ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

AgroParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET INDUSTRIES DU VIVANT ET DE L'ENVIRONNEMENT
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY FOR LIFE, FOOD AND ENVIRONMENTAL SCIENCES

Ecole Doctorale ABIES
Agriculture
Agriculture
Alimentation
Food
Biologie
Biology
Environnement
Environment
Santé
Health

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences Économiques

présentée et soutenue publiquement par

Bruno Vermont

le 19/12/2014

Agriculture, usages des sols et environnement :

Éléments d'analyse économique

Directeur de thèse : Stéphane De Cara, Directeur de recherche, INRA

Jury

M. Dominic MORAN	Professor, Scotland's Rural College, Edinburgh
M. Pierre DUPRAZ	Directeur de Recherche, INRA, UMR SMART
M. Franck Lecocq	Ingénieur en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, CIRED
M. Dominique BUREAU	Ingénieur Général des Ponts, des Eaux et des Forêts, CEDD

AgroParisTech
UMR Economie Publique
Avenue Lucien Brétignières F-78850 THIVERVAL GRIGNON
FRANCE

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à Stéphane De Cara, mon directeur de thèse, qui m'a soutenu et guidé tout au long de ces années de travail à l'UMR Economie Publique. J'ai vraiment apprécié travailler en collaboration avec lui et c'est grâce à son support, tant sur le plan scientifique qu'amical, que les travaux présentés plus loin ont pu aboutir. J'espère que nous trouverons des occasions et du temps pour travailler ensemble à nouveau.

Je remercie Dominic Moran, Pierre Dupraz, Franck Lecocq et Dominique Bureau d'avoir accepté de constituer le jury de cette thèse.

Je tiens également à remercier mes co-auteurs Raja Chakir, Maia David et Laure Bamière pour toutes ces collaborations fructueuses ainsi que l'ensemble de l'équipe de l'UMR Economie Publique. J'ai adoré passer toutes ces années en votre compagnie à Grignon et je garde tellement de souvenirs qu'il me faudrait plus d'une page pour tous les évoquer. Les discussions métaphysiques, geeks, parfois sans queue ni tête, souvent hilarantes des pauses café me manquent déjà. Beaucoup de personnes croisées, beaucoup de remerciements à adresser, j'espère avoir l'occasion de tous vous revoir rapidement.

Une petite dédicace aux thésards : Cyril, monsieur catastrophe, avec qui j'ai cohabité pendant trois ans, à David, Mélissa, Nosra et Parisa qui ont déjà emprunté cette voie, et bonne chance à Anne, Pierre et Anna qui ne tarderont pas à l'emprunter. Je remercie particulièrement Raja et Maia qui m'ont encouragé pour la finalisation de ce manuscrit. Une pensée enfin pour tous les irréductibles grignonnais que j'ai côtoyé depuis mon premier stage à l'UMR : notamment Sylvie, Pierre-Alain et Vincent.

Enfin, je dois aussi beaucoup à mon compagnon pour son soutien durant toutes ces années, et particulièrement durant ces derniers mois.

Table des matières

Introduction **13**

Agriculture, émissions de GES et environnement : Etat des lieux 16
Instruments économiques de régulation des externalités dans l'agriculture 19
Evaluation des coûts et des potentiels d'atténuation dans la littérature 21
Hétérogénéité des coûts et instruments économiques 26
L'efficacité en coûts : seul critère de discrimination entre instruments économiques ? 27
Importance de la prise en compte simultanée de l'agriculture et des usages des sols 30
Importance de la dimension spatiale 31
Effets des évolutions récentes des prix sur les sources/puits liés à l'agriculture et à l'UTCF 33

I. Emissions de gaz à effet de serre d'origine agricole : Evaluation des potentiels et des coûts d'atténuation et implication pour les politiques climatiques **37**

1. How costly is mitigation of non-CO_2 greenhouse gas emissions from agriculture ? A meta-analysis **39**

1.1. Introduction 41
1.2. Modeling approaches of abatement costs and potential 42
1.3. Database description 45
1.4. Meta-regression results : Cross-section estimates 51
1.5. Meta-regression results : Price elasticity of agricultural abatement 55
1.6. Discussion 58
1.7. Concluding remarks 60

2. Policy Considerations for Mandating Agriculture in a Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme : A comment **65**

2.1. Introduction 67
2.2. A (simple) assessment of the cost-savings of including agricultural emissions into the EU ETS 67
2.3. Cost-savings and transaction costs 70
2.4. On the value of transaction costs in agriculture 71
2.5. Conclusion 72

II. Agriculture, usage des sols et environnement : Importance des dimension spatiales 75

3. Émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France : une analyse spatiale 77
3.1. Introduction . . . 79
3.2. Calculs des émissions, puits et sources . . . 80
3.3. Répartition spatiale des émissions . . . 88
3.4. Analyse spatiale exploratoire . . . 91
3.5. Conclusion . . . 98

4. Price-induced changes in greenhouse gas emissions from agriculture, forestry, and other land use : A spatial panel econometric analysis 107
4.1. Introduction . . . 109
4.2. The model . . . 110
4.3. Data . . . 113
4.4. Results . . . 118
4.5. Conclusion . . . 126
4.6. Appendix B. . . . 128

5. Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters 129
5.1. Introduction . . . 131
5.2. The mathematical programming model . . . 133
5.3. A comparison of policy instruments . . . 136
5.4. The auction scheme . . . 138
5.5. The agglomeration malus . . . 142
5.6. Summary and discussion . . . 144

Conclusion 147

Liste des tableaux

1.1. Selected studies 47
1.2. Variable coding 48
1.3. Results of the meta-regression (cross-section at 10, 20 and 50 euros per ton of CO_2-eq) 52
1.4. Results of meta-regression (full sample) 56
1.5. Comparison of price elasticities of abatement rate with and without engineering studies 58
1.6. (A) Data used in Kuik et al. (2009) and (B) comparison of the implied price elasticity of emissions. 59
1.7. Data description for the cross-section sample and the full sample 62
1.8. Summary statistics by cluster 64

2.1. Equilibrium price, abatement, abatement costs, and cost savings for various values of ν_A 70

3.1. Evolution et distribution temporelle des émissions nettes par catégorie . . . 83
3.2. Evolution et distribution départementale des émissions nettes par catégorie . 84
3.3. Evolution des usages des sols entre 1992 et 2003 85
3.4. Transferts entre usages des sols entre 1992 et 2003 86
3.5. Coefficients de stockage (-) ou d'émissions (+) (moyenne 1993-2003, $tCO_2eq.ha^{-1}.an^{-1}$) 87
3.6. Corrélations entre les quatre catégories d'émissions 93
3.7. Statistique I de Moran des émissions par catégorie (cumul par hectare sur la période 1993-2003) 93

4.1. Explanatory variables sources and description 117
4.2. Specification tests 119
4.3. Estimations results for emissions from enteric fermention (EMFERM) and manure management and spreading (EMAMNU). 120
4.4. Estimations results for emissions from synthetic fertilizer use (EMNITR) and aggregated agricultural emissions (EMAGRI). 121
4.5. Estimations results for net emissions from land use, land use change and forestry (EMLUCF) and aggregated net AFOLU emissions (EMNET). . . 122
4.6. Summary of price elasticities from the RE-SEM model by emission category 122
4.7. Root Mean Square Error for the four predictors 124

Table des figures

1. Conversion de terres dans l'agriculture et entre l'agriculture et les autres usages entre 2006 et 2010. Source : Chakir and Vermont (2013) 17
2. Conversion de terres entre l'agriculture et les autres usages entre 2006 et 2010. Source : Chakir and Vermont (2013) 18
3. Décomposition des émissions de GES françaises en 2012, MtCO_2eq, Source : CITEPA (2014) 19
4. Courbes de coûts marginaux d'atténuation issues du méta-modèle du chapitre 1 23
5. Répartition spatiale des émissions nettes liées à l'agriculture et à l'UTCF en tCO2-eq par hectare (cumul 1993-2003), Source : Chakir et al. (2011) . . 32
6. Prédictions pour 2008 (out of sample) des émissions de N_2O liées à l'utilisation d'engrais azotés issus de 3 types de modèles économétriques, calculs sur la base des estimations du chapitre 4 33
7. Evolution des émissions agricoles, des émissions des autres secteurs et des émissions nettes françaises entre 1990 et 2012, indices (1990 = 100), Source : CITEPA (2014) 34

1.1. Abatement rates distribution by study at 10 €$_{2005}$/tCO_2eq (left), 20 €$_{2005}$/tCO_2eq (center) and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq (right) 50
1.2. Abatement rate distribution and kernel density at 10, 20 and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq 61

2.1. Marginal abatement costs in the sector currently covered by the ETS (solid line) and in agriculture (dashed). Left : The agriculture sector (A) has no cost advantage over the sector currently covered by the ETS (E). Right : Yet, the extension of the ETS to sector A enables cost-savings (shaded) for the same total abatement $\hat{a}_0$. 68

3.1. Emissions nettes par catégorie (cumul 1993-2003, en tCO_2-eq par hectare) . 90
3.2. Emissions nettes liées à l'UTCF par compartiment (cumul 1993-2003, en tCO_2-eq par hectare) 91
3.3. Emissions nettes totales (agriculture + UTCF) (cumul 1993-2003 en tCO_2-eq par hectare) 92
3.4. Evolution des statistiques I de Moran des émissions par catégorie 94
3.5. Diagramme de Moran des émissions nettes totales (cumul par hectare sur la période 1993-2003) 96
3.6. Regroupements spatiaux des LISA des émissions nettes par hectare cumulées par catégorie (1993-2003) 97
3.7. Tirage des photographies aériennes 100
3.8. Tirage des points 100
3.9. La nomenclature fonctionnelle TERUTI 101

3.10. La nomenclature physique de TERUTI 102

4.1. Emission variation for a 100% variation of crop price index 125
4.2. Evolution of agricultural and net emissions during the 1990-2007 period (in tons of CO_2eq per hectare) 127
4.3. Spatial distribution of the four emission categories in tCO_2-eq per hectare . 128

5.1. Model representation of the studied area (18 farms ; 3 soil types) 135
5.2. Spatial distribution of 135 reserve plots on a 900 plots grid : a) random, b) aggregated. 135
5.3. Ripley L function for the random (a) and aggregated (b) distributions 136
5.4. Reserve location with the subsidy per ha 137
5.5. The Ripley L function with the subsidy per ha 138
5.6. Reserve location with the auction scheme 141
5.7. The Ripley L function with the auction scheme 141
5.8. The agglomeration malus 143
5.9. Reserve location with the agglomeration malus 143
5.10. The Ripley L function with the agglomeration malus 143

Liste des abréviations, des sigles et des acronymes

GES	Gaz à effet de serre
GHG	Greenhouse gas
CO_2	Dioxyde de carbone
CO_2	Carbon dioxide
CH_4	Méthane
CH_4	Methane
N_2O	Protoxyde d'azote/oxyde nitreux
N_2O	Nitrous oxide
N	Azote
N	Nitrogen
PRG	Potentiel de réchauffement global
GWP	Global warming potential
UTCF	Utilisation des terres, leurs changements et la forêt
LULUCF	Land use, land-use change and forestry
LUC	Land use changes
ILUC	Indirect land use changes
AFOLU	Agriculture, Forestry and other Land Use
UE	Union Européenne
EU	European Union
SEEQC	Système Européen d'Echange de Quotas Carbone
EU ETS	European Union Emissions Trading System
PAC	Politique Agricole Commune
CAP	Common Agricultural Policy
MAEC	Mesures agroenvrionnementales et climatiques
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
UNIFA	Union des industries de la fertilisation
CCNUCC	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
MAC	Marginal abatement cost
TC	transaction costs
MRA	Meta-regression analysis
MCO	moindres carrés ordinaire
OLS	Ordinary least squares
RE	Random effect
FE	Fixed effet

SEM	Spatial error model
RE-SEM	Random effects spatial error model
LISA	Local Indicators of Spatial Autocorrelation
LM	Lagrange multiplier
BLUP	Best Linear Unbiased predictor
MODTYPE	modeling approach (ENG, SSM or EQM)
ENG	Engineering studies
SSM	Supply-side models
EQM	Partial and general equilibrium models
FLCY	Dummy variable for crop yield flexibility
CO2S	Dummy variable for CO_2 sequestration
BIOF	Dummy variable for Biofuels offsets
PR	Dummy variable for peer-reviewed articles
NREG	Number of regions or base modeling units
BLYR	Baseline year
SPA	Multinomial variable for spatial coverage (EU, USA, ROW or GLOBAL)
EU	European Union or a country or region within the EU
USA	United States
GLOBAL	World coverage
ROW	Non-EU and non-US
EMN	Emissions de N_2O liées aux apports d'engrais synthétiques
EMNITR	N_2O emissions from the use of synthetic fertilizers
EMFE	Emissions de CH_4 liées à la fermentation entérique
EMFERM	CH_4 emissions from enteric fermentation
EMEF	Emissions de CH_4 et de N_2O liées au stockage, à la gestion et à l'épandage des effluents d'éleva
EMMANU	CH_4 and N_2O from manure management and spreading
EMAGRI	Total agricultural emissions
EMUTCF	Sources et puits de CO_2 liées aux usages des sols et aux changements d'utilisation des sols
EMLUCF	CO_2 sources and sinks from land use, land-use change and forestry
EMNET	Total net emissions from agriculture and land use, land-use change and forestry
FF	Forêts de feuillus
FR	Forêts de résineux
FM	Forêts mixtes
FP	Peupleraies
CT	Cultures
PR	Prairies
UR	Urbain
ZH	Zones humides

Introduction

Par nature, les ressources foncières ne sont disponibles qu'en quantités limitées à l'échelle de la Terre. Dans les décennies récentes, ces ressources en terre ont été soumises à des tensions sans précédent sous l'effet conjugué de la croissance de la population mondiale et de la demande en alimentation humaine et animale, en énergie, en fibres et en espaces urbanisés et récréatifs. Cette pression sur les sols a renforcé l'impact des différentes utilisations des sols, notamment agricoles mais pas uniquement, sur l'environnement.

C'est notamment le cas en matière d'émissions de gaz à effet de serre (GES), principale cause du changement climatique. Les dernières estimations disponibles portent la contribution du secteur agricole à environ 11% des émissions de GES mondiales et à environ 22% si on ajoute les émissions dues aux usages des sols et à leurs changements (Smith et al., 2014). Au niveau français, environ 20% des émissions françaises sont attribuées à l'agriculture (CITEPA, 2014). Ces chiffres illustrent à eux seuls l'importance de la contribution du secteur agricole au changement climatique. Se passer des potentiels d'atténuation offerts par l'agriculture reviendrait à ne faire porter l'effort d'atténuation que sur les autres secteurs de l'économie (transports, industrie, fourniture d'énergie, résidentiel). Compte tenu des objectifs français (division par quatre des émissions de GES à l'horizon 2050), cela impliquerait de contraindre ces derniers à pratiquement annuler leurs émissions d'ici 2050. Il apparaît ainsi essentiel que le secteur agricole participe à l'effort global d'atténuation.

Malgré son poids dans les émissions, l'agriculture reste largement absente des politiques climatiques. Les émissions agricoles n'entrent pas dans le cadre du Système Européen d'Echange de Quotas Carbone (SEEQC), le principal instrument de régulation des émissions de GES en Europe. La mise en place d'une véritable taxation des émissions de GES agricoles ne semble pas d'actualité. Dans un rapport récent, la Cour des Comptes met en évidence l'absence de mesures spécifiquement destinées à réduire les émissions de méthane (CH_4) et de protoxyde d'azote (N_2O) dans la mise en oeuvre du Paquet-Energie-Climat en France (Cour des Comptes, 2013). En fait, l'effort de réduction dans le secteur agricole se concentre sur les émissions de CO_2 liées à l'utilisation d'énergie fossile qui ne représentent qu'une part très faible des émissions agricoles (8%). Les politiques publiques mises en avant par la France comme ayant un impact sur les émissions agricoles (Direction Générale de l'Energie et du Climat, 2013) sont principalement dérivées de politiques qui visaient d'autres enjeux environnementaux (la directive-cadre sur l'eau par exemple).

Pourquoi, vu sa contribution majeure aux émissions de GES, l'agriculture n'est-elle pas encore considérée sur le plan politique comme un secteur décisif pour l'atteinte des objectifs ambitieux d'atténuation ?

Un argument parfois avancé pour laisser l'agriculture hors du champ des politiques d'atténuation est que le potentiel de réduction des émissions y serait trop faible. Dit autrement, il serait impossible techniquement de réduire les émissions sans réduire la production, notamment alimentaire. La littérature disponible sur le sujet a cependant clairement mis en évidence un certain nombre de leviers techniques qui permettraient de réduire les émissions sans réduire nécessairement les capacités productives agricoles (Smith et al., 2014). Une variante de cet argument met en cause les coûts prohibitifs que représenteraient ces réductions d'émissions pour les exploitants. Les résultats des études évaluant le potentiel économique d'atténuation du secteur agricole contredisent aussi nettement cet argument (Schneider and McCarl, 2006; De Cara et al., 2005; Moran et al., 2011). Si ces études divergent sur le plan des méthodes utilisées, elles montrent néanmoins que certaines options de réduction des émissions induisent des coûts limités pour les agriculteurs et que ces coûts sont comparables, voire inférieurs, à ceux qui prévalent dans le reste de l'économie.

Par ailleurs, l'évaluation des potentiels et des coûts d'atténuation dans l'agriculture fait face à différents problèmes d'incertitude. En la matière, l'agriculture se distingue nettement des autres secteurs de l'économie. Tout d'abord, une incertitude qui provient des méthodes indirectes utilisées pour approcher ces coûts et ces potentiels, qui ne sont pas observables directement. Deuxièmement, pour une part importante, les coûts et les potentiels d'atténuation résultent de caractéristiques individuelles des agents sur lesquelles le régulateur dispose seulement d'informations imparfaites. Enfin, une incertitude liée aux limites de nos connaissances actuelles sur les processus biologiques qui engendrent les émissions agricoles. Les connaissances scientifiques sur ces différents processus, qui impliquent à la fois les cycles de l'azote et du carbone et qui mobilisent des disciplines aussi variées que la biologie des sols, les sciences animales ou l'agronomie, ne sont pas stabilisées.

Ces sources d'incertitude et/ou d'asymétrie d'information rendent difficiles non seulement la mesure du niveau actuel des émissions mais aussi la mesure de l'impact réel d'une modification des pratiques agricoles sur ce niveau d'émission. En outre, elles nécessitent de se doter de dispositifs de contrôle susceptibles de renchérir le coût de mise en place des politiques de régulation. Enfin, ces éléments compliquent la comparaison des évaluations des coûts et des potentiels d'atténuation disponibles dans la littérature. Une meilleure compréhension de ces différences est essentielle pour mieux apprécier la contribution potentielle du secteur agricole dans la lutte contre l'effet de serre.

A ces incertitudes s'ajoute la complexité des liens entre les différentes sources d'émissions. Ceci est notamment important lorsque l'on considère non seulement l'agriculture mais également les autres usages des sols et les conversions qui peuvent avoir lieu entre chacun d'entre eux. Du fait de ces interactions, les politiques d'atténuation peuvent avoir des effets complexes et parfois contradictoires sur le bilan en émissions, notamment du fait de leurs impacts sur les puits de carbone. Ces interactions entre les usages des sols sont aujourd'hui exacerbées par les tensions existantes sur les marchés agricoles et l'utilisation des biens agricoles non seulement à des fins alimentaires mais aussi énergétiques.

Ces différents éléments peuvent expliquer la difficulté pour appréhender le rôle que le secteur agricole pourrait jouer dans l'effort d'atténuation global. Ils peuvent aussi être sources de coûts additionnels pour les politiques d'atténuation. A eux seuls, ils ne suffisent pas à

justifier l'absence d'une politique d'atténuation sur ce secteur. Il est en tout cas nécessaire de les quantifier et de les inclure à l'analyse de l'efficacité économique d'une politique d'atténuation incluant l'agriculture.

Enfin, les impacts de l'agriculture et des changements d'utilisation des sols ne se limitent pas aux seuls effets sur le climat. Les systèmes agricoles, en modifiant l'organisation et l'utilisation du territoire, ont un impact sur les milieux naturels et les écosystèmes. En particulier, ils jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité. La plupart des éléments discutés ci-dessus pour le problème de l'effet de serre s'appliquent également au cas de la biodiversité. Néanmoins, le maintien de la biodiversité en milieu agricole dépend non seulement des modifications de pratiques et des choix d'allocation des sols, mais aussi de la répartition spatiale des activités agricoles. La dimension spatiale s'en trouve alors renforcée.

Cette thèse a pour but d'apporter un éclairage économique et quantitatif sur ces questions. Les travaux de cette thèse cherchent notamment à préciser les conditions de la mise en place d'une politique efficace de régulation des problèmes d'environnement liés à l'activité agricole à travers deux exemples : les émissions de GES et la préservation de la biodiversité. L'analyse proposée dans cette thèse s'intéresse à la comparaison d'instruments de politique publique visant à atteindre un objectif environnemental donné à moindre coût. Elle se place donc résolument dans une perspective d'analyse économique appliquée de l'efficacité en coûts permise par les instruments économiques de régulation.

