de désengorger les zones d'excédents structurels, c'est à dire de désintensifier les productions animales à l'échelle de la Bretagne. Il n'était pas nécessaire de faire une ACV pour le dire !

Cela montre cependant que l'ACV, tout en analysant le cycle de vie d'un produit, peut aussi être pertinente pour formuler des recommandations sur le niveau d'intensification des systèmes ou de leur zone de production. L'évaluation d'un scénario supplémentaire, pour lequel le temps a manqué, eut été très utile. Il s'agit d'un scénario de production de porc sur caillebotis hors-sol avec traitement des lisiers (selon le mode le plus courant :

nitrification/dénitrification), et exportation des co-produits par exemple par le réseau coopératif agricole ou un autre prestataire.

Face à la difficulté d'interpréter les résultats, la procédure de normalisation est apparue intéressante pour hiérarchiser les impacts. Bien qu'à l'issue de cette procédure, les catégories d'impact : eutrophisation, acidification et utilisation de surface aient été identifiées comme prépondérantes, nous avons fait le choix de baser notre interprétation en priorité seulement sur les deux premières, croisant en cela les résultats de la normalisation avec les résultats de l'enquête réalisée par Petit et van der Werf (2003) auprès des acteurs concernés par la production porcine en Bretagne. On peut se demander si la notion d'utilisation de surface n'est pas trop insuffisamment explicitée et sa prise en compte trop réductrice comme nous l'avons dit dans le cadre de la réflexion sur l'UF. Dans tous les cas, qu'elle soit prise comme fonction du système ou bien comme catégorie d'impact en tant que ressource limitée, ses dimensions qualitatives : qualité du sol, qualité du paysage, biodiversité sont totalement négligées.

Avant de parler d'indicateurs pertinents, ce sont les concepts eux mêmes qui sont insuffisamment développés pour décrire la notion d'utilisation de surface. Son manque de clarification conduit à faire l'impasse de sa prise en compte à tous les niveaux : parmi les acteurs de la société et dans les méthodes d'évaluation. De plus, sa prise en compte selon des indicateurs pertinents et qualitatifs aurait sans doute donnée une image très différente de nos systèmes comparés. Un champ de travail considérable s'ouvre donc, qui devra permettre à terme de savoir si les systèmes de production ne font qu'exploiter une ressource limitée quantitativement, s'ils risquent de contribuer à en dégrader l'état, ou si au contraire, ils peuvent contribuer à réhabiliter cet espace et lui conférer une qualité au regard des valeurs de la société.

Cette mise au point faite sur la difficulté d'interpréter les résultats, voici les principales conclusions sur la performance environnementale des systèmes comparés.

Le résultat le moins sujet à interprétation de ce travail concerne l'identification des points faibles en termes d'impacts et des marges d'amélioration de chaque système. Les points faibles précédemment identifiés en terme d'émissions se trouvent confirmés sur le plan des impacts. Pour le scénario GAP et à fortiori pour le scénario OF, les points faibles identifiés sont la production des animaux sur caillebotis et la production des cultures en partie fertilisées au lisier, entraînant des impacts eutrophisant et acidifiant supérieurs par l'émission plus importante de  $\text{NH}_3$  et de  $\text{NO}_3$  que pour les autres scénarios. Le calcul de la quantité de matière

active de pesticides utilisés, même si cette grandeur ne constitue pas un véritable impact, a suffi pour discriminer clairement les scénarios GAP et RL du scénario OA dont on peut dire qu'il présente un avantage très sensible pour les problèmes de toxicité liés aux applications de pesticides par rapport aux autres scénarios. Les produits vétérinaires n'ont pas été pris en compte dans cette analyse faute de données. Pour les scénarios RL et OA, la phase de production des animaux sur paille contribue plus à l'effet de serre que la production sur caillebotis, en émettant plus de  $N_2O$ . Enfin, pour le scénario OA, la phase de compostage a été identifiée comme augmentant les émissions d'ammoniac et contribuant ainsi à l'augmentation de l'impact acidifiant. Le plus intéressant est enfin la possibilité d'identifier pour chaque système, même pour les plus répandus et optimisés, des marges d'amélioration très importantes, dont la mise en œuvre pratique apparaît pour certaines possible à court terme (Chapitre 4).

