HAL open science

# Mitigation cost of greenhouse gas emissions from fertilization in agriculture

Benjamin Dequiedt

**To cite this version:**

Benjamin Dequiedt. Mitigation cost of greenhouse gas emissions from fertilization in agriculture. Humanities and Social Sciences. Université Paris Saclay (COMUE), 2016. English. NNT : . tel-02801146

**HAL Id: tel-02801146**

**https://hal.inrae.fr/tel-02801146v1**

Submitted on 5 Jun 2020

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

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

Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

NNT : 2016SACLA021

# THESE DE DOCTORAT
# DE
# L'UNIVERSITE PARIS-SACLAY
# PREPAREE A
# AGROPARISTECH (INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT)

ECOLE DOCTORALE N°581
Agriculture, alimentation, biologie, environnement, santé (ABIES)

Spécialité de doctorat : Sciences Economiques

Par

**Mr Benjamin Dequiedt**

Le coût de l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre liées à la fertilisation des cultures

**Thèse présentée et soutenue à AgroParisTech, le 7 décembre 2016 :**

**Composition du Jury :**

| | | |
|---|---|---|
| Mme Etner Johanna | Professeur, Université Paris Ouest-Nanterre la Défense | Président |
| M. Couture Stéphane | Chargé de recherche, INRA - MIA | Rapporteur |
| M. Pellerin Sylvain | Directeur de recherche INRA - ISPA | Rapporteur |
| M. Delacote Philippe | Chargé de recherche INRA – LEF | Co-directeur de thèse |
| M. De Cara Stéphane | Directeur de recherche INRA – Economie Publique | Directeur de thèse |

# Remerciements

Après ces quelques années passées à travailler sur ma thématique de recherche, j'ai le sentiment qu'il faudrait sans doute l'équivalent d'une thèse pour décrire les raisons de ma reconnaissance envers toutes les personnes qui mon accompagné au cours de ce trajet. Ceci n'étant pas l'objectif ici, je vais donc tenter l'exercice difficile de décrire ces raisons de la manière la plus succincte possible en espérant que les angles morts de mes remerciements ne seront pas interprétés comme une forme d'ingratitude de ma part mais bien comme la nécessité de répondre aux contraintes de cet exercice diabolique. Il est à noter également que cet exercice exige une certaine retenue. Par conséquent, le lecteur devra garder en tête que les lignes suivantes ont été rédigées à travers le filtre de l'euphémisme afin d'éviter toute envolée lyrique se rapprochant sans doute mieux des sentiments réels que j'éprouve pour chacune des personnes rencontrées pendant ma thèse.

En premier lieu, je pense à mes directeurs de thèse qui m'ont fait l'honneur de m'accompagner tout au long de mon parcours. Je remercie ainsi Stéphane De Cara pour son suivi et ses conseils tout au long de mon doctorat. L'estime que j'ai pour lui, sa force de travail et ses nombreuses contributions académiques ont été pour moi une source de mobilisation au cours de ces derniers mois. Je remercie aussi chaleureusement Philippe Delacote, sa patience et sa capacité à avoir habilement intégré dans son exigence pour mes travaux de recherches de nombreux moments de convivialité.

Je pense à Christian de Perthuis sans qui tout cela n'aurait pas été possible. Les quelques minutes que nous avons eu pendant mon entretien d'embauche au tout début de cette aventure resteront longtemps encrées dans ma mémoire avec notamment la découverte de notre intérêt commun pour la Nièvre. Grâce à lui, j'ai pu entrer à la Chaire Economie du Climat et contribuer, à mon niveau, à son développement. J'ai été heureux de faire partie de cette aventure et notamment de la jeune équipe de l'initiative Agriculture-Alimentation-Forêt. Celle-ci m'a permis d'entrer en contact avec de nombreux professionnels du secteur agricole, et pas seulement des chercheurs, mais aussi des stagiaires, doctorants pour qui je conserve une amitié solide. Mon passage à la Chaire m'a donné également l'opportunité de partir en Ecosse à Edimbourg au Scotland Rural College pendant trois mois. Elle m'a permis également par son intermédiaire la possibilité de découvrir d'enseignement de travaux dirigés à l'université de Nanterre. Pour tout cela, merci. Je souhaite le meilleur pour la suite à ce centre de recherche.

Ce travail n'aurait pas également été possible sans le concours d'InVivo-Agrosolutions financeur de ma thèse via la Chaire Economie du Climat. J'ai été heureux des échanges et des retours réguliers sur mon travail que j'ai pu avoir avec un certain nombre de leurs experts tels qu'Antoine Poupart, avec

lesquels je partage, je pense, un intérêt et une vision commune des problématiques liées au secteur agricole.

Enfin, je tiens à remercier particulièrement mes amis de la Chaire Economie du Climat, doctorants et, pour certains d'entre eux, déjà docteurs avec qui j'ai partagé cette aventure : Bénédicte, Jill, Hugo, Gabriela et Julien. Je pense aussi à ma famille, mes amis non-chercheurs (et qui conservent malgré cela toute mon estime) et mes colocataires qui m'ont soutenu et accompagné et auxquels j'adresse un très grand

# Résumé

La forte contribution de l'agriculture au réchauffement climatique nécessite la mise en œuvre d'outils de régulation visant à atténuer ses émissions au coût le plus faible possible. L'étude du coût marginal d'abattement permet d'analyser l'impact d'un prix affectant les émissions de gaz à effet de serre (GES) permettant d'identifier des trajectoires efficaces de réduction d'émissions. L'objectif de cette thèse est d'estimer ce potentiel au niveau de la fertilisation des cultures qui représente en Europe et en France respectivement 38% et 44% des émissions de GES de l'agriculture.

L'étude du coût et du potentiel d'abattement est effectuée sur deux mesures clés dans l'atténuation des émissions à savoir la mise en place de plantes fixatrices d'azote (i.e. légumineuses) et la réduction de la fertilisation par hectare. Les plantes légumineuses ont la capacité naturelle à fixer l'azote atmosphérique pour leur croissance à la différence des cultures conventionnelles telles que le maïs, le blé, le colza, l'orge ou l'avoine. Cette caractéristique leur permet d'être moins dépendantes des apports en azote synthétique ce qui leur permet d'être envisagées comme une mesure pertinente d'atténuation des émissions agricoles. Dans le premier chapitre, nous étudions leur potentiel d'atténuation en simulant leur augmentation dans les assolements agricoles français. Dans le deuxième chapitre, ce potentiel est étudié à l'échelle de rotations de cultures pouvant durer jusqu'à six ans. Nous exploitons pour cela, dans ce deuxième chapitre, des données issues d'enquêtes réalisées par le Leibniz-Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF) offrant des données économiques et agronomiques détaillées sur la construction des rotations de cultures et intégrant leurs contraintes associées. Cette base de données porte sur cinq régions européennes reflétant l'hétérogénéité des conditions bio-physiques pouvant exister en Europe.

La méthode employée pour la conception de ces deux études est hybride entre deux grandes tendances existant dans la littérature sur l'estimation des coûts d'abattements agricoles : l'approche type ingénieur et l'approche par modèle d'offre. L'hypothèse retenue est celui d'une rationalité économique se traduisant par la minimisation du coût d'abattement. Je me démarque de l'approche type ingénieur en affinant l'estimation du coût par obtention de courbes croissantes de coût marginal, et me rapproche ainsi davantage des approches reposant sur des modèles d'offre. Cependant, je me différencie de cette dernière en reposant mes analyses dans les deux premiers articles sur des situations baseline correspondant aux chiffres réels de mes bases de données exploitées. L'intérêt principal de cette combinaison est d'obtenir une vision plus précise du coût et de permettre potentiellement l'identification de coûts d'abattement négatifs.

Les résultats du premier chapitre révèlent que des réductions importantes d'émissions de GES sont possibles, tout en augmentant le profit des agriculteurs. Ce résultat est robuste aux analyses de

sensibilité effectuées. De telles augmentations de profit apparaissent également lorsque la pratique d'atténuation consiste à modifier les rotations des agriculteurs dans le chapitre 2. La mise en évidence de telles opportunités économiques conduit naturellement à la question suivante : pourquoi les agriculteurs ne modifient pas leurs pratiques alors qu'il apparaît que ceux-ci peuvent augmenter leur profit tout en réduisant leurs émissions de GES ? Une réponse possible à cette interrogation est sans doute l'existence d'autres coûts pouvant être liés aux coûts de mise en œuvre de politiques d'atténuation, aux interactions complexes pouvant exister entre différents postes de production agricoles ou bien à l'aspect comportemental des agriculteurs. Le troisième article de cette thèse se focalise sur l'un des aspects de la dimension comportementale à savoir le rôle de l'aversion pour le risque dans la définition des quantités d'azote à apporter par hectare.

Dans ce troisième chapitre, la réduction de la fertilisation des cultures par hectare est analysée comme mesure d'atténuation du changement climatique. L'objectif est ici d'étudier l'impact de l'aversion pour le risque sur l'atténuation des émissions en focalisant l'analyse sur trois aspects : (i) l'impact de l'aversion sur les émissions liées à la fertilisation, (ii) l'impact de l'aversion sur la réduction des émissions suscitée par un signal prix du carbone et (iii) la proposition et l'étude d'un outil innovant sur la réduction des émissions à savoir une assurance permettant l'atténuation des émissions de GES. Il est montré premièrement les conditions analytiques pour lesquelles l'aversion à une influence sur les émissions. Celle-ci conduit à un apport additionnel d'engrais par hectare si la variance du rendement diminue en fonction des quantités d'engrais apportés. Dans ces conditions, apporter une dose supplémentaire par hectare constitue pour l'agriculteur averse au risque une manière de se protéger contre le risque de perte de rendement. Dans un second temps, nous montrons empiriquement que ces conditions sont réunies pour de nombreuses cultures dans le périmètre géographique retenu (les départements de l'Orne, de la Seine-Maritime et des Deux-Sèvres). Les simulations numériques ne permettent toutefois pas d'identifier un frein important de l'aversion pour le risque dans la réduction des émissions en réponse à un signal prix du carbone. Cependant, les simulations effectuées spécifiquement sur les agriculteurs averses au risque démontrent qu'une assurance d'atténuation des émissions peut potentiellement déclencher des réductions importantes d'émissions de gaz à effet de serre.

# Contents

**Remerciements** ..... **1**

**Résumé** ..... **5**

**Contents** ..... **9**

**List of figures** ..... **13**

**List of tables** ..... **15**

**Introduction générale** ..... **17**

1.1 Contexte : l'importance des émissions de GES liées à la fertilisation ..... 19

1.1.1. La fertilisation : une pratique fondamentale pour la sécurité alimentaire mondiale associée à des impacts environnementaux conséquents ..... 19

1.1.2. Une source importante d'émissions en Europe et en France ..... 21

1.1.3. Des réductions d'émissions à poursuivre pour atteindre les objectifs d'attenuation en matière de changement climatique ..... 23

1.2. Des instruments réglementaires à l'idée de l'inclusion d'un prix sur les émissions de GES ..... 26

1.3. Revue de la littérature sur l'estimation des coûts d'abattement en agriculture. ..... 30

1.3.1. Les différentes approaches pour estimer le coût d'atténuation ..... 30

1.3.2. Le traitement de la fertilisation dans les différentes approches ..... 31

1.4. Apports de la thèse ..... 36

1.5. References ..... 39

1.6 Appendix ..... 44

**Chapter 1** ..... **47**

2.1. Introduction ..... 48

2.2. Context ..... 49

2.3. Cost-effectiveness analysis in the literature ..... 50

2.4. Method ..... 52

2.4.1. Defining emissions and gross margin ..... 52

2.4.2. Baseline ..... 53

2.4.3. Introduction of legumes onto croplands ..... 53

2.5. Results ..... 56

2.5.1. Abatement potentials and cost ..... 56

2.5.2. Heterogeneity of abatement cost between French geographical areas ..... 58

2.5.3. Sensitivity analysis ..... 59

2.6. Discussion ..... 62

2.7. Conclusion ..... 64

2.8. References ..... 66

2.9. Appendix ..... 71

2.9.1. Area, emissions and gross margin for the main crops in France at the national level in the baseline situation ..... 71

2.9.2. Impact on legume introduction on other cereals area (for a carbon price of 80 euros/t$CO_2$eq with a limit of 50%) ..... 71

**Chapter 2 ..... 73**

3.1. Introduction ..... 74

3.2. Method ..... 77

3.2.1. Data description ..... 77

3.2.2. Legume preceding crop effect ..... 77

3.2.3. Rotation Data ..... 79

3.2.4. Baseline rotations ..... 80

3.2.5. Building Abatement Cost Curve ..... 81

3.2.6. Aggregating the 5 regions results following abatement cost efficiency ranking ..... 83

3.2.7. Economically efficient abatement ..... 84

3.3. Results ..... 85

3.4. Discussion ..... 90

3.5. Conclusion ..... 92

3.6. References ..... 93

3.7. Appendix ..... 96

3.7.1. Site class descriptions ..... 96

3.7.2. GM and GHG calculations ..... 97

3.7.3. Pre-crop effect ..... 100

3.7.4. Rotation Selection according to the mitigation cost efficiency (in the B N-Decrease Scenario) ... 101

3.7.5. Aggregated crop areas in the 5 NUTS 2 regions in "Yield" scenarios ... 106

3.7.6. GM and GHG emissions for each rotation in each site class ("Fertilisation" scenario)... 107

3.7.7. Abbreviation of crops ... 111

3.7.8. Comparison of the results with results on legumes from European MACC studies ... 112

3.7.9. Crop-frequency in the rotations (for crop abbreviations see Appendix 3.7.7) ... 113

**Chapter 3 ... 115**

4.1. Introduction ... 116

4.2. Literature review on risk and fertilisation ... 118

4.3. Modelling fertilisation application and risk ... 120

4.3.1. Economic decision model ... 120

4.3.2. Policy instruments ... 122

4.4. Empirical Application ... 124

4.4.1. Data ... 124

4.4.2. Estimation methodology and functional forms ... 126

4.4.3. Estimation methodology for risk aversion ... 127

4.5. Results ... 128

4.5.1. Regression ... 128

4.5.2. Aversion ... 130

4.5.3. Impact of a price on $N_2O$ emissions ... 132

4.5.4. Insurance ... 134

4.6. Discussion and conclusion ... 135

4.7. References ... 138

4.8. Appendix ... 143

4.8.1. CARA (Constant absolute risk aversion) ... 143

4.8.2. CRRA (Constant relative risk aversion) ... 146

4.8.3. Illustration of rish aversion impact on fertilizer spreading ... 148

4.8.4. Implicit function theorem ... 153

4.8.5. Illustration of the impact of insurance program on nitrogen amounts for one crop ..... 155

4.8.6. Data base treatment..... 156

4.8.7. Accuracy of risk aversion scenario with observed emissions..... 158

4.8.8. Impact of risk aversion on crops associated to convex variance functions ..... 159

4.8.9. Insurance impact on emissions in the CRRA 4 scenario. ..... 160

**Conclusion Générale ..... 162**

# List of figures

Figure 1 - Place de l'agriculture dans les émissions européennes (UE-28) en 2014 (émissions en ktCO2eq). Données : UNFCCC ..... 22
Figure 2 - Variation des émissions par rapport à 1990 (en poucentage) – données : UNFCCC ..... 25
Figure 3 - Illustration of legume area increase in farmlands at the departmental scale ..... 55
Figure 4 - Illustrative marginal and overall abatement cost curves linked to increasing legume area on farmland ..... 55
Figure 5 - Sensitivity of the abatement cost to variable limit (results per year)..... 57
Figure 6 - Departmental share of the mitigation potential (in percentage) for a marginal abatement cost of 80 euros/t to reach an overall abatement of 0,9 MtCO2eq/year (limit : 50%) ..... 58
Figure 7 - Examples of marginal abatement cost curves for three geographical areas for one year (limit: 50%) ..... 59
Figure 8 - Sensitivity of the abatement cost to variation in grain prices (other than legumes) (results per year)..... 60
Figure 9 - Sensitivity of the abatement cost to agricultural input prices (results per year)..... 61
Figure 10 – Characterization of the pre-crop effect between the two scenarios. ..... 78
Figure 11 – Selection of rotations to reduce GHG emissions - Example in site class "Clay-Soil" region Västsverige (under the "Fertilisation" data)..... 82
Figure 12 – Selected rotations in "Clay Soil" represented through an abatement cost curve ..... 83
Figure 13 – Aggregated Carbon Switching Price for the five regions ..... 85
Figure 14 - Total profit in the five regions..... 85
Figure 15 - Aggregated total crop production in the five regions ..... 86
Figure 16 - Aggregated fodder legumes production in the five regions..... 86
Figure 17 - Aggregated grain legumes production in the five regions..... 87
Figure 18 - Crops areas aggregated for the five regions, scenario "Fertilisation" (pre-crop effect decreases the nitrogen rate) ..... 87
Figure 19 - Risk aversion distribution of farmers (including risk averse, risk seeking and risk neutral attitudes) - scenario CARA 1 ..... 131
Figure 20 - Impact of a tax on emissions from fertilisation ..... 133

# List of tables

Tableau 1 - Mesures et hypothèses retenues pour la réduction des émissions liées à la fertilisation chimique des grandes cultures ..... 34
Table 2 - Comparison between the two policy approaches for the same target of abatement ..... 64
Table 3 – Comparison of rotations data between the five European regions ..... 79
Table 4 - Baseline rotations for the 13 site classes (for crop abbreviations see Appendix 3.7.7) ..... 81
Table 5 - Regional results for the baseline and for a cost-effectiveness of €45 /t $CO_2$eq, scenario Fertilisation (all rotations per site class; pre-crop effect decreases the nitrogen rate) ..... 89
Table 6 - Description of the sample used in the regression (step 2 of the data base treatment) ..... 125
Table 7 – Aversion coefficient taken in the literature for sensitivity analysis ..... 128
Table 8 – Forms of variance and yield functions detected from the regression ..... 129
Table 9 - Impact of insurance on fertilizer application (in kgN/ha) and abatement (only on risk averse agents) – scenario CARA 1 ..... 134
Table 10 - Fertilisation reduction per type of crop (insurance premium 25 euros/ha and triggering threshold : 0,9) ..... 135

# Introduction générale

L'augmentation de la concentration atmosphérique des gaz à effet de serre (GES) conduit à une altération de la capacité de l'atmosphère à maintenir sa température moyenne à son niveau actuel. Elle induit dès lors un risque d'affaiblissement, voire même de disparition de certains écosystèmes sur lesquels reposent les sociétés humaines. Par conséquent, il apparaît nécessaire de mettre en place des actions afin d'infléchir cette tendance.

Depuis l'identification par Arrhenius en 1896 de l'impact de la concentration de $CO_2$ sur la température moyenne, l'augmentation continue du réchauffement climatique et la responsabilité des activités anthropiques ont été étayées par de nombreux travaux scientifiques. Le dernier rapport d'évaluation sur le changement climatique réalisé par le GIEC en 2014 fait état d'une situation préoccupante. D'après les scénarios de projection de l'évolution du climat explorés, l'absence d'effort destiné à limiter les émissions conduirait à des trajectoires d'augmentation de la température moyenne à la surface du globe se situant dans une gamme de 2 à 4°C par rapport à 1985-2005 à l'horizon 2100[1]. L'attentisme se traduirait ainsi par un « *risque de conséquences graves, généralisées et irréversibles à l'échelle du globe* » engendrant des dommages « *plus grands pour les populations et les communautés défavorisées de tous les pays, quel que soit leur niveau de développement* » (IPCC, 2014). Ce constat issu de la communauté des experts du climat, accompagné par une prise de conscience de plus en plus forte des opinions publiques des pays industrialisés, a conduit au cours des deux dernières décennies à l'émergence d'une gouvernance du climat à l'échelle mondiale. Celle-ci s'est notamment traduite dans certaines régions par la mise en place d'instruments de régulation sur les émissions de $CO_2$ issues de la combustion de produits fossiles associés à la production d'énergie et aux activités industrielles. Le marché d'échange de quotas de carbone en Europe fait ainsi figure de système pionnier dans le monde et a été accompagné par la suite d'une série de systèmes analogues dans d'autres régions du globe (Goubet et Nikov, 2015). A l'échelle nationale, certains Etats ont par ailleurs choisi la mise en place de taxes carbone en Europe (Kossoy et al., 2015).

Cela étant, les mesures prises sur la limitation des émissions de $CO_2$ n'ont pour le moment pas été associées à une volonté tout aussi nette de régulation des cycles biogéochimiques du méthane et de l'azote en dépit de leur rôle tout aussi important dans le fonctionnement du climat. Engendrés pour l'essentiel par des processus biologiques, ces deux gaz, au potentiel de réchauffement global important, ont également connu une forte augmentation de leur concentration atmosphérique au cours des dernières décennies (IPCC, 2014) et sont principalement émis par les activités agricoles. En 2010,

[1] D'après les scénarios RCP6,0 et RCP8,5 qui n'intègrent aucun effort d'atténuation des émissions

sur les 49 $GtCO_2eq$ (±4.5) de gaz à effet de serre émis par les activités humaines, les activités agricoles[2] représentaient 5,4 GtCO2eq (±0.5) (IPCC – WG3, 2014) soit une part des émissions mondiales de 11% (±0.2) en raison des émissions de protoxyde d'azote ($N_2O$) et de méthane ($CH_4$) liées à la fertilisation et à l'élevage.

Si les conséquences de l'agriculture sur le réchauffement climatique font l'objet d'une littérature scientifique de plus en plus fournie, il n'en demeure pas moins que l'ampleur de la mise en place d'instruments de régulation appliqués à ce secteur apparait encore faible au regard de l'enjeu climatique. Les initiatives lancées dans la foulée de la ratification du protocole de Kyoto telles que les mécanismes de développement propres ou la mise en œuvre conjointe ont pu aboutir à la réalisation de projets innovants dans les agricultures des pays industrialisés et des pays en voie de développement. Elles ont jusqu'à présent permis l'identification de mesures novatrices de réduction d'émissions tant du point de vue des techniques alternatives employées que celui du mode de financement. Néanmoins, l'ampleur de leur déploiement et de leur diffusion n'est encore pas suffisante pour infléchir significativement et durablement les trajectoires d'émissions des agricultures dans le monde.

Il convient par conséquent d'amplifier la réduction des émissions par des politiques publiques visant à inciter à réduire des émissions de gaz à effet de serre agricoles. La mise en place d'un prix du carbone (que ce soit par le biais d'une taxe, ou d'un marché d'échange de quotas de carbone) ou la mise en place de normes peuvent être envisagées comme instruments de régulation. La nécessité de développer la connaissance sur le coût de réduction (ou coût d'abattement) des émissions apparaît toutefois être un préalable afin (i) d'apprécier la pertinence des outils les uns par rapport aux autres, (ii) d'anticiper les réductions d'émissions attendues par ces différents instruments et (iii) de discuter l'efficacité économique des mesures qui peuvent être envisagées dans ce secteur.

Cette thématique est l'objet de cette thèse qui se focalise sur la question du coût lié à la réduction des émissions de gaz à effet de serre afin de comprendre quels peuvent être les potentiels de réduction ainsi que les éventuels freins associés à certaines mesures d'atténuation. Je me concentre sur les émissions de protoxyde d'azote ($N_2O$) liées à la fertilisation qui, nous le verrons, constituent un poste majeur d'émissions. Le cadre retenu est celui de l'agriculture européenne conventionnelle qui sera abordée à travers trois niveaux géographiques différents. Le premier chapitre porte sur le niveau français, le deuxième se concentre sur cinq régions européennes tandis que le troisième porte sur trois départements français. Chaque chapitre analyse une mesure d'atténuation des émissions spécifique. L'instrument de régulation des émissions étudié de manière privilégié sera celui d'une taxe carbone,

[2] Catégorie n'intégrant pas les émissions liées à l'utilisation et au changement des sols

traduisant la mise en place d'un prix du carbone[3], et constituera le fil rouge de ce travail mais sera complétée, dans le troisième chapitre, par l'étude d'un autre outil pouvant être envisagé pour l'atténuation des émissions, à savoir la mise en place d'une assurance.

L'objectif de ce chapitre introductif est de présenter, premièrement, le contexte général des émissions de gaz à effet de serre dans l'agriculture européenne et française et, deuxièmenent, la place de ce travail par rapport à ce contexte et à la littérature disponible. Après avoir identifié l'importance des émissions liées à la fertilisation dans la première partie, les bases théoriques de la mise en place d'un prix du carbone sont abordées dans la partie 2. Ces observations nous révèlent l'importance de l'étude du coût d'atténuation afin d'anticiper les réductions engendrées par ce mécanisme incitatif. Les différentes approches retenues dans la littérature économique agricole sur les coûts marginaux d'atténuation sont exposées dans la partie 3. Puis, en partie 4, les apports, les approches retenues et les problématiques abordées dans la thèse sont présentées.

## 1.1 Contexte : l'importance des émissions de GES liées à la fertilisation

### *1.1.1. La fertilisation : une pratique fondamentale pour la sécurité alimentaire mondiale associée à des impacts environnementaux conséquents*

La consommation européenne d'azote en Europe a été estimée dans les années 2000 à 20 millions de tonnes par an (Sutton et al., 2011). Elément chimique fondamental pour la croissance des plantes et donc pour l'alimentation humaine, sa maîtrise est à la croisée d'enjeux liés au commerce international, à la préservation de l'environnement et à la sécurité alimentaire.

L'azote est présent de manière abondante dans l'atmosphère. Cependant, sa forme chimique $N_2$ est peu réactive et donc très peu assimilable par la plupart des organismes vivants. Par constrate, l'azote présent sur terre revet des formes chimiques plus réactives (ammonium, nitrate, acides aminés, proteines etc.) mais disponibles en quantités beaucoup plus réduites. La capacité à déplacer une partie du stock de l'atmosphère vers le sol a donc historiquement constitué un défi majeur pour les agriculteurs et agronomes afin de répondre à la demande alimentaire.

[3] Le terme « taxe carbone » est utilisé ici de manière générique, même si en l'occurrence elle s'applique pour la thèse aux émissions de protoxyde d'azote exprimées en équivalent $CO_2$. La valeur du pouvoir de réchauffement global (PRG) du $N_2O$ reprend celle retenue dans les inventaires d'émissions et correspond aux valeurs définies par la CCNUCC, c'est à dire celle indiquée dans le 4ème rapport du GIEC (IPCC, 2007). Cette valeur est de 298, autrement dit une tonne émise de $N_2O$ est équivalent à l'émission de 298 tonnes de $CO_2$.

Avant la révolution de la fixation de l'azote par le procédé Haber-Bosch, la fertilisation des cultures était principalement assurée par des sources naturelles telles que les déjections d'élevage et la fixation symbiotique des plantes légumineuses (pois, luzerne, lentilles, fève etc.) ou bien par des sources « fossiles » telles que le guano péruvien, le salpêtre chilien ou le sel d'ammonium extrait du charbon (Erisman et al., 2008 ; Hager, 2008). Ce système a cependant été bouleversé par la découverte de Fritz Haber en 1908 de la fixation atmosphèrique permettant d'obtenir de l'azote réactif à partir d'oxygène et de diazote atmosphériques et de méthane placés à très haute température et à haute pression. Cette innovation industrielle a ainsi permis de lever l'une des principales limites portant sur l'augmentation de la production agricole mondiale. Pour Sutton l'ampleur avec laquelle elle s'est déployée au cours du vingtième siècle, après avoir été découverte, fait de cette dernière « *la plus importante expérience de géo-ingénierie que l'humanité ait jamais réalisée* » (Sutton et al., 2011). Elle a permis notamment la réalisation de sauts en matière de potentiel de production des cultures après la seconde guerre mondiale[4] rendant les échanges internationaux de gouano et d'os, qui s'étaient constitués jusqu'alors, obsolètes. Enfin, elle a permis d'accompagner le mouvement d'augmentation de la population portée par la révolution verte agricole qui est passée de 3,5 à 7,35 milliards d'habitants dans le monde entre 1950 et 2015. Ainsi, Erisman et al. (2008) estiment que la fertilisation azotée chimique contribue à nourrir 48% de la population mondiale.

L'importation massive d'azote sous forme minérale dans les agro-systèmes a eu pour conséquence, en particulier, une moindre nécessité pour les agriculteurs d'avoir recours à des formes d'azote organiques (déjections d'élevage, fixation symbiotique via les plantes légumineuses). Le service de fertilisation apporté par les déjections d'élevage et les légumineuses, s'est vu fortement concurrencé par l'efficacité de l'azote fourni par les engrais minéraux. Les régions agricoles ont pu, par ailleurs, accélérer leur mouvement de spécialisation (Johnstone, 1995), et les secteurs de l'élevage et des cultures ont pu être davantage dissociés favorisant la différenciation entre zones de cultures et d'élevage. Enfin, la transformation du cycle global de l'azote engendrée par les activités humaines, s'est accompagnée de conséquences néfastes pour l'environnement (Sutton et al,. 2011). En Europe, le lessivage des nitrates s'est notamment traduit par des concentrations importantes dans les eaux potables dans certaines régions (notamment en Belgique, en Bulgarie et en Bretagne) et par l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. L'apport d'azote sur les terres agricoles engendre également des émissions de NOx avec des conséquences importantes sur la qualité de l'air et la santé. Enfin, la fertilisation azotée est responsable d'une partie substantielle des émissions de gaz à effet de serre que nous abordons plus en détail dans le paragraphe suivant.

---

[4] Stewart et al., 2005 concluent, d'après des expériences de long terme effectuées aux Etats-Unis, au Royaume-Uni et dans différentes zones tropicales, que 30 à 50% du rendements des cultures est due à l'épandage d'engrais synthétiques.

*1.1.2. Une source importante d'émissions en Europe et en France*

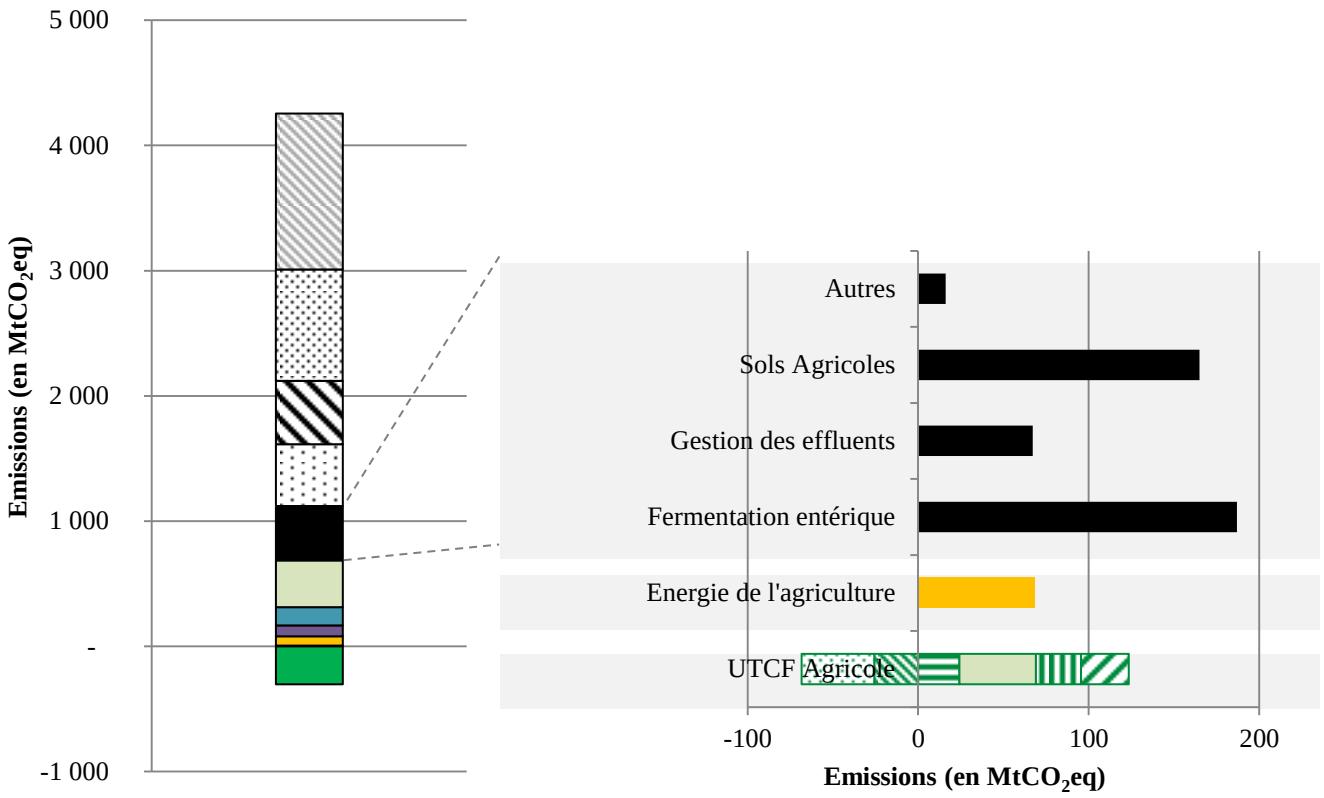
Les émissions de l'agriculture peuvent être approximées grâce aux règles de calcul développées par le GIEC (Houghton et al., 1997 ; IPCC, 2000). Celles-ci permettent une comptabilité des émissions de gaz à effet de serre dans le système commun d'inventaire encadré par l'UNFCCC afin, d'une part, de suivre l'évolution des émissions des différents pays signataires sur la base d'une métrique et d'une méthode communes et, d'autre part, d'apprécier le respect des engagements des différents Etats en matière d'atténuation des émissions.

Les émissions liées à la fertilisation sont représentées dans la catégorie 'Agricultural Soils'. Celles-ci rassemblent les émissions liées à la fertilisation azotée des champs cultivés et des prairies. On distingue les émissions de $N_2O$ directes et indirectes. Les émissions directes sont produites à l'endroit de l'épandage des engrais, que ces engrais soient synthétiques (engrais chimiques) ou organiques (résidus de culture, lisiers d'animaux, ou des déjections animales effectuées en pâture). Les émissions de $N_2O$ indirectes sont produites sur une surface différente du lieu de la fertilisation. Elles résultent du transport des composés azotés en dehors de la parcelle sous l'effet du lessivage, du ruissellement ou de la déposition atmosphérique. La déposition atmosphérique commence par la volatilisation de l'azote sous forme de $NH_3$ ou de NOx, suivie de sa redéposition sur le sol sous forme d'ammonium ou de nitrate. Dans un second temps, ce dépôt engendre des émissions de $N_2O$ par les mêmes processus de nitrification et de dénitrification que les émissions directes. Le lessivage est le flux d'eau qui s'infiltre depuis la surface jusqu'aux profondeurs des racines pour ensuite rejoindre les eaux souterraines. Enfin, le ruisselement correspond aux flux d'eau en surface des terres.

En 2014, la fertilisation est responsable en Europe (UE-28) de l'émission de 164 $MtCO_2eq$ (voir figure 1) soit 37,9% des émissions agricoles ou encore 4,2% de l'ensemble des émissions nettes[5]. Si le poids de la fertilisation est élevé en Europe, il l'est encore plus en France. Elle représente ainsi la première source de gaz à effet de serre de l'agriculture de ce pays avec 35 $MtCO_2eq$ (voir annexe 1.6) soit 43,8% des émissions de l'agriculture et 8,5% de l'ensemble des émissions nettes françaises. Le poids de la fertilisation dans les émissions françaises et la part que représente la France dans les émissions agricoles européennes[6] s'expliquent principalement par le fait que la France dispose de la plus grande surface agricoles utile (SAU) des pays de l'Union. L'explication de ce poids dans son propre périmètre est aussi liée à l'importance du nucléaire dans le mix énergétique français, conduisant à des émissions relativement plus basses dans le secteur de la production d'énergie et donc une part plus importante pour celles provenant de l'agriculture.

[5] En prenant en compte le puits net de gaz à effet de serre lié aux usages des sols et à la forêt.

[6] La fertilisation française représente en effet 21% des émissions de la fertilisation de l'UE-28.




**a. Répartition des émissions européennes par secteur**

**Légende 1-a :**

- Industries de l'énergie
- Transport
- Secteur commercial et résidentiel
- Manufactures et construction
- Agriculture
- Procédés industriels
- Déchets
- Emissions fugitives issues des carburants
- Energie des autres secteurs
- Autres
- UTCF

**b. Répartition des émissions agricoles par sources**

**Légende 1-b :**

- Méthane et protoxyde d'azote
- Terres cultivées restant Terres Cultivées (CO2)
- Terres converties en terres cultivées (CO2)
- Prairies restant prairies (CO2)
- Terres converties en prairies (CO2)
- Terres cultivées et prairies converties en forêts (CO2)
- Terres cultivées et prairies converties en zones urbanisées (CO2)
- Carburants (CO2)

Note : UTCF signifie Utilisation des Terres, leurs Changements et la Forêt

**Figure 1 - Place de l'agriculture dans les émissions européennes de GES (UE-28) en 2014. Données : UNFCCC**

*1.1.3. Des réductions d'émissions à poursuivre pour atteindre les objectifs d'attenuation en matière de changement climatique*

En dépit de sa forte contribution au forçage radiatif des émissions anthropiques, la tendance des émissions agricoles est à la baisse en Europe et en France. Celle-ci suit la une tendance voisine de celles des émissions de l'ensemble des secteurs regroupés de l'économie entre 1990 et 2014 qui ont baissé de 26% quand les émissions agricoles ont, elles, baissé de 21% (voir figure 2 pour l'Union Européenne). En France, les réductions d'émissions de l'agriculture ont également atteint 5,6% mais l'ampleur est moindre par rapport à la tendance de l'ensemble des émissions françaises sur la même période (-20%) (voir figure 2).

Cette évolution à la baisse tient principalement à la réorganisation des marchés agricoles consécutive aux différentes réformes de la politique agricole commune (Dequiedt, 2012) ayant donné lieu à une mutation du marché secteur agricole qui s'est par exemple traduite en France par une diminution globale des cheptels depuis 1990, avec une chute notable des effectifs ovins de 28% et du nombre de vaches laitières de 27%. L'usage des engrais synthétiques par hectare est, quant à lui, caractérisé par une légère baisse (-4% entre 1990 et 2008).

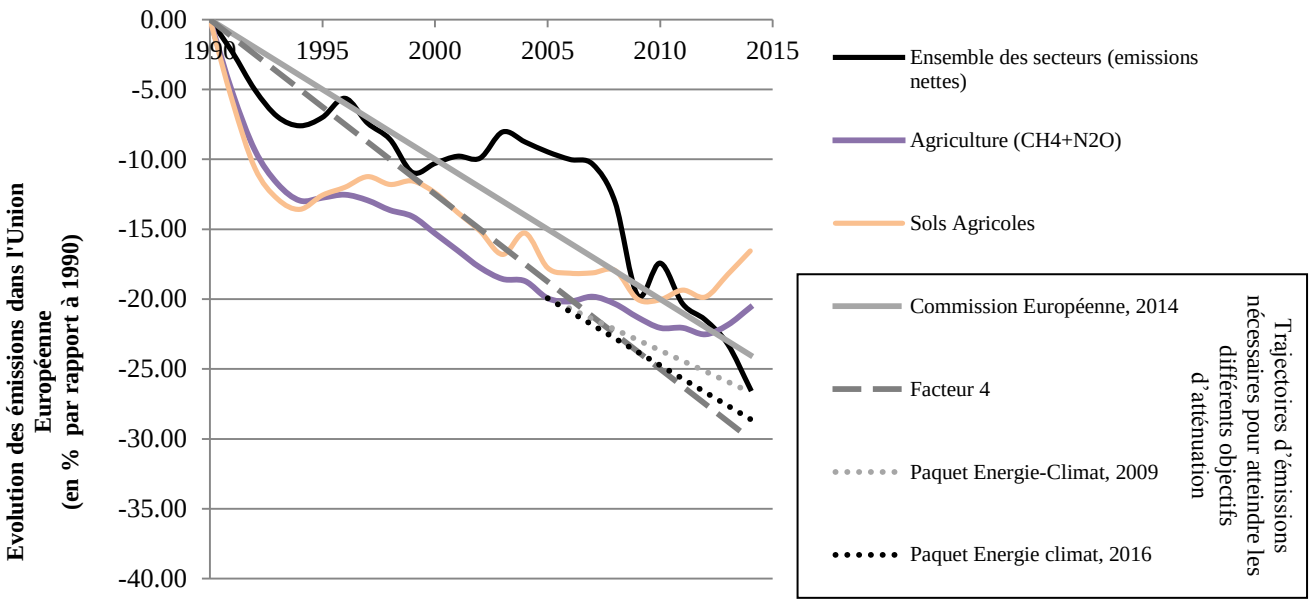
Si les baisses des émissions agricoles ont été importantes à la fois au niveau européen et français, les objectifs élevés d'atténuation nécessitent toutefois de poursuivre, voire d'amplifier, les efforts de réduction. L'une des pierres angulaires de l'engagement climatique de l'Union Européenne est le paquet Energie Climat (Conseil de l'Union Européenne, 2009). Initié en 2009 et révisé en 2014, celui-ci définit une série d'orientations à suivre dans le domaine de l'énergie et du climat et pose notamment comme objectif une réduction des émissions de 40% à atteindre en 2030 par rapport à l'année 1990 pour l'ensemble des secteurs. Il établit, dans une décision du conseil et du parlement européen du 23 avril 2009, des objectifs à atteindre pour les secteurs à émissions diffuses (soit les émissions or EU-ETS), dont l'agriculture fait partie, à l'échelle de chaque état européen. Pour la France, l'objectif défini est de 14% en 2020 à atteindre par rapport aux émissions de 2005. Pour l'agriculture européenne l'objectif est de 10%[7]. L'élan suscité par la COP 21 s'est récemment accompagné de la renégociation de ces objectifs. La commission européenne, dans un document datant de Juillet 2016 (Commission Européenne, 2016), propose ainsi de revoir ces chiffres à la hausse. Celle-ci invite notamment les états de l'Union Européen à réduire leurs émissions de 30% en 2030 par rapport à 2005 pour les secteurs hors-ETS. Dans le cadre du Partage de l'effort entre pays européen, l'objectif décliné spécifiquement pour la France est de 37% en 2030 par rapport à l'année 2005.

[7] L'objectif de -10% est défini pour l'ensemble des secteurs non couverts par l'EU-ETS dont l'agriculture fait partie.

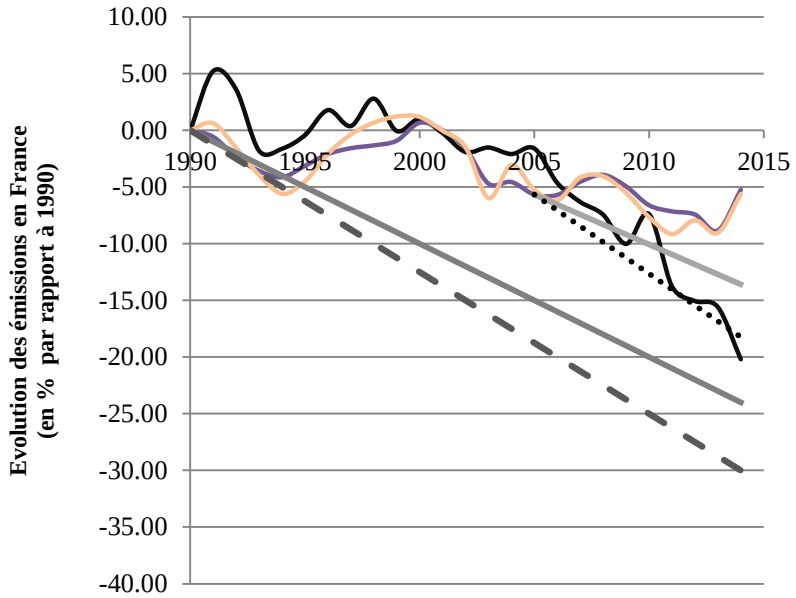
Ces objectifs ambitieux appelent une nouvelle inflexion des trajectoires actuelles d'émissions. La figure 2 permet de rendre compte de l'écart persistant entre la baisse réelle des émissions et les baisses telles qu'elles devraient être en vue de l'atteinte des différents objectifs d'atténuation à l'échelle européenne et française[8]. Entre 1990 et 2014, les réductions annuelles d'émissions agricoles ont été en moyenne de 0,2% et de 0,9% respectivement au niveau français et européen. Le simple respect des objectifs fixés par le paquet énergie-climat en 2009 impliquerait de rehausser les efforts annuels de réduction à 2,4%, soit une multiplication par 11 des efforts engagés actuellement au niveau français, et de 1,5%, soit une multiplication par 1,8 des efforts actuels au niveau de l'Union Européenne.