La flexibilité, c'est-à-dire la possibilité de mobiliser les potentiels d'atténuation là où ils sont le moins coûteux, est un élément essentiel sur lequel repose l'efficacité-coût des instruments économiques. Différentes composantes de ces mécanismes de flexibilité sont distinguées dans la littérature (Böhringer et al., 2006) : (i) la flexibilité entre les différentes sources d'émissions, puits de carbone et entre les différents secteurs émetteurs (*what-flexibility*), (ii) entre les différentes localisations (pays, régions par exemple) où il existe des potentiels de réduction des émissions (*where-flexibility*) et (iii) entre les possibilités d'atténuation à différentes dates (*when-flexibility*). Les deux premières composantes sont centrales dans les travaux menés dans cette thèse. L'analyse de ces questions nous permettra notamment d'illustrer comment l'existence de ces mécanismes de flexibilité permet d'expliquer la variabilité dans les évaluations des coûts de réduction des émissions agricoles de la littérature. Nous étudierons aussi quels sont les gains permis par l'extension au secteur agricole des politiques d'atténuation existantes.

L'existence de ces gains n'est cependant pas une condition suffisante pour mettre en place un tel dispositif et il s'agira également d'évoquer quelles sont les autres barrières qui peuvent entraîner des difficultés dans la mise en place opérationnelle d'un instrument de politique publique appliquée au secteur agricole.

A travers les différentes analyses proposées dans cette thèse se révèle la complexité de la gestion des problèmes environnementaux dans le secteur agricole. Les interactions entre l'agriculture et les autres utilisations de sols et l'impact des marchés sur le secteur agricole sont au centre de cette complexité. Outre les indications qu'ils proposent pour la définition de politique publiques appliquées au secteur agricole, les travaux présentés dans cette

thèse illustreront donc deux perspectives de recherche d'ordre plus méthodologique : Ils mettent en avant comment le choix des méthodes d'analyse des problèmes environnementaux en économie appliquée et de leur échelle spatiale, apporte des éclairages différents de ces questions.

Agriculture, émissions de GES et environnement : Etat des lieux

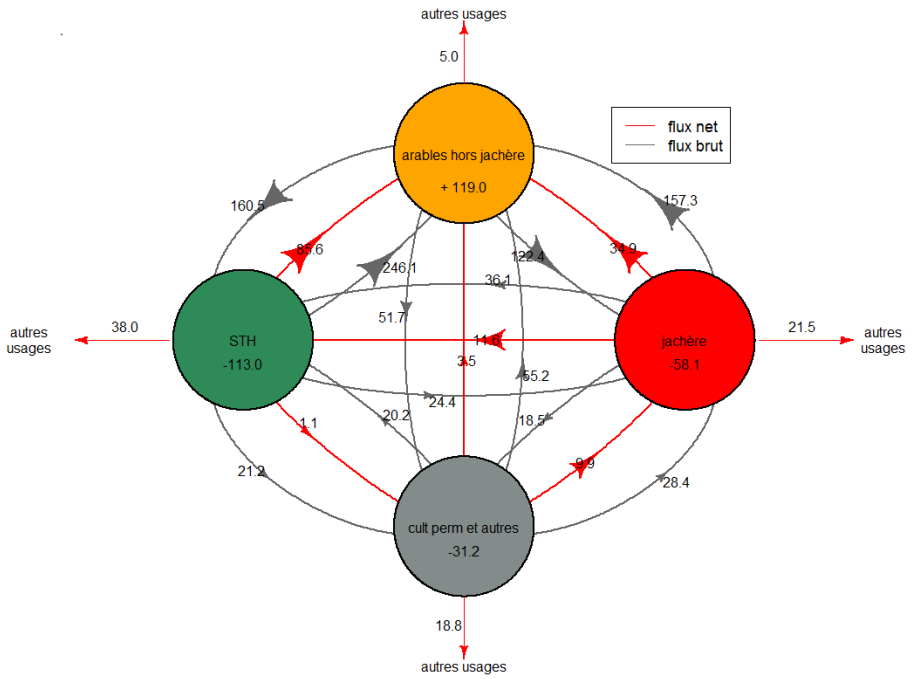
Le point de départ de cette thèse est que les activités agricoles peuvent avoir un impact sur l'environnement. Une partie des intrants agricoles (produits phytosanitaires, engrais) et des effluents d'élevage est source de pollutions de l'eau et de l'atmosphère. Les pratiques agricoles modifient le fonctionnement biologique du sol et donc son contenu en carbone. Les activités agricoles, en structurant et en modifiant le paysage, ont un impact sur les milieux naturels et sur les écosystèmes et les puits de carbone qu'ils abritent. Parmi les exemples de problèmes environnementaux liés à l'agriculture, sa contribution aux émissions de GES fait l'objet d'une attention croissante. Les principales sources d'émissions de GES d'origine agricole sont les émissions de N_2O liées à l'utilisation d'engrais synthétiques, les émissions de CH_4 liées à la fermentation entérique des animaux d'élevage et les émissions de ces deux gaz liées au stockage et à l'application des effluents d'élevage. Nous ne nous attarderons pas ici sur les mécanismes biologiques à l'origine de ces émissions et sur les méthodes de comptabilisation de ces émissions utilisées pour les inventaires internationaux qui sont abondamment décrits dans la littérature (IPCC, 2006; CITEPA, 2014). D'autre part, le chapitre 3 décrit et applique ces méthodologies pour dresser un bilan des émissions de GES agricoles françaises. Certains points issus de l'étude des sources d'émissions agricoles méritent cependant notre attention.

Tout d'abord, les émissions de GES agricoles sont caractérisées par de nombreuses interactions entre sources d'émissions. Les effectifs animaux ont par exemple un impact à la fois sur les émissions liées à la fermentation entérique, aux effluents d'élevage mais aussi sur celles liées à l'utilisation d'intrants azotés à travers la substitution entre la fertilisation organique et minérale. Ensuite, lorsque l'on s'intéresse à la question de l'impact du secteur agricole sur les émissions de GES et le changement climatique, on est très vite amené à ne plus considérer les seules émissions liées aux activités de production agricoles mais aussi celles liées à l'utilisation et aux changements d'utilisation des terres. L'agriculture en tant que secteur utilisant la terre comme ressource principale pour la production a un impact sur le cycle du carbone dans les sols que ce soit en favorisant le stockage de carbone (ex : maintien des prairies) ou en libérant du CO_2 dans l'atmosphère à travers les conversions de terre qu'elle entraîne (ex : conversion de prairies permanentes en cultures, conversion de surfaces forestières en terres agricoles). Du point de vue des inventaires d'émissions, l'impact des activités économiques sur le cycle du carbone est regroupé sous le terme « Utilisation des Terres, leurs Changements, et la Forêt » (UTCF) et constitue un secteur d'émission au même titre que l'agriculture, les transports ou la production d'énergie.

Au niveau français, la période récente a été caractérisée par des modifications importantes dans les usages des sols. Les figures 1 et 2 issues d'une analyse des changements d'uti-

lisation des terres en France sur cette période (Chakir and Vermont, 2013), décomposent en détail les changements d'allocation des sols ayant eu lieu au sein de l'agriculture ainsi qu'entre l'agriculture et l'ensemble des autres usages. En ce qui concerne l'agriculture, on observe une baisse des surfaces en herbe au profit notamment des terres arables et des autres usages. La diminution des surfaces agricoles se fait quant à elle principalement au profit des sols artificialisés et des autres sols naturels (friches notamment).

FIGURE 1.: Conversion de terres dans l'agriculture et entre l'agriculture et les autres usages entre 2006 et 2010. Source : Chakir and Vermont (2013)

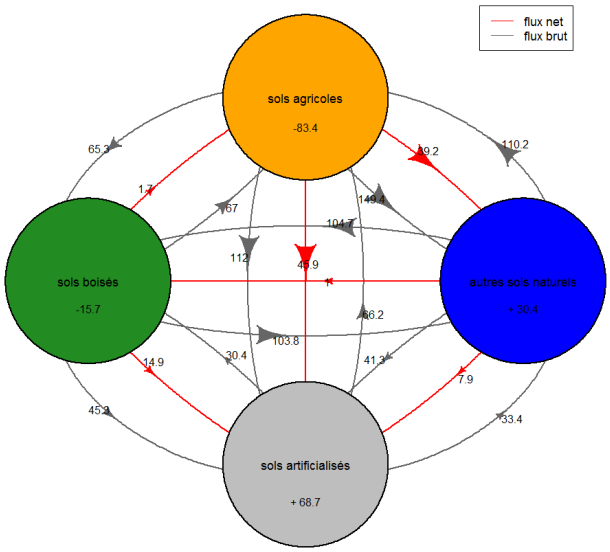


Note : les flux bruts en gris correspondent aux transferts directs de surface entre les deux catégories reliées par une flèche, les flux nets en rouge correspondent à la résultante entre les deux flux bruts reliant chaque paire de catégories d'usages ; ces flux correspondent à des flux moyens (en milliers d'hectares par an) sur les deux périodes

Ces conversions de terres ont eu un impact sur les puits de carbone. La figure 3 montre le décomposition des sources et des puits liés à l'agriculture et à l'UTCF et leur contribution dans l'ensemble des émissions de GES françaises en 2012. Elle illustre bien la contribution à la fois positive et négative de ces secteurs aux émissions de GES. Ainsi, le retournement des prairies ou la conversion vers des usages urbains a un impact négatif sur les stocks de carbone contenus dans les sols. A l'inverse, le maintien des prairies ou la conversion vers des usages forestiers permet de renforcer les puits de carbone.

La biodiversité fournit un autre exemple des liens entre usages des sols, agriculture et environnement. L'agriculture traditionnelle a en effet été à l'origine du développement et du maintien d'une biodiversité importante par l'ouverture progressive des milieux, la diversification des cultures et l'entretien des paysages. C'est alors l'abandon de certaines cultures et pratiques agricoles peu rentables et les changements d'utilisation des sols qui en ont résulté

FIGURE 2.: Conversion de terres entre l'agriculture et les autres usages entre 2006 et 2010. Source : Chakir and Vermont (2013)



Note : les flux bruts en gris correspondent aux transferts directs de surface entre les deux catégories reliées par une flèche, les flux nets en rouge correspondent à la résultante entre les deux flux bruts reliant chaque paire de catégories d'usages ; ces flux correspondent à des flux moyens (en milliers d'hectares par an) sur les deux périodes

qui furent à l'origine de la diminution de la diversité des espèces en zones rurales (Vermont, 2008).

Face à ce constat, une des premières étapes dans la définition d'une politique de régulation dans le secteur agricole est de définir les pratiques et les options qui contribuent à améliorer l'état de l'environnement et ainsi définir les marges de manœuvre disponibles pour atteindre un objectif environnemental donné. Ces évaluations relèvent souvent de la recherche scientifique en agronomie/écologie. Les potentiels techniques d'atténuation des émissions de GES dans le secteur agricole ont par exemple fait l'objet de nombreux travaux de recherche (Smith et al., 2014; Eagle and Olander, 2012). Ces potentiels sont en général évalués sur la base de l'effet de certaines pratiques visant à réduire les apports d'azote ou les pertes sous forme de N_2O, à modifier l'alimentation animale pour réduire les émissions dues à la fermentation entérique, à limiter les émissions de CH_4 liées au stockage des effluents et à diminuer les quantités d'énergie fossile utilisées dans le secteur. En outre, un certain nombre de pratiques peuvent contribuer à augmenter les quantités de carbone stocké dans les sols et la biomasse. De la même manière, on peut définir pour d'autres problèmes environnementaux comme celui de la préservation de la biodiversité en milieu agricole, des pratiques qui sont susceptibles d'améliorer de manière significative l'état de l'environnement (maintien de surfaces en herbe, entretien de certains éléments du paysage, diversité des assolements).

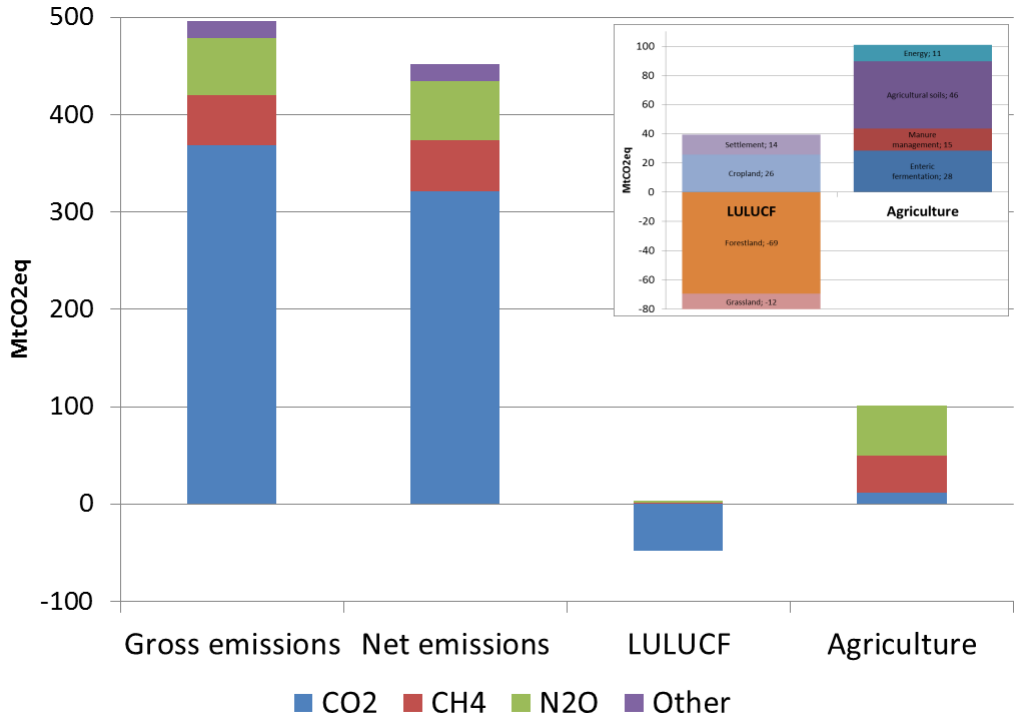


FIGURE 3.: Décomposition des émissions de GES françaises en 2012, $MtCO_2eq$, Source : CITEPA (2014)

Instruments économiques de régulation des externalités dans l'agriculture

L'impact des activités agricoles sur l'environnement et sur l'ensemble de l'économie n'est pas pris en compte par les marchés. Les pollutions engendrées par l'agriculture constituent des externalités négatives en ce sens qu'elles entraînent des coûts pour d'autres agents non directement concernés par l'activité agricole. La pollution atmosphérique liée à l'émission de GES par les activités agricoles a par exemple un impact direct sur l'ensemble des acteurs économiques et sur l'activité agricole elle-même (modifications des rendements, érosion des sols, ressource en eau...) à travers les dommages dus aux changements climatiques. A l'inverse, les activités agricoles peuvent avoir un impact positif sur les milieux naturels ou les activités récréatives qui en résultent, ce qui représente alors une externalité positive. Ces externalités apportent un bénéfice à d'autres agents mais ne sont pas nécessairement intégrés dans les décisions de production des exploitants agricoles. L'objectif de la régulation publique de ces externalités est alors d'inciter les agents à modifier leurs pratiques ou à adopter de nouvelles pratiques/technologies de manière à réduire leurs impacts négatifs sur l'environnement ou, à l'inverse, de permettre le maintien des pratiques ou des systèmes de production favorables à l'environnement. Elle vise notamment à fournir un signal aux agents pour les inciter à intégrer ces externalités dans leurs décisions de production.

Les analyses économiques de ces questions postulent qu'appliquer un signal-prix aux agriculteurs permet de les inciter à prendre en compte ces externalités dans leurs choix de production. Sans chercher à valider ou non cette hypothèse de rationalité économique des agriculteurs, il est tout de même important de rappeler que l'impact de l'agriculture sur l'environnement et notamment les émissions liées aux activités agricoles proviennent en grande partie de l'utilisation d'intrants, des choix d'alimentation des animaux d'élevage et des choix d'allocation des sols et des ressources à l'échelle de l'exploitation agricole. Ces choix dépendent du contexte économique et notamment du prix d'achat des intrants, du prix de vente des productions agricoles et du coût d'opportunité des ressources fixes comme la terre ou le capital animal. Il ne paraît donc pas aberrant de penser qu'en modifiant ces coûts à travers un signal-prix, on puisse inciter les agriculteurs à modifier leurs choix d'allocation et les pratiques à l'origine des externalités agricoles.

Si une connaissance aussi précise que possible des potentiels techniques est essentielle pour l'évaluation des marges de manœuvre disponibles, elle n'est cependant pas suffisante. Ces potentiel techniques doivent en effet être mis en regard de leurs conséquences sur les coûts et les revenus des agriculteurs induites par ces changements de pratiques.

Pour faire le lien entre le potentiel technique d'atténuation et les coûts associés aux réductions d'émissions, on définit le potentiel économique d'atténuation comme la quantité maximale d'émissions qui peuvent être évitées à un prix donné des émissions (exprimé en €/tCO_2-eq). Au niveau microéconomique, le potentiel économique d'atténuation traduit le niveau de réduction des émissions que l'agriculteur serait prêt à réaliser pour une valorisation donnée de la tonne de GES évitée, qui représente théoriquement la valorisation que la société accorde à l'objectif environnemental. En présence d'un signal-prix, les agents arbitrent entre le coût marginal et la valorisation unitaire de la pollution. Ils mettent en œuvre uniquement les modifications de pratiques dont le coût marginal est inférieur ou égal au bénéfice marginal attendu de l'amélioration de l'environnement. On voit donc ici que, contrairement au potentiel technique d'atténuation, le potentiel économique d'atténuation est dépendant de la valeur que l'on accorde à l'environnement et du contexte économique auquel les agriculteurs font face. Ceci a pour implication qu'à moins de considérer un coût marginal d'atténuation nul ou une valeur sociale des émissions infinie, le potentiel économique d'atténuation est plus faible que le potentiel technique (Schneider and McCarl, 2006). La question est alors de déterminer comment mobiliser ces potentiels d'atténuation de manière efficace.

Les politiques environnementales visent à inciter les agents à tenir compte des externalités qu'ils induisent sur les autres agents dans leurs décisions de production. Une des propriétés fondamentales des instruments économiques en prix (taxes, subventions) et en quantité (marché de droits) par rapport aux instruments réglementaires est qu'ils permettent théoriquement de minimiser les coûts totaux d'atténuation et/ou de préservation de l'environnement en incitant en priorité les agents dont les coûts sont faibles à adopter des pratiques améliorant l'environnement. D'un point de vue microéconomique, ils permettent une répartition de l'effort tel que les coûts marginaux d'atténuation soient égalisés et donc que l'amélioration de l'environnement soit atteinte au coût le plus faible. [1] Les instruments éco-

1. Prenons pour exemple un objectif de réduction donné des émissions de GES agricoles. Si, une fois la réduction voulue des émissions atteinte, la condition d'égalisation des coûts marginaux d'atténuation entre

nomiques permettent de satisfaire cette condition par l'introduction d'une valeur unique pour tous les agents de la tonne de GES évitée (valeur de la taxe ou prix du quota d'émission). Chacun des agents a alors intérêt à réduire ses émissions jusqu'à ce que le coût de réduction de la dernière unité soit égal à cette valeur. Tous les agents faisant face à un même prix et chacun raisonnant de manière similaire, l'égalisation des coûts marginaux d'atténuation individuels est assurée.

Un autre intérêt des instruments économiques de régulation est de pouvoir atteindre l'efficacité en coûts sans connaître *a priori* les caractéristiques propres de chaque agent et les coûts associés à une réduction donnée des émissions autrement dit sans connaître a priori les courbes individuelles de coût marginal d'atténuation. L'évaluation de ces coûts marginaux est cependant utile pour la décision publique de manière à pouvoir comparer les politiques publiques selon le critère d'efficacité en coûts. Dans le cas des émissions de GES agricoles, les coûts d'atténuation peuvent être directs, par exemple si l'atténuation nécessite des investissements ou implique des coûts de maintenance et de fonctionnement. Ils peuvent être également indirects si la réduction des émissions passe par des modifications de pratiques, de l'assolement, des effectifs animaux ou des réductions de rendements qui se traduisent par « un manque à gagner » ou coût d'opportunité pour les agriculteurs. Ces coûts peuvent donc faire intervenir des arbitrages complexes à l'échelle des exploitations agricoles et ne peuvent donc être inférés à partir des seules informations sur la comptabilité des exploitations. Leur évaluation nécessite de recourir à des modèles.

Evaluation des coûts et des potentiels d'atténuation dans la littérature

On peut distinguer différentes catégories d'approches utilisées pour évaluer les coûts d'atténuation dans la littérature. Le chapitre 1 en identifie trois principales. La première catégorie correspond aux modèles économiques d'offre agricole. Ces modèles, de nature micro-économique, décrivent le comportement des exploitants en termes d'assolement, de conduite des cultures, de taille des cheptels et de pratiques d'élevage en faisant l'hypothèse que les agriculteurs maximisent leur profit compte tenu de paramètres économiques (prix des produits, des intrants, aides, etc...) et sous un certain nombre de contraintes techniques et politiques. Des exemples de ce type d'approche peuvent être trouvés dans Hediger (2006), Breen (2008), De Cara and Jayet (2000, 2006, 2011), Durandeau et al. (2010), Lengers and Britz (2012), Lengers et al. (2013). En intégrant un « prix » des émissions à l'objectif de chaque agriculteur représenté, ces modèles décrivent la réponse efficace en termes de réduction d'émissions.