En conclusion, le scénario Label Rouge (RL), tout en assurant dans la réalité une productivité comparable au système conventionnel (ce scénario était défavorisé par sa phase de naissance plein air, non obligatoire pour ce cahier des charges et qui réduit sa performance technique), représente une alternative intéressante en termes d'impacts environnementaux, puisqu'il permet de réduire les impacts les plus importants du système dominant : eutrophisation et acidification. Nous avons vu que ce système doit en contrepartie bénéficier d'une optimisation de la gestion de la litière pour réduire ses émissions de  $N_2O$ . Le système biologique est aussi intéressant dans la logique de la désintensification, mais il produit moins de viande par unité de surface, viande vendue en contrepartie un prix plus élevé.

### 8.2.2 Dimensions spatio-temporelles du facteur de devenir des nitrates dans les bassins versants et potentiel de transfert de pollution

Les questions posées pour la mise en œuvre de la méthodologie ACV à différentes disciplines peuvent être différentes des questions habituellement traitées dans ces disciplines. Pour la mise au point de facteurs de devenir du nitrate dans les bassins versants, trois questions successives étaient posées aux hydrologistes : quelle part du nitrate entrant par lessivage dans un bassin versant est-elle libérée dans la rivière une fois l'équilibre du système atteint (facteur de devenir), c'est à dire en ne prenant en compte que les processus susceptibles de transformer de façon irréversible ce nitrate à l'échelle du bassin versant ? La question connexe à la première étant : quelle est l'influence de la différenciation spatiale sur ce facteur, et enfin, sous quelle forme ce nitrate est-il transformé ?

Traitées au chapitre 6, ces questions ont requis la mise au point de scénarios de bassins versants et l'usage de simulations au cours du temps de l'évolution des flux de nitrates entrants et sortants, ainsi que du facteur de devenir pour chaque scénario de bassin versant. Ce travail a permis de quantifier des phénomènes déjà connus par les hydrologistes et ce pour une gamme large de bassins versants. A l'échelle du bassin versant, il s'agit de la dynamique des bassins versants au cours du temps en fonction de leur comportement hydrologique, de la lame drainante et des évolutions du signal d'entrée (charge d'azote entrante), mais aussi de la part entre les phénomènes de stockage temporaires dans les différents réservoirs du bassin versant, et la part des phénomènes de transformation irréversibles tels que la dénitrification dans les zones humides. En termes d'ACV, la gamme de facteurs de devenir obtenus est large pour une région comme la Bretagne : entre 0,4 et 0,9. De plus, l'incidence de ce facteur spatialisé sur le résultat d'eutrophisation peut être significative, et ce d'autant plus que l'on réduit l'étude au facteur réellement limitant l'eutrophisation.

L'incidence de l'usage de ces facteurs de devenir sur l'évaluation du changement climatique est potentiellement encore plus grande, si l'on en croit l'analyse de la sensibilité de ce résultat à la fraction de nitrate perdue sous forme de  $N_2O$ . Le manque de connaissances sur ce transfert potentiel de pollution entre le compartiment eau (sous forme de nitrates) et le compartiment air (sous forme de  $N_2O$ ) à l'échelle des bassins versants contribue fortement à l'incertitude concernant l'évaluation de l'impact changement climatique.

### 8.2.3 Hiérarchisation des sources d'incertitude

Les sources d'incertitude qui ont été analysées par rapport à un résultat de référence croisant un mode de production conventionnel, avec de bonnes pratiques agricoles, évalué avec la méthodologie ACV que nous avons appelée standard (Guinée et al., 2002) sont :

- Incertitude liée aux paramètres techniques et données d'inventaire : au sein de laquelle nous avons distingué trois types d'incertitudes :
  - l'une liée à la diversité du mode de production (cahier des charges),
  - la seconde liée à la variabilité des pratiques agricoles (qui peut être en partie liée à un niveau de contrainte imposé par le contexte de production),
  - la troisième, liée à la variabilité des émissions en lien avec la variabilité précédente et les aléas climatiques.
- Incertitude liée au modèle : dans le cadre de la catégorie d'impact eutrophisation aquatique