Par conséquent, pour encourager de nouvelles baisses d'émissions et atteindre les objectifs liés à la limitation du changement climatique, il convient d'identifier le potentiel de mesures additionnelles d'atténuation et d'envisager la mise en place d'outils de régulation.

[8] En supposant une déclinaison annuelle des différents objectifs climatiques à atteindre.




**a. Union Européenne (UE-28)**




**b. France**

**Figure 2 – Illustration de l'écart entre l'évolution des émissions de GES et les différents objectifs d'atténuation (en pourcentage) – données : UNFCCC**

**Notes :** les différents objectifs de réduction d'émissions de gaz à effet de serre :

- **« Commission européenne, 2014 »**: correspond à un objectif de réduction de 40% des émissions en 2030 par rapport à 1990 pour l'ensemble des secteurs de l'économie.
- **« Facteur 4 »** : correspond à une baisse des émissions de 75% en 2050 par rapport à 1990 pour l'ensemble des secteurs de l'économie. En France, il est intégré dans la loi programme fixant les orientations de la politique énergétique datant du 13 juillet 2005. En Europe, il correspond à la recommendation du parlement établie dans la décision du 23 avril 2009.
- **« Paquet Energie-Climat, 2009 »** : objectif de réduction de 10% pour les secteurs à émissions diffuses en 2020 par rapport à 2005 dans l'UE-28. L'objectif en France est de 14%.
- **« Paquet Energie-Climat, 2016 »** : objectif de réduction de 30% proposé par la Commision Européenne pour les secteurs à émissions diffuses (hors-ETS) en 2030 par rapport à 2005 dans l'UE-28. L'objectif proposé en France est de 37%.

### 1.2. Des instruments réglementaires à l'idée de l'inclusion d'un prix sur les émissions de GES

En dépit d'une prise de conscience du problème climatique encore relativement faible chez les agriculteurs[9], l'intégration du climat dans l'agriculture reste une ambition affichée par les autorités publiques. Si l'accord de la COP21 à Paris (UNFCCC, 2015) en décembre dernier ne mentionne pas le rôle de l'agriculture dans l'atténuation des émissions, au niveau européen, la communication de la DG Agriculture (European Commission, 2010) mentionne la nécessité pour l'agriculture de « *poursuivre les actions d'atténuation des changements climatiques et d'adaptation à ces changements afin de permettre à l'agriculture d'y faire face* ».

Pour que l'atténuation des émissions de GES soit efficace, les instruments des politiques de l'environnement ont pour objectif de fournir les incitations permettant de trouver un point d'équilibre entre les deux extrêmes que constituent d'un côté la réduction complète des niveaux de pollution et, de l'autre, le laissez-faire engendrant des dommages considérables pour l'environnement. En d'autres termes, la réduction des externalités, en l'occurrence des émissions de gaz à effet de serre, ne doit pas induire davantage de coûts pour la société que le coût des dommages créés par ces externalités elles-mêmes (Pigou, 1932 ; Barde, 1995). Ce point d'équilibre, appelé également optimum social, doit correspondre au niveau d'émissions où le coût marginal d'atténuation (ou coût marginal d'abattement) des émissions égalise la valeur marginale des dommages induits par ces pollutions.

On distingue généralement deux grandes catégories d'instruments permettant de trouver cet équilibre: les instruments réglementaires et les instruments économiques. Les instruments réglementaires sont mesures institutionnelles visant à contraindre le comportement des pollueurs sous peine de sanctions administratives ou judiciaires. Ceux-ci comportent principalement les normes d'émissions, définissant des intensités maximales d'émissions de polluant dans le milieu de production, ou de normes techniques, qui obligent les firmes à utiliser une technologie particulière de réduction de la pollution. Les instruments économiques sont des mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement économique du pollueur (i.e. les bénéfices et les coûts) via des signaux "prix", tels que les taxes environnementales ou les marchés de droits à polluer, pour l'inciter à l'adoption volontaire de comportements moins polluants.

L'un des avantages des instruments par les prix est qu'ils permettent de différencier les efforts de dépollution entre les firmes sans que cette répartition efficace de l'effort ne soit déterminée par une autorité de régulation (Pigou, 1932). En effet, sous l'effet d'une taxe, les firmes ayant un coût de

[9] dont seulement 20% sont convaincus, par exemple en France, de l'existence du lien entre les activités humaines et le réchauffement climatique (Boy, 2014)

dépollution plus faible, iront plus loin dans la dépollution que les firmes les moins efficaces. Ce faisant, la taxe permet de minimiser le coût global de l'atténuation des firmes d'un même secteur économique. A l'inverse, une norme uniforme qui imposerait à chaque pollueur le respect d'un même niveau maximal d'émissions ne permet pas d'atténuer les émissions au coût global le plus faible puisque les firmes aux coûts de dépollution le plus faible sont amenées, dans cette configuration, aux mêmes niveaux que celles aux coûts de dépollution le plus élevée. Il est possible toutefois, en théorie, d'envisager la mise en place de normes d'émission plus efficaces qui différencieraient les niveaux de pollution prescrits à chaque firme. Ainsi, une norme différenciée qui prescrirait différentes quantités maximales d'émissions ajustées en fonction de leur capacité d'abattement, permettrait, comme la taxe pigouvienne, d'atteindre l'optimum social. Il est à noter cependant, que ce dispositif nécessite que les autorités de régulation puissent disposer des informations suffisantes, notamment le coût d'atténuation de chaque entreprise, pour déterminer ces niveaux de pollution différenciées.

Jusqu'à présent, les instruments environnementaux de la Politique Agricole Commune (PAC) ont été principalement de nature réglementaire. Apparue au moment de la réforme Fischler en 2003, l'éco-conditionnalité renforce, par exemple, les dispositions que doivent prendre les agriculteurs en matière d'environnement en échange des aides du premier pilier. Celle-ci comprennent le maintien des prairies permanentes, la préservation des surface d'intérêt écologique ou encore la diversification des cultures (Commission Européenne, 2013)[10]. Initiée en 1991, la Directive Nitrate fixe également des limites sur les quantités d'azote épandues sur les terres agricoles et a eu par conséquent un impact indirect sur les émissions de $N_2O$ (Velthof et al., 2014). L'impact sur les émissions de GES agricoles reste toutefois un objectif secondaire de ce dispositif. La réforme de la PAC en 2014 adosse aux mesures agro-environnementales, dans le cadre du deuxième pilier, une composante climatique mais il n'est pas encore possible d'estimer leur impact concret sur les pratiques des agriculteurs et sur la réduction des émissions.

La PAC offre donc un cadre pour l'inclusion et le renforcement de la dimension climatique dans les pratiques agricoles. Il convient toutefois d'apporter les remarques suivantes:

- Tout d'abord, le principe de rétribution en échange de services environnementaux (c'est par exemple le cas des mesures agro-environnementales) est opposé au principe pollueur-payeur adopté par les pays de l'OCDE qui implique que le coût des mesures économiques engagées doit être supporté par les agents responsables de la pollution (OCDE, 1989; Henry, 1989).

[10] http://ec.europa.eu/agriculture/policy-perspectives/policy-briefs/05_fr.pdf

- Ensuite, selon Dupraz (2007), les mesures agro-environnementales sont intrinsèquement sous-optimales au regard de la théorie économique d'internalisation des externalités, qui préconise une rémunération tenant compte de la demande sociale, c'est-à-dire de la valeur accordée par la collectivité aux externalités négatives. Ce n'est pas le cas ici puisque seules les pertes de profit pour les agriculteurs, et non le coût pour la société de manière globale, sont prises en compte dans le calcul des aides que reçoivent les agriculteurs, ce qui peut aboutir à une situtation sous-optimale pour le bien-être global de la société.

- Concernant les normes limitant les externalités, s'il y a un progrès technique permettant de réduire le coût de pollution, l'agriculteur ne sera pas incité à changer ses pratiques en deça de ce que définissent les normes actuelles. En effet, le pollueur sera d'autant moins incité à faire spontanément mieux que la norme qu'il craindra un « effet de cliquet » de la part des pouvoirs publics qui seront tentés d'entériner le progrès technique par un renforcement général des normes (Barde, 1995). Par conséquent, la norme constituerait davantage une invitation à se cantonner dans le système actuel.

- Par ailleurs, le fait que la mise en place de normes différenciées optimales suppose que l'autorité de régulation puisse au préalable déterminer l'optimum de pollution en estimant la fonction de dommage, d'un coté, et les fonctions de coût d'atténuation pour chacun des acteurs du secteur (Weitzman, 1974 ; Baumol and Oates, 1971, Segerson, 1988) représente un problème pratique pour le secteur agricole. Si cela implique un coût de relativement faible de collecte de l'information dans des secteurs tels que celui de la production d'énergie, où les émissions de GES sont concentrées en quelques unités de production, le problème est tout autre dans le secteur agricole qui comprend de nombreuses exploitations réparties sur le territoire et présentant des conditions de production très hétérogènes et donc une forte disparité du coût d'abattement.

A la différence des normes, la régulation par les prix permet d'éviter les principaux écueils énoncés ci-dessus. Sans nécessiter le calcul du coût d'atténuation pour chaque exploitation agricole, elle permet notamment de s'adapter à l'hétérogénéité des conditions du secteur agricole (Shortle et Dunn, 1986) sans besoin de déterminer les quantités de polluants par exploitations. Elle revet l'avantage de fournir une incitation continue à la réduction des émissions permettant de favoriser l'intégration du progrès technique dans la production (Barde, 1995) et respecte le principe pollueur-payeur des pays de l'OCDE.

Une partie de la littérature propose que cette régulation par les prix soit mise en œuvre dans l'agriculture via la mise en place d'un marché d'échange de quotas de carbone (Pérez-Dominguez et al., 2009 ; Mac Carl and Schneider, 2000). Cette proposition repose sur l'approche de Coase (1960) proposant d'attribuer à chaque agent des quotas ou permis d'émissions puis à permettre l'échange de ces droits par ventes ou achat, générant ainsi un prix des droits à polluer. D'un point de vue théorique, ce système permettrait d'être tout aussi efficace pour atteindre le niveau d'émissions de GES optimal et ne diffère pas ainsi d'une taxe pigouvienne par la minimisation du coût global d'atténuation (Barde, 1995). De Cara et Vermont (2011) soulignent par ailleurs que l'élargissement du système d'échange de quotas de carbone européen (EU-ETS) à l'agriculture aurait l'avantage de réduire le coût d'abattement global d'atténuation notamment en réalisant des économies du côté des secteurs couverts par l'ETS. L'économie globale réalisée par cet élargissement serait, selon ces mêmes auteurs, supérieure aux coûts de transaction (associés à la mesure, le reporting et la verification des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole) inhérents à un tel système.

Si la discussion sur la mise en place d'un prix du carbone dans l'agriculture reste jusqu'à présent principalement théorique, certaines initiatives initiées au moment du protocole de Kyoto suivent le principe d'attribution d'un prix des émissions de GES dans les différents secteurs de l'économie y compris celui de l'agriculture. C'est le cas des Mécanismes de Développement Propre (MDP) pour les pays en voie de développement (hors-annexe B) et de la Mise en Œuvre Conjointe (MOC) pour les pays développés (annexe-B). La valeur de la tonne de $CO_2$eq résulte ici des contraintes d'émissions des pays engagés dans le protocole de Kyoto qui peuvent se mettre en conformité par rapport à leur objectif en achetant des tonnes de réduction d'émissions générées par différents projets[11]. Tronquet et Foucherot (2015) recensent, dans les MDP, quelques 954 projets liés à l'agriculture (enregistrés au 1er décembre 2014) soit 13% de l'ensemble des projets MDP. Ces mêmes auteurs rapportent que les projets agricoles de la MOC, sur la période 2008-2012, représentent 70 projets sur les 648 projets MOC (soit 9% des projets). Cependant, la plupart d'entre eux ne concernent que la filière en amont et aval de l'agriculture sans se concentrer sur les émissions de l'exploitation[12]. Ceux-ci portent en effet, en majorité, sur la réduction des émissions de $N_2O$ lors de la fabrication d'engrais ou l'utilisation de la biomasse en substitution de combustibles fossiles pour la production énergétique et laissent ainsi la portion congrue au changement des pratiques des agriculteurs.

[11] Certified emission reduction units (CERs) pour les mécanismes de développement propre et Emission Reduction Units (ERUs) pour la mise en œuvre conjointe.

[12] Les projets ne concernant que les émissions au sein de l'exploitation ne concernent en effet que 213 projets MDP et 12 projet MOC (Tronquet et Foucherrot, 2015)

Enfin, la Nouvelle-Zélande a créé en 2008 le New Zealand Emission Trading System (NZ-ETS), couvrant une grande partie des secteurs de l'économie néo-zélandaise[13] et devant s'élargir progressivement à celui de l'agriculture. Des obligations de reporting ont ainsi été imposées aux transformateurs agricoles depuis le 1er janvier 2012 et il a également été prévu d'intégrer les émissions agricoles en 2015 dans ce marché d'échange de quotas carbone, en plaçant la contrainte sur les producteurs d'engrais azotés pour les émissions de $N_2O$ et sur les industries de transformation de la viande pour les émissions liées à l'élevage. Cependant, l'entrée du secteur agricole dans le système de quotas n'est plus à l'ordre du jour suite aux pressions du secteur agricole.

En dépit de la portée relativement faible de ces initiatives, la mise en place d'un prix sur les émissions agricoles reste d'intérêt à une échelle plus globale pour le secteur agricole. L'évaluation du coût d'abattement permet d'évaluer l'impact de la mise en place d'un prix du carbone en termes de potentiel de réduction de gaz à effet de serre, ce que se propose de faire une partie de la littérature sur le coût d'abattement.

## 1.3. Revue de la littérature sur l'estimation des coûts d'abattement en agriculture.

### *1.3.1. Les différentes approaches pour estimer le coût d'atténuation*

Vermont et De Cara (2010) identifient trois grandes approches pour estimer le coût marginal d'abattement : i) les approches de type ingénieur, ii) les approches reposant sur des modèles économiques d'offre ; iii) les approches par construction de modèles d'équilibre partiel ou général.

- **L'approche type ingénieur** se concentre sur le potentiel de mesures individuelles et s'attache à produire leur abattement cumulé et les coûts associés. Les données employées pour estimer leur potentiel sont généralement issues de fermes modèles (ou représentatives) et permettent ainsi de réduire les incertitudes sur l'estimation du coût d'atténuation des émissions à l'échelle de chaque mesure (MacLeod et al. 2010, Pellerin et al. 2013, O'Brien et al., 2014).

- **L'approche regroupant des modèles économiques d'offre** décrit le comportement d'exploitations types représentant différentes régions géographiques (De Cara and Jayet, 2011; Hediger, 2006). La fonction objectif est typiquement le profit de ces exploitations auxquelles sont ajoutées différentes contraintes que constituent par exemple la disponibilité des terres ou encore des éléments de politique agricole. L'intégration d'un prix du carbone

[13] Production d'énergie, industrie, déchets et forêt

dans ces modèles, par la mise en place d'une taxe sur les émissions de GES, permet au modèle de décrire la réponse efficace en termes de reconfiguration des productions au sein de l'exploitation pour réduire les émissions.

- **L'approche fondée sur des modèles d'équilibre général ou partiel** partage avec l'approche ci-dessus l'hypothèse de maximisation du profit des agents. Celle-ci inclue cependant une description de la demande des produits agricoles ainsi qu'une représentation des ajustements des prix et de l'équilibre sur les marchés. Les modèles de cette catégorie représentent ainsi les effets retour des prix sur les coûts marginaux d'atténuation (Pérez-Dominguez et al., 2012; Schneider et al., 2007; Golub et al., 2009).

### *1.3.2. Le traitement de la fertilisation dans les différentes approches*

Ces trois approches ont été mobilisées pour estimer le potentiel d'atténuation de l'agriculture dont celui de la fertilisation. Les tableaux 1-A et 1-B présentent la prise en compte de différentes mesures d'atténuation liées à la fertilisation chimique des grandes cultures dans les différentes études. De manière générale, elles se distinguent sur la base des éléments suivants :

- Premièrement, une différence importante entre les approches repose sur le nombre de mesures étudiées. Généralement les approches ingénieur abordent un éventail plus large de mesures. Ainsi, sur le poste d'émissions liées à la fertilisation, Mac Leod et al. (2010) retiennent au total neuf mesures et Pellerin et al. (2014) six mesures. Elles peuvent, par conséquent, donner l'impression d'être plus fines en termes de possibilités de production examinées, mais elles sont souvent plus rigides sur les hypothèses de niveaux de fertilisation retenues. A l'inverse, les approches microéconomiques se concentrent sur un nombre plus restreint de mesures (de trois à quatre mesures selon les études). Par ailleurs, les approches reposant sur des modèles d'offre ne permettent généralement pas une aussi bonne lecture de la contribution de chaque mesure individuelle puisque généralement celle-ci ne rendent compte uniquement que de la réduction globale du poste sol agricole sans préciser le coût et le potentiel de chaque mesure.

- Ensuite, une différence notable entre les approches concerne le niveau de désagrégation spatiale (Vermont et De Cara, 2010). Les approches ingénieur se concentrent sur l'estimation d'un potentiel à l'échelle d'un pays (au niveau de la France pour Pellerin et al., 2014 ; au niveau du Royaume-Uni pour MacLeod et al., 2010 ; au niveau de l'Irlande pour O'Brien et al., 2014) sans toutefois identifier la variabilité spatiale du coût et du potentiel de chaque mesure au sein du périmètre géographique retenu. Ainsi, chaque mesure est associée à un coût

marginal constant suggérant que le coût d'abattement est le même quelles que soient les conditions agronomiques de l'ensemble géographique retenu. A l'inverse, l'un des avantages des études micro-économiques construites sur des modèles d'offre est de présenter une meilleure désagrégation spatiale permettant d'identifier les potentiels de rendement et les pratiques au niveau de chaque échelon géographique.

- Les différentes approches se distinguent également par leur prise en compte des interactions pouvant avoir lieu entre les différentes techniques retenues. Certaines approches type ingénieur les prennent peu en considération puisqu'elles estiment le coût individuel de chaque mesure sans considérer leur caractère potentiellement exclusif (Pellerin et al., 2014) quand d'autres estiment leurs interactions à partir de jugements d'experts (Mac Leod et al., 2010 ; O'Brien et al., 2014). Les approches micro-économiques les prennent, elles, davantage en considération par l'arbitrage de la maximisation du profit et par la mise en place de contraintes dans les modèles. Ceci a pour avantage de mieux représenter les interactions pouvant exister entre le secteur des grandes cultures et de l'élevage. Enfin, les approches par modèle d'équilibre permettent de représenter l'impact de la baisse de la fertilisation sur les prix des intrants et des produits agricoles.

- Enfin, une différence importante entre ces approches se situe au niveau de la définition des émissions de la *baseline*. L'approche type ingénieur construit ses trajectoires d'atténuation à partir de références de profits et d'émissions associées à des comportements économiques non optimisés. Ainsi, si une pratique d'atténuation est plus profitable que les pratiques de référence alors le coût d'atténuation évalué est négatif. Autrement dit, celle-ci permet potentiellement l'identification de possibilités de réduction des émissions associées à l'augmentation du profit des agriculteurs. Pour prendre un exemple, la mesure consistant à éviter les excès d'apport en fertilisant sur les parcelles impliquerait un coût de -73 euros/tCO2eq au Royaume-Uni (Macleod et al., 2010) quand Pellerin et al., 2013 indiquent, sur des mesures similaires, en France un coût de -39 euros/tCO2eq[14] à -98 euros/tCO2eq[15]. L'obtention de tels abattements « gagnant-gagnant » est par construction impossible dans les approches par modèle d'offre ou par modèles d'équilibre. Ces dernières, fondées sur une hypothèse de rationalité des agents, supposent que les individus optimisent initialement leur profit en ayant parfaitement connaissance des possibilités de production. Les émissions de référence correspondent ainsi au point où les variables d'activité agricoles sont ajustées de telle sorte que le profit des agriculteurs est maximisé. Par conséquent, toute trajectoire de

[14] Mesure consistant à réduire de la dose d'engrais minéral par hectare

[15] Mesure consistant à retarder la date du premier apport d'engrais au printemps

réduction d'émissions construite à partir de ce point se traduit nécessairement par une perte de profit pour les agriculteurs.

Parmi les critiques émises dans la littérature sur la construction des courbes de coût marginal d'abattement, Kesicki et Ekins (2012) indiquent que ces modes d'estimation, quelle que soit l'approche employée, ne permettent pas de représenter complétement certains coûts cachés relatifs à différents types de frein liés 1) à la capacité des agriculteurs à pouvoir réagir aux signaux économiques, 2) aux coûts de transaction des différents types de politiques mises en œuvre et 3) aux effets de blocage pouvant exister dans la filière amont et aval de l'exploitation. Par conséquent, les coûts négatifs révélés dans l'approche ingénieur peuvent être davantage lus comme une quantification de ces coûts cachés que l'identification de réelles opportunités économiques.

Parmi les freins cités à l'échelle de l'agriculteur[16], et non pris en compte dans les différentes études, l'aversion pour le risque constitue une des dimensions de la prise de décision des agriculteurs pouvant influer sur l'adoption d'innovation et en l'occurrence sur la réduction des émissions. S'il s'avère que les changements de pratiques sont associés à un risque plus élevé en dépit de gains espérés plus importants (Feder, 1980), les agriculteurs averses au risque ne changeront pas nécessairement leurs pratiques. Les coûts négatifs ainsi identifiées sur l'évitement du surdosage d'engrais par hectare par Macleod et al. (2010) et Pellerin et al. (2013) pourraient, en réalité être associés à une prise de risque plus importante sur les rendements. Autrement dit, la réduction pourrait en moyenne se traduire par un une augmentation de profit mais par une prise de risque plus importante. Stuart et al., 2014 ont par exemple montré, dans une étude portant sur un programme de réduction de la fertilisation azotée aux Etat-Unis, que les agriculteurs américains utilisent ces intrants pour minimiser leur risque de production. Par conséquent, les incitations ou les coûts d'abattement présentés dans les différentes études devraient pouvoir être capables de représenter cette dimension.

[16] Le lecteur intéressé par cette thématique pourra se rapporter aux travaux de la littérature sur l'adoption d'innovation tels que Trujillo-Barrera et al. (2016) ou Roussy (2016).

## Tableau 1 - Mesures et hypothèses retenues pour la réduction des émissions liées à la fertilisation chimique des grandes cultures

### a. Approches ingénieur

| | Echelle Géographique/ Niveau de désagrégation spatiale | Pourcentage d'abattement du poste de la fertilisation chimique en grande culture | | | Hypothèses | Coût d'abatement (euros/t$CO_2$eq) | Interactions |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MacLeod et al. 2010 | United-Kingdom | 25,5% | Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha | Réduction de la fertilisation azotée | - réduction du coût lié au travail et à la mécanisation de 5%<br>- réduction des rendements de 20%. | 2 045 | Jugement d'experts |
| | | | | Suppression des excès en engrais | - absence de reduction des rendements<br>- coût d'achat des engrais réduit de 10%. | -73 | |
| | | | Mesures sur les légumineuses | Introduction de trèfle | - réduction des rendements de 30% | 20 849 | |
| | | | | Introduction de nouvelles espèces légumineuses dans les assolements | - réduction des rendements de 7%<br>- réduction du coût lié au travail et à la mécanisation de 5%<br>- coût d'achat des engrais réduit de 10%. | 174 | |
| | | 74,5 % | Autres mesures sur le $N_2O$ et fertilisation minérale | - Adoption de systèmes peu dépendants des intrants (fertilisation, pesticides)<br>- Variétés de culture plus efficaces dans l'absorption des intrants<br>- Inhibiteurs de nitrification<br>- Improved management of mineral fertiliser N application | | - | |
| Pellerin et al. 2013 | France | 56,1 % | Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha | Réduire la dose d'engrais minéral | - Réduction des rendements de 6%<br>- Baisse des charges en azote | - 39 | Jugement d'experts |
| | | | | Retarder la date du premier apport d'engrais au printemps | - Pas de baisse des rendements | - 98 | |
| | | | Mesures sur les légumineuses | Augmentation de la part dans les grandes cultures | l'introduction d'une légumineuse à graines se fait au détriment du blé tendre (1/6 de la surface en légumineuses), de l'orge (2/3) et du colza (1/6), | 19 | |
| | | 43,9 % | Autres mesures sur le $N_2O$ et fertilisation minérale | - Mieux substituer l'azote minéral de synthèse par l'azote des produits Organiques<br>- Utiliser des inhibiteurs de la nitrification<br>- Enfouir dans le sol et localiser les engrais | | - | |
| O'Brien et al., 2014 | Irlande | 37 % | Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha | Amélioration de l'efficacité de la fertilisation (incluant l'utilisation de trèfle) | Non mentionné | -121 | Jugement d'experts |
| | | 62 % | Autres mesures sur le $N_2O$ et grandes cultures et fertilisation | Inhibiteurs de nitrification | | - | |

## b. Approches par modèles d'offre ou modèles d'équilibre

| | | Echelle Géographique/ Niveau de désagrégation spatiale | Abattement (sols agricoles) par rapport à l'ensemble du potentiel Agricole (tout gaz confondus) | | | Hypothèses | Interaction |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Approche fondée sur des modèles d'offre | De Cara and Jayet., 2011 | UE-24 /niveaux infra-regional (fermes types) et regional (régions du RICA). | ~ 25% (pour une taxe comprise entre 0 et 50 euros/tCO2eq) | **Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha** | Apport global en fertilisants déterminé par les surfaces entre cultures | - Apports en azote et les rendements constants<br>- Contraintes de rotation intégrées par un maximum de la part des cultures individuelles (ou groupe de cultures) | - Avec le secteur de l'élevage par intégration de l'alimentation animale<br>- Substitution engrais minéral et engrais organique |
| | | | | **Mesures sur les légumineuses** | Fixation biologique de l'azote déterminée par la part des cultures de légumineuses | | |
| | | | | **Autres mesures sur le $N_2O$ et fertilisation minérale** | 2 :<br>- réutilisation des résidus de culture<br>- Substitution engrais minéral / engrais organique | | |
| | Hediger, 2006 | Suisse | - | **Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha** | Réduction de l'intensité de l'application en engrais | | |
| | | | | **Mesures sur les légumineuses** | Fixation biologique de l'azote déterminée par la part des cultures de légumineuses | | |
| | | | | **Autres mesures sur le $N_2O$ et la fertilisation** | Substitution engrais minéral / engrais organique | | |
| Modèles d'équilibre général ou partiel | Pérez-Dominguez et al., 2012 | UE-27 / Régions européennes NUTS2 | ~ 77% (année 2020) | **Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha** | Réduction de l'intensité de l'application en engrais | Rendements maintenus | - Avec le secteur de l'élevage par intégration de l'alimentation animale |
| | | | | **Mesures sur les légumineuses** | Apport global en fertilisants déterminé par les surfaces entre cultures (y compris légumineuses) | - | |
| | Schneider et al., 2007 | United States/ 63 régions américaines | ~ de 3,3 à 1,9 % (pour une taxe comprise entre 0 et 50 euros/tCO2eq) | **Mesures sur la réduction de la fertilisation par ha** | Apport global en fertilisants déterminé par les surfaces entre cultures (y compris légumineuses) | - | Inclut une description de la demande des produits agricoles ainsi qu'une représentation des ajustements des prix et de l'équilibre sur les marchés. |
| | | | | | Réduction de la fertilisation | 2 alternatives possibles de fertilisation:<br>- Réduction de 15% de la quantité d'azote<br>- Réduction de 30% de la quantité d'azote | |
| | Golub et al., 2009 | 3 grandes regions mondiales (USA, Chine, Reste du monde) | ~ 3% (pour une taxe mondiale de 100 €/tCO2eq) | **Mesure sur la fertilisation** | **Reduce N fertilizer** | | Intègre l'impact de la reduction de l'azote sur les rendements et les prix des intrants |

### 1.4. Apports de la thèse

Compte-tenu, d'une part, de la forte contribution de la fertilisation aux émissions de GES agricoles françaises et européennes, d'autre part, de la représentation du coût d'abattement par moyenne dans les approches type ingénieur et de l'absence d'identification précise de la contribution des principales mesures portant sur la réduction des émissions liées à la fertilisation dans les modèles d'offre, l'objectif de cette thèse est de se concentrer sur la question suivante :

> *Quelles informations peuvent apporter des méthodes hybrides sur l'estimation du coût de réduction des émissions de GES ?*

Pour répondre à cette problématique, je me concentre sur l'étude du coût et du potentiel d'abattement de deux mesures clés dans l'atténuation des émissions à savoir la mise en place de plantes fixatrices d'azote (i.e. légumineuses) et la réduction de la fertilisation par hectare. Chacun des articles de cette thèse se concentre sur l'une ou l'autre de ces pratiques spécifiquement. L'approche retenue est hybride entre l'approche type ingénieur et l'approche par modèle d'offre. Située dans leurs deux filiations, l'hypothèse retenue est celle d'une rationalité économique se traduisant par la minimisation du coût d'abatement. Je me démarque cependant de l'approche type ingénieur en affinant l'estimation du coût par obtention de courbes croissantes de coût marginal d'atténuation, et me rapproche, sur ce point, davantage des approches reposant sur des modèles d'offre. Cependant, je me différencie de cette dernière en faisant reposer l'analyse, dans les deux premiers articles, sur des baselines correspondant aux chiffres réels des bases de données exploitées, autrement dit sur des situations non optimisées initialement par les modèles employés. Ceci a pour avantage principal de faire apparaître des coûts d'abattement négatifs qui pourront, c'est mon interprétation, donner une estimation des barrières autres que celle du coût d'opportunité dans la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Enfin, le troisième article a pour intérêt d'ajouter dans la prise de décision des agriculteurs une dimension supplémentaire à la minisation du coût, à savoir l'aversion pour le risque.

Nous l'avons vu en partie 2 de ce chapitre introductif, la littérature apporte des arguments favorables à la mise en place d'un prix du carbone comme outil efficace de réduction des émissions. Les résultats des différents chapitres de cette thèse permettront d'indiquer les réductions induites par un tel dispositif si celui-ci était plus largement introduit dans l'agriculture à travers par exemple la mise en place d'une taxe sur les émissions du $N_2O$.

L'inconvénient principal de l'approche retenue est qu'il ne sera pas tenu compte des interactions avec d'autres postes de production de l'exploitation agricole tels que l'élevage et dont il a été montré dans la littérature qu'elles pouvaient influencer l'estimation du coût d'atténuation. Il ne sera pas non plus tenu compte de l'évolution du prix des marchés agricoles en réaction aux changements des pratiques des exploitations que l'atténuation des émissions induit. Cet aspect est, nous l'avons vu en partie 1.3, mieux mis en en évidence par les modèles d'équilibre général. Néanmoins, en apportant d'une part un niveau de résolution géographique sur l'estimation du coût d'abattement élevé, compte-tenu des bases de données exploitées, en prenant en compte d'autre part les bénéfices agronomiques que peuvent apporter les légumineuses dans les rotations de cultures et en considérant enfin de manière précise la relation entre le rendement et l'apport en fertilisants azotés, les différents articles de cette thèse apportent un éclairage sur certains des points aveugles de la littérature sur le potentiel d'atténuation agricole.

L'organisation de la thèse est la suivante :

- Dans le premier article, nous étudions le coût associé à l'introduction progressive de légumineuses dans les assolements français. A la différence de Pellerin et al. 2014 qui estiment un coût global pour la France de 19 euros/tCO2eq, l'objectif est de déterminer la variabilité spatiale du coût d'abatement estimé par département français et d'estimer ce coût en fonction des atténuations générées. Nous conduisons par ailleurs une analyse de sensibilité de ce coût d'abattement en fonction de différentes hypothèses sur la capacité des agriculteurs à exploiter des coûts d'abattement faibles, reflétant à la fois les contraintes possibles techniques et comportementales des agriculteurs. Je souhaite ainsi répondre à la question suivante :

    - *Quelle est la sensibilité du coût d'atténuation liée à la mise en place de plantes légumineuses dans les assolements agricoles français relative aux contraintes techniques et comportementales des agriculteurs ?*

- Dans le second article, nous étudions le potentiel d'abattement à une échelle pluri-annuelle en nous concentrant sur des rotations de cultures couvrant une période de 3 à 6 ans. L'objectif ici est de permettre une meilleure représentation de la séquence de cultures, et la prise en compte d'une dimension temporelle plus longue que ce que retiennent les études actuelles sur le coût d'abattement agricole. Nous exploitons pour cela la base de données de Reckling et al (2014) permettant d'identifier de manière fine le rôle joué par les légumineuses dans les rotations. Celle-ci nous donne accès à cinq régions européennes avec un niveau de désagrégation comprenant différents types de contextes agricoles (« site class »). Le coût d'abattement estimé n'est pas ici marginal mais correspond à un changement complet du système de production. La question explorée est ainsi la suivante :

- *Quel est le coût d'abattement lié au changement des rotations des agriculteurs?*

- Enfin, dans le dernier article, j'étudie le rôle potentiel que joue la gestion du risque dans l'apport en fertilisants des agriculteurs. J'exploite pour cela la base de données Epiclès donnant des informations précises de fertilisation à l'échelle des agriculteurs au sein de trois départements français (Orne, Deux-Sèvres, Seine Maritime). Premièrement, j'examine économétriquement le lien entre les apports en fertilisants et la variance du rendement de différentes cultures. Deuxièmement, à partir de ce lien et des apports réels en fertilisants des agriculteurs, je propose une estimation de leur aversion pour le risque. Troisièmement, j'étudie le potentiel frein que représente l'aversion pour le risque en réponse à un signal-prix du carbone. Enfin, la mise en place d'une assurance est également étudiée comme outil d'incitation à l'atténuation de ces émissions. Cet article final aborde ainsi les questions suivantes :

  - *Comment l'aversion au risque peut expliquer une partie des quantités d'azote chimique que les agriculteurs épandent sur leurs parcelles?*
  - *En quoi l'aversion au risque peut limiter le signal d'un prix du carbone sur la réduction des émissions?*
  - *Si les fertilisants sont employés comme auto-assurance, quels peuvent être les réductions d'émissions induites par une assurance ayant pour objectif d'atténuer le changement climatique ?*

### 1.5. References


Ambec, S., & Coria, J. (2013). Prices vs quantities with multiple pollutants. *Journal of Environmental Economics and Management*, 66, 123-140.

Barde, J.-P. (1995). Environmental policy and policy instruments. *Principles of Environmental and Resource Economics*, 157.

Baumol, W. J., & Oates, W. E. (1971). The use of standards and prices for protection of the environment. *The economics of environment*, 53-65.

Boy, D. (2014). Les représentations sociales de l'effet de serre et du réchauffement climatique. Étude réalisée pour le compte de l'ADEME.

Commission Européenne (2014). Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions. Un cadre d'action en matière de climat et d'énergie pour la période comprise entre 2020 et 2030.

Commission Européenne (2016). Energy Union and Climate Action: Driving Europe's transition to a low-carbon economy. European Commission - Press release. Brussels, 20 July 2016

Conseil de l'Union Européenne (2009). Conclusion de la présidence du 13 février 2009. Décision du Conseil et du Parlement Européen du 23 avril 2009.

Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. Springer. 87-137.

Dequiedt , B. (2012). Emissions de gaz à effet de serre et politique agricole commune : quel ticket gagnant? *Les cahiers de la Chaire Economie du Climat*.

De Cara, S. & Jayet, P.-A. (2011). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. *Ecological Economics, 70*, 1680-1690.

De Cara, S. & Vermont, B. (2011). Policy considerations for mandating agriculture in a greenhouse gas emissions trading scheme: a comment. *Applied economic perspectives and policy*, 33, 661-667.

Dupraz P., Pech M., 2007. Effets des mesures agri-environnementales. INRA-Sciences Sociales. N° 2-3 – Septembre 2007.

Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience, 1*, 636-639.

European Commission, 2010. Communication de la commission au parlement européen, au conseil, au comité économique et social européen et au comité des régions. « La PAC à l'horizon 2020 ». Bruxelles, le 18 novembre 2010

European Parliament and the council. Decision no 406/2009/ec of the european parliament and of the council of 23 April 2009.

Feder, G. (1980). Farm size, risk aversion and the adoption of new technology under uncertainty. *Oxford Economic Papers, 32*, 263-283.

Golub, A., Hertel, T., Lee, H.-L., Rose, S., & Sohngen, B. (2009). The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry. *Resource and Energy Economics, 31*, 299-319.

Hager, T. (2008). The alchemy of air. *Harmony Books, New York*.

Hediger, W. (2006). Modeling GHG emissions and carbon sequestration in Swiss agriculture: An integrated economic approach. *International Congress Series*. *1293*, 86-95.

Henry C. (1989). Microeconomics for Public Policy, *Clarendon Press, Oxford*.

Houghton, J. T., Filho, L. M., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., & others. (1997). Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. v. 1: Greenhouse gas inventory reporting instructions.-v. 2: Greenhouse gas inventory workbook.-v. 3: Greenhouse gas inventory reference manual.

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IPCC, 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. GIEC, Genève, Suisse

Johnstone, N. (1995). Trade liberalization, economic specialization and the environment. *Ecological Economics, 14*, 165-173.

Kesicki, F., & Ekins, P. (2012). Marginal abatement cost curves: a call for caution. *Climate Policy, 12*, 219-236.

Kossoy, A., Peszko, G., Oppermann, K., Prytz, N., Klein, N., Blok, K., et al. (2015). *State and trends of carbon pricing 2015.* The World Bank.

MacLeod, M., Moran, D., Eory, V., Rees, R., Barnes, A., Topp, C. F., et al. (2010). Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *Agricultural Systems, 103*, 198-209.

McCarl, B. A., & Schneider, U. A. (2000). US agriculture's role in a greenhouse gas emission mitigation world: An economic perspective. *Review of Agricultural economics, 22*, 134-159.

O'Brien, D., Shalloo, L., Crosson, P., Donnellan, T., Farrelly, N., Finnan, J., et al. (2014). An evaluation of the effect of greenhouse gas accounting methods on a marginal abatement cost curve for Irish agricultural greenhouse gas emissions. *Environmental Science & Policy, 39*, 107-118.

OCDE (1989), Politiques de l'agriculture et de l'environnement : possibilités d'intégration, Organisation de Coopération et de Développement Économique, Paris.

IPCC, 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, Chapter 5, pages 5-14,5-15,5-16

Pérez-Domínguez I., Fellmann T, Witzke H-P., Jansson T., Oudendag D., Gocht A. and Verhoog D., 2012. Agricultural GHG emissions in the EU: an exploratory economic assessment of mitigation policy options. JRC Scientific and Policy Reports.

Pérez-Domínguez I., Britz, W., Holm-Müller, K., & others. (2009). Trading schemes for greenhouse gas emissions from European agriculture: A comparative analysis based on different implementation options. *Review of Agricultural and Environmental Studies, 90*, 287-308.

Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoît, M., Butault, J., et al. (2013). Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques.

Pigou, A. (1932), The Economics of WeIfare, Fourth Edition, MacMillan and Co.

Goubet C., Nikov D.. 2015. Les marchés carbone européen et mondiaux. *Les marchés carbone européen et mondiaux* n°12.

Segerson, K. (1988). Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of environmental economics and management, 15,* 87-98.

Shortle, J. S., Dunn, J. W. (1986). The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies. *American Journal of Agricultural Economics, 68,* 668-677.

Schneider, U., McCarl, B., & Schmid, E. (2007). Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Agricultural Systems, 94,* 128-140.

Stewart, W., Dibb, D., Johnston, A., & Smyth, T. (2005). The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production. *Agronomy Journal, 97,* 1-6.

Stuart, D., Schewe, R., & McDermott, M. (2014). Reducing nitrogen fertilizer application as a climate change mitigation strategy: Understanding farmer decision-making and potential barriers to change in the US. *Land Use Policy, 36,* 210-218.

Sutton, M. A., Howard, C. M., Erisman, J. W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., et al. (2011). *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives.* Cambridge University Press.

Roussy C. (2016). *Systèmes de culture innovants : déterminants de l'adoption et rôle du risque.* Thèse Agrocampus Ouest Rennes.

Tronquet C., Foucherot C., 2015. Développement et perspectives de l'agriculture dans les negociations climatiques internationales. *Etude Climat* n°48 Février 2015.

Trujillo-Barrera A., Pennings J.M.E., Hofenk D. (2016). *Understanding producers' motives for adopting sustainable practices : the role of expected rewards, rik perception and risk tolerance.* European Review of Agricultural Economics 43(3) : 359-382.

UNFCCC, 2015. Accord de Paris. Conférence des Parties Vingt et unième session Paris, 30 novembre-11 décembre 2015.

Victor D.G., D. Zhou, E.H.M. Ahmed, P.K. Dadhich, J.G.J. Olivier, H-H. Rogner, K. Sheikho, and M. Yamaguchi, 2014: Introductory Chapter. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

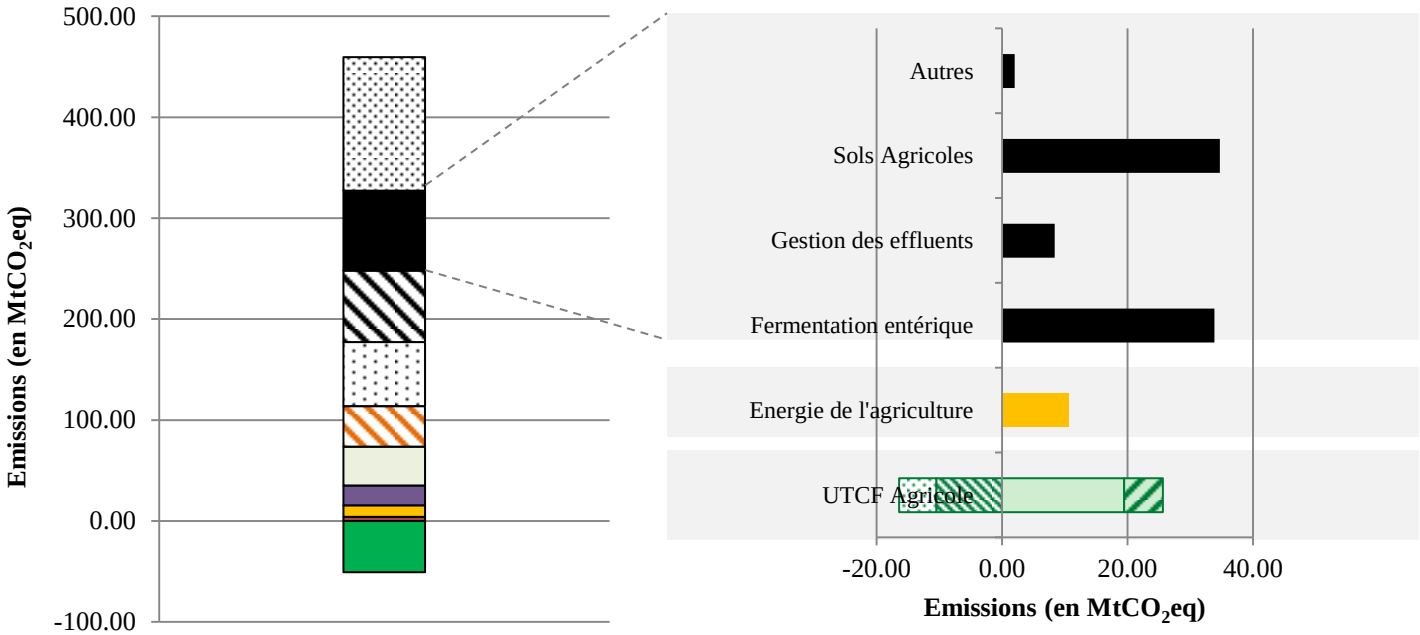
Velthof, GL and Lesschen, JP and Webb, J and Pietrzak, S and Miatkowski, Z and Pinto, M and Kros, J and Oenema, O (2014). The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000--2008. *Science of the Total Environment, 468, 1225--1233*

Vermont, B., De Cara, S. (2010). How costly is mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions from agriculture?: A meta-analysis. *Ecological Economics, 69*, 1373-1386.