La deuxième catégorie regroupe les modèles d'équilibre partiel ou général. L'évaluation des coûts marginaux d'atténuation dans les modèles de cette catégorie partage certains des principes exposés ci-dessus. En particulier, modèles d'offre et modèles d'équilibre ont en

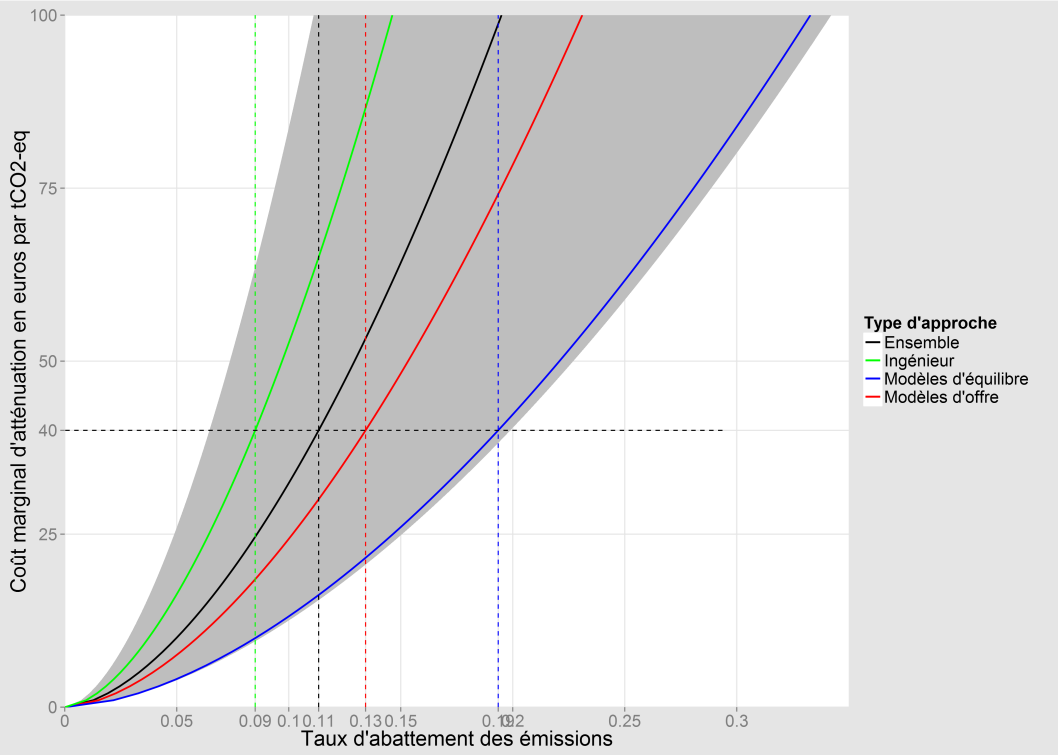
les différents exploitants n'est pas remplie, il est possible de diminuer le coût total en demandant un effort supplémentaire aux agents qui ont les coûts marginaux d'atténuation les plus faibles tout en permettant aux agents faisant face aux coûts marginaux les plus élevés d'augmenter leurs émissions.

commun l'hypothèse de rationalité des agents qui conduit à l'égalité entre coût marginal d'atténuation et prix des émissions. Néanmoins, à la différence des modèles d'offre, les modèles d'équilibre incluent une description de la demande des produits agricoles ainsi qu'une représentation des ajustements des prix et de l'équilibre sur les marchés. Cette approche a été utilisée par exemple par McCarl and Schneider (2001), Schneider and McCarl (2006), Schneider et al. (2007), Pérez Domínguez et al. (2009), Golub et al. (2009), Hertel et al. (2008), Key and Tallard (2011), Reisinger et al. (2013).

La troisième approche utilisée dans la littérature pour évaluer les coûts marginaux d'atténuation s'appuie sur une logique que l'on pourrait qualifier « d'ingénieur ». Les études dans cette dernière catégorie compilent les informations techniques et scientifiques associées à un ensemble d'actions visant à réduire les émissions. Pour chacune d'entre elles, sont ainsi rassemblées les informations sur le potentiel technique d'atténuation unitaire, l'assiette sur laquelle la mesure est applicable, ainsi que le coût total associé (pertes ou gains de revenus associés à la mise en place de l'action, ensemble des coûts en capital, d'exploitation, de maintenance, de transaction). Le coût moyen d'atténuation associé à chaque action considérée est ensuite calculé comme le rapport entre son coût total et son potentiel d'atténuation. Ce coût unitaire représente la valorisation minimale des émissions (en euros par tCO2eq) nécessaire pour que l'action soit rentable. Cette approche a été utilisée par exemple dans McKinsey & Company (2009), Moran et al. (2011), Schulte et al. (2012), Pellerin et al. (2013), Wang et al. (2014), Smith et al. (2007a), Smith et al. (2014). Cette approche repose sur une logique plus comptable qu'économique. En particulier, à la différence des deux premières approches, elle ne nécessite pas explicitement l'hypothèse de comportement rationnel de la part des agents. Une conséquence importante est que, dans les études de ce type, rien n'empêche d'aboutir à des mesures qui permettent à la fois de réduire les émissions de GES et d'améliorer les revenus des agents. Il en résulte que la majeure partie des réduction des émissions est souvent réalisée à un « coût négatif », c'est à dire qu'elles induisent un bénéfice pour les exploitants.

Pour représenter le potentiel économique d'atténuation, la forme retenue couramment dans la littérature est une courbe qui relie l'atténuation des émissions (en tCO_2-eq) ou le taux d'atténuation des émissions (en %) en abscisse avec le coût marginal d'atténuation en ordonnée. Pour les estimations issues de modèles économiques, les courbes de coût marginal d'atténuation sont obtenues en faisant varier le prix des émissions et en le mettant en regard des quantités d'émissions réduites. Les courbes de coût marginal d'atténuation des études utilisant une logique d'ingénieur sont obtenues en classant les actions par coût unitaire d'atténuation croissant et en mettant en regard ce coût et le potentiel cumulé d'atténuation. Il est à noter que, pour une action donnée, le coût marginal est ainsi assimilé au coût moyen de l'action et est considéré comme constant en fonction de la quantité d'émissions évitées, d'où la forme en escalier des courbes de coût marginal obtenues par cette approche. L'intérêt de la représentation sous forme de courbe de coût marginal d'atténuation est de pouvoir observer facilement l'offre en abattement des émissions pour un prix donné de l'unité d'émission. D'autre part, les courbes de coûts marginal d'atténuation individuelles peuvent être agrégées simplement et fournir une représentation du potentiel économique d'atténuation du secteur agricole dans son ensemble à différentes échelles spatiales.

FIGURE 4.: Courbes de coûts marginaux d'atténuation issues du méta-modèle du chapitre 1



Note : La courbe centrale en noire correspond au méta-modèle estimé dans le chapitre 1 en prenant l'ensemble des variables explicatives à leur moyenne (sauf SPA = UE et BLYR = 2020). Le bandeau grisé correspond +/- un écart-type autour de cette courbe. Les trois autres courbes correspondent à des estimations similaires pour chaque catégorie d'approche (MODTYPE = ENG (courbe verte), SSM (courbe rouge) ou EQM (courbe bleue)). Les pointillés montrent le taux d'atténuation des émissions obtenu pour chacune de ces courbes à un coût marginal de 40 €/tCO_2eq.

La méta analyse menée dans le chapitre 1 vise à clarifier la comparaison entre les résultats reposant sur ces approches différentes. Cette approche statistique permet de contrôler l'effet des principales hypothèses de ces études sur les coûts d'atténuation estimés en les introduisant sous forme de variables explicatives. Le méta-modèle estimé permet ainsi de décrire la relation entre l'offre de réduction d'émissions et le prix des émissions en tenant compte des caractéristiques spécifiques à chaque étude (approche, résolution, couverture spatiale en termes de sources, horizon temporel, date et statut de publication, etc...). La figure 4 représente des courbes de coût marginal d'atténuation estimées à partir des résultats de cette analyse. La courbe centrale en noir est obtenue en prenant l'ensemble des variables explicatives à leur moyenne à l'exception de la variable indicatrice spatiale qui est fixée à l'Union Européenne et de la variable concernant l'horizon temporel fixée à 2020. Elle fait apparaître qu'une réduction de 11% des émissions agricoles européenne de CH4 et de N2O pourrait être obtenue à un coût marginal de l'ordre de 40 €/tCO_2eq. De manière similaire, les trois autres courbes représentent les coûts marginaux d'atténuation pour l'Union Européenne mais cette fois-ci pour chacune des trois approches évoquées ci-dessus. Elles font apparaître la variabilité des potentiels économiques d'atténuation estimée par ces différentes approches pour un prix donné des émissions.

L'analyse de ces courbes estimées confirme tout d'abord que les émissions de GES du secteur agricole varient fortement avec le prix du carbone. L'élasticité de l'atténuation des émissions au prix des émissions varie selon l'approche. En particulier, les études utilisant l'approche « ingénieur » montrent une réponse faible au prix. En effet, l'estimation de la courbe représentée dans la figure 4 pour les études ingénieur n'intègre pas les réductions d'émissions obtenues à « coûts négatifs ». Elle permet cependant d'observer que, dans la plupart des études utilisant cette approche, les options de réduction qui engendrent un coût pour les exploitants au sens comptable du terme, ont souvent un coût marginal élevé et représentent une part faible du potentiel d'atténuation. Il en résulte que la courbe estimée pour ces approches est moins réactive au prix de l'émission.

Par construction, les modèles économiques (d'offre ou d'équilibre), fondés sur l'hypothèse que l'utilisation des ressources par les agents est efficace dans la situation initiale, ne font pas apparaître de tels « coûts négatifs ». Ce double gain, à la fois économique et environnemental, pose question. En particulier, si de telles opportunités de profit existent (et qui plus est sont bénéfiques d'un point de vue environnemental), pourquoi ne sont-elles d'ores et déjà saisies par les agriculteurs ? La présence d'inefficacités dans la situation initiale (par exemple, si les agents utilisent déjà plus d'intrants azotés que ne l'exigerait la prise en compte de leurs intérêts propres) peut en partie expliquer ce type de résultats à première vue paradoxaux. Ils peuvent également résulter de la difficulté de comptabiliser et d'intégrer certaines composantes des coûts (coût d'opportunité des ressources finies comme la terre, prime de risque associée à certaines actions, coût liés à l'apprentissage et à la formation, coûts de transaction publics et privés comme l'évoquent Bamière et al. (2014)).

Ces remarques ne remettent cependant pas en cause que les potentiels d'atténuation du secteur agricole sont mobilisables par un signal-prix. Au contraire les approches ingénieurs offrent une vision plutôt optimiste concernant la mobilisation de ces potentiels étant donné que l'essentiel des réductions des émissions serait atteinte pour un prix de la tonne de CO_2 proche de zéro. La question est alors de comprendre les mécanismes qui expliquent que les potentiels estimés pour un même prix du carbone sont variables d'une étude à l'autre (notamment entre les différents modèles économiques).

Les potentiels estimés par les études diffèrent selon le type d'options d'atténuation prises en comptes. Les modèles économiques permettent notamment de prendre en compte les options obtenues par une réallocation des ressources utilisées pour la production. Les approches de type « ingénieur » sont en revanche plus adaptées pour prendre en compte les réductions d'émissions qui résultent de l'adoption de nouvelles pratiques et/ou d'investissements dans de nouvelles technologies.

Les contraintes qui s'appliquent aux agents modélisés diffèrent d'une analyse à l'autre. Les possibilités d'adaptation des exploitants suite à l'introduction d'un signal-prix les incitant à modifier leurs décisions de production seront donc plus ou moins limitées par les hypothèses de modélisation. Dans certaines analyses par exemple, l'utilisation en intrants et le rendement des cultures est contrainte par l'allocation des sols et les caractéristiques des exploitations (De Cara and Jayet, 2006). Dans d'autres, l'effet d'un changement de l'utilisation en intrants sur les rendements est modélisée explicitement (Durandeau et al., 2010; Schneider and McCarl, 2003; Golub et al., 2009).

Du fait des interactions qui caractérisent les sources d'émissions, une mesure visant à réduire les émissions d'une activité (ex : modification de l'alimentation animale) peut très bien aboutir à l'augmentation des émissions liés à une autre activité (ex : augmentation de la fertilisation sur les cultures/prairies). D'autre part, certaines options de réduction des émissions sont mutuellement exclusives car elles utilisent la même ressource (la terre ou le capital animal par exemple). Les modèles d'offre peuvent rendre compte de ces interactions qui ont lieu au niveau de l'exploitation à travers la prise en compte explicite de contraintes de surfaces et/ou de contraintes liées à l'alimentation des animaux. Dans les approches « ingénieur », où les réductions d'émissions sont envisagées action par action, la prise en compte de ces interactions est moins aisée. Elle nécessite de s'assurer ex post de la cohérence d'ensemble des actions menées, à la fois en termes d'effets sur les coûts et les potentiels d'atténuation, et en termes d'utilisation des ressources.

D'autres interactions sont liées au jeu des marchés. Certaines options de réduction peuvent par exemple conduire à une baisse de l'offre de certains produits (par exemple la baisse de l'utilisation en engrais) et donc potentiellement à une hausse de leurs prix. La hausse du prix de ces produits peut conduire à modifier les coûts liés à d'autres activités agricoles (par exemple si ces produits sont utilisés dans l'alimentation animale) mais aussi la rentabilité de ces produits et inciter en retour les exploitants à augmenter la fertilisation. La résultante de tels effets n'est pas évidente. La comparaison des courbes estimées pour les modèles d'offre et les modèles d'équilibre dans la figure 4 permet d'illustrer en partie l'impact de ces effets sur les potentiels d'atténuation. En effet, compte tenu de la structure des modèles d'offre, les courbes issues de telles modélisations doivent s'interpréter à contexte économique donné. Les modèles d'équilibre intègrent de manière endogène les effets en retour des prix sur les coûts marginaux d'atténuation. La comparaison des courbes montrent que les potentiels estimés par les modèles d'équilibre sont plus élevés que ceux estimés par les modèles d'offre. Pour un prix des émissions de 40 €/tCO_2eq, le taux d'abattement estimé par les modèles d'équilibre est de 6% supérieur.

Enfin, il est clair que le périmètre retenu en termes de sources d'émissions jouent un rôle sur l'évaluation des potentiels et des coûts d'atténuation. Certaines études prennent en compte les seules émissions agricoles de N_2O et de CH_4 (De Cara and Jayet, 2006; Pérez Domínguez, 2005). D'autres intègrent en outre les émissions de CO_2 liées aux changements d'usages des sols et/ou celles dues à la combustion d'énergie fossile (Schneider et al. (2007) par exemple).

Les différences entre les potentiels estimés illustrent les mécanismes de flexibilité entre sources d'émissions et options de réduction permis par les instruments économiques. En effet, les instruments économiques permettent de mobiliser les potentiels de manière efficace. Plus la couverture en termes d'options de réduction et de sources d'émissions est grande, moins le comportement des agents modélisés est contraint, plus le potentiel estimé est grand. Les résultats de la méta-analyse mettent notamment en évidence que les modèles micro-économiques de l'offre, qui reposent sur des hypothèses relativement conservatrices (absence de coûts négatifs, stabilité des technologies existantes et des structures agricoles, nombre limité de leviers d'atténuation disponibles) aboutissent généralement à des potentiels plus faibles pour un prix donné des émissions.

Du fait de leurs différences sur le plan de la couverture des options de réduction étudiées et sur la manière dont elles modélisent le comportement des agents économiques, les estimations issues de ces études reflètent la diversité des coûts contenus dans la notion de coût marginal d'abattement. Les courbes estimées représentent non plus l'hétérogénéité en coût sous l'angle de la diversité des exploitations agricoles mais sous l'angle des différentes hypothèses retenues par les études. Si on considère de manière illustrative que chacune de ces approches intègrent des dimensions différentes de la notion de coût marginal d'atténuation (coût d'opportunité, effets des prix, coûts des investissements et changements de technologie), la courbe centrale représente en quelque sorte une vision alternative du potentiel économique d'atténuation du secteur agricole européen intégrant l'ensemble de ces effets. Cette courbe illustre donc que les études empiriques, quel que soit le niveau de flexibilité qu'elles autorisent, convergent vers le fait que des potentiels d'atténuation existent dans le secteur agricole et qu'ils sont mobilisables par un signal-prix. La réactivité des émissions du secteur agricole est comparable à celles des autres secteurs. L'élasticité des émissions au prix du CO_2 estimée par le méta-modèle est en effet similaire à celle estimée dans la littérature par Kuik et al. (2009) pour les autres secteurs (voir le chapitre 1 pour le détail de ce calcul).

Hétérogénéité des coûts et instruments économiques

Revenons maintenant au raisonnement présenté plus haut qui évoquait le fait que l'intérêt des instruments économiques de régulation était de pouvoir atteindre l'efficacité-coût sans connaître a priori les courbes individuelles de coût marginal d'atténuation. Ce raisonnement n'a priori de sens qu'en présence d'hétérogénéité dans les coûts des agents. En effet, si le régulateur fait face à des agents en tout point identique, il suffirait d'obliger l'ensemble des agents à réduire leurs émissions de x % de manière à atteindre l'objectif voulu de x % de réduction des émissions de manière efficace. La diversité des exploitations agricoles et des systèmes de production rend cependant peu plausible l'hypothèse selon laquelle tous les exploitants feraient face à des coûts d'atténuation similaires. Ils ont au contraire toutes les chances d'être fortement variables d'une exploitation à l'autre. En présence d'hétérogénéité dans les coûts, l'efficacité-coût requiert alors que l'effort de réduction des émissions soit différencié entre les agents. Un instrument de type réglementaire (norme) ou basé sur des objectifs de moyens identiques pour l'ensemble des agriculteurs a donc peu de chance de satisfaire le critère d'efficacité en coûts.

L'existence de cette hétérogénéité des coûts au niveau individuel implique que l'on retrouve également une hétérogénéité à un niveau plus agrégé. A partir des courbes individuelles de coût marginal d'atténuation estimées, on peut en effet définir le potentiel économique d'atténuation non plus d'un agriculteur mais d'un Etat ou d'un secteur de l'économie. On peut ainsi observer l'hétérogénéité des coûts de réduction entre Etats ou entre secteurs et transposer le raisonnement présenté ci-dessus concernant les mécanismes de flexibilité existants entre sources et options d'atténuation. L'intérêt d'une telle approche est de pouvoir quantifier les gains en efficacité permis par une répartition efficace de l'effort d'atténuation. De Cara and Jayet (2011) comparent par exemple les coûts de réduction des émissions induits par la mise en place du Paquet Energie Climat, qui impose aux pays de l'UE des cibles

différenciées de réduction des émissions dans les secteurs non couverts par le SEEQC, à ceux induits par un partage de l'effort efficace. Les auteurs indiquent que la mise en place d'un marché de droits au sein du secteur agricole européen permettrait théoriquement d'atteindre cette répartition efficace et induire des économies non négligeables pour un même objectif de réduction des émissions.

Le chapitre 2 présente une approche alternative des gains en efficacité permis par un instrument flexible de régulation mis en place sur plusieurs secteurs de l'économie. De manière à quantifier les gains permis par l'inclusion de l'agriculture dans le SEEQC, nous envisageons dans ce chapitre un élargissement du marché de quotas actuel aux émissions de CH_4 et de N_2O d'origine agricole. La courbe de coût marginal d'atténuation du secteur agricole européen est approximée à partir des résultats de l'estimation du méta-modèle du chapitre 1 et correspond à la courbe noire de la figure 4. Conformément aux mécanismes exposés plus haut, l'extension du périmètre du SEEQC conduirait à l'égalisation des coûts marginaux d'atténuation entre le secteur agricole et les secteurs actuellement couverts par le SEEQC. Cela aurait ainsi pour conséquence d'augmenter l'offre d'atténuation globale et de baisser le prix d'équilibre sur le marché de droits. Il en résulterait que les options d'atténuation les moins coûteuses dans le secteur agricole se substitueraient aux options les plus coûteuses dans les autres secteurs. Les gains en efficacité permis par cette plus grande flexibilité entre secteurs permettent de réduire sensiblement le coût total d'atténuation à objectif donné de réduction des émissions.

Les exemples d'analyses évoqués ci-dessus illustrent deux dimensions importantes des mécanismes de flexibilité permis par les instruments économiques. Du fait de ces mécanismes, une couverture large en termes de sources et d'options de réduction d'une part, mais aussi en termes de secteurs ou de zones géographiques où existent des potentiels, permet de réduire sensiblement le coût global de réduction des émissions de GES. Des potentiels d'atténuation existent dans le secteur agricole à des coûts raisonnables et les instruments économiques de régulation sont de puissants leviers pour les mobiliser de manière efficace. Se priver de ces potentiels revient donc à augmenter plus que nécessaire le coût total de l'effort global de réduction des émissions.

L'efficacité en coûts : seul critère de discrimination entre instruments économiques ?