- Incertitude liée aux choix : choix de l'UF essentiellement

L'incertitude la moins analysée dans ce travail aura été l'incertitude liée aux choix pour laquelle, seule l'influence du choix de l'UF aura été testée sur le résultat. Cependant le choix de l'UF nous semble offrir un bon cas pour proposer un mode de prise en compte de ce type d'incertitude. Comme pour tous les autres types, l'incertitude liée aux choix reflète une variabilité du monde réel : celle liée aux systèmes de valeurs ayant cours à une époque et en un lieu donné. Pour réduire l'incertitude qui en résulte, plutôt que la standardisation générale, il paraît plus logique d'explicitier cette variabilité comme le soutiennent Basson et Petrie (2004). Le choix de l'UF par exemple, doit être fait en fonction du contexte et des priorités de la société. Aux extrêmes des positions on peut évoquer les questions suivantes : veut-on favoriser un système extensif ayant moins d'impact par ha et produisant moins ou bien doit-on favoriser un système plus productif ayant plus d'impact sur une moindre surface ? L'ACV peut être conduite avec l'association des acteurs pour expliciter un à un l'ensemble des choix de valeur à réaliser pour sa mise en œuvre. Le résultat aura sans doute une portée plus réduite, mais il sera plus approprié dans le contexte d'étude.

L'aspect qualité des pratiques a seulement été étudié concernant les pratiques de fertilisation. Il a révélé un impact potentiellement très important, éventuellement plus important même que la diversité des pratiques dans certains cas.

Concernant la diversité des modes de production, celui-ci peut avoir un impact très important sur les performances environnementales des systèmes : citons par exemple : l'usage ou non de pesticides, l'emploi de litière plutôt que de caillebotis... Chaque mode de production présente intrinsèquement des capacités propres à augmenter ou réduire les impacts sur l'environnement.

Pour les catégories d'impact : eutrophisation, changement climatique et acidification, l'influence de la variabilité des facteurs d'émission ou bien de leur méconnaissance (cf. émissions N<sub>2</sub>O aux champs) est apparue prépondérante sur l'incertitude du résultat.

Pour ce qui concerne l'eutrophisation, un zoom particulier a été réalisé pour prendre en compte l'ensemble des types d'incertitude : liée aux variables et paramètres, au modèle et aux choix. Pour des modes de production gérés de façon raisonnée (GAP, RL, OA), l'influence du mode de production sur le résultat d'eutrophisation est moins sensible que pour les autres catégories (même si cela doit être relativisé selon l'UF). Par contre, la qualité des pratiques peut avoir un effet très notable sur le résultat de cette catégorie d'impact. Enfin, le choix du

modèle et les concepts sous jacents ont potentiellement une influence encore plus grande sur le résultat.

Cet avis est étayé par la comparaison réalisée dans le cas des « marées vertes » pour deux baies sensibles de Bretagne, entre l'évaluation donnée par l'ACV et la réalité des phénomènes observés. Il est aussi étayé par les travaux réalisés sur le facteur de devenir du nitrate dans les bassins versants. Si l'on produisait des facteurs de devenir spatialisés pour toutes les substances majoritaires, le résultat d'eutrophisation serait encore beaucoup plus faible que celui calculé au Chapitre 6. On pourrait également envisager des scénarios de facteurs limitants, ce qui augmenterait encore l'écart entre l'évaluation actuelle et le nouveau résultat d'eutrophisation. Enfin, nous avons vu combien la dernière étape : sensibilité de l'écosystème récepteur, pouvait avoir d'influence sur le résultat. C'est sans doute au niveau de la sensibilité des écosystèmes récepteurs que la gamme de variation est la plus large. Il faut souligner enfin, que la complexification du mode de prise en compte d'une catégorie d'impact (ici l'eutrophisation) peut induire la nécessité d'une complexification de la prise en compte d'autres catégories. En effet, la complexification peut révéler des liens entre catégories, en identifiant des transferts de pollution potentiels (ici entre eutrophisation et changement climatique).

Nous considérons que dans notre cadre d'étude, la source d'incertitude majoritaire des résultats est celle liée aux modèles de caractérisation et à la non prise en compte de certaines catégories d'impact prépondérantes.

### 8.3 Perspectives de travail

L'ACV est une méthodologie dont la pertinence est fonction de la pertinence des données, modèles et hypothèses utilisés pour sa mise en œuvre au regard des objectifs qu'on s'est assignés. Pour la réalisation de l'ACV des productions agricoles, le niveau d'approche généralement observé dans la littérature analysée est celui visant à produire l'ACV de systèmes de production moyens représentatifs à une échelle importante. Quand l'ACV est mise en œuvre à l'échelle de l'exploitation, seuls les paramètres techniques sont renseignés de façon spécifique. Le lien avec les données d'inventaire environnemental, c'est à dire la prise en compte de l'effet des pratiques et de l'effet du milieu de l'exploitation sur ces émissions, n'est généralement pas réalisé d'une façon finalisée. Produire une ACV comparative pertinente à l'échelle de l'exploitation constitue donc bien un niveau d'approche scientifique différent du premier.