Weitzman, M. L. (1974). Prices vs. quantities. *The review of economic studies, 41*, 477-491.

## 1.6 Appendix

Place de l'agriculture dans les émissions françaises en 2014




**a. Répartition des emissions françaises par secteurs**

- Transport
- Agriculture
- Secteur commercial et résidentiel
- Manufactures et construction
- Industries de l'énergie
- Processus industriels
- Déchets
- Energie des autres secteurs
- Emissions fugitives issues des carburants
- UTCF

**b. Répartition des emissions agricoles par sources**

- Méthane et protoxyde d'azote
- Terres converties en terres cultivées (CO2)
- Terres converties en prairies (CO2)
- Terres cultivées et prairies converties en forêts (CO2)
- Terres cultivées et prairies converties en installations (CO2)
- Carburants (CO2)

# Chapter 1

# The cost of emission mitigation by legume crops in French agriculture

This chapter considers the cost of greenhouse gas mitigation potential of legume crops in French arable systems. We construct marginal abatement cost curves to represent this mitigation or abatement potential for each department of France and provide a spatial representation of its extent. Despite some uncertainty, the measure appears to offer a significant low-cost mitigation potential. We estimate that the measure could abate half of the emission reduction sought by a national plan for the reduction of chemical fertilizer emissions by 2020. This would be achieved at a loss of farmland profit of 1.2%. Considering the geographical heterogeneity of cost, it suggests that a policy implementing carbon pricing in agriculture would be more efficient than a uniform regulatory requirement for including the crop in arable systems.

Ce chapitre a été co-écrit avec Dominic Moran[17] et reprend l'article suivant:

Dequiedt, B., & Moran, D. (2015). The cost of emission mitigation by legume crops in French agriculture. *Ecological Economics*, 110, 51-60. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.12.006

[17] Land Economy and Environment Research Group, Scotland's Rural College (SRUC), Edinburgh EH9 3JG, Scotland, United Kingdom

## 2.1. Introduction

Agriculture accounts for a significant proportion of total greenhouse gas (GHG) emissions both in France and at the European level. In 2014, European Union agriculture accounted for 435 million $tCO_2eq$, while in France the amount was 79 million $tCO_2eq$ (respectively 10,9 and 19,1% of European and French GHG emissions including land use, land use change and forestry according to UNFCCC[18] National Inventory Report, 2016). A recent European Commission communication (European Commission, 2014) on the policy framework for climate and energy indicated that emissions from sectors outside the EU Emission Trading Scheme (EU-ETS) would need to be cut by 30% below the 2005 level by 2030. At the same time, within the framework of the 'energy-climate' package France has committed to reduce emissions of its sectors not covered by the EU-ETS by 14% by 2020 compared to 2005 emissions levels (European Union, 2009).

Given these ambitions, there is increasing scrutiny of the mitigation measures and specifically their cost relative to other options available within agriculture and in other sectors. This paper considers the abatement of emissions from crop fertilisation, which represents a major source of emissions from French agriculture (a fifth of French agricultural emissions[19]). This comprises emissions of nitrous oxide mainly emitted during the process of denitrification of nitrogenous fertilizers spread on arable land. The paper assesses the overall abatement potential of a key measure, the introduction of leguminous crops, and the associated costs and co-benefits in farm systems.

Legumes (*fabaceae*), commonly known in France as alfalfa, pea, or bean family, have the ability to naturally fix atmospheric nitrogen and can reduce $N_2O$ emissions compared with conventional crops (maize, wheat, barley, oilseed, rape). This function is conferred by rhizobium bacteria that live in symbiosis at the level of their roots in little organs called nodules. As a consequence, they need far less fertilizer thanks to the fixing effect allowing nitrogen to stay in the ground for up to two years after planting. This contributes additional amounts of nitrogen to subsequent crop in rotations. Studying alternative crop emissions, Jeuffroy et al. (2013) demonstrated that legume crops emit around five to seven times less GHG per unit area compared with other crops. Measuring $N_2O$ fluxes from different crops they show that peas emitted 43 $gN_2O/ha$; far less than winter wheat (434 $gN_2O/ha$) and rape emissions (864 $gN_2O/ha$). Moreover, compared to the emissions from cattle meat production, human consumption of peas instead of meat leads to 85 to 210 times less $N_2O$ emissions for the same content of

[18] United Nations Framework Convention on Climate Change.

[19] Calculated by dividing the 20,29 MtCO2eq emissions from crops (see appendix 2.9.1) by the 94,3 MtCO2eq French agricultural emissions (CITEPA, 2012).

protein ingested[20]. Despite this mitigation benefit, N-fixing crops have low agronomic performance (see appendix 2.9.1) and consequently their introduction in arable systems will, in most regions, incur a penalty in terms of farm revenue.

Recent research (Pellerin et al. 2013) has suggested the cost of GHG mitigation via grain legumes at around 19 euros/t$CO_2$eq. This paper scrutinises this assessment by proposing three improvements: (1) determining the spatial variation of cost across French Departments; (2) studying how cost varies according to reduction targets; and (3) analyzing the sensitivity of the abatement cost with respect to agricultural seed prices and farmers' ability to exploit low abatement cost.

Here, abatement cost assessment is linked to the substitution of other arable crops by legume crops in farmlands simulating two consecutive years, so as to integrate the fixing effect of the preceding period. This methodology allows the derivation of a marginal abatement cost curve for each French metropolitan geographical area[21]. The results are then subject to a sensitivity analysis to examine growers' responses to low cost abatement, crops prices and agricultural input prices.

The paper is structured as follows. The next section presents the context of N-fixing crops cultivation in France and in Europe and section 3 analyses abatement cost assessment in the scientific literature. Section 4 describes the methodology. Section 5 analyses the results and compares them with the previous INRA (National Institute of Agronomic Research) study (Pellerin et al., 2013). Finally, a discussion considers the policy relevance of carbon pricing to promote N-fixing crops.

### 2.2. Context

Despite their beneficial properties, the area planted to legumes in France has been on a steady downward trend. For fodder legumes the fall started in the 1960's from a high of 17% of the French arable land. The area then decreased steadily, reaching 2% in 2010 (Duc et al. 2010). For grain legumes, the fall began later at the end of the 1980's after years of political effort to develop them through the common agricultural policy (CAP) (Cavaillès, 2009).

---

[20] 20-37 g$N_2O$/kg protein for meat and 0,17-0,23 g$N_2O$/kg protein for peas. The amount of emissions for meat is obtained using the $N_2O$ content from feed fertilisation and manure management included in cattle meat from Dollé et al. (2011) of 3,026 kg$CO_2$eq and 1,615 kg$CO_2$eq per kg of meat. The amount of emissions for pea is obtained using the yield of 25-34 q/ha from Agreste data..The protein content of meat (27,6g/100g) and peas (8,8 g/100g) required for the calculation are from Ciqual (2012).

[21] Each geographical area corresponds to a department. In the administrative divisions of France, the department (French: département) is one of the three levels of government below the national level. It is situated between the *region* and the *commune*.

This decline is due to several factors. First an increasingly meat-based diet incorporating less vegetable proteins led to lower consumption of legumes by humans. The General Commission for Sustainable Development reports that in France between 1920 and 1985 human seed legume consumption fell from 7,3 kg/person/year to 1,4 kg/person/year (Cavaillès, 2009). This trend coincided with a change in livestock feeding regimes, with legume-based rations being increasingly replaced by maize silage, grass plants and imported soybean meal. The loss of agricultural nitrogen due to this switch in farmlands was compensated by chemical fertilizers, which had become increasingly price-competitive since the 1960's. Simultaneously, trade agreements on the abolition of customs tariffs between Europe and the United States favored American soybean imports. Finally, a lack of agronomic research dedicated to legumes compared with common crops, led to a relative decrease of their agronomic performance (Cavaillès, 2009).

In France, as in the rest of the European Union (EU) these factors have led to a strong dependency on soya imported from America to feed livestock. In 2009, soya was the largest feed commodity imported into the EU (12,5 million tons) ahead of palm oil and bananas (FAO[22]). These imports come mainly from South America (49% from Brazil and 31% from Argentina (European Commission, 2011)), and at a significant cost : the average annual trade balance, calculated over the period 2004-2008, represented a loss equivalent to 1 billion euros (Cavaillès, 2009) for France and up to 10,9 billion euros for the EU. It follows that increasing legume areas in French agriculture can both mitigate GHG emissions and limit dependency on feed imports. This is all the more so given the trend of increasing chemical fertilizer prices. In 2010, the price of fertilizers and soil conditioners spread on farmland in France were some 65% higher than 1990; this increase being largely related to higher global energy prices. Thus, the increasing scarcity of fossil fuels provides another reason to explore the potential development of legume crops.

### 2.3. Cost-effectiveness analysis in the literature

For cost-effectiveness analysis Vermont and De Cara (2010) identify three broad approaches for the derivation of marginal abatement cost curves (MACCs), the device typically used to evaluate pollution abatement costs and benefits. These are: i) a bottom-up or engineering approach; ii) an economic approach consisting of modeling the economic optimization of a set of (in this case) farm operations; iii) a partial or general equilibrium approach that extends and relaxes some of the assumptions about wider price effects induced by mitigation activity.

[22] http://faostat.fao.org/

The engineering approach focuses on the potential emission reduction of individual measures and observes their cumulated abatement and associated costs. The required data to appraise abatement costs are ideally collected from measures applied on test farms, thereby reducing some uncertainty the estimated cost and mitigation potential for each mitigation measure. It is normally the case that more measures are assessed using the engineering approach relative to the economic approach (MacLeod et al. 2010, Moran et al. 2010, Pellerin et al. 2013).

The economic approach consists of modeling the economic optimization of a set of farm operations located within a given geographical scale. The objective function is typically to maximize profit of these farms under given constraints such as available arable land or even lay fallow land as imposed by agricultural policies. The introduction of a carbon tax as a new constraint, allows the model to reconfigure farm activities to accommodate the necessary GHG emissions reductions. The resulting loss in profit (opportunity cost) and GHG reduction provide the relevant abatement cost information.

Equilibrium models relax some of the cost assumptions made in the economic approach and include a description of the demand for agricultural products thereby allowing a price feedback into the cost of mitigation (Vermont and De Cara, 2014). Their level of spatial disaggregation is generally lower than that of bottom-up models and their geographic scope and coverage are generally wider. This approach has been used to assess abatement cost at the level of the USA (Schneider and McCarl, 2006; Schneider et al., 2007; McCarl and Schneider, 2001).

A noteworthy difference between the approaches is the frequent observation of negative cost options in the engineer approach for some options (Moran et al., 2010; MacKinsey & Company, 2009). These are obviated in any optimization approach and are in any case questioned by some authors. Kesicki and Ekins (2012) for example suggest that they more likely imply a failure to assess some hidden costs (diffusion of the information, administration barriers) than any real opportunity to reduce emissions while increasing farm gross margins. Another observation is that each mitigation measure in the engineering approach is associated with a constant marginal cost – creating a stepwise marginal abatement curve (each step corresponding to an option). This observation suggests that the economic potential per ton $CO_2$ equivalent mitigation is the same for each specific option irrespective of spatial scale or in terms of the overall volume of emission reduction, which would seem unlikely. Indeed, due to regional variability in soils, farm systems, climate and yields, abatement cost would also vary for any individual mitigation measure.

Results from studies employing the economic approach are depicted by continuous increasing abatement cost curves, with no negative cost. An advantage of these studies is optimization of fewer mitigation measures over a large number of farm types. For example De Cara and Jayet (2011) modeled around 1300

EU farms optimizing animal feed, a reduction in livestock numbers, a reduction of fertilisation and the conversion of croplands to grasslands or forests.

Legumes have been specifically assessed in a UK study constructing a national MACC for agricultural GHG emissions (Moran et al., 2010). The marginal abatement cost obtained for legume crops appears constant and very high (14280 £/t$CO_2$eq equivalent to 20 849 euros/t$CO_2$eq). This is in stark contrast to Pellerin et al. (2013) estimate of only 19 euros/t $CO_2$eq. To explore some of the reasons for this disparity we adopt a predominantly engineering approach combined with elements of an economic approach to explore the role of farm systems decision-making around the adoption of legumes as a specific measure that can influence farm profitability.

## 2.4. Method

### *2.4.1. Defining emissions and gross margin*

The analysis assesses the abatement potential in 96 French metropolitan geographical areas, each considered as a single farm decision unit. The analysis is confined to the within farm gate effects and does not account for the upstream or downstream impacts; e.g. associated with lower fertilizer production, or the emission mitigation benefit related to enteric fermentation of cattle consuming legumes (McCaughey et al., 1999). In each geographical area, farmland emissions and profits are calculated and decomposed for each crop (Common Wheat, Durum Wheat, Barley, Maize, Sunflower, Rapeseed, Pea, Horse bean and Alfalfa).

We followed the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2006) to estimate $N_2O$ emissions per hectare. Using mineral nitrogen spreading rates and organic spreading rates from the Agricultural Practices survey (Agreste, 2010) we calculate the following kinds of emission sources:

- direct emissions, happening directly on the field,
- indirect emissions, covering emissions from atmospheric redeposition and leaching and runoff,
- emissions from crop residues.

The formula that determines each crop gross margin in each geographical area is summarized as follows (Ecophyto R&D, 2009) :

$$GM_{k,i} = (price_{k,i} \times yield_{k,i}) - (exp_{phyto,k,i} + exp_{ferti,k,i} + exp_{seed,k,i})$$

Where $GM_{k,i}$ is the gross margin calculation for each crop i in each geographical area k (in euro per ha). $Price_{k,i}$ is the crop price in euros per ton and $yield_{k,i}$ is expressed in tons per hectare. The expenses in

phytosanytary products ($exp_{phyto,k,i}$ ), in fertilizers spread ($exp_{ferti,k,i}$ ) and in seed ($exp_{seed,k,i}$) are all measured in euros per hectare.

*2.4.2. Baseline*

Appendix 2.9.1 shows the results for the main crops cultivated in France and gives the baseline for overall farmland gross margin (6,4 billion euros) and for emissions (20,4 $MtCO_2eq$). When comparing these emissions with those of the national inventory report, we observe that the amount represents less than half of the category 'Agricultural Soils' (46,7 $MtCO_2eq$ (CITEPA, 2012)). This category represents all $N_2O$ emissions linked to soil fertilisation both from cropland and grassland soils. Hence the baseline emissions assessed here is quite coherent since we only focus here on emissions from croplands which represent less than half of the French Utilized Land Area[23].

*2.4.3. Introduction of legumes onto croplands*

Legume crops have low emissions per hectare and a low gross margin compared with other crops. Consequently, in most geographical areas, as the overall utilized land area remains constant, increasing the share of in N-fixing crops induces a reduction of both profit and emissions.

Additional legume crop areas are introduced in each geographical area by 10% increments to the initial legumes area. The loss of profit (dCost) divided by the reduction of emission (dEmissions) linked to these additional areas represents the marginal abatement cost. The marginal cost and marginal emissions also integrate the preceding fixing effect, which induces higher gross margin and lower emission for following year crops that have been preceded by legumes.

$$Marginal\ Abatement\ Cost = \frac{dCost}{dEmissions}$$

Legume substitution continues until a marginal abatement cost of 125 euros/$tCO_2eq$ has been exceeded per geographical area. This upper abatement cost threshold has been arbitrarily chosen, considering the relative abatement cost in other sectors (Vermont and De Cara, 2014)[24].

[23] According to Agreste, the Utilized Land Area represents 28 million hectare in France. In appendix 2.9.1, we observe that cropland area covers less than half of this area: 13,6 million hectares.

[24] Vermont and De Cara, 2014 assesses for instance a marginal abatement cost curve for European farms until a maximum level of 100 euros/$tCO_2eq$

In seeking the lowest abatement cost in terms of foregone gross margin per unit emissions, we assume that legume crops displace conventional (non N fixing) crops according to a schedule of progressively increasing gross margin. Thus areas yielding lowest gross margin are converted first. But to avoid complete displacement of conventional crops, a cap is placed on the extent of this displacement. The logic here is that it is difficult to foresee that farmers would be entirely motivated by an abatement cost goal to cultivate legumes to the exclusion of other crops. In reality most farmers would seek to minimize risk by maintaining a level of diversity on their land, which often means that they maintain less profitable crops. For instance, on livestock farms, some less profitable crops are used for feed. In other cases a lack of training and information can also retard the adoption of new practices such as legumes. We consider scenarios in which the limit, termed the variable limit, is assumed to take alternative values of 10%, 30%, 90% and 100%. When the variable limit is 100%, farmers can potentially replace all the crop area, meaning that they are looking for a complete minimization of abatement cost and are strongly sensitive to economic signals for mitigation. On the other hand, a 10% limit means that farmers cannot replace more than 10% of the least profitable crops area. Moreover, we account for the fact that the variable limit is the same for every crop in every geographical area. Allowing for agronomic differences, different national abatement cost curves are therefore presented for the different variable limits: from the 10% scenario corresponding to a low exploitation of minimal abatement cost to a complete use of low abatement cost in the 100% scenario.

As legume crops are introduced onto farmland the cumulated cost corresponds to the sum of dCost and the cumulated abatement corresponds to the sum of dEmissions_generated at each additional area introduction. These cumulated cost and abatement are obtained both at the regional and national levels. The average mitigation cost is the ratio between cumulated cost and cumulated abatement. Figure 3 illustrates a sample geographical area in which legumes area is increased with a 50% limit. Agricultural land is allocated with only 5 crops, each characterized by a specific emissions rate per hectare and gross margin. Assume the rank of crops considering their ratios of gross margin per emissions is : crop i, crop j, crop l and crop m. Thus, the additional area of legumes first replaces crops i. Once crop i has lost 50% of its area, legumes replace crop j, and so on until the introduction reaches crop m. At this stage, the 125 euros/t$CO_2$eq is achieved, which consequently stops further legume introduction.

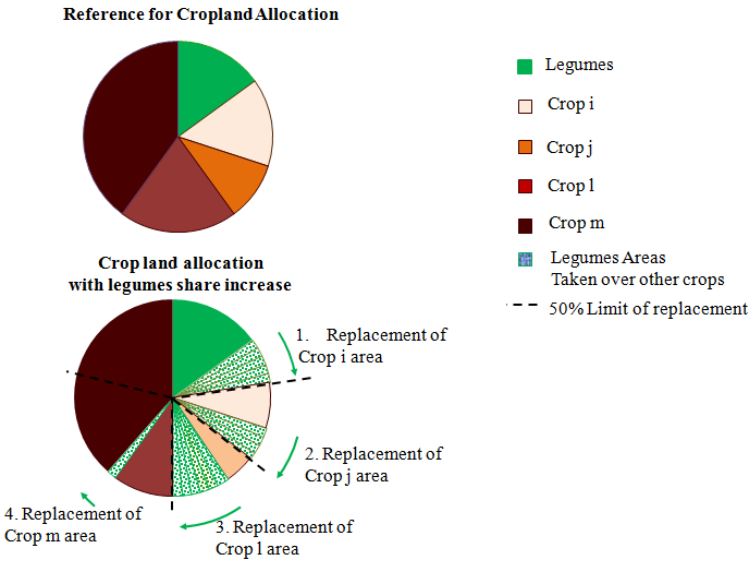



**Figure 3 - Illustration of legume area increase in farmlands at the departmental scale**

The marginal abatement cost of successive areas increments is depicted in figure 4. Each point of the curve corresponds to an additional increase in legume area. For a given crop, the marginal abatement cost is the same whatever the replaced area, which explains the different steps of the curve. The values comprising the overall abatement cost curve is derived from the integral of the marginal abatement cost curve.

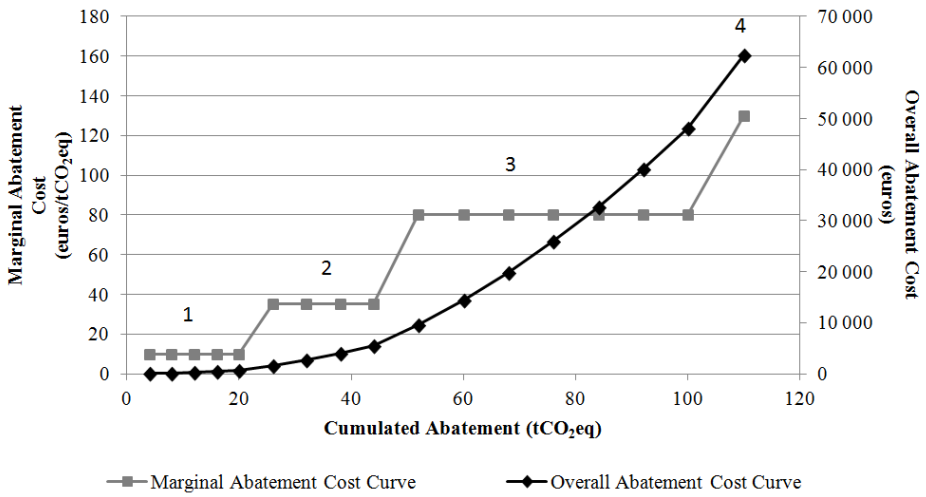



**Figure 4 - Illustrative marginal and overall abatement cost curves linked to increasing legume area on farmland**

## 2.5. Results

### *2.5.1. Abatement potentials and cost*

At the national level and assuming the variable limit of 100%, the maximum technical abatement of 2,5 million $tCO_2eq$/year is possible for an overall cost of 118 million euros/year (see figure 5. c). This corresponds to an increase of 1,6 Mha of legumes and an average abatement cost of 43 euros/$tCO_2eq$.

The overall cost depends on the volume of emissions reduction. Since displaced crops in each geographical area are ordered by their ratio of gross margin per emission, the lower the abatement targets the lower the overall cost. For example, if the target of emission reduction is reduced by 30%, to 1,7 $MtCO_2eq$, the average abatement cost is reduced by 80% to 14 euros/$tCO_2eq$. If the target is lower than 1,4 $MtCO_2eq$, we find a negative abatement cost, implying that legumes are actually now more profitable than the crop that is displaced .

Reducing the variable limit also reduces the overall abatement potential while increasing the abatement cost. Fixing the limit to either 10% or 90% induces a reduction in the maximum abatement potential of 84% and 8% respectively. We thus observe that results are highly sensitive to this variable. But even if the variable is low, we still observe opportunities to reduce emissions while increasing farm gross margins (see figure 5).

Pellerin et al. (2013) suggests that legume introduction could provide an overall abatement potential of 0,9 $MtCO_2eq$, at a cost of 17 million euros. This implies an average mitigation cost of 19 euros/$tCO_2eq$. That study did not consider how cost varies with area and hence the potential for negative costs. By illustrating those results (the blue curve in Figures 5b and 5c) alongside those derived in this study, it is possible to see that defining a variable limit of 50%, which is the average scenario, and the most realistic, for the same amount of emission abated, we obtain the same overall cost and the same average abatement cost (reached for a marginal abatement cost of 80 euros/$tCO_2eq$).

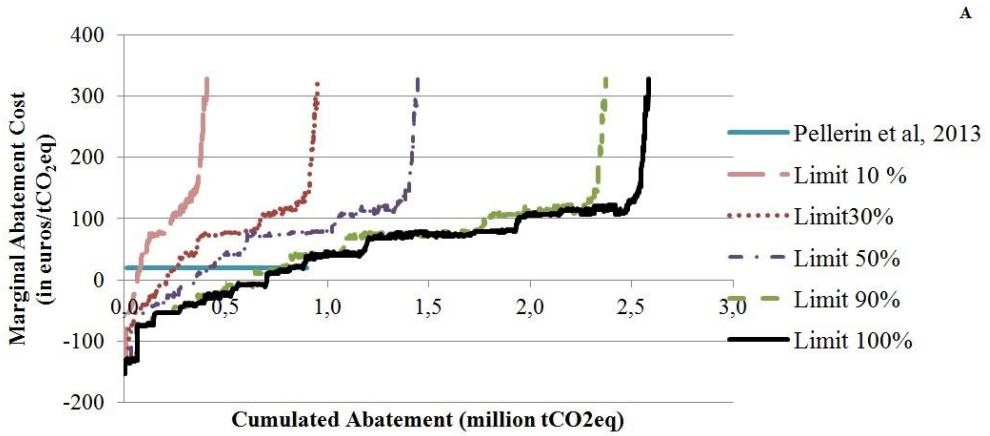



Figure 5 a

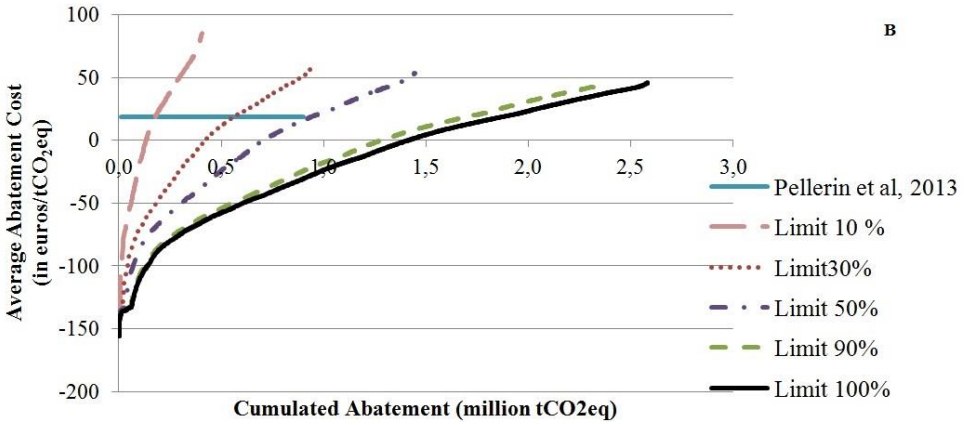



Figure 5 b

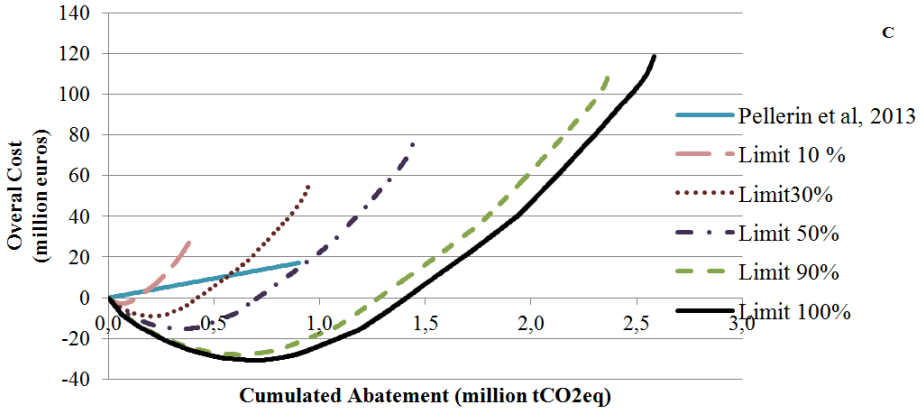



Figure 5 c

**Figure 5 - Sensitivity of the abatement cost to variable limit (results per year)**

*2.5.2. Heterogeneity of abatement cost between French geographical areas*

The spatial allocation of the abatement potential between different geographical areas can be represented for the same marginal abatement cost. Figure 6 shows the departmental shares for the same marginal carbon reduction cost threshold (80 euros/t$CO_2$eq) and a 50% limit to achieve the same reduction estimated by Pellerin et al. (2013). The results show considerable geographical variability, with some accounting for a small amount of the 0,9 Mt$CO_2$eq national abatement. These geographical areas are mainly located in the south and eastern parts of France, and represent each less than 1% of these overall reduced emissions. Departments with the highest potential are located in the north-west, where the majority of the geographical areas represent each more than 1% of the national abatement. Note that two regions, Orne and Manche, can each contribute more than 10% of the national abatement.

An alternative representation of the cost heterogeneity is presented in figure 7 for three geographical areas: Orne, Haute-Vienne and Côtes d'Armor. Introducing legumes in Orne is more profitable than in Haute-Vienne or in Côtes d'Armor. In the latter two regions, even for low levels of mitigation the marginal abatement cost is high (respectively 80 euros/t$CO_2$eq and 110 euros/t$CO_2$eq). This cost heterogeneity demonstrates the challenge of setting a uniform nationwide target. If, for example the objective of reducing 50 000 t$CO_2$eq GHG emissions were assigned for the three previously mentioned geographical areas, the overall cost would be high relative to the case of one region (Orne), mitigating 130 000 t$CO_2$eq on its own. As a result, this simulation demonstrates the advantages of policy instruments that account for the cost heterogeneity between regions.

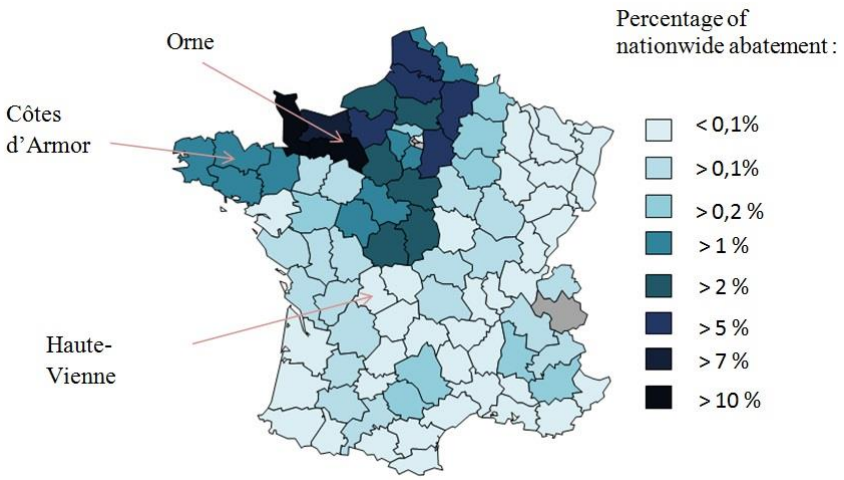



**Figure 6 - Departmental share of the mitigation potential (in percentage) for a marginal abatement cost of 80 euros/t to reach an overall abatement of 0,9 MtCO2eq/year (limit : 50%)**

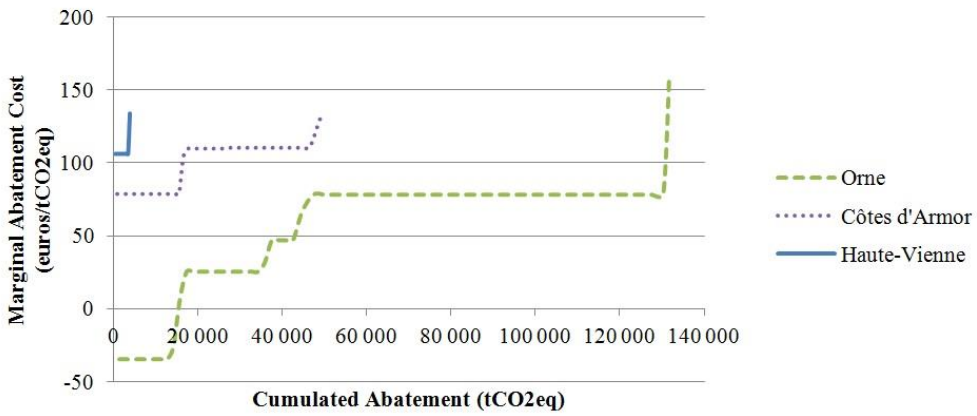



**Figure 7 - Examples of marginal abatement cost curves for three geographical areas for one year (limit: 50%)**

*2.5.3. Sensitivity analysis*

Figure 8 shows the impact on the abatement cost of price variations of conventional crops. When seed prices of alternative crops increase, the opportunity cost of legume introduction rises. On the contrary, when seed prices decrease, the difference of gross margin between legumes and conventional crops decreases as well and makes their introduction less costly. We represent the abatement curves for the follow price increases: -20%, +20% and +50%. For a price decrease of -20%, negative abatement costs appear until an abatement level of 6 $MtCO_2eq$. For a price increase of 20%, the opportunity of decreasing emissions while increasing profit disappears completely. The abatement cost becomes considerably high when the increase is 50%. Consequently, we observe a strong sensitivity of abatement cost to the price of conventional crops.

Abatement costs are also highly sensitive to agricultural input prices (fertilizers, seeds and phytosanitary products) (figure 9). A rise of 20% of input prices compared to baseline values determined in the Ecophyto R&D (2009) favors legume introduction by lowering the abatement cost. A higher increase of 50% for a marginal abatement cost of 30 euros/$tCO_2eq$ increases the abatement from 0,8 to 2 million tons $CO_2$ equivalent. On markets, input prices are not so volatile. Although they rose sharply in 2008-2009, this spike was exceptional relative to recent trends showing more stable increases. The prospect of rising fossil fuel prices, which are inputs to phytosanitary products manufacturing, suggests that the opportunity cost of legumes may be lower in the future.

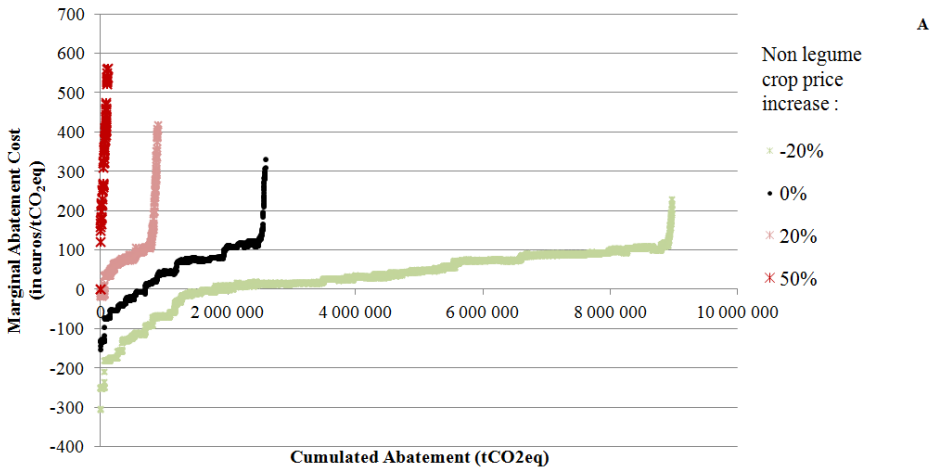



Figure 8 a

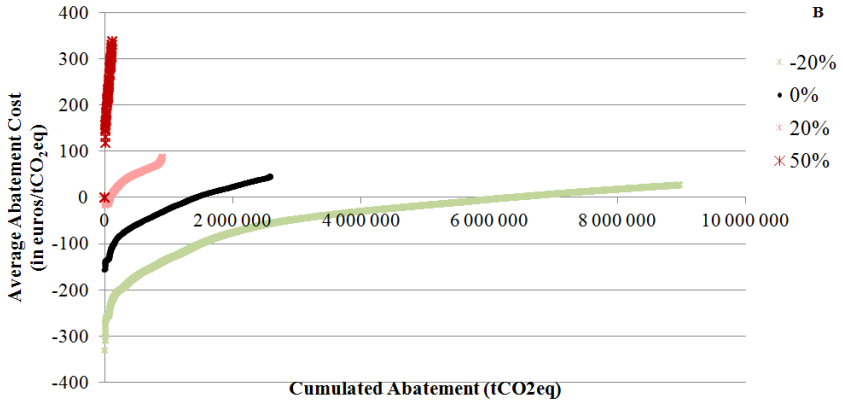



Figure 8 b

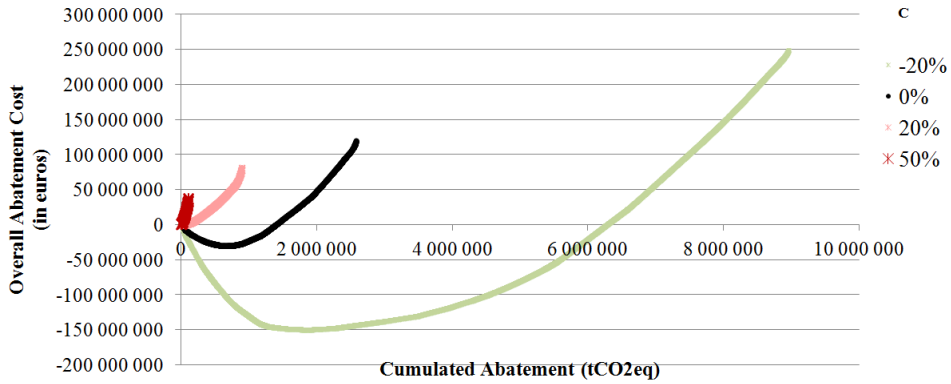



Figure 8 c

**Figure 8 - Sensitivity of the abatement cost to variation in grain prices (other than legumes) (results per year)**

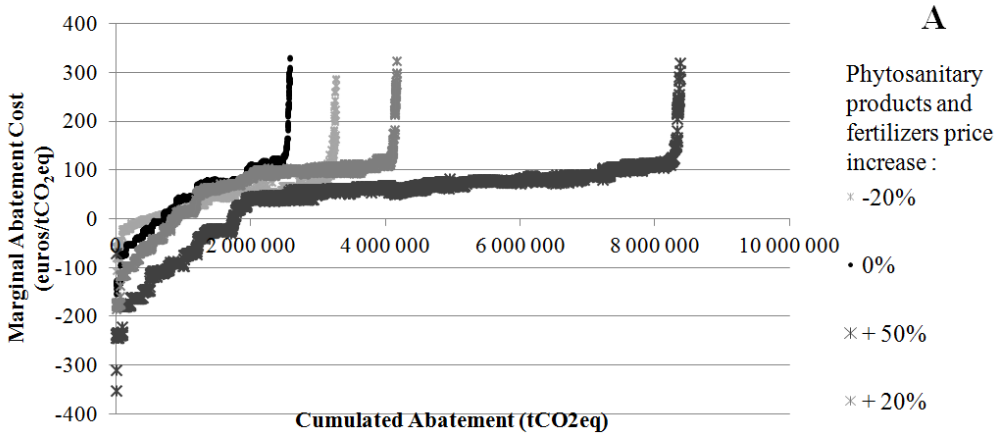



Figure 9 a

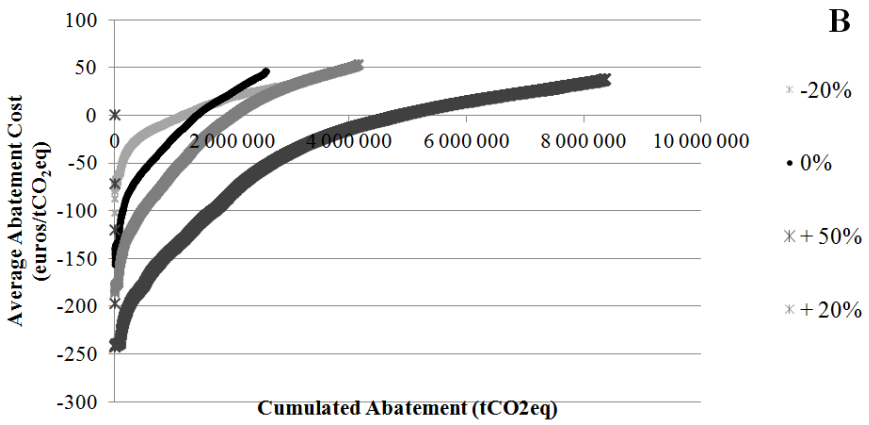



Figure 9 b

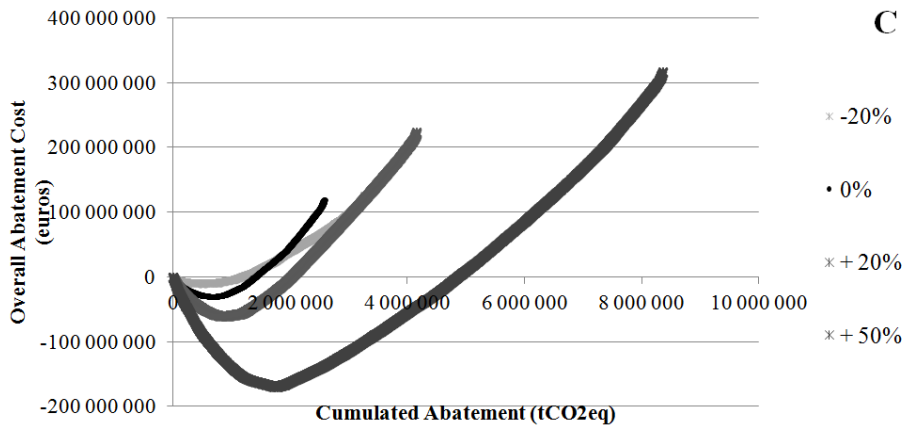



Figure 9 c

**Figure 9 - Sensitivity of the abatement cost to agricultural input prices (results per year)**

## 2.6. Discussion

A problematic observation in the analysis is the presence of negative abatement costs, which raises questions about their veracity. Specifically, it is unclear why farmers would not automatically adopt such profitable measures (and provide associated mitigation) unless it is the case that there are other unaccounted for costs driving decision-making, which are not captured in this analysis. These hidden costs can be attributed to a variety of barriers within and beyond the farm. Some barriers are intrinsic to individual behaviors and imply internal factors (cognition and habit) and social factors (norms and roles) (Moran et al. 2013). Moreover, farmers may be exhibiting risk aversion behavior in response to legume yield variation. In this study, the average legume gross margin is relatively high in some regions, making the crop in rotations more profitable than some of the conventional crops. However, the annual yield of legume disguises significant annual variation that is not represented here. Consequently some farmers, actually grow crops with a lower gross margin to be sure that the yield of the crop will be high enough and to avoid any risk of significant loss associated to legumes. This risk aversion is also linked to the volatility of other crop prices, which has a strong impact on abatement cost as shown in figure 8. Furthermore, as noted by Gouldson (2008), some factors are external to the farm. These include a necessity to adapt the organization of agricultural cooperatives to collect the output of legumes. For instance, legumes need adapted silos that are not currently established in all regions in France. The role of cooperatives is also important in the diffusion of information, training and advice in the agricultural sector (Meynard et al., 2013).