Il est important de noter que la comparaison d'instruments de politique publique développée ci-dessus dans le cadre des émissions de GES s'est faite uniquement sur le seul critère de l'efficacité en coûts. En l'absence d'incertitude et/ou d'asymétrie d'information, les deux types d'instruments évoqués jusqu'ici, qu'il s'agisse d'un instrument en prix comme la taxe ou d'un instrument en quantité comme le marché de quotas carbone, sont équivalents et sont théoriquement plus efficaces qu'un instrument de type réglementaire. Cependant, d'un point de vue budgétaire, à la fois pour les fonds publics et les revenus des agriculteurs, les implications des différents instruments de politiques publiques ne sont pas neutres. La mise en place d'une taxe est par exemple susceptible d'affecter lourdement les exploitants ayant des émissions élevées et/ou des possibilités d'atténuation faibles (émissions contraintes par le

capital animal par exemple). L'effet d'une taxe sur les revenus des agriculteurs dépend alors de la redistribution choisie pour les recettes de la taxe. Dans le cas d'un marché de droits, les conséquences sur les revenus des exploitants sont essentiellement liées à l'allocation initiale des quotas. Le régulateur ne connaît pas *a priori* les caractéristiques individuelles de l'ensemble des agents. Il peut donc difficilement déterminer comment allouer les quotas aux exploitants ayant les coûts les plus élevés ou redistribuer les recettes d'une taxe à ceux qui sont fortement contraints. En l'absence de dispositif incitant les agents à révéler leurs coûts, comme une allocation par vente aux enchères, l'allocation initiale peut très bien conduire les agents subissant les coûts les plus faibles à dégager d'importantes rentes d'information.

Ces problèmes d'asymétrie d'information ont été largement étudié dans la littérature économique, notamment dans le contexte de la mise en place de contrats agri-environnementaux (Chambers, 2002; Bourgeon et al., 1995). Le chapitre 5 illustre les implications de l'asymétrie d'information sur l'efficacité des instruments économiques dans le cadre de la préservation de la biodiversité en milieu agricole. L'analyse compare l'efficacité de trois instruments économiques pour atteindre un objectif environnemental donné, à savoir la conversion d'une part fixe (15 %) de la surface agricole d'une région vers un usage favorable à la biodiversité (surface en herbe, luzerne...). Cette conversion, que l'on nomme « mise en réserve » dans ce chapitre, entraîne un coût d'opportunité pour les exploitants puisqu'ils mettent en réserve des parcelles dediées originellement à des cultures plus rentables. Les trois instruments comparés dans cette analyse, la subvention par hectare de réserve, l'enchère pour un paiement environnemental et l'« agglomeration malus », sont tous les trois basés sur des incitations économiques. Ainsi, leur mise en place incite les exploitants à prendre en compte le signal-prix de l'instrument dans leurs décisions d'allocation des sols. Dans les trois cas, ces incitations aboutissent au fait que les parcelles dont le coût d'opportunité de la mise en réserve est le plus faible sont converties en priorité. L'efficacité en coûts est donc satisfaite et n'est donc pas un critère discriminant dans le choix de l'instrument à mettre en place. Du point de vue de l'utilisation des fonds publics, les trois instruments ne sont cependant pas équivalents. La subvention par hectare et le malus aboutissent à une surcompensation des exploitants par rapport à leurs coûts d'opportunité réels. En effet, la participation à la politique de préservation de la biodiversité étant volontaire dans notre cadre d'analyse, il est nécessaire que le niveau du paiement par hectare soit au moins égal au coût de conversion de la dernière parcelle mise en réserve par les exploitants de manière à atteindre l'objectif environnemental voulu (15 % des parcelles en réserve). L'ensemble des parcelles sont donc rémunérées au niveau de la parcelle dont le coût de conversion est le plus élevé, ce qui crée un effet d'aubaine pour les agriculteurs disposant de parcelles de faible qualité dont le coût d'opportunité est faible. Le système d'enchère tel qu'il est défini dans le cadre d'analyse de l'étude est plus efficace que les deux autres instruments. Du fait de la mise en compétition lors du mécanisme d'enchère, les exploitants sont incités à révéler leurs coûts d'opportunité à travers l'enchère qu'ils proposent pour obtenir un paiement agri-environnemental. Les rentes d'information qu'ils dégagent sont donc plus faibles car ils arbitrent entre la probabilité d'être sélectionné et d'obtenir le paiement et la possibilité de dégager une rente. Le mécanisme incitatif décrit ici peut facilement être transposé à la question de l'allocation initiale des quotas dans le cadre d'un marché de droits.

L'analyse des instruments de politique publique dans le secteur agricole développée jusqu'ici est largement focalisée sur la question des émissions de GES. Une des raisons en est

que la majeure partie des travaux de cette thèse traitent de cette question. Une des autres raisons est que la question du changement climatique a largement été étudiée dans la littérature comme un champ d'application et de comparaison des instruments de régulation du fait de l'existence d'une unité de mesure unique de l'amélioration de l'environnement : la tonne de CO_2. Ainsi, sur le plan environnemental, une tonne de carbone évitée est équivalente à une autre tonne évitée au même coût par un autre agent économique, à un autre endroit ou dans un autre secteur de l'économie. La question est tout autre lorsqu'on considère certains autres problèmes environnementaux et notamment la préservation des écosystèmes. La mesure de l'amélioration de l'environnement fait alors appel à différents indicateurs, souvent basés sur la recherche en écologie, qui peuvent varier selon l'objectif et le milieu de préservation (type d'espèces, type d'habitats...). Il est peu plausible de voir émerger un critère unique qui permettrait de mesurer de manière globale l'amélioration de la biodiversité comme il en existe un dans le domaine du changement climatique.

Dans le chapitre 5, l'objectif environnemental que l'on cherche à atteindre est défini à partir des recommandations d'écologues pour la préservation d'une espèce d'oiseau, l'Outarde Cannepetière (*Little Bustard*) censée être un bon indicateur de l'état de la biodiversité dans les espaces agricoles. Sa préservation nécessite non seulement que la surface couverte par des occupations du sol qui lui sont favorables soit suffisamment importante, mais aussi que ces « réserves d'habitat » soient réparties de manière dispersée sur une zone géographique donnée. Les instruments économiques classiques sont peu efficaces pour atteindre ce deuxième objectif de répartition des habitats, étant donné qu'ils incitent les exploitants à mettre en réserve les parcelles les moins rentables de leur exploitation qui n'ont a priori aucune raison d'être dispersées dans l'espace. Elles ont au contraire plus de chance d'être agrégées car leur coût d'opportunité dépend de caractéristiques telles que le type de ferme et la qualité des sols qui sont elles aussi agrégées au sein d'une zone agricole. La définition d'instruments de régulation dans ce cadre est plus complexe que dans le cas du changement climatique et nécessite d'intégrer directement l'objectif environnemental dans la politique mise en place (ex : « agglomeration malus »).

Enfin, la mise en place de ces instruments économiques dans le secteur agricole pose d'autres difficultés d'ordre opérationnel. L'existence d'un nombre important d'exploitants et la difficulté pour mesurer précisément les réductions d'émissions obtenues dans le secteur agricole peuvent engendrer des coûts de transaction et de contrôle. La mise en place d'un système d'enchère est également susceptible d'engendrer d'importants coûts de transaction. Le chapitre 2 apporte quelques éléments de réponse sur ces questions et montrent que les coûts de transaction évalués dans la littérature ne suffisent pas à annuler les bénéfices liés aux mécanismes de flexibilité évoqués plus haut.

Le seul critère d'efficacité en coûts ne suffit donc pas à discriminer les instruments de politique les uns par rapport aux autres. Les implications en termes budgétaires et environnementaux des politiques publiques appliquées à l'agriculture ne remettent cependant pas en cause les propriétés des instruments économiques au regard de l'efficacité en coûts, mais ils doivent être pris en compte lors de la mise en place opérationnelle des politiques de régulation. Il est cependant étonnant d'observer que la majorité des mesures agroenvironnementales mises en place actuellement occultent l'ensemble de ces critères. Les mesures agroenvironnementales sont basées principalement sur des objectifs de moyens pour les ex-

ploitants. Elles intègrent encore peu ces considérations d'allocation efficaces des ressources vers un objectif environnemental donné ou de résultat environnemental. De nouveaux instruments restent à inventer pour prendre en compte ces deux dimensions et devront faire l'objet de recherches futures.

Importance de la prise en compte simultanée de l'agriculture et des usages des sols

De l'analyse des potentiels d'atténuation dans le secteur agricole émergent deux éléments importants pour l'analyse des liens entre agriculture et changement climatique. La prise en compte des interactions entre sources, notamment sur le plan de l'utilisation des ressources en terre, modifie les potentiels d'atténuation estimés. D'autre part, certaines des interactions entre sources se font par des mécanismes de marché. Ces interactions existent non seulement entre les sources d'émissions agricoles mais aussi entre les sources agricoles et celles liées aux autres usages des sols. De ce fait, l'impact des politiques environnementales appliquées au secteur agricole est également susceptible d'affecter l'ensemble des usages des sols, car les incitations liées à ces politiques modifient à la fois les émissions liées aux pratiques agricoles mais aussi les choix d'allocation de la terre.

Ces interactions entre usages des sols sont aujourd'hui exacerbées par la concurrence forte existant entre les différentes utilisations de la terre (agriculture/sylviculture, naturels mais aussi urbanisation). Une modification de la rentabilité relative d'une utilisation des sols par rapport à une autre du fait d'une politique environnementale peut donc avoir des effets contraires à l'objectif environnemental initial par l'intermédiaire des mécanismes de marché les affectant (ex : fuites de carbone). Ce problème est particulièrement bien illustré par la question des effets directs et indirects (ILUC) des politiques de soutien au développement des biocarburants sur les changements d'affectation des sols (De Cara et al., 2012; Searchinger et al., 2008; Chakir and Vermont, 2013).

Cependant, la majorité des études quantitatives sur la question de l'impact de l'agriculture sur les émissions de GES n'intègrent pas les interactions entre l'agriculture et les autres usages des sols. Ceci tient certainement au fait qu'estimer le potentiel d'atténuation d'un de ces secteurs en particulier est déjà complexe comme nous avons pu le voir avec l'exemple de l'agriculture. Les travaux de recherche qui se focalisent les déterminants économiques des changements d'utilisation des sols et leurs effets sur le cycle du carbone (Plantinga et al., 1999; Lubowski et al., 2006) montrent que les changements d'utilisation des sols font intervenir des arbitrages économiques tout aussi complexes. L'intégration de ces différents arbitrages économiques au sein d'un cadre d'analyse unifié est loin d'aller de soi. Les travaux présentés dans cette thèse contribuent à l'analyse de ces questions en apportant des éclairages sur les liens entre agriculture, usages des sols et environnement. Ils mettent en avant l'importance de la dimension spatiale et celle des interactions de marché dans l'analyse de ces liens.

Importance de la dimension spatiale

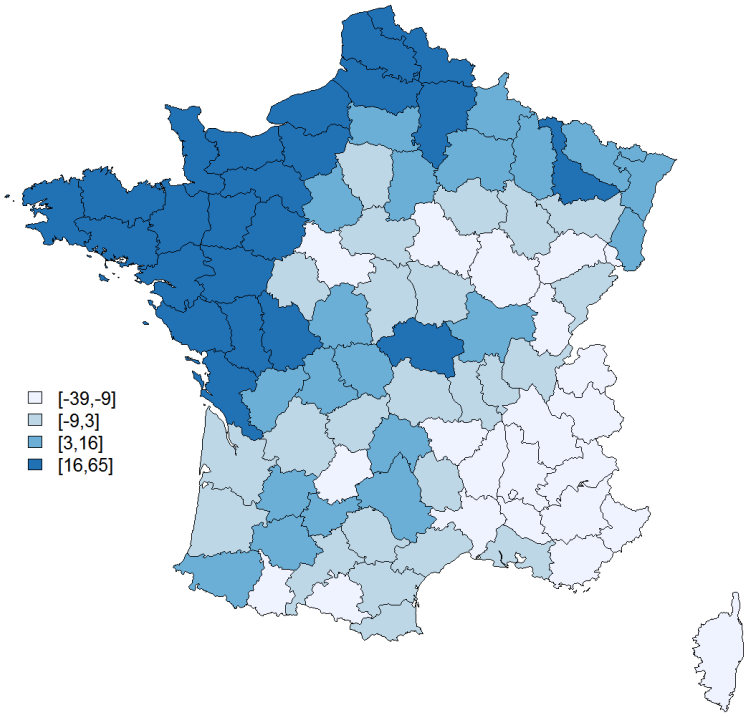
Pour illustrer l'importance de la dimension spatiale pour l'analyse des problèmes d'environnement liés à l'agriculture et à l'utilisation des sols, il suffit tout d'abord de rappeler que les choix d'allocation des sols sont liés à des contraintes qui sont fortement corrélées dans l'espace. Les caractéristiques géographiques, topographiques et agronomiques (altitude, pente qualité et type de sols) déterminent par exemple les possibilités d'utilisation des sols. D'autre part, la répartition géographique des systèmes agricoles reflète non seulement les caractéristiques des sols mais aussi d'autres déterminants historiques, liés par exemple à la localisation des infrastructures des filières amont (approvisionnement en intrants par exemple) et aval (industries agro-alimentaires et de distribution). La disponibilité de plus en plus grande de données géolocalisées permet ainsi d'intégrer cette dimension et d'améliorer la qualité des analyses, en tenant compte de la diversité des systèmes agricoles.

Les travaux présentés dans cette thèse montrent que les questions environnementales liées aux usages des sols varient selon l'échelle d'analyse. Dans le chapitre 5, nous mettons par exemple en avant l'importance d'analyser les questions de préservation de la biodiversité en milieu agricole selon différentes échelles spatiales : l'échelle de la parcelle détermine la qualité du sol (et donc les coûts d'opportunité de mise en réserve des agents) et c'est l'unité élémentaire de l'habitat que l'on cherche à préserver ; l'échelle de l'exploitation agricole est l'échelle où s'effectuent les choix économiques d'allocation des sols ; l'échelle du paysage détermine le résultat environnemental de la politique mise en place. Dans le chapitre 3 où nous désagrégeons à l'échelle départementale les sources et les puits d'émissions liés à l'agriculture et à l'UTCF, nous mettons également en évidence l'importance de la dimension spatiale dans l'analyse. A l'échelle départementale, nous montrons que les sources et les puits liés à ces deux secteurs sont séparées dans l'espace (comme le montre la figure 5).

La dimension spatiale importe également dans le choix des politiques publiques à mettre en place. En particulier, la répartition des sources et des puits liés à l'agriculture et à l'UTCF mise en évidence dans le chapitre 3 est importante pour la définition des politiques publiques d'atténuation. En effet, dans les zones où les sources et les puits sont séparées dans l'espace, il est possible que des politiques spécifiques à chaque source/puits soient suffisantes. A l'inverse, dans les zones intermédiaires où il existe à la fois des sources et des puits, une politique efficace devra couvrir à la fois l'agriculture et les autres usages pour limiter les fuites de carbone et mobiliser de manière efficace les potentiels d'atténuation. Dans le chapitre 5, le fait d'intégrer trois échelles spatiales dans l'analyse nous permet de mettre en évidence que les différents instruments économiques que nous comparons ne sont pas équivalents sur le plan de leur efficacité à atteindre l'objectif environnemental voulu. L'*agglomeration malus* qui intègre directement la dimension spatiale dans sa définition se révèle plus efficace que les deux autres instruments qui intègrent uniquement la dimension économique. L'intégration de la dimension spatiale dans l'analyse des politiques de préservation de la biodiversité révèle ainsi que le choix de la politique à mettre en place relève d'un arbitrage entre efficacité environnementale et efficacité d'allocation des ressources.

Plusieurs stratégies existent pour prendre en compte la dimension spatiale dans les analyses économiques. Une description fine des contraintes techniques et physiques qui s'appliquent

FIGURE 5.: Répartition spatiale des émissions nettes liées à l'agriculture et à l'UTCF en tCO2-eq par hectare (cumul 1993-2003), Source : Chakir et al. (2011)

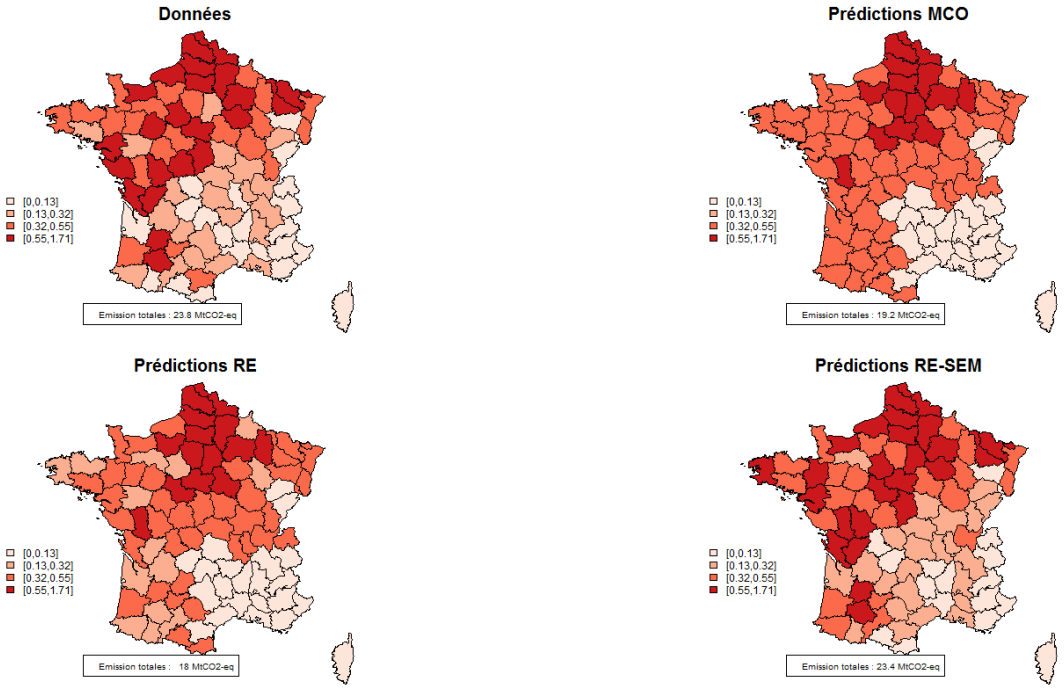


aux agriculteurs en est une. C'est l'approche utilisée par les modèles d'offre agricole. Ces méthodologies sont cependant très demandeuses en données, ce qui limite généralement la couverture de ces analyses, soit en termes de couverture régionale soit en termes de couverture des sources d'émissions (souvent limitée soit au secteur agricole soit aux changements d'utilisation des sols). Le développement des méthodes statistiques d'analyse spatiale des données (Haining, 1990; Anselin, 1998b) a permis d'intégrer la dimension spatiale aux analyses et de caractériser statistiquement les corrélations spatiales existantes dans les données. Ces méthodes sont décrites en détail en annexe du chapitre 3. Dans le cas de l'agriculture, la caractérisation de ces corrélations spatiales permet d'intégrer de manière indirecte la diversité des systèmes agricoles à l'analyse. Elles renseignent en effet sur les caractéristiques locales de l'agriculture et donc sur les coûts d'opportunité des agents. L'intérêt de ces méthodes est qu'il n'est pas nécessaire de décrire finement les mécanismes à l'origine des interactions présentes dans les données même si leur prise compte améliore sensiblement la précision des analyses. Le développement des méthodes d'économétrie spatiale (Anselin, 1988; Baltagi and Li, 1999) a permis de relier ces méthodes statistiques aux méthodologies déjà existantes en économétrie appliquée.

Dans le chapitre 4, nous appliquons ces méthodes et montrons que la prise en compte de de la dimension spatiale permet d'améliorer sensiblement à la fois la qualité de nos esti-

mations des émissions de GES mais aussi la qualité des prédictions issus de tels modèles. A titre d'exemple, la figure 6 compare les émissions de N_2O liées à l'utilisation d'engrais calculées à l'aide de la méthodologie des inventaires (Données) avec les émissions estimées par différents modèles dont un qui tient compte de l'autocorrélation spatiale (prédictions RE-SEM). La comparaison est faite ici pour l'année 2008 qui n'est pas incluse dans nos estimations couvrant la période 1990-2007. Il s'agit donc de prédictions dites *out of sample*. L'analyse de ces prédictions montre que le modèle RE-SEM prédit de manière assez précise non seulement le niveau des émissions sur l'ensemble de la France mais aussi la distribution spatiale de ces émissions.