Les données et modèles employés seront radicalement différents pour atteindre ces deux objectifs. Pour chacun, les variabilités à expliciter afin de minimiser l'incertitude des résultats finaux sont spécifiques.

### **Objectif : produire une ACV comparative pertinente à l'échelle régionale**

Notre étude a fourni une évaluation comparant des systèmes de production contrastés moyens, pertinente à l'échelle des groupes d'exploitations de chaque mode. Si l'acquisition de données spécifiques par mode de production était incontournable à cette échelle, la mise au point de modèles de caractérisation pertinents pour les catégories d'impact prépondérantes reste un défi considérable de recherche. Les catégories d'impact qui demandent encore des travaux de mise au point importants sont, comme nous l'avons largement exploré dans cette thèse en proposant des pistes concrètes : l'eutrophisation aquatique (devenir de phosphore dans les bassins versants, sensibilité des écosystèmes), mais aussi toutes les catégories d'impact en lien avec la dimension qualitative de l'utilisation de l'espace par les systèmes de production agricoles : qualité des sols, biodiversité, paysage. Les catégories d'impact toxicité et acidification, également très importantes pour les systèmes agricoles ont connu des développements méthodologiques importants.

Le modèle de caractérisation de l'eutrophisation aquatique, prenant en compte toute la chaîne de cause à effet à la fois pour les écosystèmes côtiers limités par l'azote et pour les écosystèmes d'eau douce limités par le phosphore doit être finalisé. Ceci permettra de proposer un modèle opérationnel et pertinent d'évaluation de l'eutrophisation aquatique, pour les champs d'application de l'ACV qui l'exigent.

A l'instar des propositions faites pour l'eutrophisation aquatique, il nous semble qu'une méthodologie commune peut être mise au point sur un plan conceptuel et théorique pour chaque catégorie d'impact régionale pré citée mais celle-ci doit être mise en œuvre spécifiquement pour chaque région constituant un site majoritaire d'émissions pour les systèmes étudiés. A cette échelle de mise en œuvre, il nous semble que la validation des modèles et des facteurs de caractérisation produits, selon la référence absolue d'observations et de mesures réelles, est possible. A cette échelle encore, l'intégration des jugements de valeurs propres à chaque société dans un contexte donné et à une époque donnée, auxquels une catégorie d'impact telle que la qualité du paysage est très sensible, pourra être réalisée.

### **Objectif : produire une ACV comparative pertinente à l'échelle de l'exploitation**

A l'échelle de l'exploitation, en plus du besoin de modèles de caractérisation pertinents pour calculer les impacts prépondérants, l'exigence de prise en compte de la variabilité des pratiques et des aléas du milieu pour évaluer les émissions vers l'environnement est beaucoup plus grande que pour le cas précédent. Un gros effort de recherche doit être porté sur la modélisation des émissions directes vers l'environnement à l'échelle de l'exploitation agricole. En tant que maillon ultime du cycle de vie, tel que ce cycle est généralement défini dans les ACV des productions agricoles, sa contribution au résultat final est prépondérante. Il nous semble préférable de passer par la modélisation pour générer ces données (en plus de mesures) pour pouvoir réaliser un grand nombre de simulations et aboutir à des distributions de leur probabilité. L'autre enjeu d'une telle modélisation est la quantification des interactions entre ces flux.

Nous insisterons pour finir sur le fait que l'ACV est un outil de connaissance et de compréhension. A ce titre, il est important de souligner l'intérêt de l'utiliser selon différents niveaux d'agrégation. Le niveau d'agrégation final des indicateurs d'impact produit une vue globale des problèmes d'environnement des systèmes. La désagrégation des données d'inventaire selon leur dimension spatiale peut présenter le double intérêt : 1) de donner une information complémentaire sur la spatialisation des flux et l'identification des sites principaux d'émission, ce qui en terme d'arbitrage politique à une échelle globale, est une information clé, 2) de permettre une évaluation plus fine des impacts en tenant compte des caractéristiques de ces sites principaux d'émissions, dans le calcul des facteurs de caractérisation.