Beyond the apparent paradox of non adoption of negative cost measures, a broader challenge relates to the available policy options available for agricultural mitigation. The CAP reform framework for the 2014-2020 period elevates emissions mitigation as a significant challenges for agriculture (European Commission, 2014). But ongoing debate about the reform is notable for the limited scope of explicit GHG mitigation objectives that are nevertheless being analyzed at national level in several countries (e.g. UK, Ireland, and Netherlands). In France, the Court of Auditors has indicated that climate policy should not only focus on the energy and industry sectors through the EU-ETS, but also on sectors with small and diffuse emissions sources, in particular agriculture (Cour des Comptes, 2014). A similar situation can be observed in the UK, where abatement cost analysis has helped to define an economic abatement potential that is initially being targeted through voluntary agreement with the agricultural sector (AHDB, 2011). The point now at issue is the relevant policy instrument to motivate these emissions reductions at least cost.

The fact that abatement costs vary strongly from one geographical area to another suggests that these instruments should rely more on market-based approaches, rather than a regulatory approach aimed at increasing legumes area directly. Such approaches (e.g. a tax or forms of emissions permits) offer the

flexibility of response, thereby increasing the likelihood of realizing the abatement potential identified by marginal abatement cost curves. Specifically, when a carbon price is implemented in a specific sector, agents should reduce their emission until the marginal abatement cost reaches the carbon price (de Perthuis et al., 2010).

In the case of domestic projects, a carbon price can compensate the costs due to the introduction of additional legume area. In this way, agents will continue to reduce their emissions as long as marginal abatement costs are lower than the benefit of the carbon annuity. Thus, legumes areas rise while minimizing overall abatement cost; in contrast to a blanket regulatory requirement that specifies the area to be planted.

For illustration, we compare the two approaches for the same target for increasing legumes (doubling the current area at national level). This target is chosen since it corresponds to an area that should be cultivated in France to reduce dependence on soya imports (Cavaillès, 2009). In the carbon pricing approach, a doubling of legumes at national level happens at a carbon price of 80 euros/t$CO_2$eq. In the uniform regulatory approach, each geographical area is required to double its legumes area. On the face of it, the latter approach appears logical if we consider that each region increases area in proportion of the initial area. Yet, we observe in table 2 that for the same target, the overall abatement cost is far lower under a carbon price (18 million euros) than under a uniform target (127 million euros).

An experimental initiative with offset payments for legume cultivation is currently being piloted on a voluntary basis by some regional cooperatives (InVivo, 2011). Farmers willing to increase the share of legumes on their land receive a carbon annuity, determined by the level of carbon price on the EU ETS[25]. However, few cooperatives have been part of this initiative. Indeed, the carbon price being relatively low at 5 euros/t$CO_2$eq (CDC Climat, 2014) the offer is not attractive for farmers. An advantage of the MACC analysis presented here is to assess the impact on abatement if this initiative were to become more widespread, subsequently to higher carbon price level.

[25] This project is led under the framework of the Joint Implementation (http://unfccc.int/kyoto_protocol/mechanisms/joint_implementation/items/1674.php).

**Table 2 - Comparison between the two policy approaches for the same target of abatement**

| | | Uniform doubling across all geographical areas | Carbon Pricing |
|---|---|---|---|
| **Final legumes area** | **Million ha** | **1,5 (12% of French overall agricultural land)** | |
| **Overall Cost** | **Million euros/year** | **127** | **18** |
| **Marginal Abatement Cost** | **Euros/t$CO_2$eq** | **-** | **80 euros/t$CO_2$eq** |
| **Overall Abatement** | **Million t$CO_2$eq** | **1,03** | **0,9** |
| **Average Abatement Cost** | **Euros/t$CO_2$eq** | **123** | **19,5** |

## 2.7. Conclusion

Combining both economic and engineering approaches to the development of abatement cost curves, this study offers a national assessment of the cost-effectiveness of GHG mitigation using legumes in arable systems. This intermediate MACC approach allows for the possibility of negative abatement costs that are typically excluded in economic approaches to MACC construction. It also reveals more granularity in cost information that is usually disguised in the average cost assumptions made in engineering approaches. This is particularly advantageous for illustrating uncertainties linked to agricultural price variation (agricultural input and seed prices volatility) and some hypotheses about the reaction of farmers to economic signals. Finally the approach is useful to display regional variability in costs and hence to illuminate the efficiently of policy alternatives for the introduction of the measure.

In a realistic scenario, legumes could abate a maximum 7% of chemical fertilizer emissions at a cost of 77 million euros corresponding to a loss of 1,2% of overall profit in France. Win-win abatement could be 3% of chemical fertilizer emissions. Hence, although showing that this mitigation option could offer low abatement cost, N-fixing crop would need to be combined with other measures to tackle the 14% emissions reduction target of diffuse emissions sectors by 2020 (European Union, 2009). To increase adoption the suggested option of carbon pricing would appear to be more economically efficient than a policy focusing on increasing areas in each geographical area directly.

An interesting addition to this work would be to investigate the upstream and downstream impact of legume on greenhouse gases and their consequences on abatement cost. The production of chemical fertilizers is responsible for significant $CO_2$ emissions in industries. Hence, the associated decrease of emissions due to chemical fertilizers substitution should decrease abatement cost. Further, the displacement of imported soybean by fodder legumes such as alfalfa would have a positive impact on enteric fermentation, responsible for methane emissions in livestock feeding regimes (Martin et al., 2006). It would also via indirect land use change (Searchinger et al., 2008; De Cara et al., 2012) impact land use emissions of countries where soybean is currently produced. Accordingly, studying impacts beyond the farm gate would be a useful extension.

Finally, further research should seek a more disaggregated level with several farms inside the geographical area scope. Currently, the decision unit is at the level of the department. Providing a more disaggregated level of analysis below the focus would be worthwhile especially by distinguishing different groups of farms below this level. In the different scenarios concerning the impact of the variable limit, we assume that all farmers have the same response toward economic signals, but reality shows that farmer behaviours are diverse (Dury, 2011; Glenk et al., 2014). In this regard characterizing groups of farmers with specific variable limits would be of interest.

## 2.8. References


Agreste. Data base : http://agreste.agriculture.gouv.fr/page-d-accueil/article/donnees-en-ligne. Data Extracted January 2013.

Agreste (2010). Pratiques Culturales 2006. Agreste Les Dossiers. N°8. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dossier8_integral.pdf

AHDB (2011). Meeting the Challenge: Agriculture Industry GHG Action Plan Delivery of Phase I: 2010 – 2012 04 April 2011; http://www.ahdb.org.uk/projects/GreenhouseGasActionPlan.aspx

Cavaillès, E. (2009). « La relance des légumineuses dans le cadre d'un plan légumineuses ». Commissariat Général au Développement Durable. *Etudes & Documents*.

CDC Climat (2014). Tendance Carbone. Bulletin mensuel du marché européen du $CO_2$. N°92. Juin 2014.

Ciqual (2012). ANSES (French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety) database. Data Extracted October 24th 2014. http://www.afssa.fr/TableCIQUAL/index.htm

CITEPA (2012). Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des Nations-Unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto. Technical report, CITEPA.

Cour des Comptes (2014), 'La mise en œuvre par la France du Paquet énergie-climat', Technical report, Cour des Comptes.

De Cara, S., Goussebaïle, A., Grateau, R., Levert, F., Quemener, J., Vermont, B., et al. (2012). Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants. *rapport de l'ADEME*.

De Cara, S. & Jayet, P.-A. (2011). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost-effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. *Ecological Economics*, 70(9), 1680–1690.

de Perthuis, C., Suzanne, S., & Stephen, L. (2010). Normes, écotaxes, marchés de permis : quelle combinaison optimale face au changement climatique ? Technical report, *La Chaire Economie du Climat*.

Dolle, JB and Agabriel, J and Peyraud, JL and Faverdin, P and Manneville, V and Raison, C and Gac, A and Le Gall, A. (2011). Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. *Productions Animales*. 24 (2011), 415.

Duc, G., Mignolet, C., Carrouée, B., & Huyghe, C. (2010). Importance économique passée et présente des légumineuses : Rôle historique dans les assolements et les facteurs d'évolution. *Innovations Agronomiques*, (pp. 11, 11–24.).

Dury, J. (2011). The cropping-plan decision-making: A farm level modelling and simulation approach. Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). PHDThesis.

Ecophyto R&D, Nicolas, B., Philippe, D., Marc, D., Olivier, G., Laurence, G., Loic, G., Pierre, M., Nicolas, M.-J., Bertrand, O., Bernard, R., Philippe, V., & Antoine, V. (2009). Ecophyto R&D. Vers des systèmes de production économes en produits phytosanitaires? Technical report, INRA.

European Commission (2014). Communication from the commission to the European Parliament, the council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. "A policy framework for climate and energy in the period from 2020 to 2030". http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014DC0015&from=EN

European Commission (2013). 'Overview of CAP Reform 2014-2020', Technical report, European Commission.

European Commission (2011). Monitoring Agri-Trade Policy. Technical report, Directorate-General for Agriculture and Rural Development.

European Commission (2001). European Climate Change Programme. Technical report, Commission Européenne.

European Union (2009). 'Decision Number 406/2009/EC of the european parliament and of the council of 23 April 2009 on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020', Technical report, *Official Journal of the European Union*.

Glenk, K., Eory, V., Colombo, S., Barnes, A. (2014). Adoption of greenhouse gas mitigation in agriculture: An analysis of dairy farmers' perceptions and adoption behavior. *Ecological Economics*,108, 49-58.

Gouldson, A. (2008). Understanding business decision making on the environment. *Energy Policy* (36) pp.4618-4620.

InVivo (2011). Méthodologie spécifique aux projets de réduction des émissions de $N_2O$ dues à la dénitrification des sols agricoles par l'insertion de légumineuses dans les rotations agricoles? Technical report.

IPCC (2006). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change.

Jeuffroy, M., Baranger, E., Carrouée, B., Chezelles, E. d., Gosme, M., Hénault,C., Schneider, A., & Cellier, P. (2013). Nitrous oxide emissions from crop rotations including wheat, rapeseed and dry pea. *Biogeosciences Discussions*, 9(7), 9289.

Kesicki, F., & Ekins, P. (2012). Marginal abatement cost curves: a call for caution. *Climate Policy*, 12(2), 219-236.

MacCarl, B. & Schneider, U. (2001). Greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Science*, 294 (5551), 2481–2482. 23.

McCaughey, W. P., Wittenberg, K. and Corrigan, D. (1999). Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows. *Canadian Journal of Animal Science*. 79: 221–226.

MacKinsey & Company (2009). Pathways to a low-carbon economy:Version 2 of the global greenhouse gas abatement cost curve. Technical report.

MacLeod, M., Moran, D., Eory, V., Rees, R., Barnes, A., Topp, C. F., Ball, B., Hoad, S., Wall, E., McVittie, A., et al. (2010). Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *Agricultural Systems*, 103(4), 198–209.

Martin, C., Morgavi, D., Doreau, M., Jouany, J.P., (2006) : Comment réduire la production de méthane chez les ruminants? *Fourrages*, 187, p 283 – 300.

Meynard, J.M., Messéan, A., Charlier, A., Charrier, F., Fares, M., Le Bail, M., Magrini, M.B., Savini, I., (2013). Freins et leviers à la diversification des cultures. Etude au niveau des exploitations agricoles et des filières. Synthèse du rapport d'étude, INRA, 52 p.

Moran, D., A. Lucas and A. Barnes (2013) Mitigation win-win, Nature Climate Change, July 2013 Volume 3 Number 7 pp 611-613, doi:10.1038/nclimate1922

Moran, D., MacLeod, M., Wall, E., Eory, V., McVittie, A., Barnes, A., Rees, R., Topp, C. F., Pajot, G., Matthews, R., et al. (2010). Developing carbon budgets for UK agriculture, land-use, land-use change and forestry out to 2022. *Climatic change*, 105(3-4), 529–553.

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92 p.

Schneider, U. & McCarl, B. (2006). Appraising agricultural greenhouse gas mitigation potentials: effects of alternative assumptions. *Agricultural Economics*, 35(3), 277–287.

Schneider, U., McCarl, B., & Schmid, E. (2007). Agricultural sector analysis on greenhouse gas mitigation in us agriculture and forestry. *Agricultural Systems*, 94(2), 128–140.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science, 319*, 1238-1240.

UNFCCC (2013). France National Inventory Report. Source CITEPA / rapport CCNUCC – édition de mars 2013. http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/7383.php

Vermont, B. & De Cara, S. (2014). Atténuation de l'effet de serre d'origine agricole: efficacité en coûts et instruments de régulation. Actes de la journée du 4 juin 2014, Centre INRA Versailles-Grignon. Atténuation des gaz à effet de serre par l'agriculture.

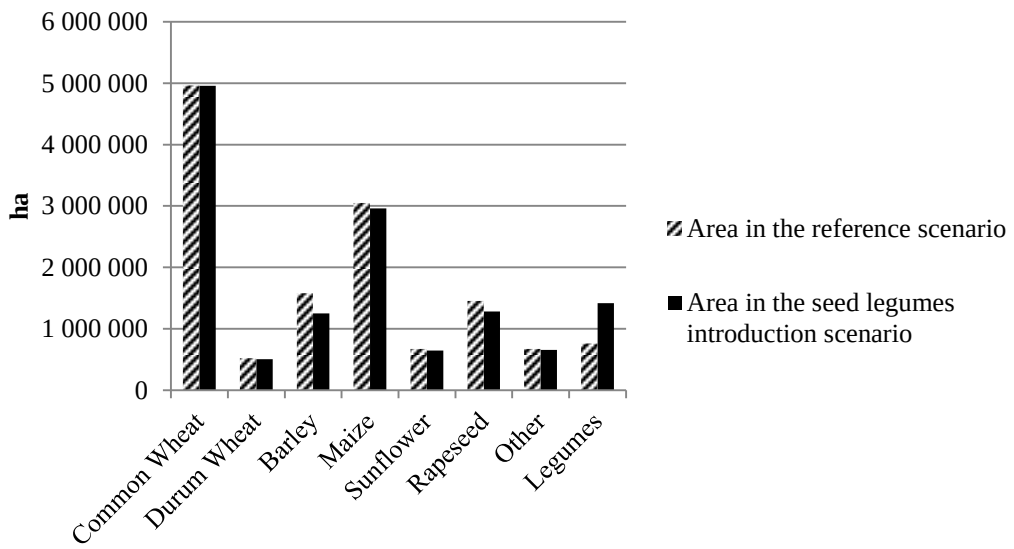
Vermont, B. & De Cara, S. (2010). How costly is mitigation of non-$CO_2$ greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis. *Ecological Economics*, 69(7), 1373–1386.24

## 2.9. Appendix

*2.9.1. Area, emissions and gross margin for the main crops in France at the national level in the baseline situation*

| | Area | Average Emissions | Overall Emissions | Average GM | Profit |
|---|---|---|---|---|---|
| | ha | $kgCO_2eq/ha$ | $MtCO_2eq$ | euros/ha | Meuros |
| **Common Wheat** | 4 961 435 | 1 323 | 6,56 | 546 | 2 709 |
| **Durum Wheat** | 519 852 | 1 512 | 0,79 | 377 | 196 |
| **Barley** | 1 581 969 | 1 222 | 1,93 | 365 | 577 |
| **Maize** | 3 051 075 | 2 230 | 6,81 | 588 | 1 794 |
| **Sunflower** | 671 075 | 1 356 | 0,91 | 293 | 197 |
| **Rapeseed** | 1 452 744 | 1 528 | 2,22 | 360 | 523 |
| **Other** | 672 539 | 1 552 | 1,04 | 422 | 284 |
| **Legumes (pea, alfalfa, horse bean)** | 763 049 | 35,4 | 0,03 | 122 | 93 |
| **All Crops** | **13 673 738** | **-** | **20,29** | **-** | **6 372,90** |

*2.9.2. Impact on legume introduction on other cereals area (for a carbon price of 80 euros/$tCO_2eq$ with a limit of 50%)*



# Chapter 2

# Mitigation costs through alternative crop rotations in agriculture: an assessment for five European regions

To develop a better understanding of the agriculture sector in the context of climate change and the corresponding issue of cutting greenhouse gas (GHG) emissions, this paper aims at assessing regional mitigation potential and cost due to changing crops rotations at farm-scale in five European regions. For this purpose, we use rotation database from Reckling et al (2014) bringing accurate and exhaustive data about crop management in these areas. First, we complete the database with nitrous-oxide ($N_2O$) emissions calculations and bring an additional hypothesis on pre-crop effect so as to capture the diversity of knowledge outlined in the agronomic literature. Then, GHG abatement cost is assessed using a bottom-up approach and assuming that farmers are maximizing their profit. In the literature on mitigation cost assessment, the abatement effort is generally considered as marginal and hence is added to previous cumulated efforts of reduction. In contrast, this study analyses rotation switch which implies a complete switch of cropland systems on several years (up to 6 years). Results show that aggregated "win-win" abatement potential in the five European regions could reach a maximum of 35% of the baseline soil $N_2O$ emissions of arable areas. The total dry matter production is increasing, while the area under cereal production is decreasing to this level of GHG abatement. Consequently, these findings tend to indicate that variations in agricultural production linked to a mitigation policy, while generating important changes in cropping systems, would not necessarily endanger food security.

Ce chapitre reprend un article réalisé en collaboration avec Vera Eory[26], Juliette Maire[2], Cairstiona F. E. Topp[2], Robert M. Rees[2], Peter Zander[27], Moritz Reckling[3] et Nicole Schlaefke[3].

[26] Scotland's Rural College, Research Division, West Mains Road, Edinburgh EH9 3JG, UK

[27] Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), EberswalderStraße 84, 15374 Müncheberg, Germany

### 3.1. Introduction

In its last communication on climate policy framework, the European Commission set an ambitious target of greenhouse gas (GHG) emissions reduction of 40% compared to the 1990 level by 2030 (European Commission, 2014). This effort follows the recommendations of scientists of the Intergovernmental Experts Group on the Climate Change (IPCC) to contain the average temperature increase below 2°C globally by the end of the century. According to the Annual European Union Greenhouse Gas Inventory, the EU-27 emitted 3 976 million ton $CO_2$ equivalents[28] ($MtCO_2eq$) in 2014, with the agricultural sector being the second largest emitter, with 435 $MtCO_2eq$ emissions (11.1 %)(UNFCCC, 2016).

Among the numerous practices suggested to mitigate GHG emissions, one is to modulate the area of crops implanted in cropland. Since crops do not have the same needs in nitrogen application, favouring those requiring less fertilisation could bring significant abatement of GHG emissions. At the forefront, increasing the cultivation of legumes in crop rotations and on grasslands has been highlighted by many studies (Dequiedt and Moran, 2015; Cavaillès, 2009). These crops are able to fix nitrogen from the atmosphere. Therefore, not only they need no or very little nitrogen fertiliser for their own growth but also provide substantial amount to the subsequent crop in rotation (Charles et al, 2001; Köpke and Nemecek, 2010). Additionally, legumes provide a range of other potential rotational benefits that are not directly related to nitrogen such as increasing phosphorus availability (Hassan et al, 2010), reducing soil strength that contributes to the development of better root systems (Rochester et al, 2001) or reducing diseases or pest (Jensen et al, 2010). These properties allow higher yields from succeeding crops at the same fertiliser rate or a reduced fertiliser use for the same yield or a combination of both. Grain and forage legumes are currently grown on 180 million hectares worldwide and their extent is expected to increase as the demand for legume production for dietary protein increases. However, the European context is less promising; the cultivation of legumes as grains and forage has declined throughout the EU from 11.3 million ha in 1961 to about 3.4 million ha in 2005[29]. Having said that, the interesting properties of legumes should not hide the potential of other crops with low nitrogen need and which could participate as well in carbon mitigation. Rapeseed (Justes et al, 1999), some kinds of grass and leaf crops are also well known to limit nitrogen leaching and hence restrict resulting greenhouse gases.

To assess GHG abatement cost in European agriculture via increasing low GHG emitting rotations, an abatement cost curve analysis is carried out. The latter shows the cost of one additional abatement option for different levels of total emission reduction. Abatement cost curves have been developed in several other studies to illustrate the economics of climate change mitigation in croplands. De Cara and Jayet

[28] Total $CO_2$ equivalent emissions with land use, land-use change and forestry

[29] FAOSTAT 2011 data, accessed: January 2014 for the year 2011.

(2011) assess the marginal abatement cost of agriculture in Europe and focus mainly on fertilisation reduction regarding $N_2O$ emissions abatement. The UK government has used marginal abatement cost curves (MACCs) to evaluate climate policy in all sectors of the economy (MacLeod et al, 2010) and an agricultural abatement cost assessment was also developed for France (Pellerin et al, 2013). They both appraise the potential of crops requiring few nitrogen fertilisations (legumes, forage plant varieties, intermediate and cover crops) and estimate the associated cost of mitigation per ton CO2 equivalent unit. According to the latter, legumes could reduce GHG emissions by 1.4 MtCO2eq, with a mean abatement cost of -52 €/tCO2eq30 and estimate intermediate crops introduction potential to be 115 to 260 €/tCO2eq. In the UK, MacLeod et al. (2010) assess an abatement potential of 20 849 €/tCO2eq for legume.

Nationwide MACCs (Pellerin et al, 2013 ; MacLeod et al, 2010 and Wang et al, 2013), assessing different mitigation options, estimate a national average mitigation cost. Although these studies bring useful insights of the most effective options in term of abatement cost, there is still a need to investigate the cost at a more detailed area so as to observe the variability hidden behind the average national cost. Accordingly, following a bottom-up approach, we focus on disaggregated regional levels and within these levels on different site class characteristics. A classification of low emitting rotations is obtained for each of them which allows creating abatement cost curve for individual geographical area unit. Consequently, we obtain an increasing abatement cost curve and not a single average abatement cost for the overall level. Dequiedt and Moran (2015) also reach a more disaggregated geographic level in France and obtain increasing MACCs. However, they strictly focus on legume introduction in cropland up to two years without taking into account, first, the potential of other crops and, second, the sequence of crops on a longer period. Here, following rotations database generated by Reckling et al (2014), we hope to match the potential of a mix of crops, and not specifically legumes, following agronomic rotation planning up to 6 years. Lastly, a noteworthy difference between the present assessment and the above-mentioned studies is that, here, the abatement cost is not marginal but implies a complete change of rotation on several years. Thereby, we do not use the term "*marginal abatement cost*" but rather "*abatement cost*" since at each site class level the last mitigation option, i.e. the most cost-efficient rotation regarding a specific abatement objective, substitutes the potential of the previous rotation potential.

This report assesses five regions in Europe, representing a diversity of land types and agroecological zones: Eastern Scotland (UK); Västsverige (Sweden); Brandenburg (Germany); South-Muntenia (Romania); Calabria (Italy). These regions are depicted by 13 representative site classes with different soil features, agricultural practices and crops. Information related to crops like production costs, yield, or crop prices has been collected in an agronomic survey by Reckling et al (2014). Based on agronomic practices

[30] These figures reprent two measures assessed by Pellerin et al., 2013 : one measure which consists in increasing legumes in cropland and the other increasing legumes in grasslands.

and rules, the authors used the survey data to generate possible rotations for the 13 site classes and obtained in total 79,340 potential rotations. The current article uses the information of fertilisation and yield data of the above mentioned survey and completes the database by calculating soil-based nitrous-oxide ($N_2O$) emissions from crop cultivation. Two agronomic scenarios are examined to tackle the diversity of pre-crop effect from legumes depicted in the agronomic literature. In the 'Yield' scenario, we assume that the pre-crop effect causes an increase in the following crop's yield with no change in the fertilisation practice. The 'Fertilisation' scenario assumes that chemical fertilisation is reduced by 20% for the following crops with no change in their yield.

Constructing the abatement cost curve follows two steps. First, using mixed integer programming, we generate an abatement classification of the different available rotations for each site class. The purpose here is to select for successive abatement goals the rotations that reduce emissions at the least cost. Second, results are aggregated at the level of the five European regions, using the cost-effectiveness ranking of rotations, so as to draw the overall abatement cost curve.

The rest of this paper is structured as follow. The next part describes the methodology used to calculate data and to generate abatement cost curves. Section 3 presents the results of the assessment with the abatement cost curve, crop production and crop area evolution. Section 4 discusses the accuracy of the abatement cost assessment regarding the frame of the methods and is followed by conclusion in Section 5.

## 3.2. Method

### *3.2.1. Data description*

The database generated by Reckling et al (2014) captures the bio-physical and socio-economic variability of different regions across Europe: five contrasting regions were selected as case study regions. Within the case study regions, a local typology of site classes was formulated. On total, 13 site classes were defined: 5 for Brandenburg, 1 for Sud-Muntenia, 3 for Calabria, 3 for Eastern Scotland and 1 for Västsverige (see Appendix 3.7.1 for more details on the site class characteristics).

The database includes 544 agricultural activities. Each agricultural activity concerns the cultivation of one crop grown for one year and is characterized by a site class location, a preceding crop type, and specific agro-economic data (yield, dry matter content, synthetic and organic fertilizer amount and the production cost of fertilisation, pesticides products and labour). Based on these data, gross margins were calculated by Reckling et al (2014). The gross margin is the difference between the revenue and costs per hectare for each crop (see Appendix 3.7.2 for more details), not considering subsidies received.

In addition to gross margin data in Reckling et al (2014), $N_2O$ emissions are calculated in this present paper, using the IPCC Tier 1 methodology (IPCC 2006). The emissions include direct and indirect $N_2O$ emissions from synthetic fertilizers applied, manure and from crop residues.

### *3.2.2. Legume preceding crop effect*

Among the 544 agricultural activities, 317 are characterized by a so-called pre-crop effect. This pre-crop effect results from the additional nitrogen amount left in the soil from residues from the crop grown the year before. This effect is triggered by legumes but also by potato, rape, leaf crops and some kinds of grass and mainly consists in changes of fertilisation, yield and agro-chemical applications.

In the “Yield” scenario, the pre-crop effect is assumed to increase the following crop’s yield, while keeping the fertilisation rate constant. We follow here the assumption made by Reckling et al (2014) in their database. On average, crops that benefit from the so-called pre-crop effect have a 17.8% higher yield than the same crops without pre-crop effect.

In the “Fertilisation” scenario, we assume that the pre-crop effect induces a 20% decrease in nitrogen fertilisation while keeping the yield constant. We follow here a part of the agronomic literature considering, conversely, that N-fixing crops cannot trigger an increase of yield in reason of cropland over-fertilisation (Martin and Meynard, 1997). The rate of 20% decrease of nitrogen application is based on the

UK's Fertiliser Manual (Defra, 2011), which assumes that the soil nitrogen supply is 30 kg N/ha higher after peas and beans than after cereals and suggests reducing the nitrogen applied accordingly. Organic fertiliser application is assumed to be reduced in practice by 20% as well, but the resulting organic nitrogen surplus is considered to be used on other fields where it substitutes the application of other synthetic nitrogen. Therefore, assuming a replacement rate of 33% (a value in the lower range used in the different European countries according to Webb et al 2010), the total nitrogen reduction effect from organic fertilisation is estimated to be 6.66%.

Figure 10 shows the differences of data between the two different scenarios for pre-crop effect. We observe that the "Yield" hypothesis induces higher gross margin but also higher emissions than in the "Fertilisation" one.

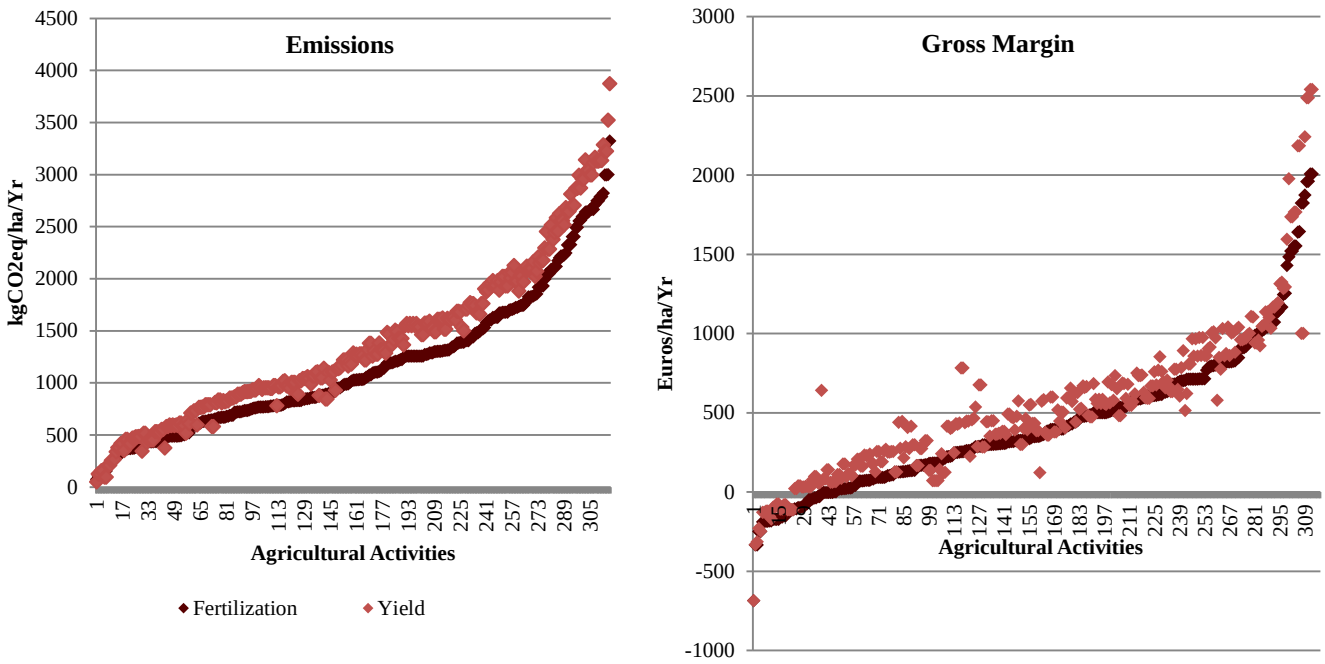



**Figure 10 – Characterization of the pre-crop effect between the two scenarios.**

These two graphs represent 317 of 544 agricultural activities characterized by a pre-crop effect. The abscissa axis shows the different agricultural activities ranked according to emissions (left-hand chart) or gross margin (the right-hand chart)

*3.2.3. Rotation Data*

In Reckling et al (2014) crop rotations are generated for each case study region separately. Region-specific crop rotation rules are the basis for generating crop rotations of 3 to 6 years. The latters represent agronomically feasible cropping options for the arable areas, including crops that are currently grown and potential grain and forage legumes. A total of 79,340 rotations are finally available for the 13 site classes, though the number of rotations per site class are variable, ranging from 117 rotations in South-Muntenia to 44,606 rotations in Västsverige.

Table 3 compares rotations data: gross margins, emissions and yields of the overall the potential rotations in each region are averaged to show the difference between regions and between the two scenarios. Average emissions and average gross margins are higher for rotations built on the "Yield" hypothesis than on the "Fertilisation" one in all regions, in line with what we observe in crop data. In both scenarios the average gross margin for rotations with legumes is lower than the average gross margin for rotations without legumes in three regions: Calabria, Eastern Scotland and Västsverige. In Brandenburg and in South Muntenia, the gross margin for rotations with legumes is higher, but the standard deviation is far more important when rotations include legumes.

**Table 3 – Comparison of rotations data between the five European regions**

| | | Number of Available Rotations | Gross Margin (GM) | | | | Emissions | | Yield | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Average euros/ha/yr | | Standard Deviation euros/ha/yr | | Average $tCO_2eq/ha/yr$ | | Average t Dry Matter/ha/yr | |
| | | | "Yield" | "Fertilizer" | "Yield" | "Fertilizer" | "Yield" | "Fertilizer" | "Yield" | "Fertilizer" |
| **Brandenburg** | **Without Legumes** | 557 | 58,5 | 53,4 | 45,8 | 40,7 | 1,5 | 1,5 | 6,2 | 6,2 |
| | **Including Legumes** | 3507 | 102,0 | 74,5 | 87,6 | 90,3 | 1,1 | 1,1 | 6,2 | 6,0 |
| **Calabria** | **Without Legumes** | 13 | 330,9 | 327, | 94,9 | 77,6 | 0,5 | 0,5 | 2,4 | 2,4 |
| | **Including Legumes** | 496 | 191,0 | 162,6 | 86,5 | 78,6 | 0,4 | 0,3 | 2,3 | 2,2 |
| **South Muntenia** | **Without Legumes** | 4 | 340,1 | 340,1 | 70,6 | 70,6 | 1,0 | 1,0 | 3,4 | 3,4 |
| | **Including Legumes** | 113 | 409,3 | 342,3 | 128,5 | 126,7 | 0,8 | 0,8 | 3,5 | 3,2 |
| **Eastern Scotland** | **Without Legumes** | 2516 | 820,0 | 795,4 | 69,8 | 74,3 | 1,3 | 1,3 | 5,9 | 5,7 |
| | **Including Legumes** | 27528 | 624,3 | 598,6 | 195,2 | 192,3 | 1,2 | 1,1 | 5,5 | 5,3 |
| **Västsverige** | **Without Legumes** | 3190 | 467,8 | 461,6 | 58,3 | 62,9 | 1,1 | 1,1 | 3,9 | 3,8 |
| | **Including Legumes** | 41416 | 385,8 | 370,3 | 67,7 | 59,2 | 1,0 | 1,0 | 3,7 | 3,6 |

*3.2.4. Baseline rotations*

For each site class, a baseline rotation is identified to represent common and regional specific cropping practices. The baseline rotation is selected on the basis of three main criteria: (1) crop sequence constraints, (2) crop composition and (3) gross margin. On the first point, rules on crop type frequency constraints are applied to help to control soil-borne pests and diseases that are relevant for crops of the same type e.g., cereal nematodes. Timing restrictions implementation ensures that the cropping periods of subsequent crops do not overlap and allow sufficient time for seedbed preparation in order to produce no rotations that are at risk of failing due to risky combination. Regarding crop composition, the purpose is to match the crops composition of the rotation with region-specific agricultural statistics of crops areas[31]. Hence, in Brandenbourg, crops in baseline rotations are the 5 most widespread in current croplands. In Calabria, crops in baseline rotations take over 7 of the first 12 crops established in the region. In Västeverige, chosen crops correspond to 2 of the first 3 grown crops. In South Muntenia, baseline crops are the first 4 cereals cultivated in the region. Lastly, in Eastern Scotland, crops composing baseline correspond to the first 5 crops of the region. Since in all the five case study regions the proportions of area covered by legumes is below 6%[32], and the smallest possible legume proportion is 16.6% in the modelled rotations (as the longest rotation in each site class lasts 6 years), only rotations without legumes were selected as baselines. Thirdly, at the level of one site-class, when several potential baseline rotations have the same crop composition and sequence, the rotation with the highest gross margin is defined as the baseline rotation. The baseline rotations are presented in Table 4 which displays the average annual gross margin, emissions and yield. Appendix 3.7.6, shows the relative position among all the possible rotations in the different site classes.

[31] To check the correspondence with the crop composition, we use Eurostat Data (2012). Accessed: January 2015.

[32] Data for winter rye, rape, barley, maize, wheat, sunflower and soybean from Eurostat (2010), data for faba bean, lupin, oat, pea from FAOSTAT (2011).Accessed: January2014

**Table 4 - Baseline rotations for the 13 site classes (for crop abbreviations see Appendix 3.7.7)**

| Region | Site Class | CropSequence | | | | | | GM | Emissions | Yield |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Year 1 | Year 2 | Year 3 | Year 4 | Year 5 | Year 6 | €/year/ha | tCO2eq/year/ha | tDM/year/ha |
| Brandenburg | LBG1 | Winter Rape | Winter Wheat | Winter Barley | | | | 225 | 1,43 | 5,14 |
| Brandenburg | LBG2 | Winter Rape | Winter Wheat | Winter Barley | | | | 109 | 1,32 | 4,31 |
| Brandenburg | LBG3 | Winter Rape | Winter Rye | Maize S | Winter Rye | Spring Barley | | 35 | 1,21 | 4,81 |
| Brandenburg | LBG5 | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Spring Barley | | 273 | 0,99 | 6,28 |
| Brandenburg | LBG4 | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Spring Barley | | 242 | 0,96 | 5,88 |
| Calabria | Rainfed | Winter Rape | woat | Winter Rape | Winter Barley | | | 286 | 0,49 | 2,33 |
| Calabria | Irrigated highland | potato | Winter Rape | Winter wheat | Winter Rape | Winter Wheat | | 551 | 0,67 | 2,54 |
| Calabria | Irrigated lowland | maize_s | Winter Barley | | | | | 503 | 1,21 | 7,53 |
| South-Muntenia | chernozem | Sun flower | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Rape | Winter Barley | | 314 | 1,03 | 3,30 |
| Eastern Scotland | Grade 1&2 | potato | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Rape | 986 | 1,87 | 7,12 |
| Eastern Scotland | Grade 3 | potato | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Barley | Winter Rape | 724 | 1,99 | 6,15 |
| Eastern Scotland | Grade4 | grass | grass | grass | Spring Barley | | | 518 | 2,56 | 9,00 |
| Västsverige | Clay Soil | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Spring Oat | | 562 | 1,31 | 3,70 |

### *3.2.5. Building Abatement Cost Curve*

After the generation of the different possible rotations in each site class, a mixed integer programming model is used to define the rotations that maximize gross margin (*GM*) for different $CO_2$ reduction levels. In its most general form, the generic model can be written as follows:

$$\text{Max } GM_{k,rotation}$$

$$\text{s.t.}\left(\overline{Em}_k - Em_{k,rotation}\right) \geq AbatementGoal_k$$

where $GM_{k,rotation}$ is the rotation gross marging maximizing the profit in euros per hectare in of one site class $k$, $Em_{k,rotation}$ the emissions of the rotation in ton $CO_2$ equivalent per hectare and $\overline{Em}$ the emissions of the baseline rotation. Successive abatement goals of 5% are computed in the model through equality constraints. The abatement goal ranges from 0 to 50% for each site class.

This model allows building low cost carbon reduction pathways which show the behaviour of site class independently from the other when they are submitted to $CO_2$ reduction objectives. Figure 11 illustrates the carbon reduction pathway for the site class "clay-soil" in Västsverige. The figure represents the gross margin and the emissions of every rotation in this site class. The rotations selected by the model are those whose emissions are below the baseline's emissions and are chosen by increasing abatement cost. Starting from the baseline rotation, the selection pathway follows the external boundary of the panel. We observe that first rotations with a higher gross margin are selected. As long as the target of abatement increases, less profitable but lower emitting rotations are selected. Selection ends when the reduction of 50% of $CO_2$ emissions has been exceeded.

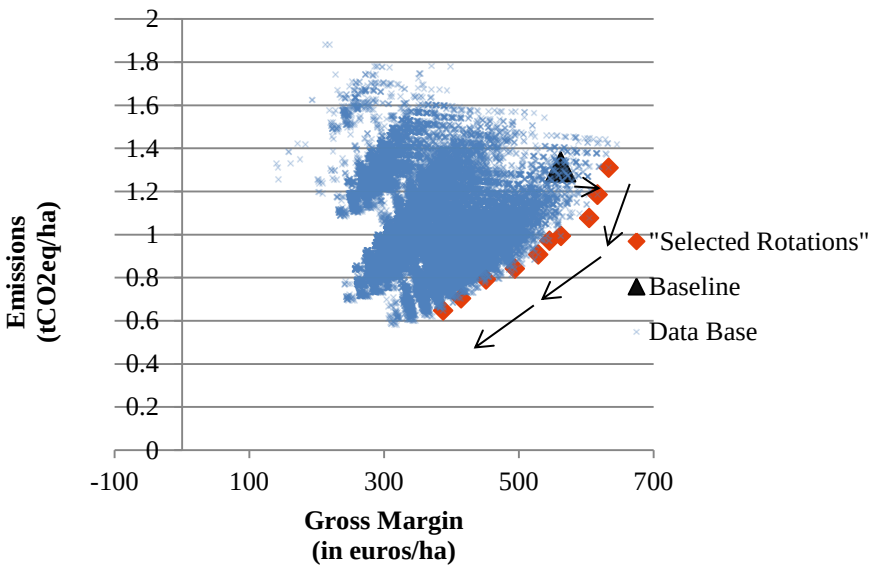



**Figure 11 – Selection of rotations to reduce GHG emissions - Example in site class "Clay-Soil" region Västsverige (under the "Fertilisation" data)**

The alternative rotations selected in the low carbon reduction pathway can be represented in the form of an abatement cost curve. This kind of curve represents the abatement potential and the abatement cost per $tCO_2eq$ unit of the successive options to reduce GHG emissions. The options are classified by rank of cost and each of them is represented through a specific square. The height represents the abatement cost and the width characterises the abatement potential. Traditionally in the literature on MACC, the abatement potential of the marginal option to be implemented is added to the previous implemented options. Here, conversely, successive rotations are implemented on the same site class. It follows that, they substitute each other when the abatement cost increase, and substitute the potential of previous rotations accordingly.

Figure 12 illustrates the abatement cost curve of the site class "clay soil". Each square represents the 9 rotations of the low carbon selection pathway. We observe that three rotations have a negative abatement cost. Negative abatement cost can be obtained until an abatement of 0,32 $tCO_2eq/ha/year$. Beyond this abatement rate, rotations with positive abatement cost allow higher abatements.

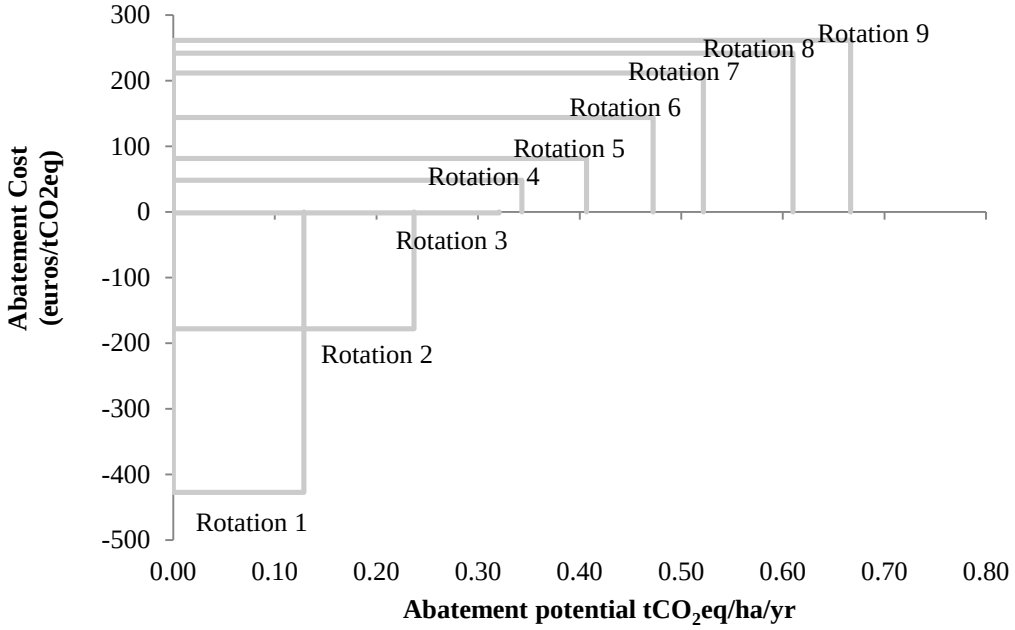



**Figure 12 – Selected rotations in "Clay Soil" represented through an abatement cost curve**

*3.2.6. Aggregating the 5 regions results following abatement cost efficiency ranking*

We use the abatement cost per $tCO_2eq$ unit, that is to say the cost-effectiveness, used in particularly in the energy sector (Bertrand, 2012), to draw abatement cost curves. The purpose is to observe how the abatement of the overall level evolves at the lowest possible cost. Here, the behaviour of each site class is not considered independently from the others. Thanks to the low cost abatement pathway, rotations are classified by merit order of average abatement cost. As long as the amount of abatement requirement increases at the aggregated level (for the 5 regions regions), farms switch successively their initial rotation by rotation generating more abatement but with a higher cost. Each step in the aggregated curve represents one rotation change in one specific site class. This representation of results by carbon switching price allows representing, for instance, the impact of carbon pricing in agriculture if such economic tool was implemented. Along with GHG abatement and switching carbon price, the production, the land area covered by cereals, non-legume forages, grain legumes, and legume forages (including grass-legume mixtures) are also calculated.