FIGURE 6.: Prédictions pour 2008 (out of sample) des émissions de N_2O liées à l'utilisation d'engrais azotés issus de 3 types de modèles économétriques, calculs sur la base des estimations du chapitre 4



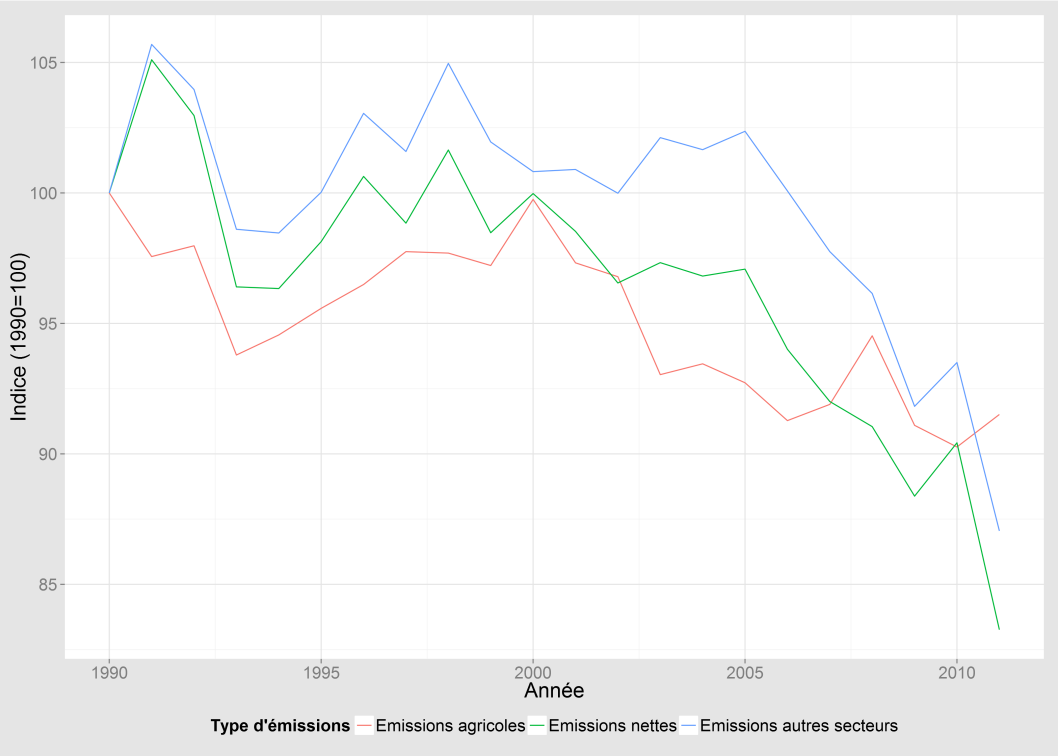
Note : les prédictions MCO sont issues des régressions d'un modèle par les moindres carrés ordinaires (pas d'effet spatial, ni départemental) ; les prédictions RE d'un modèle de panel avec effets aléatoires (pas d'effet spatial mais effets individuels départementaux pris en compte ; les prédictons RE-SEM d'un modèle de panel spatial (prise en compte de l'autocorrélation spatiale et des effets départementaux)

Effets des évolutions récentes des prix sur les sources/puits liés à l'agriculture et à l'UTCF

Le niveau des émissions liées à l'agriculture et à l'UTCF dépend de variables d'activité qui sont fortement dépendantes du contexte économique et notamment, du prix des intrants agricoles, du prix des commodités agricoles et forestières ainsi que du prix des ressources comme la terre. Cette dimension est pourtant souvent absente des analyses quantitatives, puisque la plupart des études évaluant les potentiels d'atténuation dans le secteur agricole

le font pour un contexte économique donné (modèles d'offre et approche « ingénieur »notamment). Les modèles d'équilibre intègrent uniquement les effets en retour des prix sur les coûts de réduction des émissions. En revanche, les évolutions des prix liées au contexte macro-économique ne sont généralement pas prises en compte. En particulier, le prix des intrants et des ressources est généralement fixe dans ces analyses et les réductions d'émissions obtenues sont calculées par rapport à un niveau d'émission évalué pour un contexte économique donné. Le potentiel d'atténuation estimé dépend donc de ce niveau d'émission initial.

FIGURE 7.: Evolution des émissions agricoles, des émissions des autres secteurs et des émissions nettes françaises entre 1990 et 2012, indices (1990 = 100), Source : CITEPA (2014)



Les évolutions récentes du niveau des émissions présentées dans la figure 7 montrent que les émissions agricoles ont globalement diminué depuis le début des années 1990 et notamment entre 2000 et 2006. La baisse des émissions agricoles et l'accroissement du puits lié à l'UTCF a contribué à faire baisser les émissions nettes françaises jusqu'en 2005 alors que les émissions des autres secteurs ont augmenté. Depuis 2005-2006, la forte hausse des prix agricoles a contribué à ralentir la baisse des émissions agricoles et la majeure partie de la réduction des émissions nettes françaises est due aux secteurs hors agriculture et UTCF. Comme le montre la figure 1, la période de 2006 à 2010 a aussi été caractérisée par des conversions importantes de surfaces en herbe vers les cultures arables (environ 85 000 hectares par an). Ces conversions de terres ont eu un impact non négligeable sur les puits de carbone liés aux prairies permanentes. On peut supposer que le contexte économique de forte montée des prix agricoles explique en partie ces conversions, qui étaient relativement limitées dans la période 1993-2004, l'essentiel des conversions de prairies se faisant vers les

autres usages des sols. A moins d'imaginer un scénario de baisse durable des prix agricoles, il est donc peu probable que la baisse spontanée des émissions agricoles reprenne et puisse permettre d'atteindre les objectifs de réduction fixés pour les secteurs non couverts par le SEEQC sans incitations. Il est cependant nécessaire de confirmer ces observations par une analyse quantitative des effets des évolutions des prix.

Le chapitre 4 quantifie l'effet de l'évolution des prix des commodités et des intrants sur les émissions et les puits liés à l'agriculture et à l'UTCF. Quatre catégories d'émissions sont distinguées : celles provenant de l'utilisation d'engrais azoté, celles provenant de la fermentation entérique, celles provenant des effluents d'élevage et celles liées à l'UTCF. Les effets des prix sont analysés à la fois sur la résultante nette de ces sources et sur les catégories désagrégées. Nous montrons dans cette analyse que les prix ont un effet significatif sur les émissions et que ces effets sont différenciés et plus significatifs lorsque l'on décompose les émissions par source. Parmi les sources d'émissions agricoles, celles liées à l'utilisation d'engrais sont les plus réactives au prix. Les effets prix quantifiés dans cette étude sont importants pour la définition des politiques d'atténuation appliquées à ses sources car ils déterminent fortement le niveau initial des émissions et donc le potentiel d'atténuation que l'on peut attendre du secteur agricole.

*

* *

Structure de la thèse

Les travaux de cette thèse sont présentés en deux parties. La première partie se focalise sur le secteur agricole et s'intéresse aux méthodes d'évaluation des coûts marginaux d'atténuation des émissions de GES et à l'efficacité coût des instruments économiques. La deuxième partie illustre l'importance de la dimension spatiale dans l'analyse des liens entre agriculture, usages des sols et environnement. Nous resserrons d'abord l'échelle d'analyse à la France métropolitaine de manière à pouvoir étendre le champ d'analyse aux sources et aux puits liés aux usages des sols. Cela nous permet d'analyser plus finement les liens entre agriculture et UTCF, et d'introduire explicitement la dimension spatiale de ces liens. Nous élargissons ensuite la comparaison des instruments de politiques publiques à un autre problème d'environnement qui comprend lui aussi une forte composante spatiale : la préservation de la biodiversité en milieu agricole.

*

* *

Première partie

Emissions de gaz à effet de serre d'origine agricole : Evaluation des potentiels et des coûts d'atténuation et implication pour les politiques climatiques

Chapitre 1 : How costly is mitigation of non-CO_2 greenhouse gas emissions from agriculture ? A meta-analysis

Ce chapitre reprend les résultats de l'article Vermont and De Cara (2010) publié dans *Ecological Economics* et écrit en collaboration avec Stéphane De Cara. Il présente une revue des études scientifiques évaluant le potentiel économique d'atténuation des émissions de GES dans le secteur agricole. Plus qu'une revue de littérature « classique », il quantifie à l'aide de méthodes statistiques l'effet des différentes hypothèses de modélisations sur les coûts marginaux d'atténuation estimés. Au délà des différences entre les études, il met en avant que les résultats de la littérature convergent sur deux points essentiels : (i) des potentiels d'atténuation existent dans le secteur agricole, et ce à des coûts comparables à ceux qui prévalent dans les autres secteurs et (ii) les émissions de ce secteur sont sensibles à l'introduction d'un signal prix.

Ecological Economics 69 (2010) 1373–1386

Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Economics

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolecon

Survey

How costly is mitigation of non-CO_2 greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis

Bruno Vermont, Stéphane De Cara *

INRA, UMR 210 Economie Publique INRA-AgroParisTech, Thiverval-Grignon, France

ARTICLE INFO

Article history:
Received 8 October 2009
Received in revised form 8 February 2010
Accepted 27 February 2010
Available online 10 April 2010

Keywords:
Greenhouse gas emissions
Agriculture
Abatement costs
Meta-regression analysis
Methane
Nitrous oxide

ABSTRACT

This text reviews the assessments of marginal abatement costs of methane and nitrous oxide emissions from agriculture. We use agricultural emissions and the corresponding prices collected from 21 studies that have assessed abatement potentials and costs using various modeling approaches and assumptions. We first highlight the implications of the modeling approach for marginal abatement costs. Harmonized abatement rates for three emission prices (10, 20 and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq) are regressed on variables that reflect various modeling assumptions and study characteristics. In a second step, the emission price is introduced as an explanatory variable. When controlling for a few key characteristics of the studies, the models explain an important share of the observed variability in abatement rates. The type of modeling approach is found to have a significant effect. In particular, we find that equilibrium models lead to higher abatement rates for a given price. The flexibility in nitrogen use and its effect on crop yields also plays a significant role in lowering marginal abatement costs. The results of the second step indicate that the price elasticity of the abatement rate is about 0.6. This estimate is found to be robust to several specifications and consistent with previous assessments covering other economic sectors.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Agriculture is a significant contributor to global greenhouse gas (GHG) emissions. In 2004, methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emissions from agriculture account for approximately 13.5% of global GHG emissions (IPCC, 2007, p. 36). With accrued attention paid to non-CO_2 GHG emissions (de la Chesnaye and Weyant, 2006), the role that agriculture may play in the design of cost-effective mitigation policies has been increasingly emphasized in the recent years (Smith et al., 2007; Beach et al., 2008; UNFCCC, 2008; Nelson, 2009). Some countries (e.g. New Zealand) have decided to include agricultural emissions into regulation schemes aimed at reducing GHG emissions. In others, the extension of mitigation instruments (carbon taxes or permits) to agricultural emissions is under discussion (e.g. in the US and in Europe). Assessing the (marginal) abatement costs in the agricultural sector is of great policy importance in this debate.

There is an abundant economic literature on the costs of reducing GHG emissions. The vast majority of these studies focus solely on energy-related CO_2 emissions. The issue of non-CO_2 emissions came to the fore in the late nineties, prompting the first quantitative assessments of the costs of reducing CH_4 and N_2O emissions (Reilly et al., 1999). As agriculture is responsible for a large share of global emissions in these two gases, a number of studies have hitherto analyzed mitigation options and costs in agriculture. Bosello et al. (2005) provide an annotated bibliography of 77 (both peer- and non peer-reviewed) works. Povellato et al. (2007) review the methodological aspects of the relevant literature in terms of cost-effectiveness and cost-efficiency. Their survey covers emissions from agricultural activities, mitigation options from bio-energy, and carbon sequestration due to crop management as well as land-use change and forestry options. Richards and Stokes (2004), van Kooten and Sohngen (2007), and Ovando and Caparrós (2009) focus on carbon sequestration. These works emphasize the great heterogeneity that prevails across modeling approaches, as well as the influence of the modeling assumptions on mitigation potential and costs.

The wide diversity of methods, coverage, and abatement cost definitions makes it difficult to compare results from different studies. Even when narrowing the analysis down to the sole emissions of methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) from agriculture, a quick overview of the available results reveals a wide range of abatement rate estimates in the literature. For a commonly used price of 20 €/tCO_2eq, the predicted abatement rates may vary by a factor up to 20 from one study to another.

The first objective of the present paper is thus to disentangle the impacts of various modeling assumptions on the estimates of GHG mitigation potential and abatement costs in agriculture. Meta-regression analysis (MRA, Stanley and Jarrell, 1989) is a powerful tool to clarify the comparison between estimates coming from various studies, as well as to quantify the effects of various assumptions. (For methodological aspects of MRA in the field of environmental and

* Corresponding author. INRA UMR Economie Publique INRA-AgroParisTech, BP01, F-78850 Thiverval-Grignon, France. Tel.: +33 1 30 81 53 48.
E-mail address: stdecara@grignon.inra.fr (S. De Cara).

0921-8009/$ – see front matter © 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.ecolecon.2010.02.020

1.1. Introduction

Agriculture is a significant contributor to global greenhouse gas (GHG) emissions. In 2004, methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emissions from agriculture account for approximately 13.5% of global GHG emissions (IPCC, 2007, p. 36). With accrued attention paid to non-CO_2 GHG emissions (de la Chesnaye and Weyant, 2006), the role that agriculture may play in the design of cost-effective mitigation policies has been increasingly emphasized in the recent years (Smith et al., 2007b; Beach et al., 2008; UNFCCC, 2008; Nelson, 2009). Some countries (e.g. New Zealand) have decided to include agricultural emissions into regulation schemes aimed at reducing GHG emissions. In others, the extension of mitigation instruments (carbon taxes or permits) to agricultural emissions is under discussion (e.g. in the US and in Europe). Assessing the (marginal) abatement costs in the agricultural sector is of great policy importance in this debate.

There is an abundant economic literature on the costs of reducing GHG emissions. The vast majority of these studies focus solely on energy-related CO_2 emissions. The issue of non-CO_2 emissions came to the fore in the late nineties, prompting the first quantitative assessments of the costs of reducing CH_4 and N_2O emissions (Reilly et al., 1999). As agriculture is responsible for a large share of global emissions in these two gases, a number of studies have hitherto analyzed mitigation options and costs in agriculture. Bosello et al. (2005) provide an annotated bibliography of 77 (both peer- and non peer-reviewed) works. Povellato et al. (2007) review the methodological aspects of the relevant literature in terms of cost-effectiveness and cost-efficiency. Their survey covers emissions from agricultural activities, mitigation options from bio-energy, and carbon sequestration due to crop management as well as land-use change and forestry options. Richards and Stokes (2004), van Kooten and Sohngen (2007), and Ovando and Caparrós (2009) focus on carbon sequestration. These works emphasize the great heterogeneity that prevails across modeling approaches, as well as the influence of the modeling assumptions on mitigation potential and costs.

The wide diversity of methods, coverage, and abatement cost definitions makes it difficult to compare results from different studies. Even when narrowing the analysis down to the sole emissions of methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) from agriculture, a quick overview of the available results reveals a wide range of abatement rate estimates in the literature. For a commonly used price of 20 €/tCO_2eq, the predicted abatement rates may vary by a factor up to 20 from one study to another.

The first objective of the present paper is thus to disentangle the impacts of various modeling assumptions on the estimates of GHG mitigation potential and abatement costs in agriculture. Meta-regression analysis (MRA, Stanley and Jarrell, 1989) is a powerful tool to clarify the comparison between estimates coming from various studies, as well as to quantify the effects of various assumptions. (For methodological aspects of MRA in the field of environmental and resource economics, see Nelson and Kennedy, 2009). In the field of climate change, MRA has been used to estimate damage costs (Tol, 2005), carbon sequestration costs (van Kooten et al., 2007, 2004), or the costs of stabilizing global GHG emissions (Kuik et al., 2009). To our best knowledge, there is no meta-analysis in the literature specifically addressing the issue of abatement costs in agriculture. The present paper

is an attempt to fill this gap. We conduct an MRA, which uses results from 21 studies spanning almost 10 years of research. This allows us to assess the dependence of agricultural abatement estimates upon studies' characteristics such as model type, emissions coverage, spatial scale/resolution, and baseline year. The various modeling approaches/assumptions used in the literature address different aspects of the question of mitigation potential and costs in agriculture. The objective of the present paper is not to determine which method is the best to estimate marginal abatement costs in agriculture, but rather to quantitatively assess the impact of some key assumptions and modeling options.

The second objective is to shed some light on a more policy-oriented question : "How large should the share of agriculture be in the global cost-effective mitigation mix ?". The price elasticity of agricultural emissions is a key parameter in this discussion. So it is in the debate over the extent to which market-based mitigation instruments should be implemented in the agricultural sector. The MRA allows us to estimate such an elasticity.

Our results may be summarized in three main findings. First, once estimates are harmonized across studies and a few key characteristics of the studies are controlled for, the variability of the estimated abatement rates for a given carbon price markedly drops. This suggests that the differences between studies can largely be assigned to differences in assumptions and definitions. Second, the modeling approach has a significant effect on the estimated abatement potential. In particular, models that account for price feedbacks on marginal abatement costs through (general or partial) equilibrium effects are found to predict higher abatement rates than supply-side only approaches for the same carbon price. Third, the estimated price elasticity of agricultural emissions is found to be robust to several specifications. It is also consistent with previous estimates that encompassed all sources of GHG emissions (Kuik et al., 2009). This suggests that agriculture may have to play its part in the global cost-effective portfolio of mitigation efforts.

The remainder of the paper is structured as follows. Section 1.2 examines the various interpretations of the concept of abatement costs and potential in the literature. Section 1.3 describes the data collected and the variables used in the MRA, as well as the treatments made to harmonize and normalize abatement rates and costs. The meta-regression models are presented in sections 1.4 and 1.5. The results are discussed in section 1.6. Section 1.7 concludes.

1.2. Modeling approaches of abatement costs and potential

Generally speaking, the marginal abatement cost (MAC) corresponds to the (lowest) cost of reducing emissions by one additional unit. Conversely, the abatement potential (or 'supply') is the reduction in emissions that can be achieved at a given 'price'. As simple as this definition may appear, it hides a number of difficulties when translated into applied economic analyses. Indeed, the interpretation of abatement costs greatly varies across studies. The main reason for that is simple : MACs are not readily observable, since mitigation measures

have not yet been implemented, at least in agriculture. Therefore, one has to rely on model simulations to estimate the costs at which a *virtual* reduction target can be met.

The models that have been used to assess MACs in agriculture can be divided in three broad categories : *(i)* supply-side, micro-economic models, *(ii)* equilibrium models, and *(iii)* engineering cost approaches. This categorization is helpful to compare the definitions of abatement costs used in various studies.

The first category comprises models that describe the behavior of a set of representative farmers who maximize their profit subject to technical and economic constraints. The level of detail in the description of the production feasible set is generally high, as is the level of disaggregation. In accordance with the price-taker assumption, prices are assumed to be exogenous. The abatement supply can be simulated through the introduction of an emission tax in the farmers' objective function, typically their gross margin or profit. One thus obtains a relationship between abatement quantities and prices [1]. The MACs derived from such models are thus contingent upon a set of input and output prices and a given technology.

Unlike supply-side models, (partial or general) equilibrium models include a description of the demand for agricultural products. Prices are endogenous and thus respond to the changes in supply and/or demand caused by a mitigation policy. In an equilibrium setting, the introduction of an emission tax has therefore two effects : *(i)* a direct effect on the supply side, and *(ii)* an indirect effect through the change in equilibrium prices. MACs obtained from equilibrium models are therefore not directly comparable to those obtained from supply-side models. The underlying definition of MAC obtained from supply-side models is closer to the standard definition of marginal cost in micro-economics, whereas equilibrium models are better equipped to provide an assessment of the full effects of a mitigation policy. The level of spatial disaggregation in equilibrium models is generally lower than that of supply-side models, whereas geographic scope and coverage are generally wider.

Given the higher degree of flexibility in resource allocation in equilibrium models, one might expect abatement costs estimated by such models to be lower than those obtained with supply-side models. However, market adjustments consecutive to a reduction in emissions may have an opposite impact on marginal abatement costs. If the reduction in emissions results from a decrease in agricultural output, higher equilibrium prices tend to increase the opportunity cost of mitigation. Schneider and McCarl (2006), who explore various assumptions regarding market adjustments and flexibility in a partial equilibrium setting, provide a good illustration of these two effects on MAC curves (see Fig. 2, p 284).

In recent years, a growing number of studies have relied on engineering approaches to analyze abatement potential and costs. Such studies compile available technical and scientific information about a set of mitigation options to assess the least-cost mitigation mix for a given set of emission prices. The information used for each mitigation option includes its per-unit (e.g per-hectare, possibly differentiated by region) mitigation potential, its applicability rate, as well as the (full) cost of implementation (revenue loss/gain, capital, operating,

1. Alternatively, MAC can be computed as the shadow price attached to an emission constraint. The economic interpretation remains essentially unchanged.

and maintenance costs). The 'break-even' cost associated to each option is then calculated as the emission price that makes this particular option profitable. The MAC curve is obtained by ranking mitigation options by increasing break-even costs and plotting these costs against the cumulative associated abatement.

Another major difference across studies is related to the set of abatement options that are accounted for. Reductions in emissions may be achieved through changes in resources allocation between activities. For instance, in agriculture, this may involve reallocating crop area toward crops that demand less nitrogen fertilizer and/or reducing nitrogen application rates (to reduce N_2O emissions from soils), reducing the number of animals and/or modifying animal feeding (to reduce CH_4 and N_2O emissions from enteric fermentation and manure management). Such options may be implemented without fundamentally changing the technology, that is holding the production feasible set constant. This type of abatement options are generally well handled in economic models. Reductions in emissions may also entail changes in the production set itself, through adoption of new agricultural practices and/or investment in new technologies (e.g. installation of anareobic digesters to reduce atmospheric release of CH_4 from manure management). Such changes may involve fixed costs. Engineering approaches are generally better equipped to deal with such costs. Clearly, the set of abatement options available to farmers and the level of detail in the description of the feasible production set are likely to impact the measure of abatement costs.