# Liste de publications

## Publications dans des journaux à comité de lecture

**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, 127-144.

Bahri, A., **Basset, C.**, Oueslati, F., Brissaud, F., 2001. Reuse of reclaimed wastewater for golf course irrigation in Tunisia. *Water Science and Technology* 43(10), 117-124.

Bahri, A., **Basset, C.**, Jrad Fantar, A., 2000. Agronomic and health aspects of storage ponds located on a golf course irrigated with reclaimed wastewater in Tunisia. *Water Science and Technology* 42(10-11), 399-406.

## Publications soumises dans des journaux à comité de lecture

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., Robin, P., Morvan, Th., Hassouna, M., Paillat, J-M., Vertès, F., Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. Soumis à *Journal of Cleaner Production*.

**Basset-Mens, C.**, Conceptual basis and models used in Life Cycle Assessment – diagnosis and propositions for aquatic eutrophication. Soumis à *Journal of Environmental Management*.

**Basset-Mens, C.**, Anibar, L., Durand, P., van der Werf, H.M.G., Exploring the spatial and temporal variations of nitrate fate factors in catchments : modelling approach and implication for LCA results. Soumis à *Science of the Total Environment*.

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., Durand, P., Leterme, Ph., Implications of uncertainty and variability in the Life Cycle Assessment of Pig Farming Systems. Soumis à *International Journal of LCA*.

Halberg, N., van der Werf, H.M.G., **Basset-Mens, C.**, Dalgaard, R., de Boer, I., Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. Soumis à Livestock Production Science.

van der Werf, H.M.G., Tzilivakis, J., Lewis, K., **Basset-Mens, C.**, Perceived environmental impacts of farms according to five assessment methods. Soumis à Agriculture, Ecosystems and Environment.

## Publications dans les proceedings de colloques

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., 2004. Environmental assessment of contrasting pig farming systems in France. 4<sup>th</sup> International Conference : Life Cycle Assessment in the Agri-food sector, 6-8 October 2003, Horsens, Danemark.

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., 2004. Environmental assessment of contrasting pig farming systems in France (en français). Journées Recherche Porcine, 36, 47-52.

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., Durand, P., Leterme, Ph., 2004. Implications of uncertainty and variability in the Life Cycle Assessment of Pig Farming Systems. In Pahl, C., Schmidt, S. and Jakeman, T. (eds) iEMSs 2004 International Congress: "Complexity and Integrated Resources Management". International Environmental Modelling and Software Society, Osnabrueck, Allemagne, Juin 2004.

## Présentations orales à des colloques

**Basset-Mens, C.**, van der Werf, H.M.G., 2003. Multicriteria environmental assessment of contrasting pig farming systems. 6<sup>th</sup> International Livestock Farming System Symposium (ILFSS), 26-29 Août 2003, Benevento, Italie.

**Basset, C.**, Bahri, A., Romdhane, M.S., Jrad-Fantar, A., 1998. Diagnosis of golf course irrigation with reclaimed water, (in french), Proc. DGGR-INRGREF Séminaire sur la réutilisation des eaux usées en agriculture, 27-28 Mai 1998, Hammamet, Tunisie.





## Annexe 1 : Glossaire des termes employés en ACV



## Glossaire

Ces définitions proviennent des normes ISO 14040 à 14043 (ISO, 1997, 1998a, 1998b et 2000) ou d'autres sources indiquées spécifiquement.

### **Analyse de contribution**

Étape de la phase d'interprétation où l'on évalue la contribution de stades unitaires du cycle de vie, de (groupes de) processus, de données d'inventaire et de résultats d'indicateur, au résultat de chaque indicateur de catégorie.

### **Analyse d'incertitude**

ISO 14041 (1998a) : Procédure systématique permettant de rechercher puis de quantifier l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie par les effets cumulés de l'incertitude sur les entrants et de la variabilité de ces paramètres.

Guinée et al. (2002) : étape de la phase d'interprétation permettant d'évaluer la robustesse de l'ensemble des résultats d'ACV en lien avec les variations et les incertitudes des méthodes et des données utilisées.

### **Analyse de sensibilité**

Procédure systématique d'estimation des effets sur les résultats des méthodes et des données choisies.

### **Analyse du cycle de vie**

Compilation et évaluation des entrants et des sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie.