For the aggregation of the results, we considered the representativity of the different site classes tacking into account their share in terms of arable area. The total arable area of the five regions is 2,56 M ha,

representing 2.7% of the arable land in the EU-27[33]. For the aggregated results, the profit for each region are calculated based on the GM (see Appendix 3.7.2).

### *3.2.7. Economically efficient abatement*

The economically efficient GHG abatement can be defined as the abatement up to a carbon price threshold. Here, this threshold is approximated by the carbon value used by the UK Government, which is €45 /t$CO_2$eq (£52 /t$CO_2$eq) in the non-traded sector in 2010 (central value) (DECC, 2009).

[33]Eurostat, 2010 data; Accessed: February 2014

### 3.3. Results

The aggregated results of the five regions for the two scenarios, from a carbon switching price of -1000 to 800 €/t$CO_2$eq, in terms of abatement cost, profit, total crop, fodder legumes and grain legumes production, and the crop areas, are respectively illustrated in Figures 13-18. The GHG abatement is associated with financial savings up to 35% of the baseline emissions for the two scenarios; these "win-win" opportunities result in a strong increase in the total profit from €1 billion to €1,3 billion (Figure 13). Beyond this point, rotations switch toward less profitable rotations, making the total profit decrase. Then, when the abatement is higher than 40-44% the total cost becomes positive.

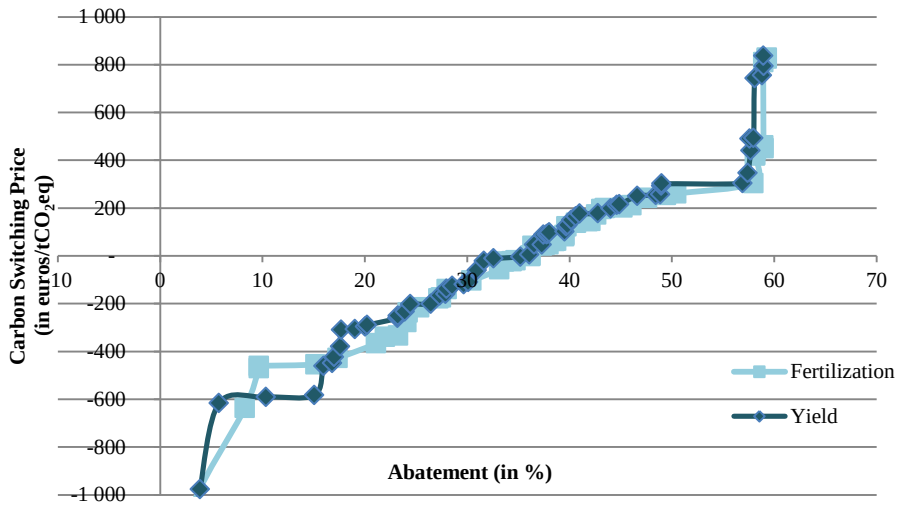



**Figure 13 – Aggregated Carbon Switching Price for the five regions**

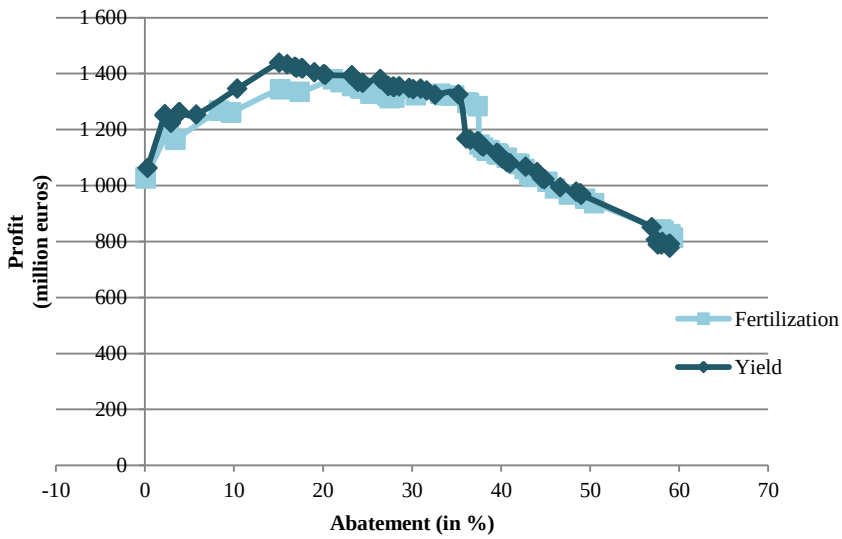



**Figure 14 - Total profit in the five regions**

In both scenarios, the total production first increases by around 10% (up to an abatement of 18-20%) and then decreases, ultimately falling below the level of the baseline production at around 40% abatement (Figure 15). The abatement is associated with an increase in grain and fodder legume production, as rotations with lower emissions are introduced. As explained in the methodology section, no baseline rotation in any site class includes legumes; hence legume production starts at zero. With increasing fodder legumes, production increases to 3.2-3.8 Mt dry matter at 35% abatement (Figure 15). The grain legume production reaches a maximum of 0.3-1.1Mt dry matter at an abatement of 40% (Figure 18).

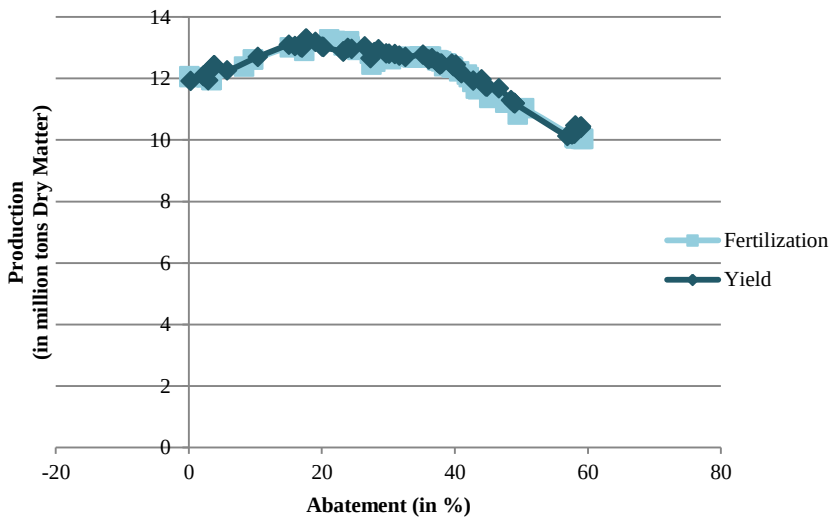



**Figure 15 - Aggregated total crop production in the five regions**

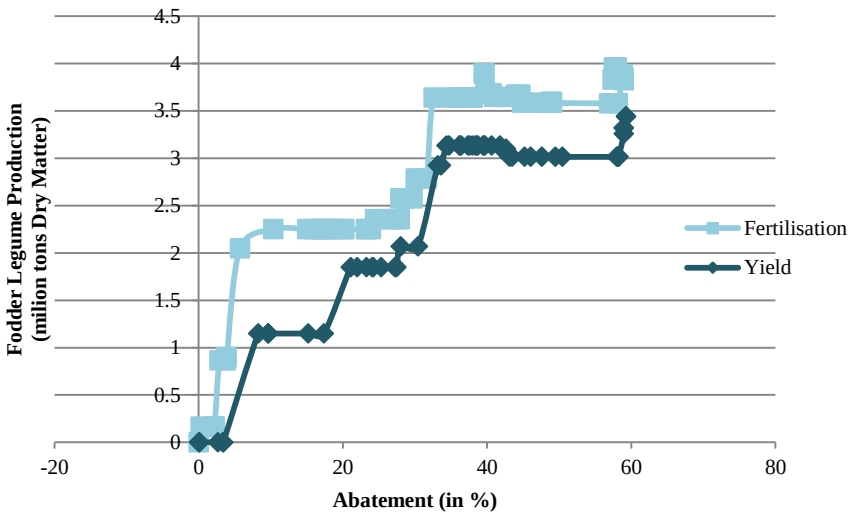



**Figure 16 - Aggregated fodder legumes production in the five regions**

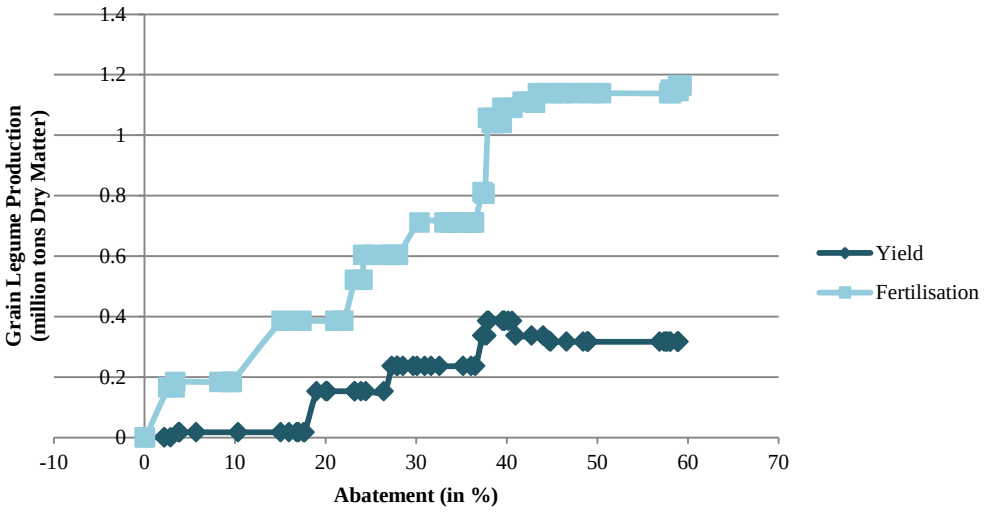



**Figure 17 - Aggregated grain legumes production in the five regions**

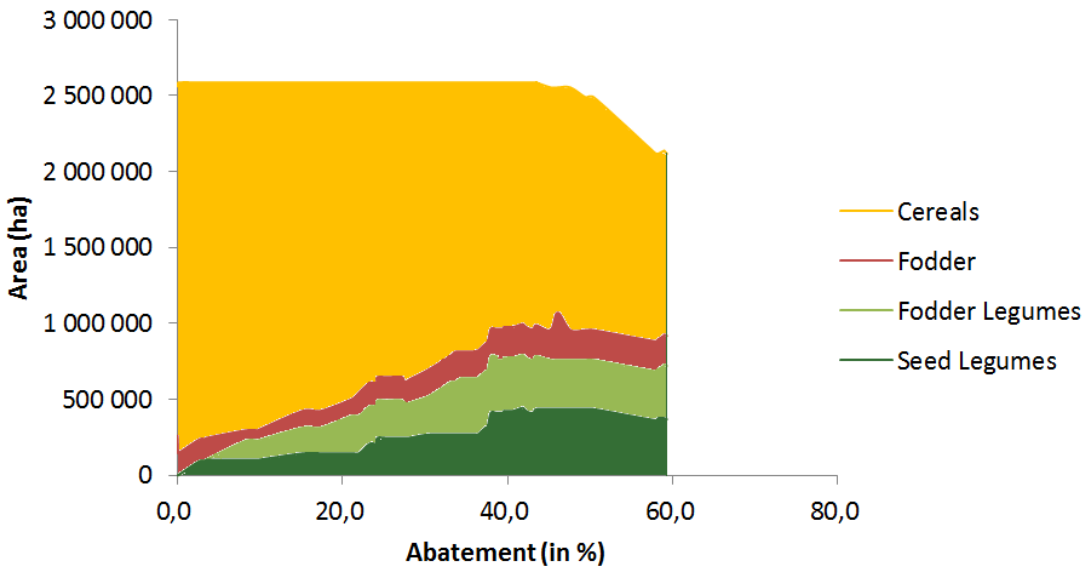



**Figure 18 - Crops areas aggregated for the five regions, scenario "Fertilisation" (pre-crop effect decreases the nitrogen rate)**

The cereal area shows a continuous decrease as it is substituted by grain legumes, fodder legumes and, to a lesser extent, by non-leguminous fodder. Most of this replacement happens along with the first rotation changes, up to an abatement of 38% (Figure 18). Then, abatement are generated without any change in the overall cropland repartition. After an abatement of 43%, the overall crop area starts to decrease. Beyond this point in some site classes, abatement cannot be realised without cutting off the production. Results on the changes in crop areas for each site class are given in Appendix 3.7.4.

Regional results for the economically efficient abatement (up to 45 €/t $CO_2$eq) for the "Fertilisation" scenario are summarized in Table 5 and highlights important disparity between regions. Brandenburg and Eastern Scotland offer the highest abatement: respectively 46% and 44% reduction of the baseline soil $N_2O$ emissions.. Västsverige and South Muntenia's cost-effective abatement potentials are respectively 24% and 30%, while the potential abatement is lowest in Calabria (Italy), with only 2% of the baseline. Moreover, at the economically efficient abatement, the GHG abatement is associated with an increase in profit in every region (Table 5) except in South-Muntenia. The region with the highest relative increase in profit is Brandenburg, where average profit is augmented by 75.7%. Eastern-Scotland and Calabria benefit from a moderate profit increase (13.9% and 11.2%, respectively), while the profit increase in Västsverige is only 0.2%.

At the same abatement level, all regions, apart from Västsverige, present an increase in the share of legumes, and cereal areas decline in three regions (Sud-Muntenia, Eastern Scotland and Brandenburg). In Calabria, non-leguminous fodder are substituted by both grain legumes and cereals, while in Västsverige, non-leguminous fodder are replaced by cereals, with no area increase for legumes. In Eastern Scotland, the non-leguminous fodder area also increased alongside the legumes area. Rotations providing both GHG abatement and financial savings at the same time include both fodder and grain legumes in Brandenburg (grass-clover mix, alfalfa, lupin and pea), and in Eastern Scotland (grass-clover mix and pea), whereas in South-Muntenia and Calabria only grain legumes (common bean for South-Muntenia) or fodder legumes (alfalfa for Calabria) appear in these rotations. In Västsverige, there are no legumes in the 'win-win' rotations. More detailed results for the scenario "Fertilisation" on the composition of the rotations selected by the model are presented in Appendix 3.7.4.

**Table 5 - Regional results for the baseline and for a cost-effectiveness of €45 /t $CO_2$eq, scenario Fertilisation (all rotations per site class; pre-crop effect decreases the nitrogen rate)**

| | | Area Cereals | Area Fodder Crops | Area Fodder Legumes | Area Grain Legumes | Cost | Production | Emissions | Abatement | Gross Margin |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | % | % | % | % | euros/ha | kg Dry Matter/ha | tCO2eq/ha | tCO2eq/ha | Euros/ha |
| **South-Muntenia** | Baseline | 100,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0 | 3296 | 1,03 | 0 | 314 |
| | 45 euros/tCO2eq | 75,0 | | | 25,0 | 14,03 | 2962 | 0,72 | 0,31 | 300 |
| **Västsverige** | Baseline | 80,0 | 20,0 | 0,0 | 0,0 | 0 | 3703 | 1,31 | 0 | 562 |
| | 45 euros/tCO2eq | 100,0 | 0,0 | | 0,0 | -0,56 | 3105 | 0,99 | 0,32 | 563 |
| **Eastern-Scotland** | Baseline | 94,3 | 5,7 | 0,0 | 0,0 | 0 | 6676 | 2,00 | 0 | 792 |
| | 45 euros/tCO2eq | 40,9 | 32,3 | 11,4 | 15,4 | -111,26 | 6495 | 1,11 | 0,89 | 903 |
| **Calabria** | Baseline | 71,7 | 28,3 | 0,0 | 0,0 | 0 | 3706 | 0,70 | 0 | 376 |
| | 45 euros/tCO2eq | 81,8 | 13,0 | 0,0 | 5,1 | -41,59 | 3881 | 0,68 | 0,02 | 418 |
| **Brandenburg** | Baseline | 92,7 | 7,3 | 0,0 | 0,0 | 0 | 5187 | 1,18 | 0 | 144 |
| | 45 euros/tCO2eq | 54,4 | 0,0 | 31,3 | 14,4 | -109,74 | 6136 | 0,63 | 0,55 | 253 |
| **Overall** | Baseline | 89,9 | 10,1 | 0,0 | 0,0 | 0 | 4735 | 1,29 | 0 | 384 |
| | 45 euros/tCO2eq | 67,1 | 7,1 | 14,5 | 12,3 | -63,27 | 4914 | 0,81 | 0,49 | 447 |

### 3.4. Discussion

Abatement cost in the five regions can be compared with results of other studies focussing the comparison specifically on legumes to stay at the same scope. Pellerin et al (2013) considered using fodder and grain legumes as two options to mitigate agriculture emissions in France. Legumes abatement cost potential was estimated in according to a change in France farmlands and not according to rotation changes. The abatement potential was 1.4 MtCO2eq for a total cost of -72 M€, which induces an average cost of -52 €/tCO2eq34. Macleod et al (2010) assessment on legumes gave a high average abatement cost of 20 849 €/tCO2eq (with cost of implementation of 33 €/ha), while accounting for interactions with other mitigation options which reduce the abatement potential of this option considerably. The present analysis find the average abatement cost to be -130€/tCO2eq at a carbon switch price of 45 €/tCO2eq, which is the lowest average abatement cost from legumes among the three studies (see Appendix 3.7.8 for a further detailed comparison). Most of this increase in the profit is due to the initial changes from the baseline rotations to other more profitable rotations. We remind that these more profitable rotations cannot be considered as baseline due to their high legume content.

Consequently, results suggest that there is significant potential win-win abatement in all five regions, i.e. a potential decrease in GHG emissions with a simultaneous increase in GM. These win-win mitigation opportunities (i.e. negative cost-effectiveness) will always raise further questions about the assumptions in the calculations. Indeed, a quite intuitive interrogation is: why farmers would currently refuse to reduce their GHG emissions whereas it would raise their profit? The most common explanations for the negative cost are the following: either simulation's estimates are robust but farmers do not have information about these opportunities and the assumption about their profit-maximising behaviour does not capture other barriers, either the model does not capture some important cost elements due to production system changes.

On this latter point, the 13 site classes are not farms. Consequently their production system (e.g. livestock or cereals) is not specified. Yet, in reality, farmers are constrained by their production system, for example farms with ruminant animals tend to utilise their land area for home-grown fodder, rather than producing crops for export and importing the feed. On the other hand, farms without ruminants have very limited ability to sell fodder, mostly due to the high transportation costs. Moreover, beyond the farm gate, structural barriers might be hidden in the supply chain of legumes contributing to the existence of seemingly win-win opportunities. For instance, legumes need adapted silos that are not currently

[34] These figures reprent two measures assessed by Pellerin et al., 2013 : one measure which consists in increasing legumes in cropland and the other increasing legumes in grasslands.

established in all regions in Europe. Besides, the effect of an increased legume production and a decreased cereal production on the European crop market is not taken into account in this study, while in the meantime these feedbacks have the potential to increase the costs.

Barriers also exist in the diffusion of information in the agricultural sector. Farmers' decision making, including internal factors (cognition and habit) and social factors (norms and roles), can also explain the non-current exploitation of these negative costs. Besides, farmers may be exhibiting risk aversion behaviour in response to a potentially higher variation in the yield of legumes (Jensen et al, 2010) and their action on the pre-crop effect (as suggested in Table 3 in the standard deviation figure).

Lastly, assumptions about the baseline practices would also affect both the abatement and the cost of win-win opportunities. In the case of the current assessment, the choice of the baseline rotations and the fact that many low-emission leguminous crops are associated with a relatively high GM in the crop database is partly responsible for the win-win opportunities.

Consequently, given the fact that the scope of our research does not capture the aforementioned barriers and thus is underestimating costs, results should not be interpreted as actual estimation but rather as a maximum optimistic potential. The estimation of the weight of these implementation barriers is left aside for further research work.

### 3.5. Conclusion

The results emphasize the importance of rotation switch in European agriculture and underpin that a shift for rotational schemes implying lower nitrogen requirement is not only beneficial to the climate, but can be made without significant losses for the farmers and without a reduction in agricultural production. A significant part of the abatement potential can be achieved without the implementation of legumes in some area such as Västverige, but most of this abatement potential is fulfilled thanks to the cultivating of grain and fodder legumes. Over around 15% of the arable land areas, replacing non-leguminous fodder and cereal areas induces a maximum farm revenue increase at an abatement of 0.7 $MtCO_2eq$ (35% of the soil $N_2O$ emissions from these land areas).

Though the increased cultivation of legumes would reduce cereal production, it would provide additional proteins both for animal and human consumption, reducing the need for feed protein imports (the additionnal grain legume production is 0.3-1.1 Mt DM at the five regions level, this accounts to 1.2-3.2% of the current 34.4 Mt DM/y soybean import in the EU-25). The reduced cereal production would have implications on cereal production elsewhere, potentially resulting in a GHG leakage. Investigating the overall impact of such a shift in the place of production needs a life cycle analysis approach.

Increasing the switch toward less nitrogen consuming cropland systems in European could be promoted through providing better information on the agronomic issues (e.g. agronomic characteristics of clover varieties, nutritional values of legume fodder for animals) via existing advisory schemes, information tools, or through compulsory schemes, especially given that monitoring and enforcement is relatively straightforward. One opportunity is already implemented within the new Common Agricultural Policy (CAP): farmers can chose to comply with Ecological Focus Areas requirements by cultivating legumes. The demand for grain legumes can increase if it becomes practical for livestock farmers and feed producers to replace part of the soybean in the feed with peas and beans, and also if consumers become more willing to give up part of their livestock-protein consumption for plant-proteins (this aligns well with efforts promoting a shift in consumption towards a more sustainable pattern). A broad incentive that targets not only farmers producing crops, but also consumers and the agricultural supply chain as well, could be the implementation of a carbon price in the economy covering nitrous oxide emissions.

### 3.6. References


Cavaillès, E., 2009. La relance des légumineuses dans le cadre d'un plan légumineuses. Commissariat Général au Développement DurableEtudes & Documents.

Charles, R., Vullioud, P., 2001. Pois protéagineux et azote dans la rotation. Revue Suisse d'Agriculture 33 (6), 265–270.

Dequiedt, B., & Moran, D. (2015). The cost of emission mitigation by legume crops in French agriculture. Ecological Economics, 110, 51-60.

Bertrand, 2012. Understanding fuel switching under the EU ETS.Global Energy Issues.Vol. 35, No. 6, 2012.

De Cara & Jayet, 2011. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost-effectiveness, and the EU Non-ETS burden sharing agreement. Ecological Economics, 70(9), 1680–1690.

Department of Energy and Climate Change (2009) Carbon Valuation in UK Policy Appraisal: a revised Approach'

Defra, 2011.Fertiliser Manual RB209.Updated 22 April 2013. Tables A-C, p. 91-93. and p. 105-112

European Commission, 2014.Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions.A policy framework for climate and energy in the period from 2020 to 2030. Brussels 22.1.2014.

European Commission, 2010. Commission staff working document on implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2004-2007 (map on page 18), ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/swd.pdf

FAOSTAT 2011. Data processed: January2014 for the year 2011.

Graham PH, Vance CP (2003) Legumes: importance and constraints to greater use. Plant Physiol 131:872 – 877

Hassan, H. M., Marschner, P., McNeill, A., & Tang, C. (2012). Grain legume pre-crops and their residues affect the growth, P uptake and size of P pools in the rhizosphere of the following wheat. Biology and Fertility of Soils, 48, 775-785.

IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme , Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. Japan, IGES.

Jensen, E. S., Peoples, M. B., & Hauggaard-Nielsen, H. (2010). Faba bean in cropping systems. Field Crops Research, 115, 203-216.

Justes, E., Mary, B., & Nicolardot, B. (1999). Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. Nutrient cycling in Agroecosystems, 55, 207-220.

Köpke, U., & Nemecek, T. (2010). Ecological services of faba bean. Field Crops Research, 115, 217-233.

MacLeod, M., Moran, D., Eory, V., Rees, R., Barnes, A., Topp, C. F., Ball, B., Hoad, S., Wall, E., McVittie, A., et al. (2010). Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. Agricultural Systems, 103(4), 198–209.

Martin P., Meynard JM., 1997. Systèmes de culture, érosion et pollution par l'ion nitrate. in L'eau dans l'espace rural, production végétale et qualité de l'eau. Collection " Mieux comprendre ", Universités francophones, INRA ed. pp. 303-322.

Moran, D., MacLeod, M., Wall, E., Eory, V., McVittie, A., Barnes, A., et al. (2010). Developing carbon budgets for UK agriculture, land-use, land-use change and forestry out to 2022. Climatic Change.

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Faverdin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude, INRA (France), 92p.

Reckling M., N. Schläfke, J.-M.Hecker, J. Bachinger, P. Zander (2014a) Survey structure on farm and crop data.LegumeFutures Report D4.1.

Reckling M., N. Schläfke, J.-M.Hecker, J. Bachinger, P. Zander (2014b) Generation and evaluation of crop rotations.LegumeFutures Report D4.2.

Rochester, I., Peoples, M., Hulugalle, N., Gault, R., & Constable, G. (2001). Using legumes to enhance nitrogen fertility and improve soil condition in cotton cropping systems. Field Crops Research, 70, 27-41.

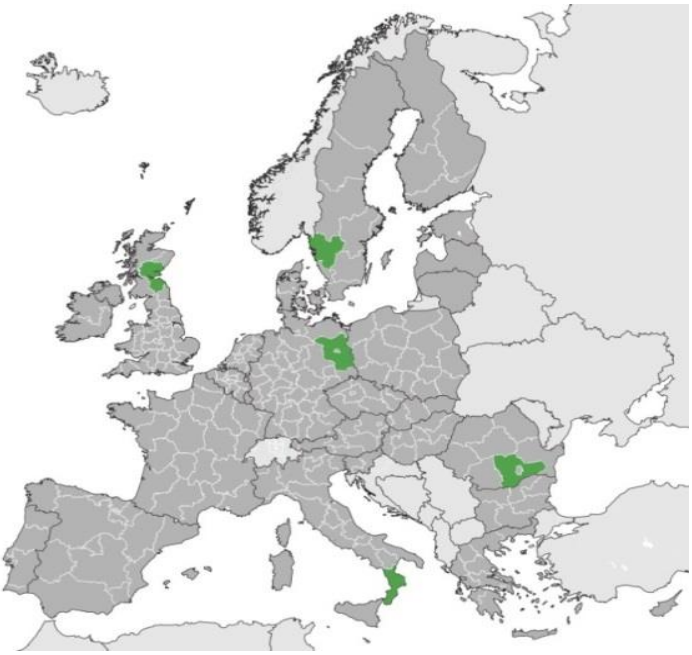
UNFCCC, 2013. UNFCCC National Inventory Report, 2013

Webb, J., Sorensen, P., Velthof, G.L., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P. and Reid, J. (2010) Study on variation of manure N efficiency throughout Europe - Final report. Report no: ENV.B.1/ETU/2010/0008, DG Environment

## 3.7. Appendix

### *3.7.1. Site class descriptions*

| **NUTS 2 regions** | Brandenburg | | | | | Calabria | | | Sud-Muntenia | Eastern Scotland | | | Vätstsverige |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Country** | Germany | | | | | Italy | | | Romania | UK | | | Sweden |
| **Site class** | LBG1 | LBG2 | LBG3 | LBG4 | LBG5 | irrigated highland | irrigated lowland | rainfed | Chernozem | Grade 1&2 | Grade 3 | Grade 4 | claysoil |
| **Soil type** | Silty clay loam | Loam | Sandy clay loam | Sandy loam | Loamy sand | Sandy loam | Sandy loam | Loam | Chernozem | Dreghorn | Hobkirk | Yarrow | Silty clay loam |
| **Share of site class from total area (%)** | 3,0 | 9,0 | 14,8 | 11,0 | 2,5 | 0,8 | 1,6 | 3,7 | 14,5 | 5,3 | 10,0 | 1,3 | 22,5 |
| **Area (ha)** | 75,944 | 230,952 | 378,677 | 281,927 | 64,500 | 20,034 | 40,603 | 95,363 | 371,800 | 134,909 | 256,970 | 32,121 | 577,000 |



Location of the 5 regions in Europe

*3.7.2. GM and GHG calculations*

**Gross margin (GM) calculation (source :** Reckling et al. (2014) database**)**

$$GM_{crop} = (Yield * PA + YieldB * PB + YieldByProd * PByProd) - (Production\ Cost + Other)$$

Yield: main production yield (kg DM/ha/year) for instance the grain of wheat

Yield_B: second production yield if it is exist (kg DM/ha/year) for instance the wheat straw

YieldByProd: third production yield if it exist (kg DM/ha/year)

PA: main production price (€/t)

PB: second production price (€/t)

PByProd: third production price (€/t)

Production Cost: cost of fungicides, pesticides, fertilisers, insecticides, harvest, irrigation, drying and cleaning, machinery and harvesting cost.

Other : Services including contraction costs.

$$GM_{rotation} = \sum_{t=1}^{m} \frac{GM_{crop}}{(1+r)^t}$$

*m* : overall length of the rotation from two to six years

$GM_{crop}$ : crop gross margin.

*r* : discount Rate of 3% per year

**$N_2O$ emissions**

The total of the $N_2O$ emissions of the rotation is calculated according to IPCC 2006 guidelines[35]:

$$\mathrm{N_2O\ total_{rotation}} = \mathrm{N_2O\ direct_{rotation}} + \mathrm{N_2O\ indirect_{rotation}}$$

*Direct $N_2O$ emissions*

$$\mathrm{N_2O\ direct_{rotation}} = \sum_{crop=1}^{n} \left( \left( Fsn_{crop} + Fon_{crop} + Fcr_{crop} \right) * 0.01 \right) * \left( \frac{44}{28} \right)$$

$Fsn_{crop}$ = annual amount of synthetic fertiliser N applied on soils, kg.N.yr$^{-1}$. Source: Reckling et al. (2014) database.

$Fon_{crop}$ = annual amount of animal manure, compost, sewage sludge and other organic N additions applied to soils in kg.N.yr$^{-1}$. Source: Reckling et al. (2014) database.

$Fcr_{crop}$ = annual amount of N in crop residues (above-ground and below-ground), including N-fixing crops, and from forage/pasture renewal, returned to soils, kg.N.yr$^{-1}$

$$Fcr = l * (\mathrm{q} * \mathrm{Fracrenew} * (\mathrm{Rag} * \mathrm{Nag} * (1 - \mathrm{Fracremove}) + (\mathrm{Rbg} * \mathrm{Nbg})))$$

$l$ : crop land use in ha. Source: Reckling et al. (2014) database.

q : harvested annual DM yield for crop, kg d.m. ha-1. Source: Reckling et al. (2014) database.

Fracrenew = fraction of total area under crop that is renewed annually (=1).

Rag : ratio of above-ground residues DM (AGDM) to harvested yield for crop (Crop), kg d.m. Source: IPCC 2006 guidelines.

Nag : N content of above-ground residues for crop, kg N (kg d.m.) -1. Source: IPCC 2006 guidelines.

FracRemove : fraction of above-ground residues of cropremoved annually for purposes such as feed, bedding and construction, kg N (kg crop-N)-1. Source: IPCC 2006 guidelines.

Rbg : ratio of below-ground residues to harvested yield for crop, kg d.m. (kg d.m.)-1. Source: IPCC 2006 guidelines.

[35]Paustian,K., N.H. Ravindranath, and A.van Amstel (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Eggleston, H. S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. Japan, IGES.

Nbg : N content of below-ground residues for crop, kg N (kg d.m.)-1. Source: IPCC 2006 guidelines.

*Indirect $N_2O$ emissions*

$$\mathrm{N_2O\ indirect_{rotation}} = \sum_{crop=1}^{n} \mathrm{N_2Oadt_{crop}} + \mathrm{N_2O}L_{crop}$$

$N_2$Oadt : $N_2O$ from atmospheric deposition of N volatilised from managed soils

$$\mathrm{N_2Oadt_{crop}} = \left((Fsn * 0.1 + Fon * 0.2) * 0.01\right) * \left(\frac{44}{28}\right)$$

$N_2O$*L* : $N_2O$ from N leaching and runoff from managed soils in regions where leaching and runoff occur

$$\mathrm{N_2OL_{crop}} = \left((Fsn + Fon) * 0.3\right) * 0.0075 * \left(\frac{44}{28}\right)$$

*3.7.3. Pre-crop effect*

| | **Change in yield in the "Yield" scenario** | | **Change in fertiliser costs in the "Fertilisation" scenario** | |
|---|---|---|---|---|
| | **Tons Dry Matter M/ha** | **%** | **Euros/ha** | **%** |
| **Average** | +1.33 | +17.8 | -31.0 | -14.1 |
| **Standard deviation** | +1.17 | +10.7 | -13.5 | -4.7 |

*3.7.4. Rotation Selection according to the mitigation cost efficiency (in the B N-Decrease Scenario)*[36]

**In the five Site Classes of Brandenburg - Germany**

| Crop1 | Crop2 | Crop3 | Crop4 | Crop5 | Crop6 | Abatement | Cereals | ClassicFodder | FodderLegumes | Grain Legumes | Cost | AbatementCost | Production | Emissions | GM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | tCO2eq/ha | % | % | % | % | euros/ha | euros/tCO2eq | kg Dry Matter | tCO2eq/ha | Euros/ha |
| **LBG1** | | | | | | | | | | | | | | | |
| alfalfa | alfalfa | Winter Wheat | Winter Barley | Winter Rape | tritica | 0,24 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -33,7 | -139,4 | 6418 | 1,19 | 259 |
| alfalfa | alfalfa | Winter Wheat | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,41 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -8,1 | -19,9 | 6970 | 1,02 | 233 |
| alfalfa | alfalfa | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,49 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | 20,2 | 41,4 | 7013 | 0,94 | 205 |
| alfalfa | alfalfa | Winter Wheat | Winter Rye | fababea | tritica | 0,51 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | 44,1 | 86,4 | 6512 | 0,92 | 181 |
| alfalfa | alfalfa | Winter Rye | Winter Rye | fababea | tritica | 0,59 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | 72,4 | 122,9 | 6555 | 0,84 | 153 |
| alfalfa | alfalfa | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,72 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | 103,9 | 145,4 | 5465 | 0,71 | 121 |
| **LBG2** | | | | | | | | | | | | | | | |
| graclov | graclov | Winter Rye | Spring Barley | Winter Rape | Winter Rye | 0,54 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -197,0 | -366,8 | 5961 | 0,79 | 306 |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,66 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -182,2 | -277,7 | 6563 | 0,67 | 291 |
| graclov | graclov | Winter Rye | pea | Winter Rape | Winter Rye | 0,67 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | -159,4 | -237,7 | 5847 | 0,65 | 268 |
| **LBG3** | | | | | | | | | | | | | | | |
| graclov | graclov | Winter Rye | Spring Barley | Winter Rape | Winter Rye | 0,43 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -270,7 | -636,3 | 5961 | 0,79 | 306 |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,54 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -255,9 | -470,1 | 6563 | 0,67 | 291 |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | pea | Winter Rye | 0,66 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | -219,5 | -334,4 | 6161 | 0,56 | 255 |
| **LBG4** | | | | | | | | | | | | | | | |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | Winter Rye | 0,32 | 66,7 | | 33,3 | 0,0 | -18,1 | -56,2 | 6563 | 0,67 | 291 |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | pea | Winter Rye | 0,43 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | 18,3 | 42,1 | 6161 | 0,56 | 255 |

[36]Crops abbreviations can be found in Appendix 3.7.7

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | lupin | Winter Rye | 0,45 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | 28,4 | 62,9 | 6104 | 0,54 | 245 |
| graclov | graclov | Winter Rye | Winter Rye | pea | Winter Rye | 0,51 | 50,0 | | 33,3 | 16,7 | 100,2 | 195,6 | 5345 | 0,48 | 173 |
| **LBG5** | | | | | | | | | | | | | | | |
| seradel | Winter Rye | ryevetc | Winter Rye | Winter Rye | | 0,18 | 100,0 | | | | 147,7 | 809,7 | 4177 | 0,77 | 94 |
| ryevetc | Winter Rye | Winter Rye | | | | 0,29 | 100,0 | | | | 236,9 | 828,0 | 3663 | 0,67 | 5 |

**In the three Site Classes of Calabria - Italy**

| Crop1 | Crop2 | Crop3 | Crop4 | Crop5 | Crop6 | Abatement tCO2eq/ha | Cereals % | ClassicFodder % | FodderLegumes % | Grain Legumes % | Cost euros/ha | AbatementCost euros/tCO2eq | Production kg Dry Matter | Emissions tCO2eq/ha | GM Euros/ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Irrigated Highland** | | | | | | | | | | | | | | | |
| potato | lupin | Winter Wheat | lupin | Winter Wheat | | 0,08 | 60,0 | | | 40,0 | -85,4 | -1018,7 | 2489 | 0,58 | 636 |
| potato | lupin | Winter Rape | lupin | Winter Wheat | | 0,11 | 60,0 | | | 40,0 | -49,5 | -460,7 | 2393 | 0,56 | 601 |
| **IrrigatedLowland** | | | | | | | | | | | | | | | |
| alfalfa | alfalfa | alfalfa | Winter Barley | | | 0,58 | 25,0 | | 75,0 | | 267,8 | 461,5 | 8249 | 0,63 | 235 |
| alfalfa | alfalfa | alfalfa | durum | Winter Barley | | 0,61 | 40,0 | | 60,0 | | 273,3 | 449,8 | 7116 | 0,60 | 229 |
| **Rainfed** | | | | | | | | | | | | | | | |
| Winter Rape | Winter Barley | Winter Rape | Winter Barley | | | 0,01 | 100,0 | | | 0,0 | -57,6 | -6491,5 | 2643 | 0,48 | 343 |
| Winter Rape | Winter Barley | fababea | Winter Barley | | | 0,12 | 75,0 | | | 25,0 | 24,6 | 199,0 | 2418 | 0,37 | 261 |
| Winter Rape | Winter Barley | fababea | | | | 0,18 | 66,7 | | | 33,3 | 76,7 | 419,1 | 2220 | 0,31 | 209 |
| Winter Rape | Winter Barley | pea | | | | 0,19 | 66,7 | | | 33,3 | 81,4 | 420,8 | 2106 | 0,30 | 204 |
| Winter Rape | Winter Barley | pea | Winter Barley | pea | | 0,22 | 60,0 | | | 40,0 | 96,6 | 443,6 | 2072 | 0,27 | 189 |
| Winter Rape | fababea | Winter Barley | pea | Winter Barley | | 0,25 | 50,0 | | | 50,0 | 115,4 | 468,7 | 2107 | 0,24 | 170 |

**In the Site Classe of Muntenia - Romania**

| Crop1 | Crop2 | Crop3 | Crop4 | Crop5 | Crop 6 | Abatement tCO2eq/ha | Cereals % | ClassicFodder % | FodderLegumes % | Grain Legumes % | Cost euros/ha | AbatementCost euros/tCO2eq | Production kg Dry Matter | Emissions tCO2eq/ha | GM Euros/ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **chernozem** | | | | | | | | | | | | | | | |
| Combean | Winter Wheat | Winter Rape | maize_g | | | 0,23 | 75,0 | | | 25,0 | -431,6 | -1873,7 | 3192 | 0,80 | 746 |
| combean | Winter Wheat | Winter Rape | Winter Barley | | | 0,29 | 75,0 | | | 25,0 | -355,7 | -1213,0 | 2977 | 0,74 | 670 |
| soybean | Winter Wheat | Winter Rape | Winter Barley | | | 0,31 | 75,0 | | | 25,0 | 14,0 | 44,8 | 2962 | 0,72 | 300 |
| soybean | Winter Barley | sunfl | Winter Wheat | Winter Rape | | 0,36 | 80,0 | | | 20,0 | 62,4 | 172,1 | 2540 | 0,67 | 252 |

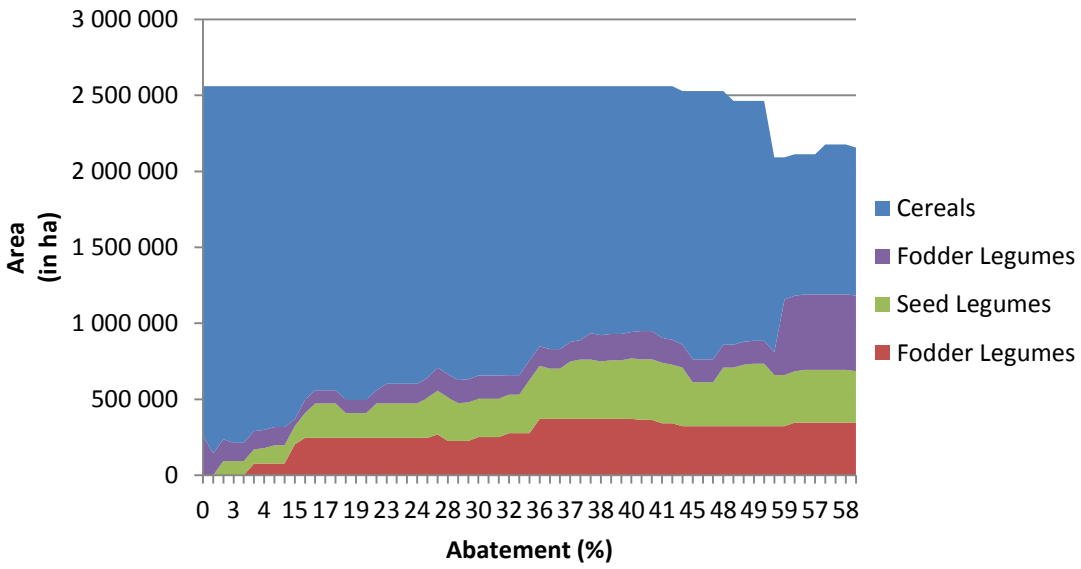
## In the Site Class of Västsverige - Sweden

| Crop1 | Crop2 | Crop3 | Crop4 | Crop5 | Crop6 | Abatement tCO2eq/ha | Cereals % | ClassicFodder % | FodderLegumes % | Grain Legumes % | Cost euros/ha | AbatementCost euros/tCO2eq | Production kg Dry Matter | Emissions tCO2eq/ha | GM Euros/ha |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **clay_soil** | | | | | | | | | | | | | | | |
| Winter Rape | Winter Wheat | Winter Wheat | Winter Wheat | Spring Barley | | 0,00 | 100,0 | 0,0 | | 0,0 | -71,2 | -20409,4 | 3556 | 1,31 | 634 |
| Winter Rape | Winter Wheat | linseed | Winter Wheat | Winter Rye | | 0,13 | 100,0 | 0,0 | | 0,0 | -55,0 | -427,3 | 3345 | 1,18 | 617 |
| Winter Rape | Winter Wheat | linseed | Winter Wheat | Spring Barley | | 0,24 | 100,0 | 0,0 | | 0,0 | -42,2 | -178,3 | 3119 | 1,08 | 605 |
| Winter Rape | Winter Wheat | Spring Barley | linseed | Spring Barley | | 0,32 | 100,0 | 0,0 | | 0,0 | -0,6 | -1,8 | 3105 | 0,99 | 563 |
| pea | Winter Rape | Winter Wheat | Winter Wheat | linseed | Winter Wheat | 0,34 | 83,3 | 0,0 | | 16,7 | 16,6 | 48,3 | 3046 | 0,97 | 546 |
| Winter Rape | Winter Wheat | pea | Winter Wheat | linseed | Spring Barley | 0,41 | 83,3 | 0,0 | | 16,7 | 33,1 | 81,4 | 3034 | 0,91 | 529 |
| Winter Rape | Winter Wheat | fababea | linseed | Spring Barley | | 0,47 | 80,0 | 0,0 | | 20,0 | 68,0 | 143,9 | 2856 | 0,84 | 494 |
| fababea | Winter Wheat | linseed | Winter Wheat | Spring Oat | | 0,52 | 60,0 | 20,0 | | 20,0 | 110,5 | 211,7 | 3003 | 0,79 | 452 |
| srape | Spring Barley | linseed | Winter Wheat | fababea | | 0,61 | 80,0 | 0,0 | | 20,0 | 147,5 | 241,9 | 2577 | 0,70 | 415 |
| fababea | Spring Barley | Spring Barley | linseed | Spring Barley | | 0,67 | 80,0 | 0,0 | | 20,0 | 174,1 | 261,2 | 2930 | 0,65 | 388 |