One interesting feature of agricultural GHG emissions lies in the number and complexity of interactions between the various sources. Emissions from both enteric fermentation and manure management directly depend on animal numbers. N_2O emissions from agricultural soils may also be affected–although more indirectly–by a change in livestock numbers through the substitution between organic and synthetic fertilizers, increased use of fertilizers to grow feed crops, and/or grassland/cropland conversions, which in turn may affect animal emissions through changes in diet composition. The studies differ in how such interactions are modeled. Supply-side models include the interactions that occur at the farm level, through for instance the explicit modeling of animal feeding constraints. Equilibrium models capture well the interactions between sources that are caused by market feedbacks (e.g. price-driven changes in animal feeding or in land use). The modeling of such interactions is less transparent in engineering approaches as the abatement potential is defined separately for each considered mitigation option. Consistency across options has to be ensured externally.

The studies also differ in how the competition between various mitigation options is accounted for. Some options are mutually exclusive, in particular because of the scarcity of production factors (e.g. land). Moreover, some options may reduce GHG emissions from one source but increase emissions from another one. Therefore, the independent appraisal of the mitigation potential of each strategy may substantially deviate from the simultaneous consideration of all mitigation opportunities (Schneider and McCarl, 2006).

The level of abatement is computed by comparing constrained emissions with base (unconstrained) emissions. The studies use different strategies in this respect. Some studies rely on a static approach. In this case, the abatement is just defined as the difference between constrained and unconstrained emissions for the same base year. As for studies adopting

a dynamic approach, the abatement in the projected year may be computed either against historic emissions or against unconstrained emissions for the projected year. In the former case, the abatement includes exogenous changes in emissions that might occur between the base and projected years (e.g. due to exogenous changes in activity variables, agricultural policy, emission factors, and/or technology) independent of any mitigation policy.

Supply-side and equilibrium economic models assume that the base simulation corresponds to an optimum. Therefore, without any incentive to reduce emissions, the abatement is zero, and the possibility of negative marginal abatement costs is ruled out by construction. However, such a possibility exists in engineering approaches, insofar as some mitigation options permit cost reduction and/or revenue increase as well as lower emissions. Indeed, a large share of the abatement reported in some studies comes from negative-cost mitigation options (e.g. McKinsey & Company, 2009). Net *gains*–rather than costs–of abatement may be puzzling from an economist's perspective, as one may wonder why such profitable options are not already adopted by farmers in the base situation. The existence of negative costs implicitly suggests that some hidden costs or inefficiencies (which are not accounted for in these studies) hinder the adoption of mitigation options that would be otherwise profitable in the base situation.

The various modeling approaches and assumptions reviewed above highlight different dimensions of the GHG mitigation potential and costs in agriculture. In other words, as noted by Schneider and McCarl (2006, p. 285), there is currently no 'one-does-it-all' model. Some aspects of the issue are better captured using equilibrium models, while others are better addressed by supply-side models or engineering approaches. A quantitative assessment of the impacts of various key assumptions is thus useful to understand the observed variability across estimates in the literature.

1.3. Database description

The references have been selected through systematic searches of the keywords "Greenhouse gas", "agriculture", and "abatement costs" on various search engines (Science Direct, Web of knowledge, RepEc, AgEconSearch, Google Scholar). Some of these engines do not restrict the search to peer-reviewed articles, but also include 'grey' literature (reports, working and conference papers). This is important to reduce the influence of a potential publication bias in the meta-regression analysis. For the sake of comprehensiveness, some references cited in recent surveys (Povellato et al., 2007; Bosello et al., 2005) have been added.

The first criterion used in the selection of studies is the coverage of the major sources of non-CO_2 emissions in the agricultural sector (N_2O from soils and manure management, CH_4 from enteric fermentation, rice cultivation, and manure management). We have excluded the studies that examined only one (or a too limited number of) mitigation option(s), e.g CO_2 sequestration (van't Veld and Plantinga, 2005; Stavins, 1999; Freibauer et al., 2004), CO_2 abatement from energy use (Gallaher et al., 2009) and rice cultivation (Wassmann and Pathak, 2007). Some studies only provided abatement potential without addressing the issue

of costs (Weiske et al., 2006; Monteny et al., 2006; Lucas et al., 2007) or reported abatement costs without providing the information needed to separate agricultural non-CO_2 emissions from carbon sources/sinks from other sectors (Burniaux, 2000; Jensen and Thelle, 2001; Hyman et al., 2002; Schneider and McCarl, 2006). As our analysis requires an assessment of MAC in agriculture, these studies have been left out.

The selection procedure led us to retain 10 peer-reviewed articles, 7 institutional reports, 1 PhD dissertation, and 3 working papers (see table 1.1). All 21 selected studies report the reductions in agricultural GHG emissions associated to a set of emission prices. In order to later control and test for the presence of a publication bias, the dummy variable PR was constructed. It is set equal to 1 if the corresponding study has been published in a peer-reviewed scientific journal, and 0 otherwise.

Given the diversity of the underlying definitions mentioned in section 1.2, the collected data points had to be normalized and harmonized. Some studies cover not only agriculture, but also other sectors. Therefore, agricultural emissions needed to be separated from that of the rest of the economy. Note that, in such cases, the agricultural abatement is only a part of the full mitigation mix in response to a given emission price. In addition, within the agricultural sector, the level of details in emission coverage varies from one study to another, with some studies reporting by-source and/or by-gas decomposition and others providing only aggregate figures.

In order to obtain a consistent and comparable basis across studies, we use the emissions of CH_4 and N_2O from the major agricultural sources [2], aggregated and converted into tCO_2eq on the basis of the 100-year Global Warming Potential (GWP) [3]. Even when extra sources of emissions were taken into account in the primary studies (e.g. CO_2 emissions and/or sequestration, CO_2 emissions from energy use, and offsets from biofuel use), only N_2O and CH_4 emissions from agricultural sources were taken into account in the calculations.

In each study, we collected base and constrained emissions. Formally, we denote by $e_j(p_j)$ the agricultural emissions of CH_4 and N_2O pertaining to a CO_2eq price p_j for the j-th observation, and by e_{j0} the corresponding base agricultural emissions. Note that the total number of observations is larger than the number of studies, as some studies report several MAC curves. The abatement rate $\alpha_j(p_j)$ is thus obtained as :

$$\alpha_j(p_j) = 1 - \frac{e_j(p_j)}{e_{j0}} \tag{1.1}$$

p_j thus corresponds to the MAC of meeting the abatement rate $\alpha_j(p_j)$. When needed, prices p_j are converted from €/tCeq into €/tCO_2eq using the molecular weight of carbon relative

2. If the abatement and/or emissions (including baseline emissions) were explicitly reported for a set of carbon prices, we directly use this information. If not, data tables were either obtained from the authors (De Cara et al., 2005; De Cara and Jayet, 2006; Schneider et al., 2007; Durandeau et al., 2010), or retrieved from the charts available in the publication.

3. Since 1995, the 100-year GWPs for methane and nitrous oxide have been revised several times : GWP_{CH_4}=21 in 1995, 23 in 2001, and 25 in 2007 ; GWP_{N_2O}=310 in 1995, 296 in 2001, and 298 in 2007. The studies differ in which GWPs are used for aggregation. Some studies do not provide the breakdown of agricultural emissions into CH_4 and N_2O and do not explicitly state which values of the GWPs were used. Therefore, we use the GWP-aggregated figure as reported in each study.

to CO_2 (1 €/tCeq = 12/44 €/tCO_2eq). p_j is converted into €$_{2005}$/tCO_2eq using Consumer Price Indices and Purchasing Power Parities from OECD (`http://stats.oecd.org`). The base year ranges from 1997 to 2030 across studies (mean 2004.4). Some studies report abatement at several time horizons and against several base year emissions. In such instances, several MAC curves were collected and included in the data set. The variable BLYR accounts for the effect of the base year emissions on the projected abatement estimates. In the MRA presented in Sections 1.4 and 1.5, it is computed as the difference between the reported base year and 2000.

Focusing on abatement rates (rather than levels) has several advantages. First, the response of abatement to the emission price is normalized so that results from models that use various emission coverage, scope and/or resolution are made comparable. Second, differences in emission accounting methods and assumptions across studies–such as various tiers in the IPCC-based inventory methodology (Eggleston et al., 2006), or various values of the GWP for CH_4 and N_2O–cancel out, at least partially.

TABLE 1.1.: Selected studies

Authors	Year	Status	Spatial coverage/resolution
Amann et al.[1]	2008	Institutional report	EU-27 countries
Bates[1]	2001	Institutional report	UE-15
Beach et al.[3]	2008	Peer-reviewed article	Global, 36 world regions
Breen[3]	2008	Conference paper	Ireland, 1200 representative farmers
DeAngelo et al.[3]	2006	Peer-reviewed article	Global, 20 world regions
De Cara et al.[2]	2005	Peer-reviewed article	UE-15, regional (FADN)
De Cara and Jayet[2]	2006	Institutional report	UE-15, regional (FADN)
Durandeau et al.[3]	2010	Peer-reviewed article	France, one region
Energy Modeling Forum[1]	2002	Institutional report	Global, 20 EMF-21 regions
Golub et al.[3]	2009	Peer-reviewed article	Global, 3 regions (USA, China and ROW)
Hediger[1]	2006	Peer-reviewed article	Switzerland
Hertel et al.[3]	2008	Working paper	Global, 3 regions (USA, China and ROW), 18 AEZ
McCarl and Schneider[1]	2001	Peer-reviewed article	USA, 63 US regions
McKinsey & Company[3]	2009	Institutional report	Global, 10 world regions
Moran et al.[1]	2009	Institutional report	UK, 3 farm types
Pérez Domínguez[1]	2005	PhD Dissertation	UE-15, regional (NUTSII)
Schneider and McCarl[1]	2003	Peer-reviewed article	USA, 63 US regions
Schneider et al.[3]	2007	Peer-reviewed article	USA, 63 US regions
Smith et al.[3]	2008	Peer-reviewed article	Global, 22 AEZ
Smith and Upadhyay[1]	2005	Conference paper	Canada
USEPA[1]	2006	Institutional report	Global, 20 world regions

Data points were [1] provided in the publication ; [2] obtained from the authors ; [3] retrieved from charts.

The summary statistics for the 2,721 data points (p_j, $\alpha_j(p_j)$) collected in the 21 selected studies are presented in Appendix (Table 1.7).

Later on in the analysis, it will be useful to focus on cross-sections of our data set for three commonly used emission prices, namely p =10, 20, and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq. These prices are often retained as reference prices in the discussions about mitigation options (see for instance Smith et al., 2008). If not directly available in the study, we used a local

TABLE 1.2.: Variable coding

Study	MODTYPE	FLCY	CO2S	BIOF	PR	NREG	BLYR	Cluster
Amann et al. (2008)	ENG	1	0	0	0	27	2020	CL1
Bates (2001)	ENG	0	0	0	0	15	2010	CL2
Beach et al. (2008)	ENG	1	1	0	1	36	2000 - 2020	CL4
Breen (2008)	SSM	0	0	0	0	1200	2009 - 2016	CL3
DeAngelo et al. (2006)	ENG	1	0	0	1	20	2010	CL4
De Cara et al. (2005)	SSM	0	0	0	1	734	1997	CL5
De Cara and Jayet (2006)	SSM	0	0	0	0	1074	2002	CL5
Durandeau et al. (2010)	SSM	1-0††	0	0	1	4	1997	CL5
Energy Modeling Forum (2002)	ENG	1	0	0	0	20	2010	CL4
Golub et al. (2009)	EQM	1	1	0	1	54	2001	CL6
Hediger (2006)	SSM	0	1	0	1	7	2000	CL7
Hertel et al. (2008)	EQM	1	1	0	0	54	2001	CL6
McCarl and Schneider (2001)	EQM	1	1	1	1	63	2000	CL8
McKinsey & Company (2009)	ENG	1	1	0	0	10	2030	CL9
Moran et al. (2009)	ENG	1	1	1	0	3	2005	CL10
Pérez Domínguez (2005)	SSM	0	0	0	0	174	2001	CL11
Schneider and McCarl (2003)	EQM	1	1	1	1	63	2000	CL8
Schneider et al. (2007)	EQM	1	1	1	1	63	2000	CL8
Smith et al. (2008)	ENG	1	1	1	1	22	2030	CL12
Smith and Upadhyay (2005)	SSM	1	1	0	0	1	2005	CL13
USEPA (2006)	ENG	1	1	0	0	20	2010 - 2020	CL4
Study total (21 studies)								
Total (SSM/EQM/ENG)	6/5/9	15	12	5	10			
Cross-section sample total (166 data points)								
Total (SSM/EQM/ENG)	57/14†/95	111†	62†	14	40			
Full sample total (over 2721 data points)								
Total (SSM/EQM/ENG)	1519/107/1095	1215	719	108	1023			

MODTYPE : methodology used in the study : *(i)* ENG for bottom-up, engineering studies ; *(ii)* SSM for supply-side mathematical models with a detailed description of the agricultural sector ; *(iii)* EQM for partial and general equilibrium models with endogenous prices for agricultural commodities ; FLCY : crop yield flexibility, 1 for studies where crop yields respond to nitrogen input use, often through a coupling with a biophysical model ; CO2S : CO2 sequestration, 1 if CO2 sequestration options are available in the study ; BIOF : 1 if biofuels offsets are accounted for in the study ; PR : 1 for peer-reviewed articles ; NREG : number of regions or number of base modeling units ; BLYR : baseline year (in the MRA, this variable was computed as 2000 - baseline year) ; Cluster : grouping of data points by economic model or modeling framework used in the estimation of cluster robust standard error.
† : Number of observations for carbon prices of 10 and 20 euros, for 50 euros two studies do not give estimates which reduces the sample from 166 observations to 164 observations.
†† : two data points with FLCY = 1 and two with FLCY = 0.

linear interpolation to retrieve abatement rates for these prices. We obtained 166 estimates of abatement rates at 10 and 20 €$_{2005}$/tCO$_2$eq, 164 at 50 €$_{2005}$/tCO$_2$eq (see Table 1.2). The mean abatement rates at 10, 20 and 50 €$_{2005}$/tCO$_2$eq are 8, 10 and 13% of baseline emissions, respectively. The range of abatement rates for these three prices (0-57%, 1-57% and 2-69%, respectively) is large, with coefficients of variation close to 1.

As discussed above, one major difference between studies lies in the modeling approach adopted. The variable MODTYPE captures these differences. According to the typology discussed in Section 1.2, almost half (9 out of 21) of the retained studies can be categorized as 'engineering' approaches (MODTYPE=ENG), 7 are 'supply-side models' (SSM), and

the remaining 5 studies include market and price feedbacks (EQM). Note that the latter category comprises both partial and general equilibrium models. Although these two families of models may be different in nature, they share the common feature of endogenously accounting for changes in agricultural market-clearing prices and their effects on GHG mitigation. The small number of usable studies based on computable general equilibrium models did not permit a further detailed categorization.

Figure 1.1 illustrates the influence of the modeling approach on the abatement rate estimates. Supply-side models consistently report smaller abatement rates for the three prices examined. While the range of abatement rates is similar between engineering approaches and equilibrium models at 10€$_{2005}$/tCO_2eq, the response to a price increase appears to be stronger for equilibrium models.

The studies rely on various assumptions with regard to the underlying production technology. For example, some studies account for crop-yield response to nitrogen (N) fertilizers, while in others crop yields and per-hectare N input use are assumed exogenous. The dummy variable FLCY captures these differences (equal to 1 if the crop-yield response to N input is explicitly modeled, 0 otherwise).[4] Intuitively, the presence of crop-yield response to N input tends to lead to a higher abatement rate for a given price p_j. For a discussion, see Durandeau et al. (2010). Note that, within the 15 studies characterized by FLCY=1, the degree of 'flexibility' in the response of input use to mitigation incentives may vary.[5]

As mentioned above, we restrict the analysis to the sole emissions of CH_4 and N_2O from the major agricultural sources. Consequently, α_j does not include the changes in carbon sinks, nor does it reflect offsets achieved outside the agricultural sector. Nevertheless, the cost-effective mitigation mix is likely to be affected by mitigation options beyond CH_4 and N_2O agricultural sources. Holding all other variables constant, broadening the scope of the mitigation policy may thus lead to an increase (decrease) of α_j if 'outside' and 'inside' options are complements (substitutes). Mitigation options that affect carbon sequestration (e.g. afforestation/deforestation, tillage practices) and GHG offsets due to the substitution of fossil fuel with biofuel provide two important illustrations of such interactions. The dummy variable CO2S takes the value 1 when a study considers carbon sequestration simultaneously to agricultural mitigation options (12 studies). Likewise, the variable BIOF is set equal to 1 if the study includes emission savings due to the use of biofuels (5 studies).

Two variables are introduced to account for differences in spatial coverage and resolution. The variable SPA is a multinomial variable with four modalities EU, USA, ROW, and GLO-

4. There are obviously other variables that may reflect the (more or less flexible) modeling assumptions made with regard to the underlying technology. The endogenous responses of livestock numbers, animal feeding, and land-use changes were also considered and coded. Although these features are undoubtedly important drivers of agricultural GHG emissions, the corresponding dummy variables were strongly correlated with some (or a combination thereof) of the already mentioned variables. They were thus left out of the analysis.

5. Some studies rely on biophysical models to simulate yield responses for a discrete set of management practices and N-input levels and compute the corresponding emissions (USEPA, 2006; McCarl and Schneider, 2001; Schneider and McCarl, 2003; Schneider et al., 2007; Beach et al., 2008; Pérez Domínguez, 2005; Smith and Upadhyay, 2005; Durandeau et al., 2010). In other studies, crop-yields are directly linked to input use via elasticities of substitution (Golub et al., 2009; Hertel et al., 2008). Some engineering studies include crop yields that vary according to the various mitigation options (Bates, 2001; DeAngelo et al., 2006; Energy Modeling Forum, 2002).

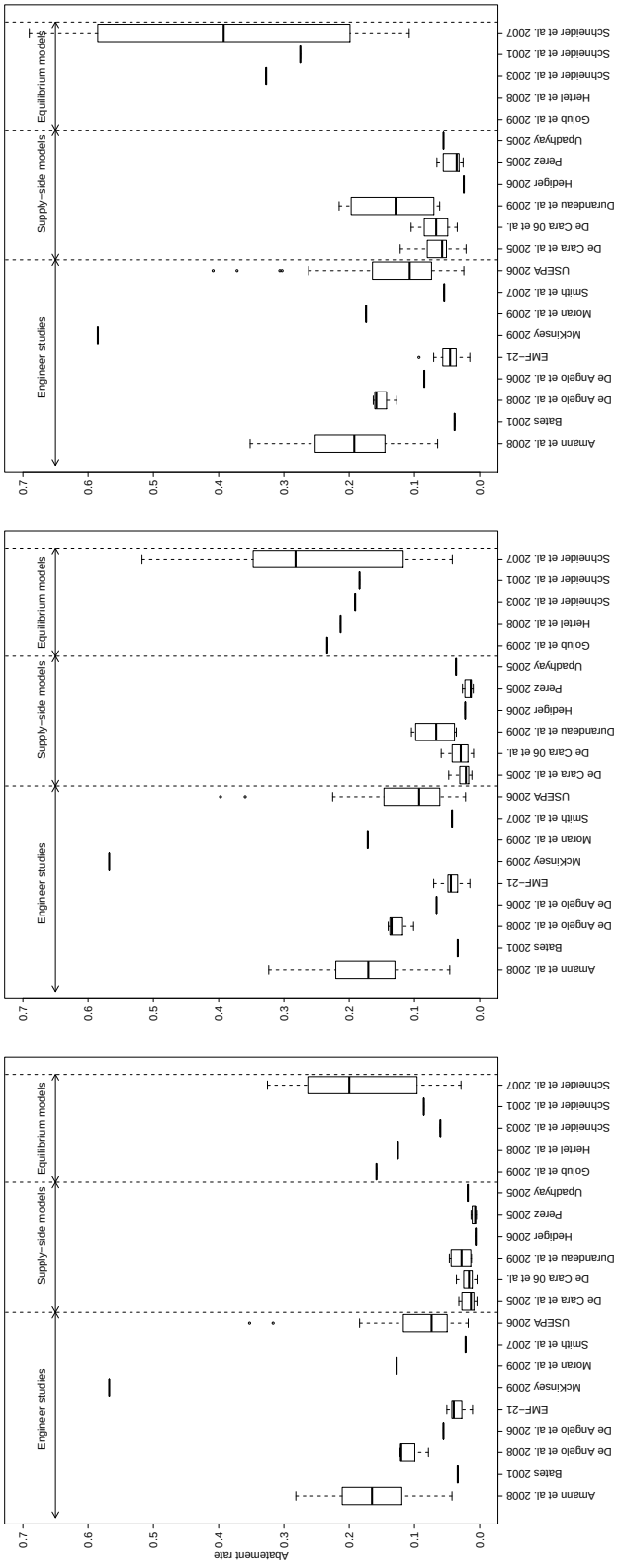


FIGURE 1.1.: Abatement rates distribution by study at 10 €$_{2005}$/tCO$_2$eq (left), 20 €$_{2005}$/tCO$_2$eq (center) and 50 €$_{2005}$/tCO$_2$eq (right)

BAL. The value SPA=EU is assigned to data points pertaining to the European Union as a whole, or a country or region within the EU (10 studies, note that one study covering Switzerland was assigned SPA=EU). Six studies report data points for the US (SPA=USA). Data points from studies that only report global MACs are assigned the value SPA=GLOBAL. Data points for non-EU and non-US regions were assigned SPA=ROW. Note that whenever a study reported a global coverage broken down into countries or regions, the coding favors the finest available resolution. As a proxy for the modeling resolution, we used the number of basic modeling units (NREG, ranging from 1 to 1,200, mean 387), which is taken in logarithm in the MRA. Note that the number of basic modeling units may be larger than the number of collected data points for a given emission price and a given study, as only aggregate results are often reported. Depending on the study, the basic modeling unit can be the farm, a set of representative farms, a region or a (group of) country(ies).