### **Analyse de l'inventaire du cycle de vie**

Phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des entrants et sortants, pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie.

### **Catégorie d'impact**

ISO 14042 (1998b) : Classe représentant le point environnemental étudié dans lequel les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être imputés.

Guinée et al. (2002) : Classe représentant des problèmes environnementaux auxquels sont assignés des données d'inventaire environnemental, par exemple : changement climatique, perte de biodiversité.

### **Co-produits** (*Guinée et al., 2002*)

Tout flux fonctionnel parmi deux ou plus issus d'un processus de co-production.

### **Cycle de vie**

Phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale.

### **Déchet**

Tout sortant du système de produits qui est éliminé.

### **Evaluation de l'impact du cycle de vie**

Phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels environnementaux d'un système de produit.

### **Facteur de caractérisation**

Facteur établi à partir d'un modèle, qui est utilisé pour convertir les résultats d'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie.

### **Flux de référence**

Mesure des sortants nécessaires des processus, dans un système de produits donné, pour remplir la fonction telle qu'elle est exprimée par l'unité fonctionnelle.

### **Frontière du système**

Interface entre un système de produits et l'environnement ou d'autres systèmes de produits.

**Impact environnemental** (*Guinée et al., 2002*)

Conséquence d'une donnée d'inventaire (émission ou ressource utilisée) dans le système environnemental.

**Indicateur de catégorie**

Représentation quantifiable d'une catégorie d'impact.

**Indicateur « midpoint »** (*personnelle*)

Indicateur défini à un niveau intermédiaire de la chaîne de cause à effet entre émissions et impact, selon une approche orientée problème

**Indicateur « endpoint »** (*personnelle*)

Indicateur défini au niveau final de la chaîne de cause à effet, c'est à dire au niveau de la cible finale subissant l'impact dans la réalité. On parle pour ce type d'indicateur, d'approche orientée dommage.

**Interprétation du cycle de vie**

Phase de l'analyse du cycle de vie au cours de laquelle les résultats de l'analyse de l'inventaire ou de l'évaluation de l'impact, ou des deux, sont combinés en cohérence avec l'objectif et le champ définis pour l'étude, afin de dégager des conclusions et des recommandations.

**Matière première**

Matière première ou secondaire utilisée pour réaliser un produit.

**Mécanisme environnemental**

Ensemble de processus chimiques, biologiques ou physiques pour une catégorie d'impact donnée reliant les résultats de l'inventaire du cycle de vie aux indicateurs de catégorie et aux points d'application de catégorie.

**Méthode de caractérisation** (*Guinée et al., 2002*)

Méthode qui quantifie l'impact des données d'inventaire pour une catégorie d'impact donnée ; elle comprend un indicateur d'impact, un modèle de caractérisation et des facteurs de caractérisation issus du modèle.

**Modèle de caractérisation** (*Guinée et al., 2002*)

Modèle mathématique de l'impact de données d'inventaire pour un indicateur de catégorie donné.

**Multifonctionnalité et allocation** (*Guinée et al., 2002*)

Etape de l'analyse de l'inventaire dans laquelle le modèle d'inventaire est affiné et les flux entrants et sortants des processus multifonctionnelles sont répartis entre les flux fonctionnels des ces processus.

**Normalisation** (*Guinée et al., 2002*)

Etape de l'évaluation d'impact dans laquelle les résultats des indicateurs sont exprimés relativement à des références bien établies, par exemple relativement aux résultats des indicateurs pour l'ensemble des données d'inventaire en 1995.

**Point d'application de catégorie (endpoint)**

Attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources, permettant d'identifier un point environnemental à problème.

**Processus élémentaire**

Plus petite partie d'un système de produits pour lequel les données sont recueillies lors de l'analyse du cycle de vie.

**Qualité des données**

Caractéristique des données pouvant répondre aux exigences requises.

**Système de produits**

Ensemble de processus élémentaire liés du point de vue matériel et énergétique et remplissant une ou plusieurs fonction(s) définie(s).

### **Unité fonctionnelle**

Performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse de cycle de vie.

### **Zone de protection**

Encore appelées catégories de dommage, ce sont les champs ou cibles générales qui doivent faire l'objet d'une protection. La santé humaine, la santé des écosystèmes et les ressources de base sont les trois zones de protection à considérer.