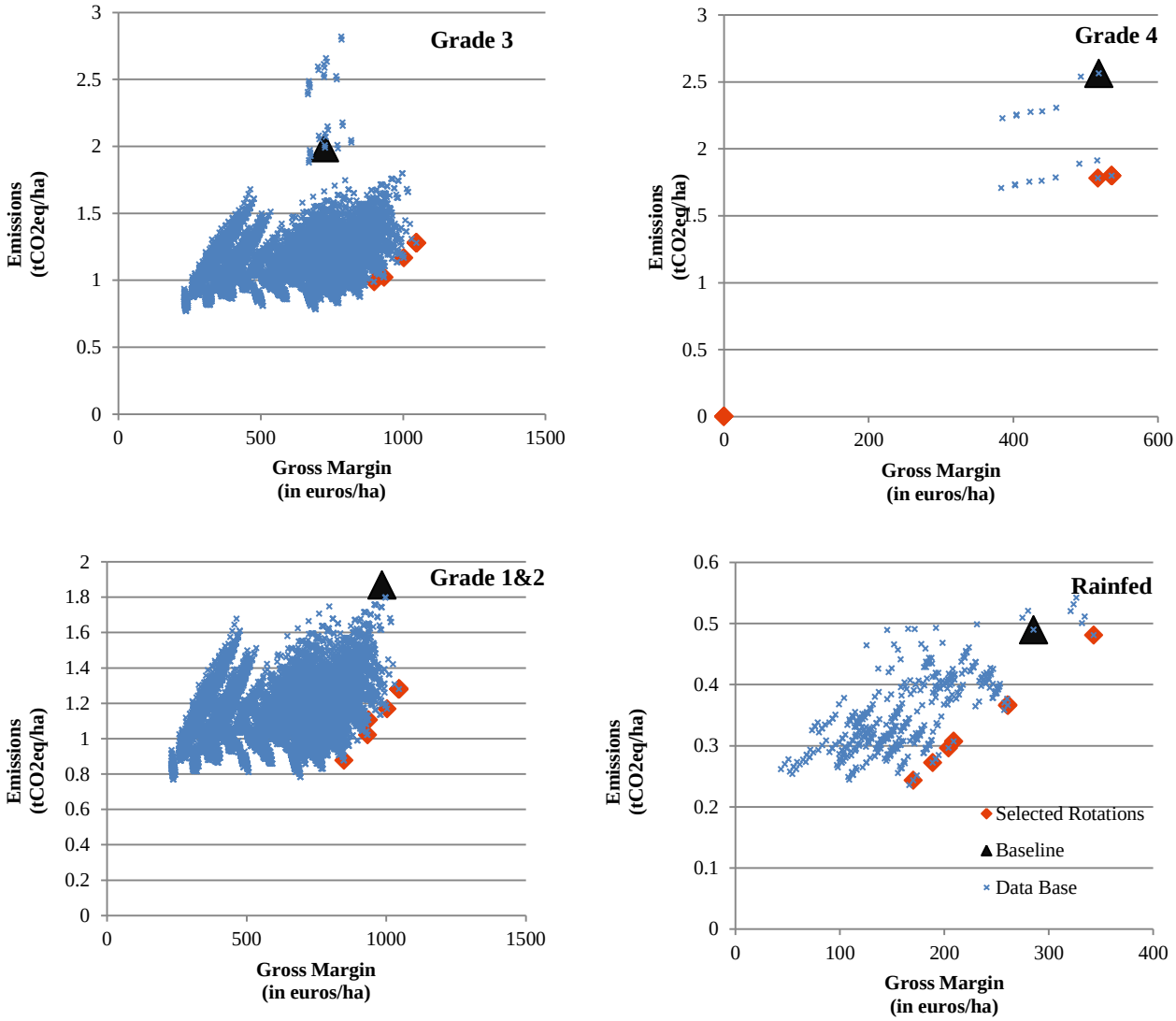
**In the three Site Classes of Eastern Scotland – United Kingdom**

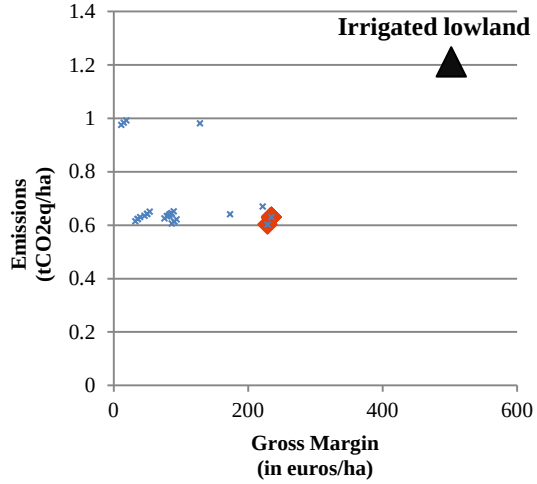
| Crop 1 | Crop2 | Crop3 | Crop4 | Crop5 | Crop6 | Abatement | Cereals | ClassicFodder | FodderLegumes | Grain Legumes | Cost | AbatementCost | Production | Emissions | GM |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | tCO2eq/ha | % | % | % | % | euros/ha | euros/tCO2eq | kg Dry Matter | tCO2eq/ha | Euros/ha |
| **Grade1et2** | | | | | | | | | | | | | | | |
| potato | Winter Wheat | woat | pea | swedes | swheat | 0,59 | 50,0 | 16,7 | 16,7 | 16,7 | -61,1 | -103,9 | 7698 | 1,28 | 1047 |
| potato | Winter Wheat | woat | pea | swedes | Spring Oat | 0,70 | 33,3 | 33,3 | 16,7 | 16,7 | -17,6 | -25,2 | 7493 | 1,17 | 1003 |
| potato | Winter Wheat | woat | pea | woat | Spring Oat | 0,76 | 33,3 | 50,0 | 0,0 | 16,7 | 48,5 | 63,5 | 6475 | 1,11 | 937 |
| potato | Spring Barley | woat | pea | swedes | Spring Oat | 0,85 | 33,3 | 33,3 | 16,7 | 16,7 | 51,7 | 61,1 | 7063 | 1,02 | 934 |
| **Grade 3** | | | | | | | | | | | | | | | |
| potato | Winter Wheat | woat | pea | swedes | swheat | 0,71 | 50,0 | 16,7 | 16,7 | 16,7 | -322,6 | -454,0 | 7698 | 1,28 | 1047 |
| potato | Winter Wheat | woat | pea | swedes | Spring Oat | 0,82 | 33,3 | 33,3 | 16,7 | 16,7 | -279,2 | -339,4 | 7493 | 1,17 | 1003 |
| potato | Spring Barley | woat | pea | swedes | Spring Oat | 0,97 | 33,3 | 33,3 | 16,7 | 16,7 | -209,8 | -216,5 | 7063 | 1,02 | 934 |
| potato | swheat | pea | woat | srape | woat | 1,00 | 50,0 | 33,3 | 0,0 | 16,7 | -174,5 | -174,3 | 5698 | 0,99 | 899 |
| **Grade 4** | | | | | | | | | | | | | | | |
| graclov | graclov | graclov | swedes | Spring Barley | | 0,76 | 20,0 | 0,0 | 80,0 | | -18,0 | -23,5 | 8848 | 1,80 | 536 |
| graclov | graclov | graclov | swedes | Spring Oat | | 0,78 | 0,0 | 20,0 | 80,0 | | 1,1 | 1,5 | 8682 | 1,78 | 517 |

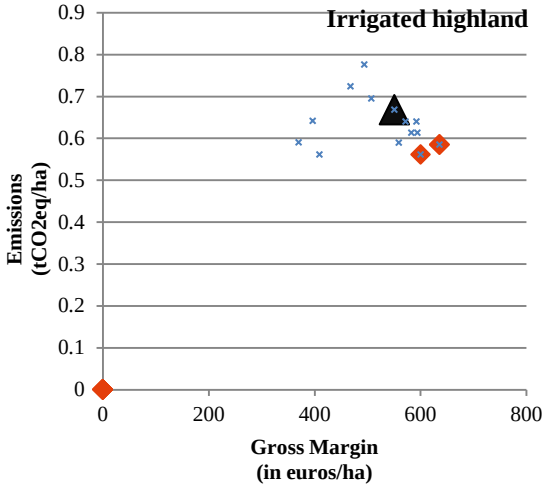
*3.7.5. Aggregated crop areas in the 5 NUTS 2 regions in "Yield" scenarios*

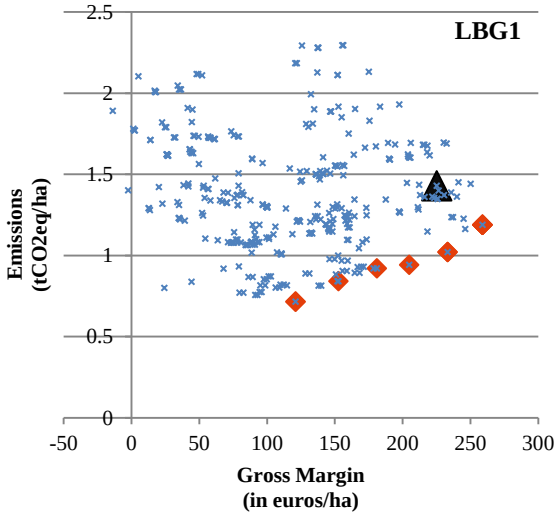


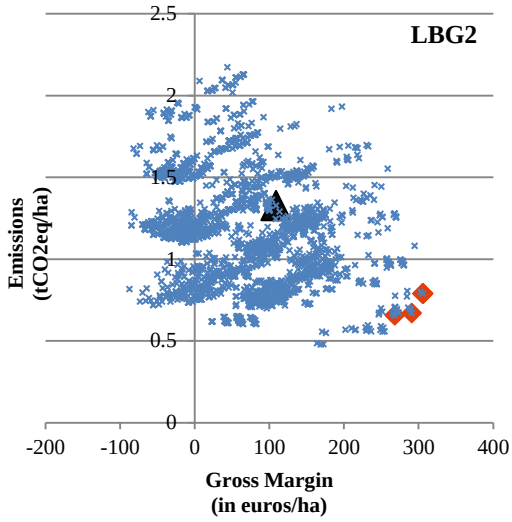
*3.7.6. GM and GHG emissions for each rotation in each site class ("Fertilisation" scenario).*

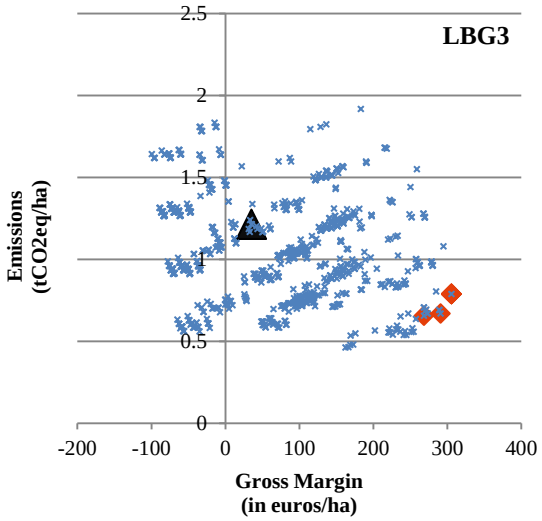


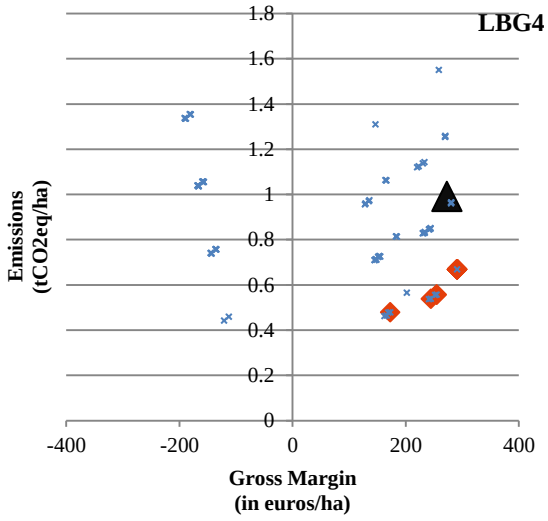

Irrigated lowland
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
1.4
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
0
200
400
600

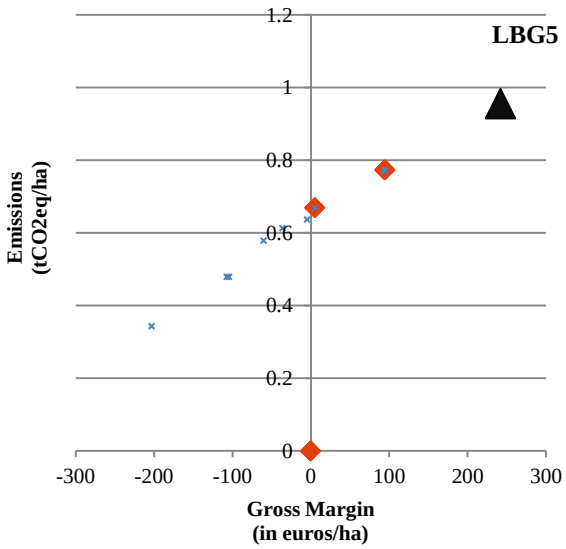

Irrigated highland
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
0.9
0.8
0.7
0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
0
200
400
600
800

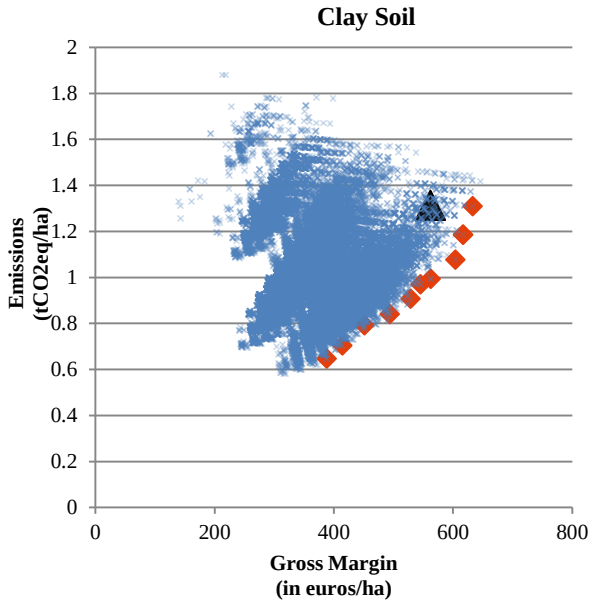

LBG1
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
2.5
2
1.5
1
0.5
0
-50
0
50
100
150
200
250
300

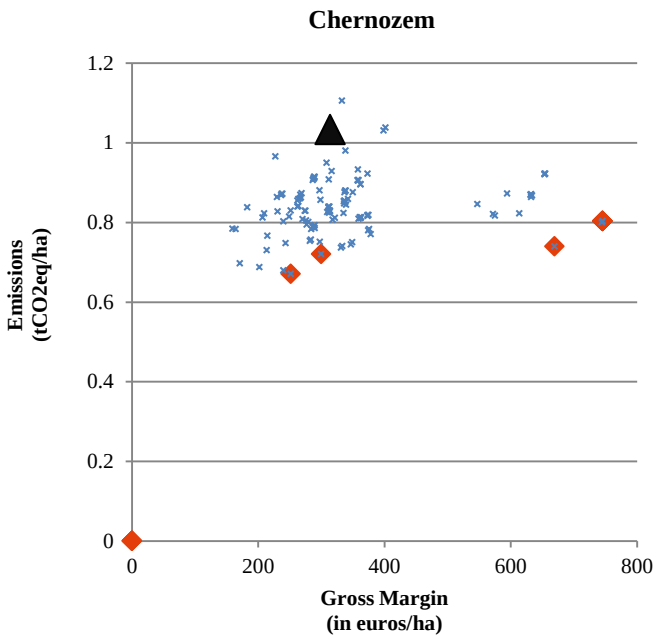

LBG2
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
2.5
2
1.5
1
0.5
0
-200
-100
0
100
200
300
400


LBG3
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
2.5
2
1.5
1
0.5
0
-200
-100
0
100
200
300
400


LBG4
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
1.8
1.6
1.4
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
-400
-200
0
200
400


LBG5
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
-300
-200
-100
0
100
200
300


Clay Soil
Emissions (tCO2eq/ha)
Gross Margin (in euros/ha)
2
1.8
1.6
1.4
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
0
200
400
600
800


Chernozem
1.2
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
Emissions
(tCO2eq/ha)
0
200
400
600
800
Gross Margin
(in euros/ha)

### *3.7.7. Abbreviation of crops*

| Abbreviation | Common name | Type |
|---|---|---|
| Seradel | Serradella | Fodder legumes |
| Winter Barley | Winter barley | Cereals |
| Spring BarleyorSpring barley | Spring barley | Cereals |
| Winter Rape | Winter rapeseed | Cereals |
| Ryevect/Ryevetc/Rye vetch | Rye-vetchmixture | Fodder legumes |
| Winter Rye | Winter rye | Cereals |
| Tritica | Triticale | Cereals |
| Winter Wheat | Winter wheat | Cereals |
| Swheat | Spring wheat | Cereals |
| Durum | Durumwheat | Cereals |
| Lupin | Lupin | Grain legumes |
| Soybean | Soybean | Grain legumes |
| Fababea | Fababean | Grain legumes |
| Alfalfa | Alfalfa | Fodder legumes |
| Graclov | Grass/cloverley | Fodder legumes |
| Grass | Grass ley | Classicfodder |
| Peaoat | Pea-oatmixture | Fodder legumes |
| Spring Oat | Spring oat | Classicfodder |
| Woat | Winter oat | Classicfodder |
| Oatvect/Oat-vetch/Oatvetc | Oat-vetchmixture | Classicfodder |
| Maize_s/ Silage maize | Maizeforsilage | Classicfodder |
| Maize_g | Maizeforgrain | Cereals |
| Linseed | Linseed | Cereals |
| Potato | Potatoes | Cereals |
| Swedes | Swedes | Cereals |
| Combean | Common bean | Grain legumes |
| Pea | Peas | Grain legumes |
| Sunfl | Sunflower | Cereals |
| Clover | Clover | Fodder legumes |
| Sulla | Sulla | Grain legumes |
| Swede_Fodder | Fodderswedes | Classicfodder |

### *3.7.8. Comparison of the results with results on legumes from European MACC studies*[37][38]

| | Unit | **Pellerin et al, 2013** | | | **MacLeod et. al, 2010** | **This study, abatement up to 45 Euros/tCO2eq ("Fertilisation")** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Grain legumes | Fodder legumes | Total legumes | Total legumes | Grain legumes | Fodder legumes | Total legumes |
| **Geographical scope** | | France | | | United Kingdom | 5 regions in Europe | | |
| **Abatement potential** | Mt $CO_2$eq | 0.9 | 0.5 | 1.4 | 0.009 | - | - | 1.244 |
| **Total cost** | M € | 17 | -89 | -72 | 188 | - | - | -162 |
| **Abatement Cost** | €/t$CO_2$eq | 19 | -185 | -52 | 20 849 | - | - | -130 |
| **Legumes area introduced** | ha | 877 681 | 2 822 500 | 3 700 181 | 5 572 683 | 388 196 | 597 965 | 685 551 |
| **Abatement potential for legumes** | t $CO_2$eq/ha | 1.03 | 0.18 | 0.38 | 0.0014 | - | - | 2 |
| **Cost per legumes area** | €/ha | 19.4 | -31.5 | -19.5 | 33 | - | - | -236 |

[37]MacLeod, M., Moran, D., Eory, V., Rees, R., Barnes, A., Topp, C. F., Ball, B., Hoad, S., Wall, E., McVittie, A., et al. (2010). Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. Agricultural Systems, 103(4), 198–209.

*3.7.9. Crop-frequency in the rotations (for crop abbreviations see Appendix 3.7.7)*

| Region | Brandenburg | | | | | Calabria | | | S-Munt enia | Eastern Scotland | | | Västs verig e |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Site class | LBG 1 | LBG2 | LBG3 | LBG4 | LBG5 | irrigated highland | irrigated lowland | rainfed | chemozem | Grade 1&2 | Grade 3 | Grade 4 | clay |
| No. of rot. | 345 | 2724 | 902 | 78 | 9 | 14 | 28 | 905 | 137 | 33852 | 33890 | 18 | 44607 |
| alfalfa | 215 | 1203 | 443 | 0 | 0 | 3 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| clover | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 13 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| combean | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| durum | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 227 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| fababea | 202 | 729 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 440 | 0 | 15345 | 15345 | 0 | 2016 |
| graclov | 0 | 126 | 109 | 48 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 10 | 100 |
| grass | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 | 8 | 100 |
| linseed | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22733 |
| lupin | 0 | 0 | 248 | 31 | 3 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| maize_g | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 90 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| maize_s | 277 | 1839 | 637 | 66 | 0 | 0 | 24 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 9629 |
| oatvetc | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| pea | 0 | 909 | 262 | 31 | 0 | 0 | 17 | 440 | 63 | 13872 | 13872 | 0 | 19666 |
| peaoat | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19667 |
| potato | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 25098 | 25098 | 0 | 0 |
| ryevetc | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Spring Barley | 0 | 1172 | 440 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 22648 | 22669 | 11 | 21164 |
| seradel | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Spring Oat | 0 | 1385 | 480 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17261 | 17282 | 11 | 26308 |
| soybean | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 35 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| srape | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20007 | 20011 | 0 | 14718 |
| sunfl | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| swedes | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3141 | 3143 | 2 | 0 |
| swheat | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11584 | 11588 | 0 | 18225 |
| tritica | 130 | 986 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 307 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19805 |
| Winter Barley | 125 | 689 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 329 | 79 | 14117 | 14121 | 0 | 0 |
| woat | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 307 | 0 | 11032 | 11036 | 4 | 0 |
| Winter Rape | 30 | 313 | 80 | 0 | 0 | 9 | 0 | 784 | 131 | 3414 | 3418 | 0 | 5646 |
| Winter Rye | 228 | 1607 | 790 | 78 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19805 |
| Winter Wheat | 157 | 825 | 115 | 0 | 0 | 14 | 5 | 310 | 115 | 15587 | 15591 | 0 | 22623 |

The frequency of crops presented in rotations in the different site classes does not reflect the statistical crop proportions of the site class, as the possible rotations are generated to represent all agronomically feasible rotations, rather than a representative set of rotations used in the site classes. However, it gives an overview of the crops appearing at different site classes, and gives an indication of the composition of the rotations. For instance, grass appears in 8 out of 18 rotations in Grade 4 (Eastern

Scotland) – the high GHG emissions and low gross margin of this crop influences these eight rotations and subsequently the MAC curve.

# Chapter 3

# Risk as a limit or an opportunity to climate change mitigation? The case of fertilisation

In this chapter, we investigate how risk and risk aversion influence the fertilisation behavior of farmers. We show analytically that a decreasing variance of yield along with nitrogen inputs encourages risk averse farmers to apply larger quantities of fertilizers compared with risk neutral behavior. Then, we use data concerning three departments in France (Deux-Sèvres, Seine-Maritime and Eure-et-Loir) to determine (i) crop yield response function to N fertilizers and (ii) risk aversion behavior of farmers on the basis of their actual fertilizers applications. We find that risk averse farmers represent 29,7% of farmers while risk seeking ones represent 35,5%. Risk aversion behavior is associated with an additional application of 29 kg/ha compared with risk neutral behavior which represents an average loss of 76 euros/ha. We show that the reduction of abatement linked to risk aversion behavior should appear only when crop yield variance is convex with respect to N fertilizers. Lastly, our results show that an insurance covering yield variability could be foreseen as an interesting tool to mitigate emissions.

Ce chapitre reprend un article réalisé en collaboration avec Emmanuel Servonnat[39].

**Acknowledgment**

Warm thanks go to Stéphane De Cara, Philipe Delacote, Shahbano Soomro, Marielle Brunette and Caroline Orset for their reading and advice.

**JEL codes :** Q15, Q18, F64, H23, N53

[39] InVivo-Agrosolution.

## 4.1. Introduction

Nitrogen pollution is a significant environmental issue around the world and in Europe (Galloway et al, 2008 ; European Commission, 2013). The carbon cycle usually receives more attention than the nitrogen cycle, due to the central role of $CO_2$ in global warming. However, the nitrogen cycle is also deeply disordered by human activities especially through fertilisation of agricultural soils. This disruption brings a range of impacts, from accelerating climate change to participating in water pollution and generates high external costs (Von Blottnitz et al, 2006). In the European Union, fertilisation from farm activities accounts for 38% of agricultural greenhouse gas (GHG) emissions and represents 4% of the overall European emissions (in 2014 according to the UNFCCC, 2016)[40]. France constitutes also a good example of the nitrogen over-application issue due to the importance of the agricultural sector in French economy and since air and water pollution by nitrogen has been highlighted by many studies (Dalmas, 2010).

In response to these environmental consequences, important regulations on fertilisation have been undertaken. In the forefront, the Nitrate Directive limits nitrogen application on specific areas and affects indirectly farming externalities, including GHG emission, but the ambitious national and international commitments to cut global emissions[41] strengthen the necessity to mitigate emissions in a cost-efficient way.

To tackle the pressing problem of climate mitigation it is generally argued that the most efficient instrument is emission pricing (Lamhauge and Cox, 2013; Ellerman et al., 2010). Many papers have investigated the potential impact of setting up this instrument in agriculture even though this sector has been set aside from European and national climate policies. To name a few, De Cara and Jayet (2011) evaluated the impact of a tax on fertilisation and induced reductions of greenhouse gases. Bourgeois et al. (2014) also simulated the impact of a tax on fertilizer application coupled with subsidies on perennial crops such as miscanthus. Likewise, Dequiedt and Moran (2015) assessed the impact on legume crops and the resulting impact on GHG emissions. These papers are all based on the assumption of profit maximization or cost minimization but little attention has been paid to other essential elements of the decision-making process of farmers. Among those elements, risk management appears as a determining dimension in the production choice of farmers (Chavas and Holt, 1990; Cook et al., 2013; Menapace et al., 2013) and could constitute a potential barrier to

[40] In France, nitrogen fertilisation accounts for 44% of greenhouse emissions (GHG) from French agriculture and alone represents 8 % of national emissions in 2014 (UNFCCC, 2016)

[41] See for instance the European Council agreement in October 2014 aiming to reduce European greenhouse gas emissions by 40% by 2030 relative to 1990 levels

mitigate emissions. Indeed, in a survey conducted on the behavior of farmers, Dury (2011) reveals for instance that less than 1% of farmers cite profit maximization as the sole decision criterion. 71% of them seek instead a "good" profit associated with minimal risk. Besides, Berentsen et al. (2012) show that the risks associated with organic dairy farms are more important than the risk of conventional agriculture (both on the size of the production and agricultural prices) and therefore limits the change of practices. Interested in the barriers associated with a fertilisation reduction program in the United States, Stuart et al. (2014) have shown that the yield loss associated with reduced fertilisation is considered as an important and immediate risk. For most of the interviewed farmers, applying an additional amount of fertilizer is perceived as a way to reduce exposure to production risks. Therefore, it is appropriate to study the impact of risk on the incentive effect of a emission price and also to consider the potential role of insurance as a tool to reduce emissions from fertilisation.

This paper contributes to the literature on GHG mitigation cost assessment in agriculture by providing some analytical and quantitative insights into the following three main questions:

- How risk aversion can explain all (or a part of) nitrogen over-application?
- To what extent risk aversion can limit the mitigation incentive created by a emission price on GHG emissions?
- If farmers use fertilizers as self-insurance, what would be the emissions reduction triggered by an insurance program to mitigate emissions?

For these purposes, we use an original data base, completed by InVivo-Agrosolution farming cooperative, which allows us obtaining a large sample of farmers'data located in three departments in France. We first use feasible generalized least square (FGLS) regression to determine the link between yield variability and nitrogen application at the plot level. In a second step, we use these results to derive risk aversion coefficient consistent with actual farmers' fertilizers spreading. Then, these coefficients are used to simulate the impact of emission price and also to simulate the impact of an insurance system on emissions.

The next section presents the literature on risk and fertilisation. Section 3 details the model of farmers' decision-making on nitrogen application. Data and econometric method are presented in Section 4. Section 5 presents the results. Discussion is given in section 6.

### 4.2. Literature review on risk and fertilisation

Can nitrogen be used by farmers to reduce their exposure to risk? The answer to this question depends on the link between inputs and yield variability (Lambert, 1990; Leather and Quiggin, 1991). Although this topic has been widely studied in the literature, there is no clear consensus on this link. First, an important stream of empirical studies concludes that fertilizers are a risk-increasing factor as they have variance-increasing effect on yield (Just and Pope, 1979; Rajsic et al., 2009; Montjardino et al., 2015). This statement depends on weather uncertainty, which implies high level of yield in good growing years and low in bad growing years. This uncertainty has two possible effects depending on the consideration of farmers risk aversion. On one hand, according to Babcock (1992), who takes into account solely the expected profit in the farmer objective function, farmers should be tempted to apply larger amount of nitrogen compared to the case where yield variability is not considered. Since farmers do not know what the growing conditions will be before nitrogen application, it is optimal for them to anticipate good conditions so that nitrogen will not limit potential profits in those years. On the other hand, other studies concludes that in reason of their risk aversion, farmers tend to spread less fertilizers so as to limit the probability of bad events (Montjardino et al., 2015; Broun, 2007; Finger, 2012). Second, an alternate stream concludes that fertilizers could conversely be a risk reducing factor. Because unobservable processes (such as leaching, denitrification or nitrogen up-take in previous crop in rotation) influence the availability of nitrogen in the soil this could results in reducing the variability of yields as nitrogen amount increases (Gandorfer et al., 2011 ; Comifer, 2011) and then could favor the over-application of fertilizers. This corresponds to studies focusing on risk perception of farmers, who consider nitrogen as a risk-decreasing input (SriRamaratnam, 1987; Stuart et al, 2014). Third, some studies argue that the link between fertilisation and variability can not be clearly established. Regev and al. (1997) show no conclusive evidence to assert if nitrogen is either risk-reducing or risk-increasing. Then, according to Antle (2010) empirical study on potato production, the conclusion on this link depends on utility framework implemented: a risk-value model based on partial moments implies that fertilizer is risk increasing, whereas an expected utility model based on full moments has the opposite implications. One explanation for these seemingly contradictory conclusions is the diverse climate and agricultural contexts of studies. Going forward, it seems necessary to assess the role of nitrogen at each geographical level to see whether it is a risk-reducing factor or a risk-increasing factor.

Some papers have addressed the question of the impact of insurance on chemical input use. Theoretically, two different effects have been identified (Bougherara, 2011). The first effect is linked to the above-discussed risk-reduction effect. As insurance increases income in bad states of nature, while decreasing income in good states of nature by charging a premium, it thereby cause farmer to act more like risk-neutral farmer (Sheriff, 2005). Hence, the impact on input use relies on the relationship

between fertilizer and risk. If chemical inputs are risk-reducing then they will reduce the amount spread, with the opposite effect if they are risk increasing. The effect one is the moral hazard effect. It occurs when producers take actions to increase the probability and size of losses, and provide incentives for less intensive cultivation practices that result in reduction of inputs and average yields (Coble et al., 1993). Which effect dominates has been examined by empirical papers. In a study conducted on corn farmers, Horowitz and Lichtenberg (1993) conclude that insured farmers applied significantly more nitrogen per acre (+19%) than uninsured one, thus supporting the view that chemical inputs are a risk-increasing input. However these results were latter contradicted by Smith and Goodwin (1996) who confirm the view that moral hazard incentivizes insured farmers to use fewer chemical inputs.

As global warming is expected to cause an increase in the frequency of extreme climate events, insurance is mainly foreseen as a tool to favor adaptation to climate change (Smit and Skinner, 2002). However, as chemical input have been highlighted to play the role of a self-insurance when their risk-reducing ability have been elicited (see for instance Bougherara, 2011 for pesticides), insurance could also be considered as a possible tool to support the implementation of environmental measures[42]. This potential is for instance developed by Huang et al. (2001) who, in a study of US agriculture, analytically and empirically show that an insurance system can help to reduce the amounts of nitrogen applied by the farmer. So far, to our knowledge it has not been used as a tool to limit agricultural environmental externalities. Yet, an interesting example of the possible forthcoming role of instruments that support the adoption of environmental measures , by tackling uncertainty and risk, is provided by the 2015 framework convention between the Loire-Bretagne Water Agency and local farming cooperatives (Agence de l'Eau – Loire Bretagne, 2015). The objective of this convention is to favor the implication of farmers in improving the quality of water. Among the different incentives, the convention plans to establish the reimbursement of losses due to the implementation of innovation only in case of failure.

[42] In France, the current agricultural insurance system is characterized by public and private intervention that help to cover damages caused by frost, hail or drought. The public intervention is under the responsibility of the FNGRA (Le Fonds national de gestion des risques en agriculture) and aims to cover farmers against uninsurable risk. Insurable risks are covered by the private market, alongside government intervention: farmers receive a grant representing at most 65% of the insurance premium.

## 4.3. Modelling fertilisation application and risk

### *4.3.1. Economic decision model*

We consider farmers who grow different crops (indexed by i) and who have to choose fertilizers amounts ($x_i$) on these different crops. As we assume that the problem is intra-annual, the land allocation among crops is already determined. It is assumed that the sole risk faced by farmers affects crop yields. At the time of N application, yields of the current crops are not known to the farmer. They are modeled as a random variable $\tilde{y}_i$, where ($\tilde{y}_i(x_i)$) follows a Gaussian distribution, with mean E[$y(x_i)$] and variance $V[y_i(x_i)]$ are assumed to be known by the farmer. Absent any public regulation, the profit of one farmer is thus:

$$\tilde{\pi}(x_{i,..,n}) = \sum_{i}^{n} l_i[\tilde{y}_i(x_i)\, p_i - x_i w] \tag{1}$$

where $w$ is the unit price of nitrogen fertilizer, $p_i$ the crop price received by the farmer and $l_i$ the field area. In order to integrate risk in the farmers' decision making, we assume that their preferences can be fully characterized by a von Neumann and Morgenstern (1947) utility function. Our analysis is based on expected utility-maximization. Then, the problem faced by any farmer is to choose input use intensity per crop that maximizes his overall expected utility. The optimal amount $x_i^*$ per hectare is thus the result of the following problem:

$$\max_{x_{i,..,n}} \{\mathrm{E}[u(\tilde{\pi}(x_{i,..,n}))]\} \tag{2}$$

where E denotes the expectation operator and $\tilde{\pi}$ the variable profit associated with crop production depending on fertilizer amount spread. Two possible utility functions are examined : (i) a constant absolute risk aversion (CARA) function (eq. 3) and (ii) a constant relative risk aversion (CRRA) (eq. 4). Both specifications have been commonly used in the literature examining expected utility based decisions (Markowitz 1952; Pope et al, 2011; Monjardino et al, 2015; Polomé et al., 2006). CARA function enables us to represent risk aversion behavior that remains constant with wealth; whereas CRRA allows us to represent Arrow's intuition implying that an individual's willingness to undertake a certain risky measure is greater when he or she is wealthier. CARA function is an exponential transformation of wealth:

$$u(\tilde{\pi}) = -e^{-\alpha\tilde{\pi}} \tag{3}$$

where $\alpha$ is the absolute risk aversion parameter ($\alpha > 0$ for a risk averse agent; $\alpha < 0$ for a risk loving agent). CRRA is a power function and is represented as follow:

$$u(\tilde{\pi}) = \frac{\tilde{\pi}^{(1-r)}}{1-r} \tag{4}$$

Where $r$ is the relative risk aversion coefficient. Relative risk aversion and relative risk loving preferences are obtained respectively for $r > 0$ and $r < 0$. As yields are assumed to follow a Gaussian distribution, in both cases (CARA and CRRA), the expected utility can be written in function of the expected profit and the variance profit (V) (see appendix 4.8.1 and 4.8.2 for details) as follow:

$$\max_{x_{i,..,n}} \left\{ E\left[u\left(\widetilde{\pi}(x_{i,..,n})\right)\right] = a + b.E\left[\sum_{i}^{n} \tilde{\pi}_i(x_i)\right] - c.V\left[\sum_{i}^{n} \tilde{\pi}_i(x_i)\right] \right\} \tag{5}$$

With a=$\pi_0$ for CARA preferences and a=$u(2\pi_0) + u'(2\pi_0)\pi_0$ for CRRA preferences, $\pi_0$ being the initial wealth of a farmer. b=1 for CARA preferences and b=$u'(2\pi_0)$ for CRRA preferences. c=$\frac{-u''(2\pi_0)}{2} = \frac{r(2\pi_0)^{-1-r}}{2}$ for CRRA preferences and c=$\frac{\alpha}{2}$ for CARA preferences.

We found no covariance between the different yield functions[43]. Then, the solutions of the overall maximization program are equivalent to the solutions of individual field maximization program:

$$\max_{x_i}\{E[u(\tilde{\pi}_i(x_i))] = b.E[\tilde{\pi}_i(x_i)] - c.V[\tilde{\pi}_i(x_i)]\} \tag{6}$$

This form of equation allows us to represent in the objective function both expected income and profit variability, both of which are determined by nutrient input. The optimal input $x_i{}^*$ must satisfy the first order condition given by:

$$\frac{dE[u(\widetilde{\pi}_i(x_i{}^*))]}{dx_i} = \frac{dE[\widetilde{\pi}_i(x_i{}^*)]}{dx_i} - k\ \frac{dV[\widetilde{\pi}_i(x_i{}^*)]}{dx_i} = 0 \tag{7}$$

[43] This finding is consistent for instance with Polomé et al. (2006) study on acreage allocation under risk where no covariance was found between crops after examination of panels of yields.

With k = $\frac{\alpha}{2}$ in for CARA preferences and k= $\frac{r}{4\pi_0}$ for CRRA preferences. The second order condition is written as:

$$\frac{d^2E[u(\widetilde{\pi_\iota}(x_i))]}{dx_i{}^2} = \frac{d^2E[\tilde{\pi}(x_i)]}{dx_i{}^2} - k\ \frac{d^2V[\widetilde{\pi_\iota}(x_i)]}{dx_i{}^2} < 0 \tag{8}$$

From equation 7, we find according to the implicit function theorem (see appendix 4.8.7-a for demonstration):

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial k} = \frac{dV[\widetilde{\pi_\iota}(x_i^*)]}{dx_i} * \left(\frac{d^2E[\tilde{\pi}(x_i)]}{dx_i{}^2} - k\ \frac{d^2V[\widetilde{\pi_\iota}(x_i)]}{dx_i{}^2}\right)^{-1} \tag{9}$$

**Proposition 1:** Under CARA and CRRA utility functions, risk aversion increases the optimal amount of fertilizers when the variance of profit is decreasing with $x_i$, convex or linear[44].

This proposition illustrates the impact of attitude toward risk on optimal nitrogen application. It shows that nitrogen can be used to manage risk production and is in line with some studies mentioned in the literature review (Montjardino et al., 2015; Broun, 2007; Finger, 2012; Lambert, 1990). Hence, risk averse farmers apply more nitrogen than risk neutral ones when fertilizers are a risk-decreasing factor.

*4.3.2. Policy instruments*

1. Taxation of $N_2O$ from fertilisation.

The solution to eq. 6 corresponds to a situation in which no policy instrument is in place on greenhouse gas emissions. In particular, the social cost of fertilisation is not internalized by the farmer. Consider now a situation where a price on GHG emission is introduced. The program becomes:

$$\max_{x_i}\{\mathrm{E}[u(\widetilde{\pi_\iota}(x_i) - x_i ftl_i)]\} \tag{10}$$

[44] Appendix 4.8.3 illustrates the different configurations of functions forms influencing optimal input $x_i{}^*$

Where $f$ represents the emission factor of fertilizers (eg. in $tCO_2eq/kgN$) and $t$ denotes the level of the emission price (tax) in euros/$tCO_2eq$. The relation between the optimal fertilizer amount and the emissions tax is:

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial t} = f l_i * \left( \frac{d^2 E[\tilde{\pi}(x_i)]}{dx_i{}^2} - k \frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} \right)^{-1} \tag{11}$$

As the second order condition (eq. 8) implies the denominator to be negative then the emission price always generates emission reductions. We then focus on the impact of risk aversion on emission reductions triggered by emissions price (see appendix 4.8.4-b for demonstration):

$$\frac{\partial^2 x_i^*}{\partial t\, \partial k} = - f l_i \frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} * \left( \frac{d^2 E[\tilde{\pi}(x_i)]}{dx_i{}^2} - k \frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} \right)^{-2} \tag{12}$$

**Proposition 2:** Under CARA and CRRA behaviors, when the variance is convex with respect to $x_i$ then risk aversion reduces the marginal impact of emission price on fertilisation reductions.

This proposition illustrates the impact of attitude toward risk on the emissions price incentive to reduce GHG emissions. We observe that the determining factor is the form of the variance function. When the variance is linearly decreasing ($\frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} = 0$), risk aversion bears no influence on emissions mitigation but when it is convex ($\frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} > 0$) then GHG abatement are decreasing under risk aversion behavior. On the contrary, when the variance function is concave ($\frac{d^2 V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i{}^2} < 0$) then risk aversion increases the abatement.