1.4. Meta-regression results : Cross-section estimates

We first focus on the abatement rates for three emission prices (10, 20, and 50 €/tCO_2eq). This 'cross-section' approach has several advantages. First, it does not impose a functional form for the relationship between α_j and the emission price p_j. Second, the set of observations is more homogeneous with regard to the number of observations per study (see Table 1.2). Third, this allows to assess whether the effects of studies' characteristics are sensitive to the chosen level of p. Last, it is helpful when dealing with the negative costs reported by some studies and discussed in Section 1.2.

We assume that the abatement rates collected in the selected studies depend on m explanatory variables (indexed by k) that reflect the underlying modeling assumptions and the study's characteristics. The observations are indexed by j ($j = 1, \ldots, n$). As some studies report several data points, n is greater than the number of studies. For a given emission price p, we posit :

$$\mathbf{a}(p) = \begin{pmatrix} \ln(\alpha_1(p)) \\ \vdots \\ \ln(\alpha_n(p)) \end{pmatrix} = \mathbf{Xb} + \mathbf{u} \text{ for } p = 10, 20, 50 \text{€/t}CO_2\text{eq}, \tag{1.2}$$

where $\mathbf{X}$ is the $n \times m$-matrix of explanatory variables, $\mathbf{b}$ is the m-vector of parameters to be estimated, and $\mathbf{u}$ is the n-vector of error terms. The dependent variable $a_j(p) = \ln(\alpha_j(p))$ is taken in logarithm because of the skewness of the abatement rates distribution (see Figure 1.2 in Appendix).

For each emission price examined, three models are estimated. The results are presented in Table 1.3. The first model includes a restricted set of variables, namely MODTYPE, BLYR, NREG and PR and thus focuses on the differences between modeling approaches. The second model focuses on modeling assumptions and encompasses all variables but MODTYPE. The third model includes all variables.

We estimate models 1 to 3 with OLS. One common issue in MRA stems from the presence of heteroskedasticity and non independence of observations collected from the same (group

TABLE 1.3.: Results of the meta-regression (cross-section at 10, 20 and 50 euros per ton of CO_2-eq)

	Dependent variable								
	$a(10) = \ln(\alpha(10))$			$a(20) = \ln(\alpha(20))$			$a(50) = \ln(\alpha(50))$		
	model 1	model 2	model 3	model 1	model 2	model 3	model 1	model 2	model 3
Intercept	-3.571***	-5.900***	-5.196***	-3.150***	-4.729***	-4.522***	-3.180***	-4.418***	-4.539***
	(0.340)	(0.745)	(0.562)	(0.289)	(0.682)	(0.485)	(0.298)	(0.616)	(0.460)
SSM	-0.930**		-0.630**	-0.338		-0.069	0.206		0.492*
	(0.371)		(0.302)	(0.350)		(0.259)	(0.324)		(0.275)
EQM	1.230***		0.767**	1.547***		0.950***	1.735***		1.379**
	(0.186)		(0.359)	(0.187)		(0.296)	(0.153)		(0.681)
FLCY		2.158***	1.518***		1.616***	1.349***		1.165***	1.369***
		(0.432)	(0.289)		(0.362)	(0.204)		(0.341)	(0.234)
BIOF		-0.320	-0.675		-0.158	-0.515		-0.071	-0.717
		(0.458)	(0.490)		(0.387)	(0.390)		(0.395)	(0.634)
CO2S		0.489***	0.475***		0.482***	0.445***		0.539***	0.519***
		(0.080)	(0.075)		(0.061)	(0.061)		(0.081)	(0.080)
EU		0.559	0.666*		0.482	0.526		0.700**	0.504*
		(0.388)	(0.379)		(0.337)	(0.318)		(0.332)	(0.284)
USA		0.673	0.382		0.697*	0.387		0.863**	0.334
		(0.465)	(0.297)		(0.354)	(0.245)		(0.366)	(0.250)
ROW		-0.395	-0.323		-0.449	-0.371		-0.278	-0.429*
		(0.335)	(0.305)		(0.340)	(0.257)		(0.336)	(0.254)
BLYR	0.064***	0.033**	0.032**	0.060***	0.023**	0.030***	0.061***	0.019	0.029***
	(0.022)	(0.013)	(0.013)	(0.019)	(0.011)	(0.010)	(0.018)	(0.013)	(0.010)
PR	0.316	0.165	0.185	0.329*	0.181	0.181	0.358*	0.237*	0.163
	(0.232)	(0.135)	(0.147)	(0.197)	(0.139)	(0.141)	(0.184)	(0.134)	(0.119)
NREG	0.004	0.145**	0.112**	-0.062	0.065	0.035	-0.005	0.116*	0.093
	(0.055)	(0.067)	(0.055)	(0.052)	(0.058)	(0.050)	(0.060)	(0.064)	(0.060)
N.obs.	166	166	166	166	166	166	164	164	164
R^2	0.649	0.713	0.725	0.601	0.675	0.687	0.434	0.553	0.573
Adj. R^2	0.638	0.696	0.705	0.588	0.657	0.664	0.416	0.527	0.542

* : $P < 0.1$, ** : $P < 0.05$, *** : $P < 0.01$. Cluster-robust standard deviations in parenthesis.

of) primary study(ies) (Nelson and Kennedy, 2009). Following Kuik et al. (2009), we use cluster-robust estimators based on Huber (1967) and White (1980). The studies that use the same model or modeling framework are assumed to belong to the same cluster [6] (13 clusters, see Table 1.2) as they use common databases, methodology, and/or modeling platform. Note that some clusters only comprise one study. Per-cluster summary statistics of p and $\alpha(p_j)$ are presented in Table 1.8 (in Appendix).

Models 1 to 3 explain between 43 and 65% (model 1), 55 and 71% (model 2), and 57 and 73% (model 3) of the variance of the dependent variable (see Table 1.3). The high goodness-of-fit suggests that differences in abatement rates across studies can largely be assigned to differences in modeling approaches and assumptions. Adjusted R^2 is the highest for model 3.

The type of modeling approach has a significant effect on the abatement rate. Note that the coefficients associated to 'ENG' are included in the intercept. The sign and magnitude of the coefficients associated to supply-side ('SSM') and equilibrium ('EQM') models are thus to be interpreted in comparison with that of 'ENG'. Abatement rates reported by equilibrium models are significantly larger than those reported by other modeling approaches. We first focus on the results from model 1. At a 10 €/tCO_2eq emission price and holding everything else constant, equilibrium models lead to abatement rates 3 times ($\exp(1.23) \approx 3.42$) higher than those assessed by engineering approaches. Interestingly, the gap between equilibrium models and engineering approaches widens as the emission price increases (up to a factor 5.7 at 50 €/tCO_2eq). For a 10 €/tCO_2eq emission price, the results indicate that supply-side models report abatement rates that are 60% lower than those reported by engineering approaches. This difference tends to decline at higher emission prices, with the 'SSM' coefficient becoming non significant at 20 €/tCO_2eq and 50 €/tCO_2eq. This is consistent with the fact that most of the abatement potential reported in engineering approaches is obtained at low (or even negative) emission prices. Moreover, it indicates that the price response of abatement in engineering approaches is flatter than in other modeling approaches.

The large effect of MODTYPE noted in model 1 partly reflects the influence of other modeling assumptions. When controlling for variables such as the flexibility in crop-yield responses to N inputs (FLCY), existence of outside mitigation options (BIOF and CO2S), and spatial coverage, the differences between modeling approaches is reduced (model 3). The coefficient associated to 'EQM', though lower than in model 1, is still positive and significant at the 5% level. Likewise, the coefficient for 'SSM' remains significant at 10 €/tCO_2eq, and its sign remains identical to the one found in model 1. Model 3 reveals the same pattern in the evolution of the coefficients of SSM and EQM when p increases. Both coefficients increase, with the coefficient of SSM even becoming significantly (at the 10% level) positive for an emission price of 50 €/tCO_2eq. This confirms that abatement rates from engineering approaches tend to be less price-responsive than those obtained from economic models.

In models 2 and 3, the variable FLCY has a significant and positive effect for the prices examined. As expected, accounting for crop-yield response to N inputs tends to increase the abatement potential at a given emission price. The intuition is that higher flexibility in

6. We also tested alternative clustering, based for instance on individual studies. This did not lead to fundamentally different results.

resource allocation reduces abatement costs. Introducing crop-yield response to N input increases (*ceteris paribus*) abatement rates by a factor from 3 to almost 9 (from $\exp(1.17) \approx 3.21$ to $\exp(2.16) \approx 8.65$). Interestingly, when controlling for the modeling approach (model 3), the effect of crop-yield response to N on the abatement rate is relatively stable across all three prices.

The variable BIOF captures two interrelated effects : *(i)* biofuel production tends to increase agricultural emissions through the competition with other agricultural uses that demand less nitrogen fertilizers for instance, *(ii)* the cost-effective mitigation mix may favor downstream reductions of CO_2 emissions in the transport sector rather than abatement in agriculture. A negative coefficient suggests that some substitutions occur between offsets due to biofuel use and agricultural abatement of N_2O and CH_4. Although large in magnitude, the estimated coefficient is never significant at the 10% level. However, this needs to be cautiously interpreted as the number of observations characterized by BIOF=1 is relatively small and the standard errors associated with this coefficient are large.

When controlling for spatial coverage (models 2 and 3), the introduction of carbon sequestration options (CO2S) has a positive and significant effect on abatement rate. This indicates that carbon sequestration and agricultural abatement are complements, rather than substitutes. This complementarity is well illustrated in the case of afforestation of agricultural land, which lowers agricultural production and, in turn, results in smaller agricultural emissions. The coefficient of CO2S is robust across all three emission prices. The estimated coefficient corresponds approximately to 60-70% higher agricultural abatement rates when carbon sequestration options are accounted for.

The coefficients associated with variables EU, USA and ROW are to be compared with the GLOBAL modality, which is included in the intercept and corresponds to studies reporting only global MAC. Our results indicate higher abatement potentials in the EU and the US than in other regions of the world. It should be noted that the ROW regions are very diverse and comprise both developing and developed countries.

The resolution of the modeling approach is captured by the number of modeling units (NREG). Its effect on abatement rate is not clear. It is almost always non-significant (except in models 2 and 3 for a 10 €/tCO_2eq emission price and in model 2 for a 50 €/tCO_2eq emission price). This is consistent with the finding by Kuik et al. (2009), who found no effects of disaggregation on marginal abatement costs.

The variable BLYR has a positive and significant effect on $\alpha(p)$ in almost all models for all prices. This indicates that the further the baseline year, the greater the abatement rate. This can be explained by the decrease in abatement costs over time due to assumptions regarding exogenous technical progress and/or decline of some activity variables due to exogenous changes in policy. The effect of BLYR is lower when accounting for spatial disaggregation and crop-yield response to N-input (models 2 and 3).

Last, we do not find strong evidence of a significant difference between peer-reviewed and non-peer reviewed studies. As soon as variables SPA and FLCY are included in the model (models 2 and 3), the coefficient becomes small and non significant. The variable PR has a

positive effect on the abatement rate, which is significant at the 10% level only in model 1 for 20 €/tCO$_2$eq and in models 1 and 2 for 50 €/tCO$_2$eq.

1.5. Meta-regression results : Price elasticity of agricultural abatement

We now turn to the model :

$$\mathbf{a}(\mathbf{p}) = \begin{pmatrix} \ln(\alpha_1(p_1)) \\ \vdots \\ \ln(\alpha_N(p_N)) \end{pmatrix} = \mu \begin{pmatrix} \ln(p_1) \\ \vdots \\ \ln(p_N) \end{pmatrix} + \mathbf{X}\mathbf{b} + \mathbf{u} \tag{1.3}$$

where μ is a coefficient to be estimated. $\mathbf{X}$, $\mathbf{b}$, and $\mathbf{u}$ have the same interpretation as in previous section. Note that the dimensions of the vectors/matrices are different to that used in equation (1.2). The observations are indexed by j ($j = 1, \ldots, N$). $\alpha_j(p_j)$ is then the abatement rate corresponding to the price p_j. The resulting length [7] of $\mathbf{a}(\mathbf{p})$ is N = 2,721. Given the log-log formulation of equation (1.3), μ has a straightforward interpretation as the price elasticity of the abatement rate. However, an interpretation in terms of price elasticity of emissions ($\eta = \frac{de}{e} / \frac{dp}{p}$) may be more convenient. Using equation (1.1) and a few algebraic manipulations, η can easily be derived from the estimated value of μ :

$$\eta = -\mu \frac{\alpha}{1-\alpha}. \tag{1.4}$$

Equation (1.4) indicates that μ can alternatively be interpreted as the (absolute value of) price elasticity of emissions, estimated locally for a 50% reduction in emissions ($\alpha = 0.5$). It should be noted that μ provides an average estimate of the price elasticity of abatement rate, which summarizes the information contained in the primary studies.

Table 1.4 presents the results from three models. In addition to $\ln(p_j)$, models 4 to 6 include the same variables as in models 1 to 3 described in previous section. Models 4 and 6 include the modeling approach, whereas model 5 focuses on the role of specific modeling assumptions (FLCY, BIOF and CO2S included). Model 4 include a restricted set of explanatory variables. Models 5 and 6 include variables reflecting spatial coverage.

Each model is estimated with OLS on the pooled data set and the full range of emission prices. The three models presented in Table 1.4 explain from 58 to 64% of the variance of the dependent variable. Similarly to the estimation conducted in the previous section, the R^2 is the highest in model 6. Homoskedasticity of errors was rejected in all three models. Again, standard errors and t-tests are computed using heteroskedasticity-consistent, cluster-robust estimators based on the same clusters as those used in Section 1.4.

The estimation results over the full emission price range confirm some of the findings discussed in the cross-sectional approach. The effect of the modeling approach is still important. In particular, equilibrium models tend to report significantly higher abatement rates

7. Some studies reported abatement for very high carbon prices. In order to preserve homogeneity, we excluded observations corresponding to carbon prices greater than 1000 €/tCO$_2$eq.

TABLE 1.4.: Results of meta-regression (full sample)

Dependent variable	$a(p) = \ln(\alpha(p))$		
	model 4	model 5	model 6
Intercept	-5.028***	-5.862***	-6.209***
	(0.493)	(0.486)	(0.419)
$\ln(p)$	0.571***	0.591***	0.592***
	(0.133)	(0.134)	(0.134)
SSM	-0.227		0.457**
	(0.290)		(0.181)
EQM	1.422***		0.822**
	(0.159)		(0.381)
FLCY		1.231***	1.506***
		(0.217)	(0.113)
BIOF		0.468**	0.108
		(0.210)	(0.352)
CO2S		-0.138	-0.157
		(0.154)	(0.158)
EU		0.211	0.155
		(0.143)	(0.151)
USA		0.500***	0.217
		(0.180)	(0.181)
ROW		-0.429***	-0.434***
		(0.148)	(0.131)
BLYR	0.045**	0.017**	0.025***
	(0.021)	(0.008)	(0.007)
PR	0.184*	0.016	0.023
	(0.098)	(0.081)	(0.108)
NREG	0.003	0.064	0.055
	(0.076)	(0.046)	(0.041)
N.obs.	2721	2721	2721
R^2	0.578	0.634	0.641
Adj. R^2	0.577	0.633	0.639

* : $P < 0.1$, ** : $P < 0.05$, *** : $P < 0.01$.
Cluster-robust standard deviations in parenthesis.

than engineering approaches. Even when controlling for variables reflecting modeling assumptions such as FLCY (model 6), the coefficient associated to EQM remains significant and positive. The influence of supply-side models is less clear. When estimated over the full range of prices, the SSM coefficient is negative and non significant in model 4 whereas it is significantly positive (at the 5% level) in model 6. This is nevertheless consistent with the pattern of the SSM coefficient discussed in Section 1.4.

The effect of flexible crop-yield response to nitrogen remains large and significant at the 1% level. Accounting for the flexibility in N input use shifts the abatement supply curve (marginal abatement cost curve) upward (downward). The magnitude of the FLCY coefficient in model 6 is close to the estimate obtained in the corresponding cross-sectional model. The estimation leads to a pattern in spatial coverage coefficients that is similar to the one found in Section 1.4. Abatement rates tend to be higher in the EU and the US than in the rest of the world. Results from models 4 to 6 confirm that the further the base year, the greater the abatement rate. They also confirm that, once the effect of spatial coverage is controlled for (models 5 and 6), there is no significant difference between peer-reviewed and non peer-reviewed estimates. The BIOF variable has a significant effect on abatement rate in model 5, but not in model 6. However, the number of observations with BIOF=1 is again very small compared to the sample size (108 over 2,721 data points). Contrary to the results obtained in the cross-sectional setting, the CO2S coefficient is no longer significant in models 5 and 6.

One interest of equation (1.3) is to allow an estimation of the price elasticity of agricultural emissions, which averages the price response of abatement across the primary studies. As expected, the coefficient of $\ln(p)$ is positive and significant at the 1% level. Moreover, this coefficient is quite constant across all three models (between 0.57 and 0.59) indicating that the estimate of the price elasticity μ is robust across specifications. A 1% increase in the emission price approximately leads to a 0.6% increase in the abatement rate. For a 10% abatement rate of baseline emissions, this corresponds to a price elasticity of agricultural emissions of approximately -0.07 ($-0.59 \times 0.1/(1-0.1) = -0.0656$). Table 1.7 indicates that, a 10% abatement rate corresponds, on average, to a 20 €/tCO_2eq emission price. Taking this point as a reference, an increase in an emission tax of 2 €/tCO_2eq would further reduce agricultural emissions by approximately 0.7%.

However, the estimate of the price elasticity may be dependent on the set of studies included in the analysis. As mentioned above, engineering approaches conclude that a large share of the mitigation potential is obtained at low or even negative costs. The additional abatement for greater emission prices remains small in these studies. This should thus lead to a lower estimate of μ. In order to measure this effect, we ran models 4 to 6 on a smaller data set that excludes estimates from engineering approaches. Results of the estimated elasticity are shown in Table 1.5. Adjusted R^2 of the restricted regressions are markedly greater than that of the full regression, reaching almost 0.78 in models 5 and 6. As expected, the price elasticity increases from 0.57-0.59 to 0.83-0.84 when engineering studies are excluded. The estimated parameter remains significant at the 1% level and robust across all three models. The implied price elasticity of emissions (evaluated for a 10% abatement rate) thus rises from 0.07 to 0.09.

TABLE 1.5.: Comparison of price elasticities of abatement rate with and without engineering studies

	model 4		model 5		model 6	
	Full	Without ENG	Full	Without ENG	Full	Without ENG
$\ln(p)$	0.571	0.845	0.591	0.841	0.592	0.833
	(0.133)	(0.049)	(0.134)	(0.060)	(0.134)	(0.060)
N.obs.	2721	1626	2721	1626	2721	1626
R^2	0.578	0.748	0.634	0.782	0.641	0.779
Adj. R^2	0.577	0.747	0.633	0.781	0.639	0.778

Cluster-robust standard deviations in parenthesis.

1.6. Discussion

The first result is that the modeling approach does matter. Studies that account for market feedbacks of mitigation policies through partial or general equilibrium effects report a higher abatement rate for a given emission price, or equivalently a lower MAC for a given reduction target. This effect was not obvious at first sight. On the one hand, equilibrium models generally allow for more flexibility in resources allocation, thus leading to lower abatement costs. But on the other hand, reductions in emissions tend to decrease agricultural supply and increase agricultural prices, which in turn may drive abatement costs up in equilibrium. Our results suggest that the former effect dominates.

Studies that rely on engineering approaches to assess the costs of various mitigation options generally conclude to a large abatement potential at low–or even negative–emission prices and a smaller price elasticity of abatement. Our results are thus in contradiction with the findings by Kuik et al. (2009), who found some evidence of a convergence of estimates between top-down and bottom-up models for fossil fuel emissions.

Second, the degree of flexibility with respect to input use in the underlying production function is important. In particular, we find that accounting for crop-yield response to nitrogen use significantly increases the abatement that can be achieved at a given emission price. This result is rather intuitive. Nevertheless, the magnitude of this effect is important for policy purposes. In our estimation with the best adjusted R^2, taking into account that yields can be adjusted through a reduction in nitrogen inputs is shown to increase abatement rate by a factor from 3.8 to 4.5 for a given price. Accounting or not for this effect may thus change the policy conclusions that may be drawn from economic analyses regarding the interest of including agriculture into mitigation policies.

Third, agricultural emissions do respond to the emission price. Indeed, as our data points were obtained from simulations of economic models, this effect is not surprising *per se*. The important question here is how the price elasticity of agricultural emissions compares with that of the rest of the economy. Such a comparison is not easy, but some indication can be

found in the results obtained by Kuik et al. (2009) [8]. Table 1.6 reports the main data used by these authors in terms of GHG concentrations and emissions in 2050. Kuik et al. find an elasticity of 2050 MAC with respect to the concentration target of -6.342. To make their result comparable with our estimate, it needs to be converted into a price elasticity of emissions. Consider a change from a category IV to category III concentration target (following the authors' classification, see Table 1.6). Taking the mid-point of each range as the reference, this corresponds to a 13.5% reduction in concentrations, which implies an 85.4% increase in MAC (-13.5×-6.342). Using the corresponding reduction in 2050 emissions (35.2%), the apparent price elasticity of emissions in Kuik et al. is thus approximately -0.41, whereas our estimated value of the price elasticity of agricultural emissions is -0.32 for the same relative change in emissions [9]. The proximity of the two estimates suggests that agriculture should play a significant role in a cost-effective mitigation effort, i.e. if MACs are equalized across sectors. As an illustration, Kuik et al. report central 2025 MAC estimates for 450 and 500 ppm stabilization targets amounting to 119 and 78 €$_{2005}$/tCO_2eq, respectively. At these prices, results from model 6 lead to a reduction in agricultural emissions of 23 and 18%, respectively [10].