2. Insurance Program.

Proposition 1 indicates that risk averse farmers may use additional fertilizers as a self-insurance to minimize their exposure to risk. We examine the possibility to substitute it by an external insurance program aiming at reducing emission linked to risk aversion. First, farmers are free to subscribe to the insurance program by comparing their initial level of utility when they completely support risk to the utility associated with the insurance. Then, when they find that it is more interesting to participate in the insurance program, an indemnity is triggered only when the actual yield falls below a specific yield threshold noted $\tau$ (in % of the initial expected yield). When the realized yield is higher than this threshold, the farmer is not compensated. When loss occurs beyond this threshold the producer receives the yield shortfall valued at the crop price. In return, the farmer has to pay an insurance

premium $I$ in (euros/ha) whatever the amount of the realized yield. As we want to find the optimal nitrogen application amount, the expected utility maximization program under insurance participation can be written as:

$$\max_{\bar{x}_i}\{\mathrm{E}[u(\widetilde{\pi}_i(\bar{x}_i) - I)]\} \tag{13}$$

s.t $x_i^* \geq \bar{x}_i > 0$

With $\bar{x}_i$ being the amount of nitrogen application under insurance. In a more detailed form eq.14 becomes :

$$\mathrm{E}[u(\widetilde{\pi}_i(x_ins) - I)] = \int_0^{\tau} g\left(\tilde{\pi}_i\left(\tilde{y}_i(x_ins)\right)\right) u(\pi_i(\tau) - I)dy + \int_{\tau}^{+\infty} g\left(\tilde{\pi}_i\left(\tilde{y}_i(x_ins)\right)\right) u(\pi_i(y) - I)dy \tag{14}$$

With $g(\tilde{y}_i)$ being the probability density function of a normal distribution. Participation in the insurance program occurs when $\mathrm{E}[u(\widetilde{\pi}_i(x_ins_i{}^*) - I)] > \mathrm{E}\left[u\left(\widetilde{\pi}_i(x_i{}^*)\right)\right]$ and emissions reductions occur when the optimal $\bar{x}_i{}^*$ with insurance is lower than $x_{\mathrm{i}}{}^*$ maximizing the initial expected utility with no insurance. Appendix 4.8.5 illustrates 3 different cases of the impact of insurance on emission reductions.

## 4.4. Empirical Application

### *4.4.1. Data*

The data used in this paper come from Epicles, a database compiled by InVivo-Agrosolution, a French farming cooperative. It comprises the fertilisation practices of farmers who are members of the cooperative, in particular the amount of nitrogen spread for each farmer, the amount prescribed by the cooperative, the resulting crop yield, the soil type and the preceding crop in the rotation. This information is available at the field level and is highly detailled in comparison to other data bases used in the literature[45].

We chose to restrict our attention to three departments (Deux-Sèvres, Seine-Maritime et Eure-et-Loir). Foremost this is because those departments are well represented in Epicles database and, also because, they represent a diversity of farming conditions. Deux-Sèvres department is mostly composed by

[45] The European FADN (Farm accountancy Data Network) database, for instance, gathers data from representative farms of a given territory but not the data of all farms. Besides, it does not give information on the amount of fertilizers but the cost linked to fertilization.

livestock and cropping systems and is characterized by relative low yield, Seine-Maritime comprises also livestock and cropping systems, but with higher yields, and Eure-et-Loir which covers a part of the Beauce region, is mainly characterized by the presence of cropping farms with high yields and relatively low diversity in the crops composition. The Epicles database covers 22,5% of the Deux-Sèvres cereals land use, 10,7% of Seine-Maritime land use and 20,0 % of Eure-et-Loir land use.

We focus on 10 main crops : common wheat, oat, rape seed, durum wheat, fodder maize, grain maize, spring barley, winter barley, sunflower and triticale. We use data for four harvest campaigns (2010, 2011, 2012 and 2013) to assess the parameters of the yield and variance functions. We remove from the data set crop categories (characterized by a department location, a soil type, and a preceding crop type) whose number is inferior to 30. To isolate the effect of nitrogen on yield we do not examine plots having received any mineral element (K, S, P etc.) other than nitrogen. In addition, farmers who do not report their nitrogen application are also eliminated from the study. In some cases, the declaration is systematically the same as the amount advised by the cooperative or when the amount of nitrogen applied is 0. These cases are also left out. Finally, a total of 24 729 observations are used in the regressions (see table 6). The impact of a tax on GHG emissions and the implementation of an insurance program are assessed using the initial fertilisation levels of the 2013 campaign which represents 2 774 plots (appendix 4.8.6 gives a detailed overview of the different steps in the data base treatment).

**Table 6 - Description of the sample used in the regression (step 2 of the data base treatment)**

| | Source | Unit | Deux-Sèvres (79) | Seine-Maritime (76) | Eure-et-Loir (28) | Overall |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Number of observations** | Epicles | | 16 007 | 4 691 | 4 031 | 24 729 |
| **Land Area (year 2013)** | Epicles | ha | 14 607 | 8 434 | 7 323 | 23 041 |
| **Number of Farms concerned** | Epicles | | 1065 | 581 | 655 | 2 301 |
| **Average Chemical Fertilizer application for wheat (year : 2011)** | Epicles | kg.ha-1 | 137 | 183 | 163 | - |
| | Agreste Crop Survey (Agreste, 2014) | kg.ha-1 | 138 | 158 | 160 | - |
| **Average Yield for wheat (year : 2011)** | Epicles | q/ha | 68 | 85 | 79 | - |
| | Agreste Crop Survey (Agreste, 2014) | q/ha | 60 | 62 | 78 | - |

As Epicles reports only fertilisation and yield variables, economic parameters are taken from public databases. Prices are taken from the Eurostat database and correspond to the average price during the period 2007-2011. This average is supposed to represent the anticipated price by farmers on the basis of their value in the latter period. Fertilizer cost is based on a fertilizer price assumption of 1 €/kg (RICA and Agreste[46]). We suppose that fertilizer management cost relates to storage, transport and spreading is 2 €/kg (Agreste, 2011). To calculate $\pi_0$ in the CRRA hypothesis we include the CAP direct payment and fixed charges. Direct payment corresponds to the average subsidies found in the Agreste public data base and is specific to each department. The other public subsidies are considered negligible. Fixed charges are supposed to be 225 euros/ha following Agreste 2012. This cost represents a national average of instalment amortization, contract work and financing expenses.

*4.4.2. Estimation methodology and functional forms*

As we want to depict an exhaustive description of the possible links between fertilisation and yield, yields are regressed against fertilizer amounts for each crop category *i* characterized by a location within a department, a specific crop, a ground type and a specific preceding crop in the rotation. All in all, the 24 729 observations we have at our disposal before regression are classified into 213 crop categories. For each of these crop categories, inputs are allowed in the specifications to influence the mean but also the variability of crop yields. In the specification of the yield function, a quadratic functional form (eq. 15) was found to be the most adequate. We follow here Cerrato and Blackmer (1990) or Belanger et al. (2000). This functional form has the advantage of being easily implemented and can potentially takes into account the decrease of yield after achieving the maximum yield.

$$E[y_i(x_i)] = \beta_{1_i} + \beta_{2_i} x_i + \beta_{3_i} {x_i}^2 \tag{15}$$

Where $\beta_1$, $\beta_2$ and $\beta_3$ are parameters of the yield response function. If $\beta_2 + 2\beta_3 x_i < 0$, the marginal productivity of fertilizer is decreasing. Yield variance is determined by input use and is also specified by a quadratic function (eq. 2) for each crop.

$$V[y_i(x_i)] = \rho_{1_i} + \rho_{2_i} x_i + \rho_{3_i} {x_i}^2 \tag{16}$$

Where $\rho_1$ is the yield variation solely determined by weather and soil conditions. $\rho_2$ and $\rho_3$ quantify the influence of nitrogen on yield variation. Fertilizing is risk decreasing if $\rho_2 + 2\rho_3 x_i < 0$.

[46] Data extracted for the year 2011 to 2014.

In order to estimate simultaneously the parameters of functions 15 and 16 feasible generalized least squares (FGLS) regression is applied following Finger and Schmid (2008) methodology[47].

*4.4.3. Estimation methodology for risk aversion*

Risk aversion is estimated for each farmer $g$. As the data base treatment eliminates some fields per farm, we could not estimate robust aversion coefficient per farmer. Consequently, we used a pragmatic approach of calibration which consists in selecting the level of aversion $k$ minimizing the distance between estimated fertilisation amounts $x_i{}^*$ and observed fertilisation $x_{i_{obs}}$.

$$\min_{k_g}\left\{\sum_{i}^{n}\left|x_{i_{obs}} - x_i{}^*\right|\right\} \tag{17}$$

In a more specified form, the minimization program can be also written as (see appendix 4.8.1 for a detailed demonstration):

$$\min_{k_f}\left\{\sum_{i}^{n}\left|x_{i_{obs}} - \frac{k_f p_i{}^2 l_i \widehat{\rho_{2,\iota}} + w - \widehat{\beta_{2,\iota}} p_i}{(2\widehat{\beta_{3,\iota}} p_i - 2\widehat{\rho_{3,\iota}} k_j l_{j,i} p_i{}^2)}\right|\right\} \tag{18}$$

with $\widehat{\rho_{2,\iota}}$, $\widehat{\rho_{3,\iota}}$, $\widehat{\beta_{2,\iota}}$ and $\widehat{\beta_{3,\iota}}$ being the parameter estimates issued from the regression. This approach has the drawback of producing aversion coefficients which are not checked as significantly different from zero but has the advantage to depict a risk aversion distribution of farmers in the sample. Considering this limit, we also explore the impact of other risk aversion coefficients assessed in the economic literature on farmers. These are presented in the following table and will be uniformly implemented for all farmers for emissions tax and insurance simulations.

[47] The estimation is conducted with the MODEL procedure of the SAS statistical package (SAS INSTITUTE, 2012)

**Table 7 – Aversion coefficient taken in the literature for sensitivity analysis**

| Scenarii | Aversion Coefficient | Type of aversion coefficient | Source |
|---|---|---|---|
| **« CARA 1 »** | Estimation | Absolute | Eq. 16 |
| **« CARA 2 »** | Uniform* : $7{,}5.10^{-7}$ | Absolute | Pope et al, 2011 |
| **« CARA 3 »** | Uniform* : 0,0075 | Absolute | Saha et al., 1994 |
| **« CARA 4 »** | Uniform* : 0,04 | Absolute | Brunette et al, 2015 |
| **« CRRA 2 »** | Uniform* : 0,25 | Relative | Lansink., 1999<br>"Value in the range [0,31-0,2]" |
| **« CRRA 3 »** | Uniform* : 1,12 | Relative | Brunette et al, 2015 |
| **« CRRA 4 »** | Uniform* : 5,4 | Relative | Saha et al., 1994 |

* The same aversion coefficient for every farmer.

## 4.5. Results

### *4.5.1. Regression*

We keep all of the estimates of the yield function (eq.15) and variance function (eq.16) associated with a p-value inferior to 5% and only in cases where heteroscedasticity is not detected[48]. Table presenting the exhaustive results of the parameter estimates per crop type is available upon request or through the link in the footnote[49]. Over the 213 different crop categories, 160 have been consistently estimated and 53 have not been estimated, either because of failure in the convergence of the model, simultaneous lack of significance in the parameter estimates or because of heteroscedasticity.

Table 8 presents a summary of the forms of the yield and variance functions derived from the parameter estimates. Over the 160 crop types whose functions have been successfully estimated, 97 of them follow a constant variance. For the others, the yield variance is influenced by nitrogen application. Within the latter category, the majority of crops have a linear decreasing variance function. Convex variance functions and concave variance functions come respectively second and third. From these results we observe that cases where there is risk-decreasing significance of fertilizer are relatively consistent and should not be neglected when assessing the emission tax impact.

---

[48] Using the White and Breusch-Pagan tests.

[49] The following link gives access to the table presenting the results of the regression : https://docs.google.com/spreadsheets/d/1qmaiz7boFxlZOJmesc7r9rDtYnIZ8hXJJMUpCzFLUSg/edit?usp=sharing

**Table 8 – Forms of variance and yield functions detected from the regression**

| | | Variance Function **(eq.16)** | | | | | | | | | | Total Types | Total Obs. |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **Concave** $\rho_2 > 0$ $\rho_3 < 0$ | | **Constant** $\rho_2 = 0$ $\rho_3 = 0$ | | **Convex** $\rho_3 > 0$ | | **Linear Increasing** $\rho_2 > 0$ $\rho_3 = 0$ | | **Linear Decreasing** $\rho_2 < 0$ $\rho_3 = 0$ | | | |
| | | **Types** | **Obs.** | **Types** | **Obs.** | **Types** | **Obs.** | **Types** | **Obs.** | **Types** | **Obs.** | | |
| **Yield Function** (eq.15) | **Concave** $\beta_3 < 0$ | 1 | 361 | 52 | 5 132 | 5[a,b] | 1240[a,b] | 2 | 505 | 28[a] | 4 587[a] | 88 | 11 825 |
| | **Constant** $\beta_2 = 0$ $\beta_3 = 0$ | 1 | 121 | 27 | 2 756 | 2[a,b] | 153[a,b] | | | 12[a] | 2 083[a] | 42 | 5 113 |
| | **Convex** $\beta_3 > 0$ | | | 1 | 294 | | | 1 | 54 | 5 | 371 | 7 | 719 |
| | **Linear Increasing** $\beta_2 > 0$ $\beta_3 = 0$ | 1 | 147 | 17 | 1 824 | | | | | 5 | 396 | 23 | 2 367 |
| | **Total** | **3** | **629** | **97** | **10 006** | **7** | **1 393** | **3** | **559** | **50** | **7 437** | **160** | **20 024** |

Notes :

[a] Crop types where risk aversion implies additional nitrogen amounts application (see proposition 1)

[b] Crop types where risk aversion reduce the impact of emission price (see proposition 2)

*4.5.2. Aversion*

The validity of the different risk attitude hypotheses (see section 4.3) can be estimated by comparing the distance between actual and estimated nitrogen application per hectare (see the detailed results in appendix 4.8.7 for each scenario). In the CARA case, we observe that on average estimated nitrogen applications in 'CARA 1' scenario fit better actual observations than other scenarii : we find only a -6,9% difference on average per ha while other CARA scenario such as 'CARA 3' and 'CARA 4' broadly overestimate nitrogen application since the differences are respectively 93,2% and 473,4%; CARA 2 underestimates optimal applications by -11,7%. Regarding the CRRA case, we find that the best scenario is 'CRRA 2' since the difference is only -4,3% between estimated and actual observations. In addition, we decide to retain the 'CRRA 4' scenario, due to the good fit of nitrogen applications for risk averse farmers. Within this category, 'CRRA 4' provides the smallest difference of -20,5%.

Under the 'CARA 1' hypothesis, 29,7% of farmers are risk-averse (see table 9). This proportion is smaller than risk seeking farmers who represents 35,5% of the sample. Nevertheless the former set of farmers account for most of the emissions (49%) because, first, they are associated with a higher cultivated area and, second, they increase the amount of nitrogen application on crops presenting a decreasing variance with fertilisation (see proposition 1). When comparing the optimal amount of fertilizers under risk aversion behavior to risk neutral attitude we find that on average the surplus of fertilisation amount is 29,4 kgN/ha which represents an average expected profit loss of 75,8 euros per ha (see table 10). This surplus is particularly high on crop categories presenting a concave yield function with a linear decreasing risk, a convex variance function or on constant yield function with a linear decreasing variance. On these categories risk aversion is respectively associated with a surplus of nitrogen of 34.2 kgN/ha, 34,8 kgN/ha and 80,4 kgN/ha.

**Table 9 – Representativity of risk attitude in term of farmers, land use and emissions (scenario CARA 1)**

| Risk atitudes | Farmers | | Land Use | | Emissions | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Number | Share (%) | Land (ha) | Share (%) | tCO2eq | Share (%) |
| **Risk Averse** | 204 | 29,7 | 5502 | 39 | 3 758 | 49,0 |
| **Risk Seeking** | 244 | 35,5 | 4908 | 34 | 1 973 | 25,7 |
| **Risk Neutral** | 73 | 10,6 | 1170 | 8 | 593 | 7,7 |
| **Undetermined** | 166 | 24,2 | 2670 | 19 | 1 354 | 17,6 |
| **Total** | 687 | 100 | 14250 | 100 | 7678 | 100 |

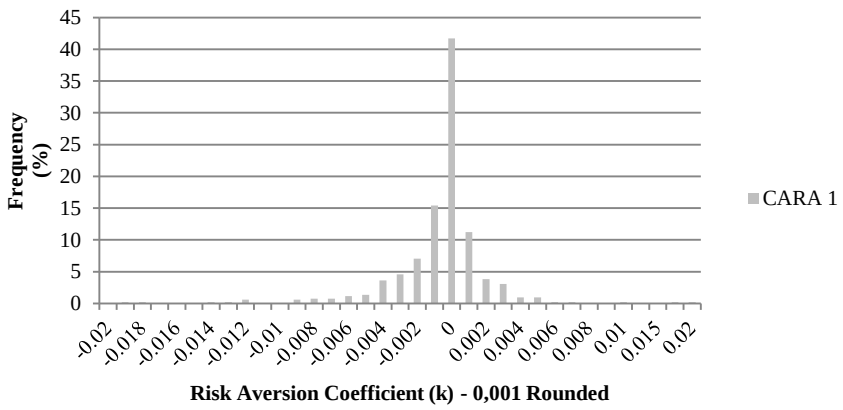



**Figure 19 - Risk aversion distribution of farmers (including risk averse, risk seeking and risk neutral attitudes) - scenario CARA 1**

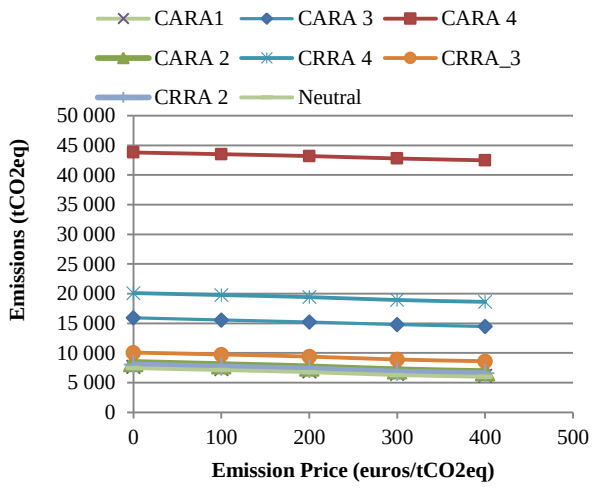
**Table 10 - Impact of risk aversion on nitrogen application and expected profit (scenario "CARA 1")**

| Form of Expected Yield | Form of Variance function | $X^*$ | $X^*$ under risk neutral behavior | Nitrogen Application linked to risk aversion | Expected Profit | Expected Profit under risk neutral behavior | Loss linked to risk aversion[a] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **kgN/ha** | **kgN/ha** | **kgN/ha** | **euros/ha** | **euros/ha** | **euros/ha** |
| Concave | Constant | 161 | 161,0 | 0,0 | 841 | 841 | 0,0 |
| | Convexe | 153 | 118,2 | 34,8 | 366 | 553,5 | 187,4 |
| | LinInc | 25 | 43,8 | -18,3 | 691 | 752,4 | 61,5 |
| | LinDecr | 169 | 134,7 | 34,2 | 641 | 703,3 | 62,7 |
| Constant | Constan LinDecr | 80 | 0,0 | 80,4 | 577 | 818,4 | 241,1 |
| Linear Inc. | Constant | 109 | 109,1 | 0,0 | 1008 | 1007,9 | 0,1 |
| | LinDecr | 115 | 114,7 | 0,0 | 336 | 335,6 | 0,4 |
| **Overall** | | 146 | 116,7 | **29,4** | 684 | 759,9 | **75,8** |

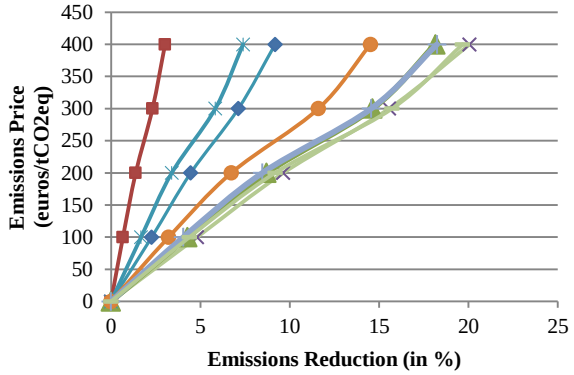
[a] Difference of profit between risk averse behavior and risk neutral behavior

*4.5.3. Impact of a price on $N_2O$ emissions*

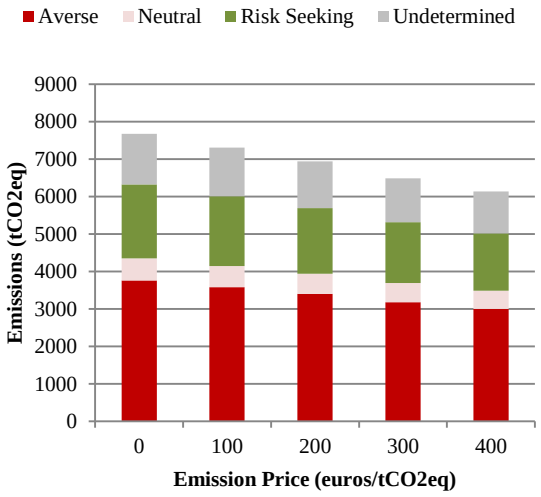
Results related to the impact of a price on GHG emissions are presented in figure 20. Figure 20-A shows the absolute emissions for all scenarii and figure 20-B the emissions reductions according to increasing tax on emissions. We observe that the price on emissions has to be quite high to trigger important emission reductions. Indeed, below 100 euros/t$CO_2$eq emission reduction are less than 5% in every scenarii. This relatively low impact is due to the low greenhouse gas intensity of fertilisation per hectare (around 0,05 to 0,65 tCO2eq/ha) which weakens the incentive created by the burden of emission tax. Notably, in every case, the emission price incentive is associated with emissions reductions but since risk aversion determines the initial amount of emissions the higher the risk aversion the weaker the abatement. As CARA 1 scenario integrates both risk averse and risk seeking behaviors a limited difference between trajectories exist with the 'Neutral' scenario. Additional emissions from risk averse farmers are compensated by lower emissions from risk seeking ones. Emissions reductions are associated with a slight decrease of yields mainly supported by the contribution of fertilisation reduction on rapeseed, common wheat and winter barley (figure 20-F). Focusing on emissions from risk averse individuals (figure 20-D), we observe that about 700 t$CO_2$eq (23% of emissions) are explained by risk aversion. This amount remains important as long as emission price increases, implying that, regardless of the emission price, aversion still explains a part of emissions. In figure 20-E, we observe the evolution of the economic burden of the emission price which represents 51 euros/ha for a emission price of 100 euros/t$CO_2$eq and which increases when emission price increases.



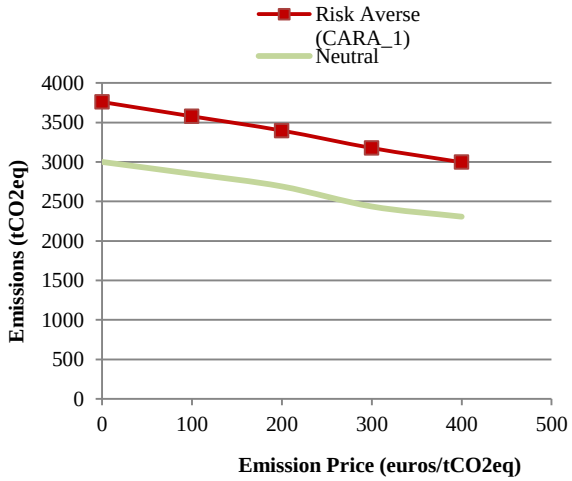

**A. Evolution of emissions under different risk scenarii**



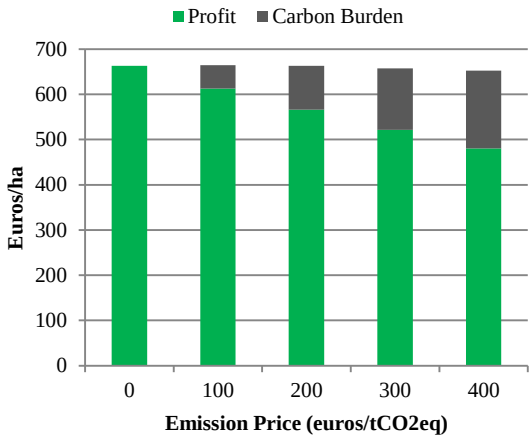

**B. Marginal abatement cost curves under different risk scenarii**



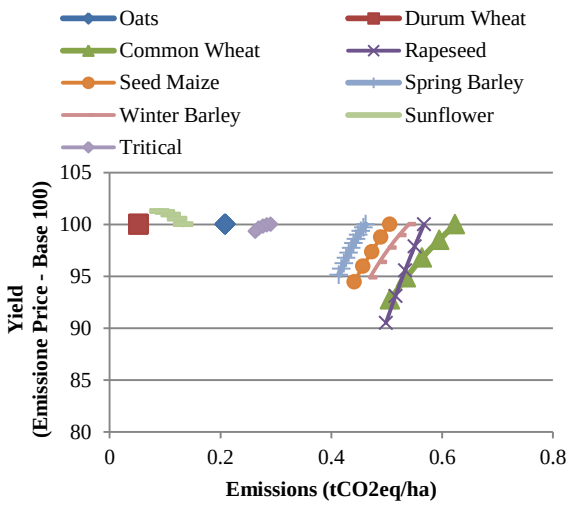

**C. Evolution of emissions according to risk attitude (scenario CARA 1)**




**D. Impact of risk aversion of emissions (scenario CARA 1)**




**E. Economic Impact of Emissione Price (CARA 1)**




**F. Yield evolution according to emissions reduction (scenario CARA 1)**

**Figure 20 - Impact of a tax on emissions from fertilisation**

*4.5.4. Insurance*

Table 11 presents the results of insurance according to different possibilities of trigger threshold τ and the different insurance premia in scenario CARA 1 (results on CRRA 4 scenario are exposed in appendix 4.8.9). The simulation for insurance is made only for risk averse farmers as CARA utility function is convex when the aversion coefficient is negative. In term of nitrogen application reduction, participant farmers are encouraged to act more like risk neutral individual. Emission reductions occur on crop types presenting a decreasing risk with nitrogen (see table 12). Consequently, nitrogen application is reduced to 12,9 to 37kN/ha which causes a reduction of 8,2% to 20,5% of risk averse individuals emissions. As expected, low insurance premiums and high trigger point τ involve higher participation to the insurance program. To achieve similar reductions on risk averse agents through emission price, tax has to achieve a range from 100 euros/t$CO_2$eq to 400 euros/t$CO_2$eq.

**Table 11 - Impact of insurance on fertilizer application (in kgN/ha) and abatement (only on risk averse agents) – scenario CARA 1**

| | | | | Insurance Trigger Threshold - τ (in percentage of the expected yield) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | 10% | 50% | 90% |
| Insurance Premium (euros/ha) | 25 | Abatement | % | 11,5 % | 15,2 % | 20,5 % |
| | | Fertilisation Reduction | kgN/ha | 16,8 | 22,1 | 29,9 |
| | | Participants | % | 100 % | 100 % | 100 % |
| | | Participants making reductions | % | 15% | 37% | 53% |
| | | Expected profit | Euros/ha | 727 | 738 | 799 |
| | 50 | Abatement | % | 11,5 % | 15,2 % | 20,5 % |
| | | Fertilisation Reduction | kgN/ha | 16,8 | 22,1 | 29,9 |
| | | Participants | % | 100 % | 100 % | 100 % |
| | | Participants making reductions | % | 15 % | 37 % | 53 % |
| | | Expected profit | Euros/ha | 702 | 713 | 774 |
| | 400 | Abatement | % | 10,0 % | 13,0 % | 20,4 % |
| | | Fertilisation Reduction | kgN/ha | 14,6 | 19,0 | 29,7 |
| | | Participants | % | 92 % | 93 % | 93 % |
| | | Participants making reductions | % | 12% | 33% | 53% |
| | | Expected profit | Euros/ha | 393 | 397 | 431 |
| | 600 | Abatement | % | 8,2 % | 11,8 % | 17,2 % |
| | | Fertilisation Reduction | kgN/ha | 12,0 | 17,2 | 25,1 |
| | | Participants | % | 85 % | 87 % | 92 % |
| | | Participants making reductions | % | 10 % | 30 % | 47 % |
| | | Expected profit | Euros/ha | 260 | 255 | 279 |

**Table 12 - Fertilisation reduction per type of crop (insurance premium 25 euros/ha and triggering threshold : 0,9)**

| | | Fertilisation reduction (kgN/ha) |
|---|---|---|
| **Form of expected Yield** | **Variance function Form** | |
| **Concave** | **Constant** | 0,0 |
| | **Convexe** | -34,0 |
| | **Linear Increasing** | 0,0 |
| | **Linear Decreasing** | -32,2 |
| **Constant** | **Linear Decreasing** | -76,5 |
| **Linear Increasing** | **Constant** | 0,0 |
| | **Linear Increasing** | -0,1 |

## 4.6. Discussion and conclusion

In this paper we investigate the role of risk aversion in nitrogen over-application, its potential impact on emission price incentive and the potential of an insurance system to mitigate GHG emissions from fertilisation. First, our results show that an important number of crop types present a risk decreasing relationship with nitrogen application. It generally results in additional fertilizers applied by risk averse individuals but does not represent a major obstacle to the impact of the emission price, as few yield variance have been revealed to be convex (see table 8). Our study further illustrates the value of insurance as an emission reduction tool. An interesting research opportunity to pursue would be to lead similar investigations to other mitigation measures.

We are in the framework of expected utility originally developed by von Neumann and Morgenstern (1947) which implies risk averse agents to favor, between two gains of equal expected income, the one with the lowest variability. This approach has some limitations highlighted, for instance, by Ingersoll (1987) who has given an example in which individuals prefer the situations in which variance is stronger. More recently, and in one case directly applied to agriculture, Tanaka, Camerer and Nguyen (2010) showed that the theory of expected utility does not fully represent the behavior of a panel of Vietnamese farmers. Some have found that prospect theory provides a more realistic representation of farmers surveyed (Kahneman and Tversky, 1979). The latter theory is echoed by Bocquého et al. (2014) who estimate the risk aversion of French farmers and have for main implication to make individuals more sensitive to losses as to gains and tend to make paying undue attention to unlikely extreme outcomes. Despite the aforementioned criticisms, however, expected utility theory, is relatively simple in its implementation and sufficient in explaining the contribution of additional doses of fertilizers compared to a situation where uncertainty is not taken into account. On this basis, its use is justified, but we take into account the other appropriate and divergent approaches in the literature.

Besides, we explore in this article risk aversion as a mean to explain the surplus of nitrogen application but in three scenarii (CARA 1, CARA 2, CRRA 2) we find that risk aversion does not fully explain all observed nitrogen amount (see appendix 4.8.7). This should attract our attention to additional reasons for over-application nitrogen found within other articles of the literature. For instance, these factors may include lack of trust in farm advisors or models (Stuart et al, 2014). The fact that we elicited here the links between fertilisation and yield variability for different crop types in 3 departments does not mean that crop yield will follow these relationships at each individual farm level. That lack of access to appropriate information or technological tools may inhibit the adoption of practices to increase nitrogen use efficiency. Moreover, recent private-sector developments in contracting have the potential to impact farming behavior as well. These contracts generally offer higher levels of profitability compared to commercial crops. Most seed contracts also have a competitive component: growers receive financial penalties or rewards based on how their production compares to other growers of the same variety (Dubois, 2006; Stuart et al, 2014). Consequently farmers concerned by contracts also act to achieve the optimal nitrogen to fit the best quality. All these elements, explain why a large share of farmers prioritizes yields above economic return (Stuart et al, 2013).

Moreover, our findings suggest that insurance, as it is made on a voluntary basis, would be preferable to a emission price. It is important to note however that, we only consider one option to mitigate emission. If other alternatives to mitigate emissions, like changing crop allocation, were represented in modelling, then we expect, from other results in the literature (De Cara and Jayet, 2011) that the abatement cost would be lower. Moreover, we implicitly assume that the insurance program is unaffected by the moral hazard effect. This effect is observed when farmers change their behavior when they know that a part of their risk is covered, thus potentially leading to some fraudulent, intentional losses. Among the conditions for the development of insurance, the insurer must be able to estimate accurately both expected frequency and severity of loss (Barnett et al., 1999). Current developments in insurance and farm advisement show that this latter point is bound to be improved. Pacifica insurance company initiated for instance in 2015 an insurance contract dedicated one grasslands implying surveillance by satellite to observe losses compared with a baseline built on an historical production data (Crédit Agricole Assurance – Airbus Défense & Space, 2015). Morevover, as farmers increasingly collect and report their economic gain and their production amount, used and shared with farm Cooperatives, this could constitute a lever to identify and control loss at the farm gate. Besides, if the implementation of insurance is conditioned by GHG mitigation, other techniques, involved in precision farming, can help to improve measurement like static chambers measuring gas fluxes between the soil ant the atmosphere (Collier et al., 2016) or organic emission assessment by drone teledetection (Gilliot et al, 2014).

Together, these findings highlight further avenues for research, which ought to be pursued in future works.

### 4.7. References


ADEME, 2012. Les émissions agricoles de particules dans l'air : état des lieux et levier d'action.

Agreste, 2014. Pratiques culturales sur les grandes cultures et prairies portant sur l'année 2011. http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/grandes-cultures-prairies/

Agreste, 2012. Charges de mécanisation et structure d'exploitation. Document de travail n°7 – Juillet 2012.

Agreste, 2011. Les Dossiers N° 12 - Juillet 2011

Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2016. 10ième programme de l'agence de l'eau Loire-Bretagne – 2016-2018. Fiche 10. http://www.eau-loire-bretagne.fr/nos_missions/programme_2013_2018/10prog_fiches-action111214.pdf

Antle, J. M. (2010). Asymmetry, partial moments, and production risk. *American Journal of Agricultural Economics, 92*, 1294-1309.

Babcock, B. A. (1992). The effects of uncertainty on optimal nitrogen applications. *Review of Agricultural Economics*, 271-280.

Barnett, B. J., Coble, K. H., & others. (1999). Understanding crop insurance principles: A primer for farm leaders.

Bélanger, G., Walsh, J. R., Richards, J. E., Milburn, P. H., & Ziadi, N. (2000). Comparison of three statistical models describing potato yield response to nitrogen fertilizer. *Agronomy Journal, 92*, 902-908.

Berentsen, P., Kovacs, K., & Asseldonk, M. V. (2012). Comparing risk in conventional and organic dairy farming in the Netherlands: an empirical analysis. *Journal of dairy science, 95*, 3803-3811.

Blottnitz, H. V., Rabl, A., Boiadjiev, D., Taylor, T., & Arnold, S. (2006). Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization. *Journal of environmental planning and management, 49*, 413-433.

Bocquého, G., Jacquet, F., & Reynaud, A. (2014). Expected utility or prospect theory maximisers? Assessing farmers' risk behaviour from field-experiment data. *European Review of Agricultural Economics, 41*, 135-172.

Bougherara, D. (2011). *Rôle de l'aversion au risque des agriculteurs dans l'utilisation de pesticides et implications pour la régulation.*

Bourgeois, C., Fradj, N. B., & Jayet, P.-A. (2014). How Cost-Effective is a Mixed Policy Targeting the Management of Three Agricultural N-pollutants? *Environmental Modeling and Assessment, 19*, 389-405.

Broun, A. (2007). Assessing nitrogen application strategies for wheat production: a case study.

Brunette, M., Choumert, J., Couture, S., Montagne-Huck, C., & others. (2015). A Meta-analysis of the Risk Aversion Coefficients of Natural Resource Managers Evaluated by Stated Preference Methods.

Cayatte, J.-L. (2004). *Introduction à l'économie de l'incertitude.* De Boeck Supérieur.

Cerrato, M., & Blackmer, A. (1990). Comparison of models for describing; corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agronomy Journal, 82*, 138-143.

Chavas, J.-P., & Holt, M. T. (1996). Economic behavior under uncertainty: A joint analysis of risk preferences and technology. *The review of economics and statistics*, 329-335.

Coble, K. H., Knight, T. O., Pope, R. D., & Williams, J. R. (1993). An empirical-test for moral hazard and averse selection in multiple peril crop insurance. *75*, 1296-1296.

Collier, S. M., Ruark, M. D., Oates, L. G., Jokela, W. E., & Dell, C. J. (2014). Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. *JoVE (Journal of Visualized Experiments)*, e52110--e52110.

COMIFER. (2011). *Calcul de la fertilisation azotée.* Comifer.

Cooke, I. R., Mattison, E. H., Audsley, E., Bailey, A. P., Freckleton, R. P., Graves, A. R., et al. (2013). Empirical Test of an Agricultural Landscape Model: the importance of farmer preference for risk aversion and crop complexity. *Sage Open, 3*, 2158244013486491.

Dalmas, D., Moreau, R., Quévrremont, P., & Frey, V. (2010). *Elaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes.* Ministère de l'Ecologie, Ministère de l'Intérieur, Ministère de la Santé et des Sports, Ministère de l'Agriculture.

De Cara, S., Jacquet, F., Reynaud, A., Goulevant, G., Jeuffroy, M.-H., Montfort, F., et al. (2011). Economic Analysis of Summer Fallow Management to Reduce Take-All Disease and N Leaching in a Wheat Crop Rotation. *Environmental modeling \& assessment, 16*, 91-105.

Dequiedt, B., & Moran, D. (2015). The cost of emission mitigation by legume crops in French agriculture. *Ecological Economics, 110*, 51-60.

Dubois, P., & others. (2006). Efficacité des contrats agricoles: le cas de la production de blé en Midi-Pyrénées. *INRA Sciences Sociales*.

Dury, J. (2011). *The cropping-plan decision-making: a farm level modelling and simulation approach.* Institut National Polytechnique de Toulouse (INP Toulouse). INPT.

Ellerman, A. D., Convery, F. J., & Perthuis, C. D. (2010). *Pricing emission: the European Union emissions trading scheme.* Cambridge University Press.

European Commission (2013). *Rapport de la commission au conseil et au parlement européen relatif à la mise en œuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, sur la base des rapports établis par les États membres pour la période 2008-2011.* COM(2013) 683 final, European Commission.

European Commission (2013). *Nitrogen Pollution and the European Environment.* In depth report.

European Union. (2009). Decision Number 406/2009/EC of the european parliament and of the council of 23 April 2009 on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020. *Decision Number 406/2009/EC of the european parliament and of the council of 23 April 2009 on the effort of Member States to reduce their greenhouse gas emissions to meet the Community's greenhouse gas emission reduction commitments up to 2020*.

Finger, R. (2012). Nitrogen use and the effects of nitrogen taxation under consideration of production and price risks. *Agricultural Systems, 107*, 13-20.

Finger, R., & Schmid, S. (2008). Modeling agricultural production risk and the adaptation to climate change. *Agricultural Finance Review, 68*, 25-41.

Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., et al. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science, 320*, 889-892.

Gandorfer, M., Pannell, D., & Meyer-Aurich, A. (2011). Analyzing the effects of risk and uncertainty on optimal tillage and nitrogen fertilizer intensity for field crops in Germany. *Agricultural Systems, 104*, 615-622.

Gilliot, J.-M., Vaudour, E., Michelin, J., & Houot, S. (2014). Estimation des teneurs en emissione organique des sols agricoles par télédétection par drone. 2--p.

Horowitz, J. K., & Lichtenberg, E. (1993). Insurance, moral hazard, and chemical use in agriculture. *American Journal of Agricultural Economics, 75*, 926-935.

Huang, W.-Y., Heifner, R. G., Taylor, H., & Uri, N. D. (2001). Using insurance to enhance nitrogen fertilizer application to reduce nitrogen losses to the environment. *Environmental monitoring and assessment, 68*, 209-233.

Ingersoll, J. E. (1987). *Theory of financial decision making* (Vol. 3). Rowman \& Littlefield.

Just, R. E., & Pope, R. D. (1979). Production function estimation and related risk considerations. *American Journal of Agricultural Economics*, 276-284.

Kahneman, D., & Tversky, A. (1979). Prospect theory: An analysis of decision under risk. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, 263-291.

Lambert, D. K. (1990). Risk considerations in the reduction of nitrogen fertilizer use in agricultural production. *Western Journal of Agricultural Economics*, 234-244.

Lansink, A. O. (1999). Area allocation under price uncertainty on Dutch arable farms. *Journal of Agricultural Economics, 50*, 93-105.

Leathers, H. D., & Quiggin, J. C. (1991). Interactions between agricultural and resource policy: the importance of attitudes toward risk. *American Journal of Agricultural Economics, 73*, 757-764.

Markowitz, H. (1952). Harry M. Markowitz. *Portfolio selection, Journal of Finance, 7*, 77-91.

Menapace, L., Colson, G., & Raffaelli, R. (2013). Risk aversion, subjective beliefs, and farmer risk management strategies. *American Journal of Agricultural Economics, 95*, 384-389.

Monjardino, M., McBeath, T., Ouzman, J., Llewellyn, R., & Jones, B. (2015). Farmer risk-aversion limits closure of yield and profit gaps: A study of nitrogen management in the southern Australian wheatbelt. *Agricultural Systems, 137*, 108-118.

Neumann, L. J., & Morgenstern, O. (1947). *Theory of games and economic behavior.* Princeton University Press Princeton, NJ.

Polomé, P., Harmignie, O., & Frahan, B. d. (2006). Farm-level acreage allocation under risk.

Pope, R. D., LaFrance, J. T., & Just, R. E. (2011). Agricultural arbitrage and risk preferences. *Journal of econometrics, 162*, 35-43.

Rajsic, P., Weersink, A., & Gandorfer, M. (2009). Risk and nitrogen application levels. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie, 57*, 223-239.

Regev, U., Gotsch, N., & Rieder, P. (1997). Are fungicides, nitrogen and plant growth regulators risk-reducing? empirical evidence from swiss wheat production. *Journal of Agricultural Economics, 48*, 167-178.

RICA. Réseau d'information agricole. http://agreste.agriculture.gouv.fr/page-d-accueil/article/donnees-en-ligne

Saha, A., Shumway, C. R., & Talpaz, H. (1994). Joint estimation of risk preference structure and technology using expo-power utility. *American Journal of Agricultural Economics, 76*, 173-184.

Sheriff, G. (2005). Efficient waste? Why farmers over-apply nutrients and the implications for policy design. *Applied Economic Perspectives and Policy, 27*, 542-557.

Smit, B., & Skinner, M. W. (2002). Adaptation options in agriculture to climate change: a typology. *Mitigation and adaptation strategies for global change, 7*, 85-114.

Smith, V. H., & Goodwin, B. K. (1996). Crop insurance, moral hazard, and agricultural chemical use. *American Journal of Agricultural Economics, 78*, 428-438.

SriRamaratnam, S., Bessler, D. A., Rister, M. E., Matocha, J. E., & Novak, J. (1987). Fertilisation under uncertainty: an analysis based on producer yield expectations. *American Journal of Agricultural Economics, 69*, 349-357.

Stuart, D., Schewe, R., & McDermott, M. (2014). Reducing nitrogen fertilizer application as a climate change mitigation strategy: Understanding farmer decision-making and potential barriers to change in the US. *Land Use Policy, 36*, 210-218.

Tanaka, T., Camerer, C. F., & Nguyen, Q. (2010). Risk and time preferences: linking experimental and household survey data from Vietnam. *The American Economic Review, 100*, 557-571.

## 4.8. Appendix

### *4.8.1. CARA (Constant absolute risk aversion)*

Let consider one farmer having a certain initial profit $\pi_0$ and facing a risky wealth $\tilde{\pi}$. Under CARA attitude his utility function is defined as :

$$u(\tilde{\pi} + \pi_0) = -e^{-\alpha(\tilde{\pi}+\pi_0)}$$

With risky wealth $\tilde{\pi}$ corresponding to the sum of profit on its different crops:

$$\tilde{\pi} = \sum_{i=1}^{n} \tilde{\pi}_i$$

Consequently :

$$u(\tilde{\pi} + \pi_0) = -e^{-\alpha(\pi_0+\sum_{i=1}^{n}\tilde{\pi}_i)}$$

Since no covariance exists between crops, the yield distributions are independent. This assomption is consistent for instance with Polomé et al. (2006) study on acreage allocation under risk where no covariance was assumed between crop after examination of panels of yields. Then we can write:

$$u(\tilde{\pi}) = -e^{-\alpha\pi_0-\alpha\widetilde{\pi_1}-\alpha\widetilde{\pi_2}-\alpha\widetilde{\pi_3}-\ldots-\alpha\widetilde{\pi_n}}$$
$$u(\tilde{\pi}) = -e^{-\pi_0-\alpha\widetilde{\pi_1}}e^{-\alpha\widetilde{\pi_2}}e^{-\alpha\widetilde{\pi_3}} \times \ldots \times e^{-\alpha\widetilde{\pi_n}}$$

Profits between the different fields are independent. Consequently the optimum in one field is not influenced by the profit of another field. Besides, we know from the literature that the expected utility of CARA preferences can be represented by a mean-variance Markowitz form as follow (see for instance Cayatte, 2004 for demonstration):

$$E[u(\widetilde{\pi_i})] = E[\widetilde{\pi_i}] - \frac{\alpha}{2} V[\widetilde{\pi_i}]$$

Hypothese : $\widetilde{\pi_i} \rightarrow N\ (m,\ \sigma^2)$

$$E[u(\widetilde{\pi_i})] = E[\widetilde{\pi_i}] - \frac{\alpha}{2} V[\widetilde{\pi_i}]$$

Where expected profit follows:

$$E[\widetilde{\pi_i}] = l_i(E[\tilde{y}_i]P_i - x_iQ)$$

With :

$l_i$: area (ha)

$y_i$: yield (q.ha$^{-1}$)

$P_i$: crop price (€.q$^{-1}$)

$x_i$: fertilizer applied (kgN.ha$^{-1}$)

Q: fertilizer price (€.kgN $^{-1}$)

Expected yield is specified as quadratic:

$$E[y_i] = \beta_1 + \beta_2 x_i + \beta_3 {x_i}^2$$

Profit variance follows:

$$V[\widetilde{\pi_i}] = V[l_i(\tilde{y}_i p_i - x_i w)]$$
$$= {l_i}^2 {P_i}^2 V[\tilde{y}_i]$$

Yield Variance is specified as quadratic as well:

$$V[y_i] = \rho_1 + \rho_2 x_i + \rho_3 {x_i}^2$$

The Expected Utility function can be written in the complete specified form as:

$$E[u(\widetilde{\pi_i})] = l_i((\beta_1 + \beta_2 x_i + \beta_3 {x_i}^2)p_i - x_i w) - \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_1 + \rho_2 x_i + \rho_3 {x_i}^2)$$

The first order condition to find the optimal nitrogen application amount is:

$$\frac{dU_i}{dx_i} = 0$$

$$0 = l_i((\beta_2 + 2\beta_3 {x_i}^*)p_i - w) - \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_2 + 2\rho_3 {x_i}^*)$$

${x_i}^*$:

$$0 = l_i((\beta_2 + 2\beta_3 {x_i}^*)p_i - w) - \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_2 + 2\rho_3 {x_i}^*)$$

$$l_i((\beta_2 + 2\beta_3 {x_i}^*)p_i - w) = \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_2 + 2\rho_3 {x_i}^*)$$

$${x_i}^* = \frac{\frac{\alpha}{2} {p_i}^2 l_i \rho_2 + w - \beta_2 p_i}{(2\beta_3 p_i - 2\rho_3 \frac{\alpha}{2} l_i {p_i}^2)}$$

Consequently we observe that the optimal fertilizer amount is determined by the risk aversion coefficient. This finding is used in section 4.3 to determine risk aversion coefficients per farmer.

Let now study the impact of an emission price on the optimal amount of fertilizers:

- Expected utility with a tax on emissions:

$$U_i = l_i((\beta_1 + \beta_2 x_i + \beta_3 {x_i}^2)p_i - x_i w - x_i f t) - \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_1 + \rho_2 x_i + \rho_3 {x_i}^2)$$

  Where *t* is the emissions price and *f* the emission factor.

- The First order condition becomes:

$$\frac{dU_i}{dx_i} = l_i\big((\beta_2 + 2\beta_3 {x_i}^*)p_i - w - ft\big) - \frac{\alpha}{2}\, {l_i}^2 {p_i}^2 (\rho_2 + 2\rho_3 {x_i}^*) = 0$$

$${x_i}^* = \frac{\frac{\alpha}{2} {p_i}^2 l_i \rho_2 + w + ft - \beta_2 p_i}{(2\beta_3 P_i - 2\rho_3 \frac{\alpha}{2} l_i {P_i}^2)}$$

- The Second order condition being:

$$\frac{d{U_i}^2}{d^2 x_i} = 2 l_i \beta_3 p_i - \alpha {l_i}^2 {p_i}^2 \rho_3 < 0$$

- Impact of a emission price on fertilizer reduction:

$$\frac{d{x_i}^*}{dt} = \frac{f}{2\beta_3 p_i - 2\rho_3 \frac{\alpha}{2} l_i {p_i}^2} \iff \frac{d{x_i}^*}{dt} = \frac{l_i f}{\frac{d^2 E[\tilde{w}]}{d{x_i}^2} - k\,\frac{d^2 V[\tilde{w}_i]}{d{x_i}^2}}$$

  If $\rho_3 \neq 0$ then the emission reduction will be influenced by the risk aversion coefficient.

*4.8.2. CRRA (Constant relative risk aversion)*

Let consider consider now the problem with a CRRA function :

$$u(\pi_0 + \tilde{\pi}) = \frac{(\pi_0 + \tilde{\pi})^{(1-r)}}{1-r}$$

With :

$u'(\tilde{\pi}+\pi_0) = (\pi_0 + \tilde{\pi})^{-r}$

$u''(\tilde{\pi} + \pi_0) = -r(\tilde{\pi} + \pi_0)^{-r-1}$

Where r is the relative risk aversion.

By definition the absolute risk aversion coefficient is :

$$a = -\frac{u''(\tilde{\pi} + \pi_0)}{u'(\tilde{\pi} + \pi_0)}$$

$$a = \frac{r}{(\tilde{\pi} + \pi_0)}$$

According to the Taylor series:

$$u(2\pi_0 + \tilde{\varepsilon}) = u(2\pi_0) + \tilde{\varepsilon}u'(2\pi_0) + \frac{\tilde{\varepsilon}^2}{2}u''(2\pi_0)$$

$$E[u(2\pi_0 + \tilde{\varepsilon})] = u(2\pi_0) + u'(2\pi_0)E[\widetilde{\varepsilon}] + u''(2\pi_0)\frac{E[\tilde{\varepsilon}^2]}{2}$$

With

$\tilde{\varepsilon} = \tilde{\pi} - \pi_0$

If we consider that $E[\tilde{\varepsilon}^2] \approx \mathrm{V}[\tilde{\varepsilon}]$, and no covariance then per field the first order condition is:

$$\frac{dU_i}{dx_i} = u'(2\pi_0)l_i\big((\beta_2 + 2\beta_3 x_i{}^*)p_i - w\big) + \frac{u''(2\pi_0)}{2}\, l_i{}^2 p_i{}^2(\rho_2 + 2\rho_3 x_i{}^*) = 0$$

Then $x_i{}^*$:

$$x_i{}^* = \frac{\frac{r}{4\pi_0}p_i{}^2 l_i\rho_2 + w - \beta_2 p_i}{(2\beta_3 p_i - \frac{r}{2\pi_0}l_i p_i{}^2\rho_3)}$$

Impact of a price on emissions:

- The First order condition:

$$\frac{dU_i}{dx_i} = u'(2\pi_0)l_i\big((\beta_2 + 2\beta_3 x_i{}^*)p_i - w_i - ft\big) + \frac{u''(2\pi_0)}{2}\ l_i{}^2 p_i{}^2(\rho_2 + 2\rho_3 x_i{}^*) = 0$$

$$x_i{}^* = \frac{\frac{r}{4\pi_0} p_i{}^2 l_i \rho_2 + w + ft - \beta_2 p_i}{(2\beta_3 p_i - \frac{r}{2\pi_0} l_i p_i{}^2 \rho_3)}$$

- The Second order condition:

$$\frac{dU_i{}^2}{d^2 x_i} = 2l_i\beta_3 P_i - \frac{r}{2\pi_0} l_i{}^2 P_i{}^2 \rho_3 < 0$$

- Impact of a emission price on fertilizer reduction:

$$\frac{dx_i{}^*}{dC_p} = \frac{f}{2\beta_3 P_i\ - \rho_3 \frac{r}{2\pi_0} l_i P_i{}^2}$$

If $\rho_3 \neq 0$ then the emission reduction will be influenced by the risk aversion coefficient.

*4.8.3. Illustration of rish aversion impact on fertilizer spreading*

Legend :

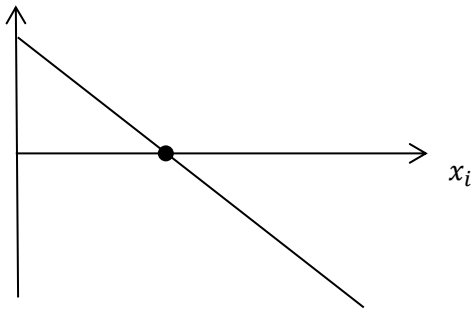
| | |
|---|---|
| ——— | $\frac{dE[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i}$ |
| ● | Optimal fertilizer amount for risk neutral farmers |
| - - - - - - - - | $k\ \frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i}$ with k>0 |
| ● | Optimal fertilizer amount for risk averse farmers (k>0) |
| —·—·—·— | $k\ \frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i}$ with k<0 |
| ● | Optimal fertilizer amount for risk loving farmers (k<0) |

Impact of risk aversion on fertilizer amount $x_i$

Profit function CONVAVE ( $\frac{d^2E[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2}$<0 )

**Constant**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} = 0$$

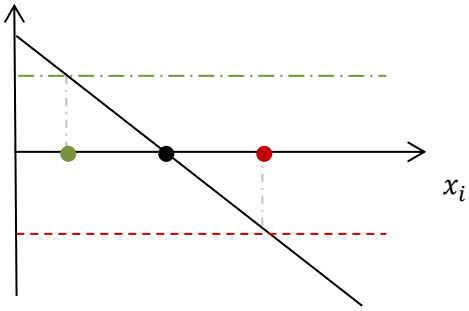



Risk aversion has no influence on optimal fertilizer amount

**Linear Decreasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} < 0$$

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$

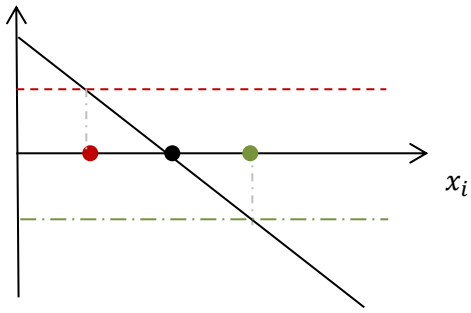



Risk aversion leads to an increase in fertilizer amount

**Linear Increasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} > 0$$

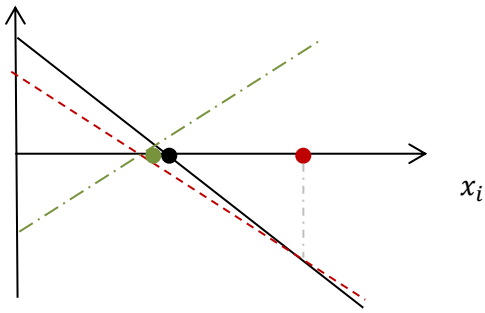
$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$




Risk aversion leads to a decrease in fertilizer amount

**Concave**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} < 0$$

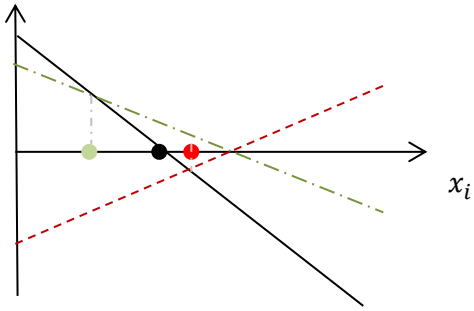



Risk aversion leads to an additional optimal fertilizer amount under 2 conditions :

- SOC has to be respected
- x leading to maximum variance < x leading to maximum expected profit

**Convexe**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} > 0$$




Risk aversion leads to an increase in fertilizer amount under the following condition :

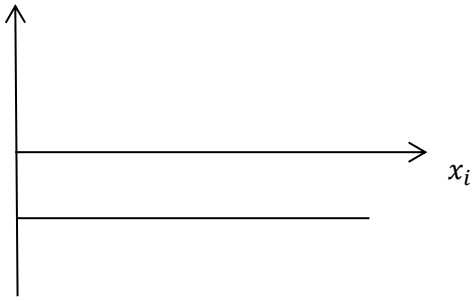
- x leading to minimum variance < x leading to maximum expected profit

Impact of risk aversion on fertilizer amount $x_i$

Profit function Linear Decreasing ( $\frac{d^2E[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2}$<0 )

**Constant**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} = 0$$

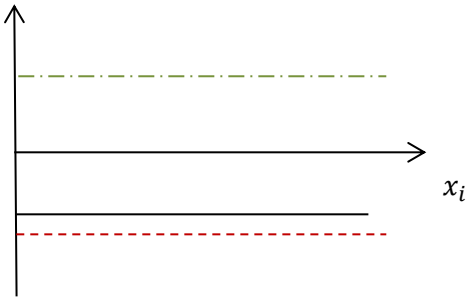



SOC not respected

**Linear Decreasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} < 0$$

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$

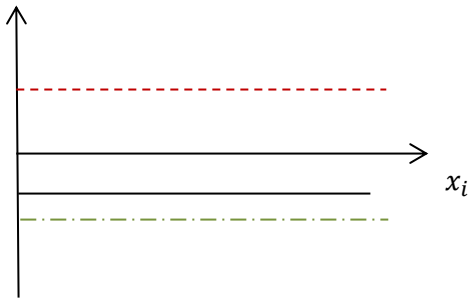



SOC not respected

**Linear Increasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} > 0$$

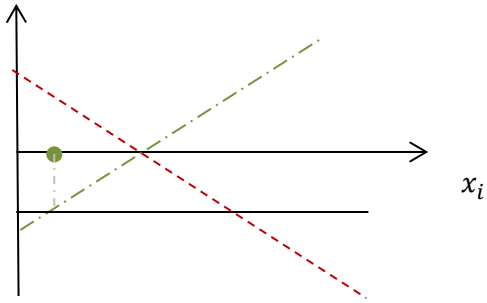
$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$




SOC not respected

**Concave**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} < 0$$

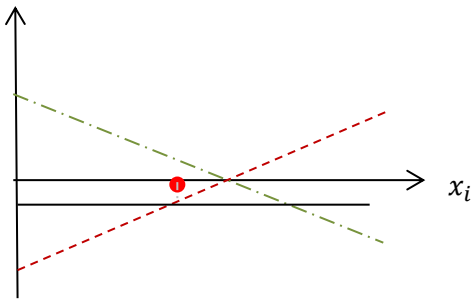



SOC is not respected for risk averse agents.

Risk loving preference leads to fertilisation.

**Convexe**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} > 0$$




SOC is not respected for risk loving agents.

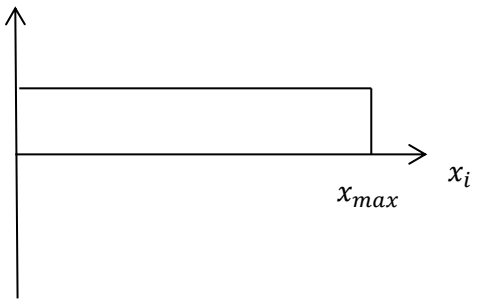
Risk avers preference leads to fertilisation.

Impact of risk aversion on fertilizer amount $x_i$

Profit function Linear Increasing ( $\frac{d^2E[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2}$=0 )

**Constant**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} = 0$$

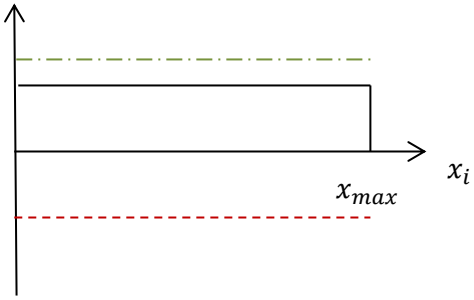



SOC not respected

**Linear Decreasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} < 0$$

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$

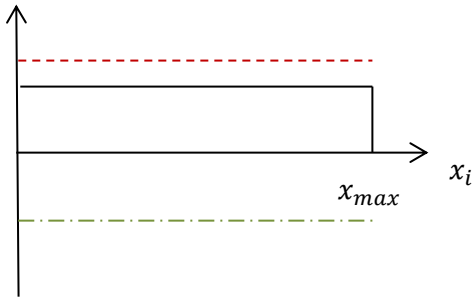



SOC not respected

**Linear Increasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} > 0$$

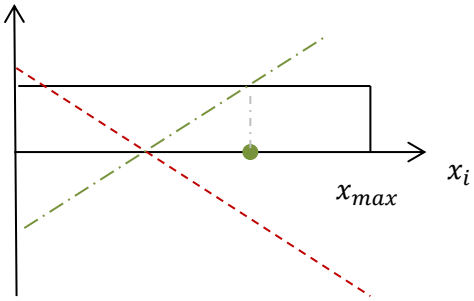
$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$




SOC not respected

**Concave**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} < 0$$

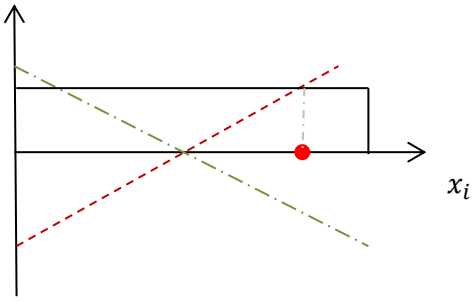



SOC is not respected for risk averse agents.

Risk loving preference leads to fertilisation.

**Convexe**

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} > 0$$




SOC is not respected for risk loving averse agents.

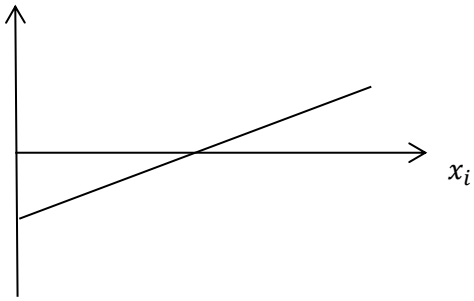
Risk avers preference leads to fertilisation.

Impact of risk aversion on fertilizer amount $x_i$

Profit function Convex ( $\frac{d^2E[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2}>0$ )

**Constant**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} = 0$$

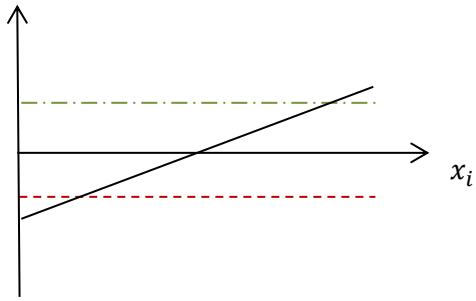



SOC not respected

**Linear Decreasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} < 0$$

$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$

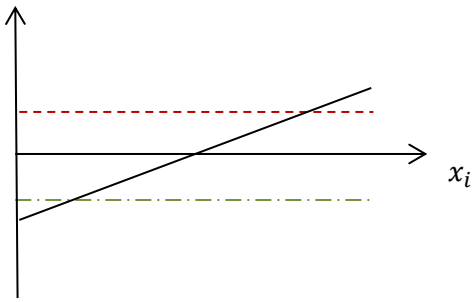



SOC not respected

**Linear Increasing**

$$\frac{dV[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i} > 0$$

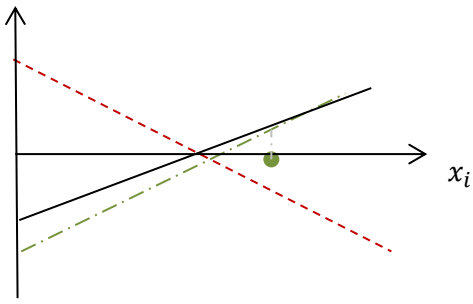
$$\frac{d^2V[\widetilde{\pi_i}(x_i)]}{dx_i^2} = 0$$




SOC not respected

**Concave**

$$\frac{d^2V[\widetilde{w_i}(x_i)]}{dx_i^2} < 0$$



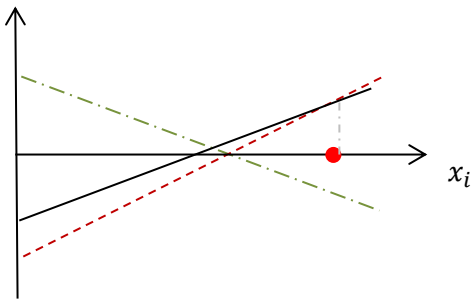

SOC is not respected for risk averse agents.

For risk loving preferences, the condition for solutions is:

$$\frac{d^2E[\widetilde{w}(x_i)]}{dx_i^2} < k\,\frac{d^2V[\widetilde{w_i}(x_i)]}{dx_i^2}$$

**Convexe**

$$\frac{d^2V[\widetilde{w_i}(x_i)]}{dx_i^2} > 0$$




SOC is not respected for risk loving agents.

For risk loving preferences, the condition for solutions is:

$$\frac{d^2E[\widetilde{w}(x_i)]}{dx_i^2} < k\,\frac{d^2V[\widetilde{w_i}(x_i)]}{dx_i^2}$$

*4.8.4. Implicit function theorem*

**A. Impact of aversion on optimal fertilizer amount $x_i^*$**

Let consider function (7):

$$f(x,k) = \frac{dE[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i} - k\ \frac{dV[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i} = 0$$

And a point $(x_i^*, k)$ which satisfies $f(x_i^*, k) = 0$ then according to the implicit function theorem :

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial k} = -\frac{\frac{\partial f}{\partial k}}{\frac{\partial f}{\partial x_i^*}}$$

Or

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial k} = \frac{\frac{dV[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i}}{\frac{d^2E[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i^{\ 2}} - k\ \frac{d^2V[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i^{\ 2}}}$$

**B. Impact of aversion on emission tax incentive**

Let consider function (7):

$$f(x,t) = \frac{dE[\widetilde{\pi}_i(x_i^*, t)]}{dx_i} - k\ \frac{dV[\widetilde{\pi}_i(x_i^*)]}{dx_i} = 0$$

And a point $(x_i^*, t)$ which satisfies $f(x_i^*, t) = 0$ then according to the implicit function theorem :

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial t} = -\frac{\frac{\partial f}{\partial t}}{\frac{\partial f}{\partial x_i^*}}$$

Or

$$\frac{\partial x_i^*}{\partial t} = \frac{-\frac{\partial^2 E[\widetilde{\pi}_\iota(x_i{}^*, t)]}{\partial t\, \partial x_i}}{\frac{\partial^2 E[\widetilde{\pi}_\iota(x_i{}^*, t)]}{\partial x_i{}^2} - k\, \frac{\partial^2 V[\widetilde{\pi}_\iota(x_i{}^*)]}{\partial x_i{}^2}}$$

Or

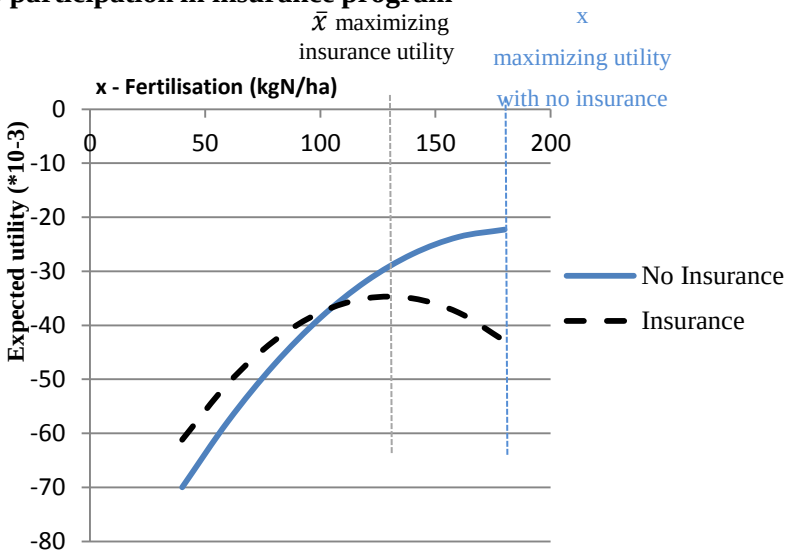
$$\frac{\partial x_i^*}{\partial t} = \frac{fl_i}{\frac{\partial^2 E[\widetilde{\pi}_\iota(x_i{}^*, t)]}{\partial x_i{}^2} - k\, \frac{\partial^2 V[\widetilde{\pi}_\iota(x_i{}^*)]}{\partial x_i{}^2}}$$

Then

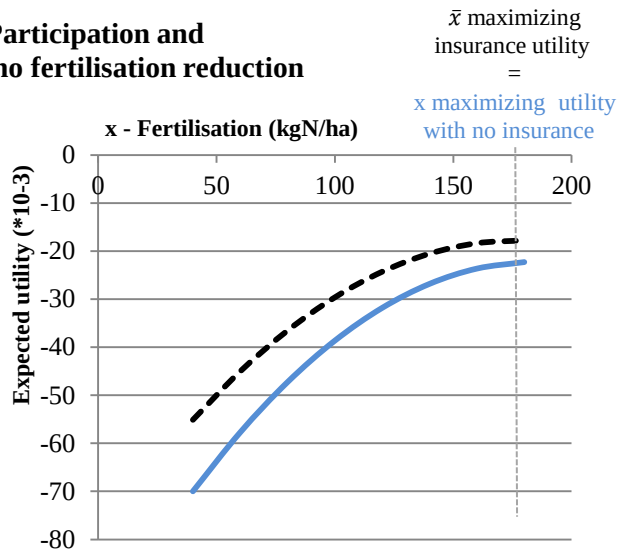
$$\frac{\partial^2 x_i^*}{\partial t\, \partial k} = -\, fl_i\, \frac{d^2 V[\widetilde{\pi}_\iota(x_i)]}{dx_i{}^2} * \left(\frac{d^2 E[\tilde{\pi}(x_i)]}{dx_i{}^2} - k\, \frac{d^2 V[\widetilde{\pi}_\iota(x_i)]}{dx_i{}^2}\right)^{-2}$$

*4.8.5. Illustration of the impact of insurance program on nitrogen amounts for one crop*

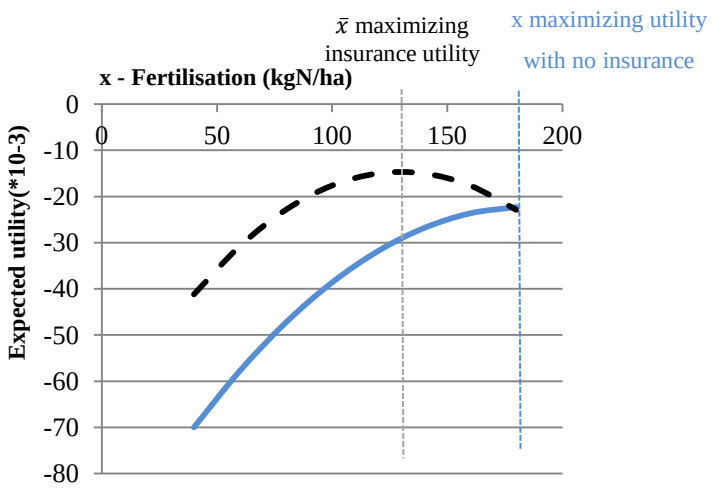
**No participation in insurance program**




**Participation and no fertilisation reduction**




**Participation and fertilisation reduction**



*4.8.6. Data base treatment*

Step 1:
EPICLES
DATA BASE
(Period : 2010-2013)

6397 farms
(325 048 plots)

**Principle :** focusing on the main crop activities and deleting wrong nitrogen application declarations.

**Removal of :**

- plots corresponding to arboriculture and horticulture
- minor crops and grasslands
- wrong reporting (negative yield, farms with 0 fertilizers spread)
- crops having received K, S, P (so as to not biaise the regression)
- Removal of crops types representing less than 30 observations

Step 2:
REGRESSION
(Period : 2010-2013)

2301 farms
(24 729 plots)

**Principle :** obtaining a continuously balanced sample to estimation risk aversion coefficients.

**Removal of :**

- crops with no robust yield parameters
- plots corresponding to 2010 (for coherence between CARA and CRRA scenario as CRRA coefficient needs 2009 revenue)
- farms ending or starting activities during the period 2011-2013

795 farms
(10 990 plots)

Step 3:
AVERSION
ASSESSMENT
(Period : 2011-2013)

**Principle :** obtaining data to base simulations on 2013 year.

**Removal of :**

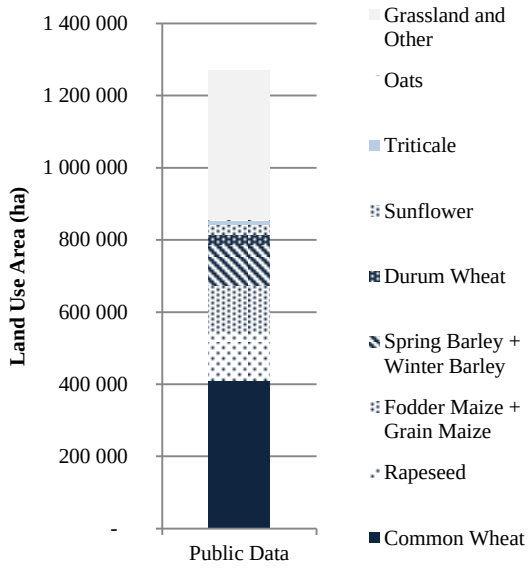
- crops corresponding to 2010-2012 period (simulations are made for 2013)
- crops where SOC is not respected (second derivative of utility >0)
- crops where x* is zero

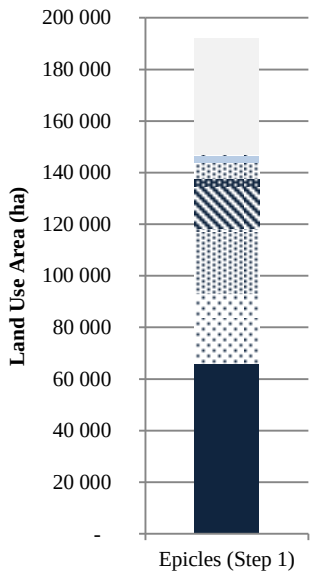
684 farms
(2774 plots)

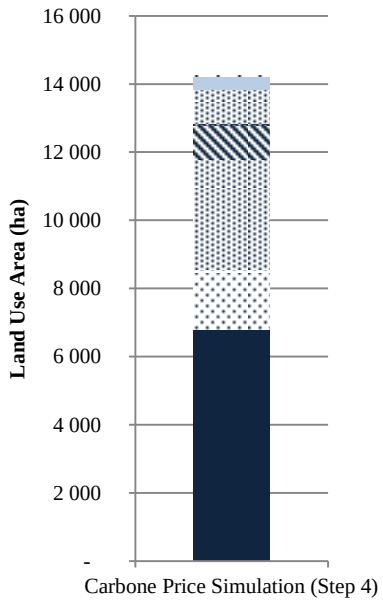
Step 4:
SIMULATIONS
(Period: 2013)

- Emission Price
- Insurance : only for risk averse farmers (1053 plots - 204 farms)

**Cropland Allocation in the three departments (year 2013)**



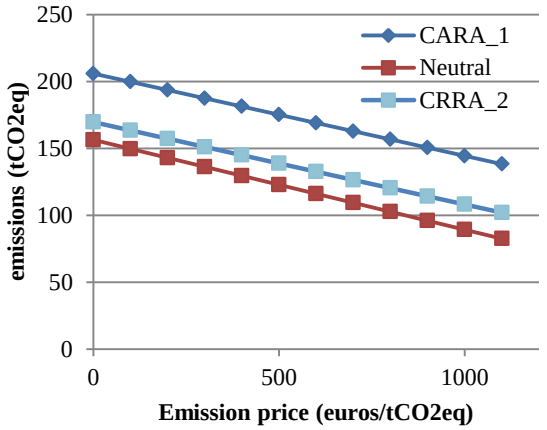



### *4.8.7. Accuracy of risk aversion scenario with observed emissions.*

| | **Aversion Coefficient** | **Type of aversion coefficient** | Risk Averse | Neutral | Risk Seeking | Undetermined | **All risk attitudes** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **CARA 1** | Distribution | Absolute | -7,0 | -12,4 | -6,9 | 1,3 | **-6,9** |
| **CARA 2** | Uniform : $7{,}5.10^{-7}$ | Absolute | -25,9 | -12,4 | 10,3 | 1,3 | **-11,7** |
| **CARA 3** | Uniform : 0,0075 | Absolute | 93,4 | 85,9 | 129,3 | 14,3 | **93,2** |
| **CARA 4** | Uniform : 0,04 | Absolute | 528,3 | 459,5 | 565,3 | 15,3 | **473,4** |
| **CRRA 2** | Uniform : 0,25 | Relative | -25,7 | -12,2 | 37,4 | 2,7 | **-4,3** |
| **CRRA 3** | Uniform : 1,12 | Relative | -24,9 | -11,5 | 130,8 | 2,7 | **20,6** |
| **CRRA 4** | Uniform : 5,4 | Relative | -20,5 | -5,5 | 589,9 | 5,8 | **144,5** |
| **Neutral** | Uniform :0 | Relative | -25,9 | -12,4 | 10,3 | 1,3 | **-11,7** |

**Average distance in % per ha between observed and estimated nitrogen application (The categorization of attitude toward risk is based on scenario CARA 1)**

*4.8.8. Impact of risk aversion on crops associated to convex variance functions*




| | Slopes |
|---|---|
| | demissions / dEmissionprice |
| « CARA 1 » | -0,061 |
| « CRRA 4 » | -0,062 |
| « Neutral » | -0,067 |

**Emission reductions from risk averse farmers on crops having a convex variance function**

Note : This figure is an illustration of proposition 2 which shows the impact of risk aversion on emissions reduction triggered by a tax on emissions. We focus here on crops having a convex variance function. We observe that the reduction rate is lower when considering risk aversion. Focusing on CARA 1 scenario, the reduction rate (-61 $kgCO_2eq/dtax$) is by 8% lower than the reduction rate (-67 $kgCO_2eq/dtax$) under Neutral behavior.

*4.8.9. Insurance impact on emissions in the CRRA 4 scenario.*

Emission Reduction for risk averse farmers in CRR4 4 scenario (in %)

| | | Insurance Trigger Threshold - τ (in percentage of the expected yield) | | |
|---|---|---|---|---|
| | | **0,1** | **0,5** | **0,9** |
| **Insurance Premium (euros/ha)** | **25** | - 3,4 | - 5,0 | -8,2 |
| | **50** | - 3,3 | - 5,0 | - 8,2 |
| | **400** | - 2,2 | - 4,4 | - 8,1 |
| | **600** | - 2,1 | - 3,9 | - 8,0 |

# Conclusion Générale

La forte contribution de l'agriculture au réchauffement climatique nécessite la mise en œuvre d'outils de régulation qui visent à atténuer ses émissions au coût le plus faible possible. L'étude du coût marginal d'abattement offre un éclairage quantitatif permettant d'analyser l'impact d'un prix sur les pratiques agricoles et les émissions de GES. L'objectif de cette thèse est d'analyser ce potentiel à l'échelle de plusieurs mesures associées aux pratiques de fertilisation des agriculteurs.

En étudiant le coût d'opportunité associé à la mise en place de plantes légumineuses dans les assolements, et en comparant ce coût par rapport aux données réelles, les résultats du premier chapitre révèlent que des réductions importantes d'émissions sont possibles, tout en augmentant le profit des agriculteurs. Ce résultat est robuste aux analyses de sensibilité effectuées. De telles augmentations de profit apparaissent également lorsque la pratique d'atténuation consiste à modifier les rotations des agriculteurs dans le chapitre 2.

Nous l'avons vu au cours des différentes discussions menées dans les chapitres 1 et 2, la mise en évidence de telles opportunités économiques conduit naturellement à la question suivante : pourquoi les agriculteurs ne modifient pas leurs pratiques alors qu'il apparaît que ceux-ci peuvent augmenter leur profit tout en réduisant leurs émissions de GES ? Une réponse possible à cette interrogation est sans doute l'existence d'autres coûts, liés à trois grands niveaux. Le premier est associé à l'aspect comportemental des agriculteurs. S'il est généralement admis que les individus prennent leur décision sur la base de la maximisation de leur profit, c'est une hypothèse que retiennent notamment les deux premiers articles de cette thèse, la prise de décision réelle des individus repose cependant sur un éventail plus large d'éléments d'ordre psychologique et social. Ceci, par conséquent, induit un écart entre les comportements des individus observés et le comportement attendu lorsque les modèles reposent sur la seule hypothèse de minimisation des coûts. Par conséquent, la représentation de la maximisation de l'utilité, intégrant ces autres éléments apparaît plus réaliste que celle de la seule minimisation du coût. Le deuxième niveau est celui des coûts de mise en œuvre de politiques d'atténuation. La mise en place d'instruments de régulation des émissions de gaz à effet de serre implique un coût administratif dont l'estimation est d'autant plus déterminante que l'agriculture présente la caractéristique d'une forte dispersion des émissions attribuées à un nombre important d'acteurs établis sur le territoire. Ce coût dépendra par ailleurs de la nature de l'instrument retenu. Une taxe aura l'avantage de ne pas impliquer la gestion des quotas que suppose la mise en place d'un marché d'échange d'émissions et dont les coûts de transaction peuvent s'avérer potentiellement élevés. Enfin, le troisième niveau est celui des interactions existant entre les pratiques des agriculteurs et la filière en amont et en aval de l'exploitation agricole.

Si certains articles de la littérature représentent les interactions entre pratiques au sein de l'exploitation ou bien sur les coûts de mise en œuvre, le troisième article de cette thèse se focalise sur l'un des aspects de la dimension comportementale à savoir le rôle de l'aversion pour le risque dans la définition des quantités d'azote à apporter par hectare.

Nous avons pu voir dans ce troisème chapitre, qu'en retenant l'hypothèse de fonctions d'utilité type CARA ou CRRA, à l'échelle d'un individu, l'aversion pour le risque se traduit par des apports supplémentaires d'engrais par rapport à un comportement de type neutre au risque en raison de la réduction de la variabilité des rendements en fonction de la quantité d'engrais apportée. A l'échelle de notre échantillon d'agriculteurs français comportant à la fois des individus neutres, riscophiles et averses pour le risques, dans trois départements français, les simulations numériques effectuées ne donnent pas de différences importantes entre les apports d'engrais appliqués par les agriculteurs après avoir identifié leur aversion pour le risque et les apports lorsque que ceux-ci sont tous considérés comme neutres au risque. Ceci est lié au fait que l'apport additionnel d'engrais des agriculteurs averses au risque est compensé par l'apport moindre d'engrais par les agriculteurs ayant du goût pour le risque. Nous avons également identifié les conditions dans lesquelles l'aversion au risque constitue un frein par rapport à un signal prix appliqué sur les émissions de $N_2O$. Les simulations numériques ne permettent pas d'identifier un frein important de l'aversion pour le risque dans la réduction des émissions puisque ces conditions[50] sont présentes dans une minorité de cas. Enfin, la prise en compte de l'aversion pour le risque dans la prise de décision suggère l'intérêt d'une assurance en termes d'atténuation des émissions comme un outil efficace d'atténuation pour les agriculteurs averses au risque.

Ce travail ouvre la voie à de futures extensions, invitant à poursuivre les efforts de modélisation dans le but d'intégrer les différents niveaux interagissant avec les pratiques des agriculteurs décrits précédemment. Ainsi, je propose l'exploration des voies suivantes :

- Elargir le modèle d'intégration des légumineuses, présenté dans le chapitre 1, en modèle d'optimisation de l'ensemble des cultures composant les assolements agricoles et le combiner ensuite avec l'optimisation de la fertilisation par hectare étudiée en chapitre 3. Ce modèle devra tenir compte de l'interaction avec le poste de l'élevage et pourrait être construit en envisageant les liens avec les postes d'activités en amont et aval de l'exploitation.

[50] Une variance du rendement des cultures convexe

- Le modèle d'assurance à l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre présenté dans le chapitre 3 devra aborder la question de l'offre d'assurance dans l'optique de savoir si ce type de couverture de risque peut être proposé par une agence privée ou publique.

Ces deux points pourraient être traités de manière innovante en abordant davantage la compréhension des phénomènes de verrous (lock-in) bloquant le changement des pratiques et responsables d'inertie dans l'organisation de la filière agricole. Une attention particulière pourrait être accordée à l'impact des coûts fixes, tels que l'endettement, sur la capacité des différents maillons de la filière à pouvoir changer leurs pratiques. A l'échelle de l'agriculteur spécifiquement, une étude sur leur capacité à accepter de nouveaux dispositifs fiscaux pourrait être menée en abordant particulièrement le lien entre leur compréhension de l'enjeu climatique et la capacité à accepter les dispositifs économiques environnementaux nouveaux.

ÉCOLE DOCTORALE
Agriculture, alimentation, biologie, environnement, santé (ABIES)

**Titre :** Le coût de l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre liées à la fertilisation des cultures.

**Mots clés :** atténuation du changement climatique, légumineuses, fertilisation, prix du carbone, aversion pour le risque, assurance à l'atténuation

**Résumé :** L'objectif de cette thèse est d'estimer le coût de mesures d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (GES) liée à la fertilisation des cultures qui représente en Europe et en France respectivement 38% et 44% des émissions de GES de l'agriculture.
L'étude du coût et du potentiel d'abattement est effectuée sur deux mesures clés dans l'atténuation des émissions à savoir la mise en place de plantes fixatrices d'azote (i.e. légumineuses) et la réduction de la fertilisation par hectare. Le potentiel d'atténuation des légumineuses est étudié en simulant leur augmentation dans les assolements agricoles français et dans un deuxième temps à l'échelle de rotations de cultures pouvant durer jusqu'à six ans dans cinq régions européennes. Les résultats obtenus révèlent que des réductions importantes d'émissions sont possibles, tout en augmentant le profit des agriculteurs.
Le rôle de l'aversion pour le risque est aussi étudié concernant la réduction de la fertilisation des cultures par hectare. Nous montrons analytiquement les conditions conduisant à une sur-application d'engrais par hectare permettant aux agriculteurs averses au risque de minimiser le risque de perte de rendement. Les simulations numériques effectuées spécifiquement sur les agriculteurs averses au risque démontrent qu'une assurance d'atténuation des émissions peut potentiellement déclencher des réductions importantes d'émissions de gaz à effet de serre.

**Title :** Mitigation cost of greenhouse gas emissions from fertilization in agriculture

**Keywords :** mitigation cost, legume crops, fertilization, carbon price, risk aversion, mitigation insurance

**Abstract :** In this thesis, we assess the mitigation cost of greenhouse gas (GHG) from fertilization which represents 38% and 44% of agricultural GHG emissions in Europe and in France.
This assessment is conducted for two key measures in climate mitigation which are the implementation of legumes crops and the reduction of fertilization per hectare. The abatement potential of legume crops is computed by simulating their increase in French croplands and also by a switch of crop rotations on several years (up to 6 years) in five European regions. Results show that significant mitigation amounts can be obtained by increasing farms revenues.
The role of risk aversion is studied through the reduction of fertilisation per hectare. We analytically shows the conditions leading to nitrogen over-applications on crops which allows farmers to minimize their risk of loss on crop yields. The simulations lead on risk averse farmers show that an insurance covering yield variability could be foreseen as an interesting tool to mitigate emissions.