TABLE 1.6.: (A) Data used in Kuik et al. (2009) and (B) comparison of the implied price elasticity of emissions.

(A)	Target category		Relative change
	IV	III	(from IV to III)
CO_2-eq concentration (2050, ppm)			
Range$^{(a)}$	[590 ;710]	[535 ;590]	[-25% ;0%]
Mid point	650	562.5	-13.5%
Emissions (2050, 2000=100)			
Range$^{(b)}$	[110 ;160]	[70 ;105]	[-56% ;-5%]
Mid point	135	87.5	-35.2%

$^{(a)}$ See Kuik et al. (2009, Table 1, p. 1396). $^{(b)}$ See Kuik et al. (2009, p. 1397).

(B)	Kuik et al. (2009) (All sectors)	This study (Agriculture)
Elasticity of MAC wrt concentration	-6.342$^{(c)}$	-
Price elasticity of abatement	-	0.592
Price elasticity of emissions ($\alpha = 0.352$)	-0.412$^{(d)}$	-0.321$^{(e)}$

$^{(c)}$ See Kuik et al. (2009, Table 4, p. 1399). $^{(d)}$ Relative change in emissions/Relative change in MAC : $(-35.2)/(6.342 \times 13.5)$. $^{(e)}$ $0.592 \times (-0.352)/(1 - 0.352)$.

Last, the MRA results do not provide a clear-cut answer on the interactions between biofuels offsets, carbon sequestration and agricultural GHG emissions. The signs and magnitude of

8. Note that such a comparison is not straightforward and should be interpreted with caution. The studies included in Kuik et al.'s meta-analysis focus on long term reductions in GHG concentrations (stocks) for the years 2025 and 2050. Therefore, their estimate account for the dynamics of GHG concentration in the atmosphere. By contrast, the studies included in our analysis deal with emissions (flows) and are characterized by closer time horizons (before 2030).

9. Our result gets even closer to that of Kuik et al. if engineering studies are excluded. In that case, we have $\eta = -0.83 \times 0.352/(1 - 0.352) \approx -0.45$ (see Table 1.5).

10. The abatement is computed taking all explanatory variables but BLYR (BLYR=25) at their mean values.

the effect of CO2S and BIOF on agricultural abatement is different if the MRA is conducted on a cross-section or if the full range of emission prices is used. In the former case, the results suggest that there is complementarity between carbon sequestration and agricultural abatement, whereas this effect does not hold and is even inverted in the latter case. This may be partly explained by the large heterogeneity in the per-study numbers of observations and price ranges (see Table 1.7). Another possible explanation is that the nature of these interactions depends on the examined price range, with complementarity only occurring for the lower end of the emission price range.

1.7. Concluding remarks

In this text, we have conducted a quantitative review of the GHG abatement costs and potentials in agriculture that have been reported in the literature in the last decade. Even when harmonized and normalized, the abatement rates at a given emission price are characterized by a large variance among studies.

The meta-regression analysis shows that differences across studies can largely be explained by a few key assumptions and studies' characteristics. Among these, accounting for flexibility in input use and equilibrium effects of a mitigation instrument has a significant impact on abatement supply. The estimated price elasticity of agricultural GHG emissions is close to that obtained for other sectors of the economy. Agriculture may therefore play a significant role in reducing global GHG emissions in a cost-effective manner. This result is important in the policy debate over whether or not mitigation policies should include agricultural emissions.

Our findings highlight several directions for further research. First, it is still difficult to draw robust conclusions regarding the interactions between carbon sequestration, offsets permitted by biofuels, and mitigation of agricultural emissions. Accounting for the trade-offs between these mitigation options requires modeling approaches able to cover a wide range of land uses (agriculture for food, feed, and energy, forestry) and to trace the corresponding land-use changes. More studies are needed to assess the impact of these trade-offs on the competitive mitigation potential in agriculture. This is a core issue in the current climate negotiations.

Second, the majority of estimates available in the literature pertain to US or European agricultural emissions. Much work is needed to quantify the abatement potential and costs in other regions of the world, most particularly in developing countries.

Third, the integration of agriculture into the design of a climate policy requires to go beyond assessments of marginal abatement costs and to address the specific issues raised by the implementation of mitigation instruments in this sector. Among these issues, the uncertainty affecting emissions and abatement costs as well as the resulting difficulties of monitoring are certainly the most challenging.

Appendix

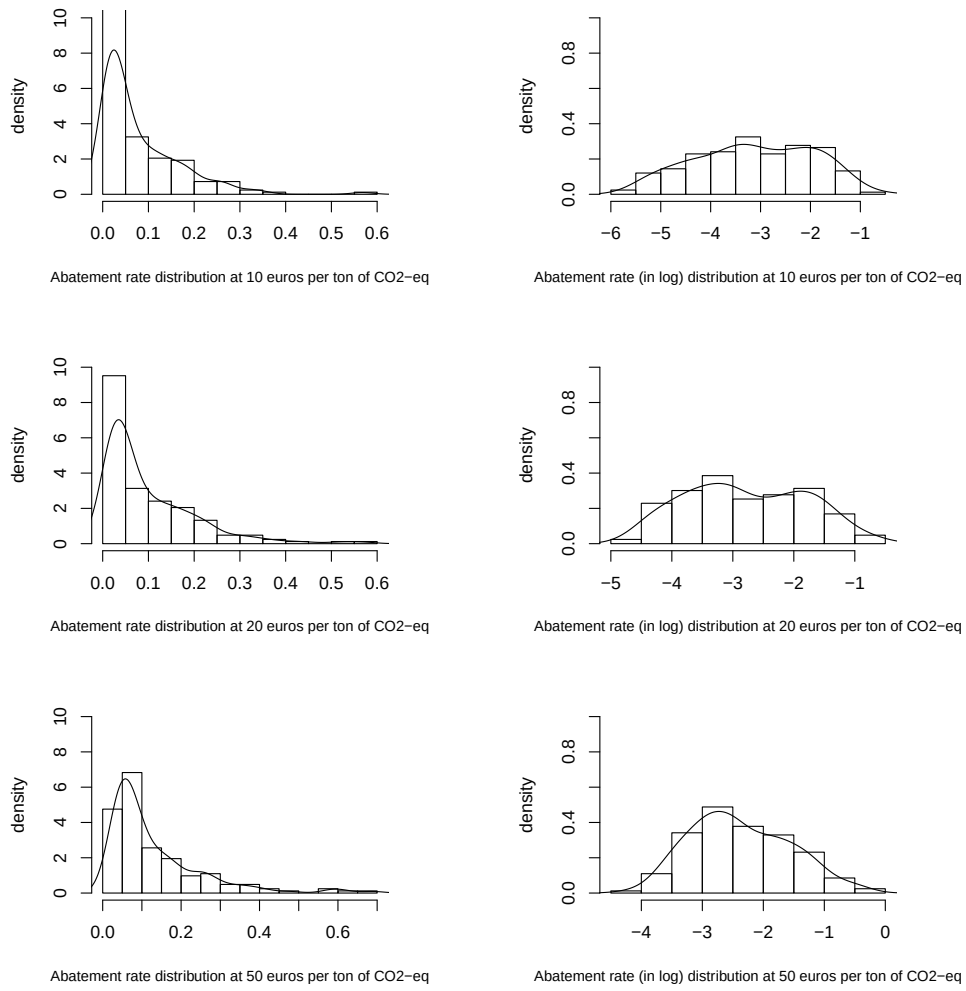


FIGURE 1.2.: Abatement rate distribution and kernel density at 10, 20 and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq

TABLE 1.7.: Data description for the cross-section sample and the full sample

Study		p	$\alpha(p)$	$\alpha(10)$	$\alpha(20)$	$\alpha(50)$
Amann et al. (2008)	Range	5.00 - 100.00	0.03 - 0.41	0.04 - 0.28	0.05 - 0.32	0.06 - 0.35
	Mean	48.23	0.20	0.17	0.18	0.20
	Median	40.00	0.19	0.16	0.17	0.19
	St.dev.	30.20	0.07	0.06	0.07	0.07
	N.obs.	297	297	27	27	27
Bates (2001)	Range	10.00 - 210.00	0.04 - 0.05	0.03	0.03	0.04
	Mean	76.00	0.04	0.03	0.03	0.04
	Median	47.50	0.04	0.03	0.03	0.04
	St.dev.	73.44	0.01	-	-	-
	N.obs.	10	10	1	1	1
Beach et al. (2008)	Range	5.00 - 200.00	0.07 - 0.19	0.08 - 0.12	0.10 - 0.14	0.13 - 0.16
	Mean	102.50	0.16	0.11	0.13	0.15
	Median	102.50	0.16	0.12	0.13	0.16
	St.dev.	57.96	0.03	0.02	0.02	0.02
	N.obs.	120	120	3	3	3
Breen (2008)	Range	55.00 - 67.00	0.20	NA	NA	NA
	Mean	59.56	0.20	NA	NA	NA
	Median	59.26	0.20	NA	NA	NA
	St.dev.	3.54	0 00	NA	NA	NA
	N.obs.	8	8	NA	NA	NA
DeAngelo et al. (2006)	Range	2.67 - 53.37	0.04 - 0.09	0.06	0.07	0.08
	Mean	23.65	0.07	0.06	0.07	0.08
	Median	20.01	0.07	0.06	0.07	0.08
	St.dev.	17.59	0.01	-	-	-
	N.obs.	11	11	1	1	1
De Cara et al. (2005)	Range	2.92 - 116.86	0 00 - 0.18	0.00 - 0.03	0.01 - 0.05	0.02 - 0.12
	Mean	59.89	0.06	0.02	0.02	0.06
	Median	59.89	0.06	0.01	0.02	0.06
	St.dev.	33.75	0.04	0.01	0.01	0.02
	N.obs.	720	720	17	17	17
De Cara and Jayet (2006)	Range	10.61 - 106.09	0 00 - 0.18	0.00 - 0.04	0.01 - 0.06	0.03 - 0.11
	Mean	58.35	0.07	0.02	0.03	0.07
	Median	58.35	0.07	0.02	0.03	0.07
	St.dev.	30.55	0.04	0.01	0.01	0.02
	N.obs.	200	200	20	20	20
Durandeau et al. (2010)	Range	11.49 - 116.98	0.01 - 0.43	0.01 - 0.05	0.04 - 0.10	0.06 - 0.22
	Mean	64.27	0.16	0.03	0.07	0.13
	Median	64.25	0.12	0.03	0.07	0.13
	St.dev.	34.04	0.12	0.02	0.03	0.08
	N.obs.	40	40	4	4	4
Energy Modeling Forum (2002)	Range	2.67 - 53.37	0.01 - 0.15	0.01 - 0.05	0.01 - 0.07	0.02 - 0.09
	Mean	23.65	0.05	0.03	0.04	0.05
	Median	20.01	0.05	0.04	0.04	0.05
	St.dev.	16.82	0.03	0.01	0.01	0.02
	N.obs.	198	198	20	20	20
Golub et al. (2009)	Range	2.60 - 25.95	0.08 - 0.27	0.16	0.23	NA
	Mean	13.24	0.18	0.16	0.23	NA
	Median	12.98	0.19	0.16	0.23	NA
	St.dev.	9.73	0.08	-	-	-
	N.obs.	5	5	1	1	
Hediger (2006)	Range	0.19 - 138.16	0 00 - 0.03	0.01	0.02	0.02
	Mean	30.05	0.02	0.01	0.02	0.02
	Median	14.17	0.02	0.01	0.02	0.02
	St.dev.	37.16	0.01	-	-	-
	N.obs.	30	30	1	1	1
Hertel et al. (2008)	Range	1.30 - 25.95	0.02 - 0.25	0.13	0.21	NA
	Mean	9.73	0.11	0.13	0.21	NA
	Median	5.84	0.08	0.13	0.21	NA
	St.dev.	8.91	0.08	-	-	-
	N.obs.	8	8	1	1	

Continued on Next Page...

Study		p	$\alpha(p)$	$\alpha(10)$	$\alpha(20)$	$\alpha(50)$
McCarl and Schneider (2001)	Range	2.43 - 121.30	0.03 - 0.40	0.09	0.18	0.27
	Mean	40.03	0.19	0.09	0.18	0.27
	Median	18.20	0.17	0.09	0.18	0.27
	St.dev.	54.91	0.16	-	-	-
	N.obs.	4	4	1	1	1
McKinsey & Company (2009)	Range	1.67 - 45.88	0.17 - 0.59	0.57	0.57	0.59
	Mean	12.99	0.43	0.57	0.57	0.59
	Median	4.42	0.48	0.57	0.57	0.59
	St.dev.	18.71	0.18	-	-	-
	N.obs.	5	5	1	1	1
Moran et al. (2009)	Range	1.27 - 388.98	0.12 - 0.20	0.13	0.17	0.17
	Mean	93.36	0.16	0.13	0.17	0.17
	Median	19.14	0.17	0.13	0.17	0.17
	St.dev.	141.15	0.03	-	-	-
	N.obs.	11	11	1	1	1
Pérez Domínguez (2005)	Range	5.41 - 200.25	0 00 - 0.27	0.00 - 0.01	0.01 - 0.03	0.03 - 0.07
	Mean	102.83	0.09	0.01	0.02	0.04
	Median	102.83	0.08	0.01	0.01	0.04
	St.dev.	57.84	0.06	0.00	0.01	0.01
	N.obs.	518	518	14	14	14
Schneider and McCarl (2003)	Range	2.43 - 121.30	0.03 - 0.44	0.06	0.19	0.33
	Mean	61.86	0.31	0.06	0.19	0.33
	Median	61.86	0.34	0.06	0.19	0.33
	St.dev.	35.37	0.11	-	-	-
	N.obs.	50	50	1	1	1
Schneider et al. (2007)	Range	4.85 - 48.52	0.02 - 0.68	0.03 - 0.33	0.04 - 0.52	0.11 - 0.69
	Mean	22.44	0.25	0.18	0.27	0.39
	Median	18.20	0.23	0.20	0.28	0.39
	St.dev.	16.79	0.18	0.10	0.15	0.20
	N.obs.	40	40	10	10	10
Smith et al. (2008)	Range	19.57 - 97.85	0.04 - 0.06	0.02	0.04	0.05
	Mean	55.45	0.05	0.02	0.04	0.05
	Median	48.92	0.05	0.02	0.04	0.05
	St.dev.	39.55	0.01	-	-	-
	N.obs.	3	3	1	1	1
Smith and Upadhyay (2005)	Range	27.61 - 535.80	0.05 - 0.20	0.02	0.04	0.06
	Mean	266.03	0.13	0.02	0.04	0.06
	Median	234.68	0.15	0.02	0.04	0.06
	St.dev.	255.54	0.08	-	-	-
	N.obs.	3	3	1	1	1
USEPA (2006)	Range	14.68 - 161.45	0.02 - 0.42	0.02 - 0.35	0.02 - 0.40	0.02 - 0.41
	Mean	88.06	0.15	0.10	0.11	0.14
	Median	88.06	0.13	0.07	0.09	0.11
	St.dev.	46.47	0.09	0.07	0.08	0.09
	N.obs.	440	440	40	40	40
Total	Range	0.19-535.80	0 00-0.68	0-0.57	0.01-0.57	0.02-0.69
	Mean	69.62	0.11	0.08	0.10	0.13
	Median	60.00	0.09	0.04	0.06	0.08
	St.dev.	50.04	0.09	0.09	0.10	0.12
	N.obs.	2721	2721	166	166	164

$\alpha(p)$, p : Abatement rates of N_2O and CH_4 emissions and corresponding marginal abatement costs in €$_{2005}$/tCO_2eq ;
$\alpha(10)$, $\alpha(20)$, $\alpha(50)$: Abatement rates of N_2O and CH_4 emissions at 10, 20 and 50 €$_{2005}$/tCO_2eq respectively
N.obs. : number of observations by study and total at the bottom

TABLE 1.8.: Summary statistics by cluster

Cluster		p	α	$\alpha(10)$	$\alpha(20)$	$\alpha(50)$
CL1	Range	5-100	0.03-0.41	0.04-0.28	0.05-0.32	0.06-0.35
	Mean	48	0.20	0.17	0.18	0.20
	St.dev	30	0.07	0.06	0.07	0.07
	Nobs	297	297	27	27	27
CL2	Range	10-210	0.04-0.05	0.03-0.03	0.03-0.03	0.04-0.04
	Mean	76	0.04	0.03	0.03	0.04
	St.dev	73	0.01	NA	NA	NA
	Nobs	10	10	1	1	1
CL4	Range	3-200	0.01-0.42	0.01-0.35	0.01-0.40	0.02-0.41
	Mean	73	0.12	0.08	0.09	0.11
	St.dev	53	0.08	0.06	0.07	0.08
	Nobs	769	769	64	64	64
CL3	Range	55-67	0.20-0.20	NA	NA	NA
	Mean	60	0.20	NA	NA	NA
	St.dev	4	0.00	NA	NA	NA
	Nobs	8	8	0	0	0
CL5	Range	3-117	0.00-0.43	0.00-0.05	0.01-0.10	0.02-0.22
	Mean	60	0.07	0.02	0.03	0.07
	St.dev	33	0.05	0.01	0.02	0.04
	Nobs	960	960	41	41	41
CL6	Range	1-26	0.02-0.27	0.13-0.16	0.21-0.23	NA
	Mean	11	0.14	0.14	0.22	NA
	St.dev	9	0.09	0.02	0.01	NA
	Nobs	13	13	2	2	0
CL7	Range	0-138	0.00-0.03	0.01-0.01	0.02-0.02	0.02-0.02
	Mean	30	0.02	0.01	0.02	0.02
	St.dev	37	0.01	NA	NA	NA
	Nobs	30	30	1	1	1
CL9	Range	2-46	0.17-0.59	0.57-0.57	0.57-0.57	0.59-0.59
	Mean	13	0.43	0.57	0.57	0.59
	St.dev	19	0.18	NA	NA	NA
	Nobs	5	5	1	1	1
CL8	Range	2-121	0.02-0.68	0.03-0.33	0.04-0.52	0.11-0.69
	Mean	44	0.28	0.16	0.25	0.38
	St.dev	35	0.15	0.10	0.14	0.19
	Nobs	94	94	12	12	12
CL10	Range	1-389	0.12-0.20	0.13-0.13	0.17-0.17	0.17-0.17
	Mean	93	0.16	0.13	0.17	0.17
	St.dev	141	0.03	NA	NA	NA
	Nobs	11	11	1	1	1
CL11	Range	5-200	0.00-0.27	0.00-0.01	0.01-0.03	0.03-0.07
	Mean	103	0.09	0.01	0.02	0.04
	St.dev	58	0.06	0.00	0.01	0.01
	Nobs	518	518	14	14	14
CL12	Range	20-98	0.04-0.06	0.02-0.02	0.04-0.04	0.05-0.05
	Mean	55	0.05	0.02	0.04	0.05
	St.dev	40	0.01	NA	NA	NA
	Nobs	3	3	1	1	1
CL13	Range	28-536	0.05-0.20	0.02-0.02	0.04-0.04	0.06-0.06
	Mean	266	0.13	0.02	0.04	0.06
	St.dev	256	0.08	NA	NA	NA
	Nobs	3	3	1	1	1

Chapitre 2 : Policy Considerations for Mandating Agriculture in a Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme : A comment

Ce chapitre reprend les résultats de l'article De Cara and Vermont (2011) publié dans *Applied Economic Perspectives and Policy* et écrit en collaboration avec Stéphane De Cara. Il constitue une extension des résultats de la méta-analyse du chapitre précédent. Il présente une analyse quantitative des gains en efficacité permis par l'inclusion de l'agriculture dans le Système Européen d'Échange de Quotas Carbone. Il montre que la substitution entre les options de réduction à haut coûts des secteurs actuellement couverts par le SEEQC par les options à bas coûts du secteur agricole permet de réduire de manière significative le coût global de la politique pour un objectif donné de réduction des émissions. L'existence et l'importance des coûts de transaction liés à l'extension d'un tel dispositif à l'agriculture sont également discutées. Nous montrons que l'existence de ces coûts ne doit pas occulter les bénéfices importants permis par la flexibilité entre secteurs.

Applied Economic Perspectives and Policy (2011) volume 33, number 4, pp. 661–667.
doi:10.1093/aepp/ppr027

Comment

Policy Considerations for Mandating Agriculture in a Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme: A comment

Stéphane De Cara*, and Bruno Vermont

Both authors are with the Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Unité Mixte de Recherche Economie Publique INRA-AgroParisTech, France.
*Correspondence may be sent to: stdecara@grignon.inra.fr

Downloaded from http://aepp.oxfordjournals.org/ at INRA Institut National de la Recherche Agronomique on December 14, 2011

Introduction

In a recent article, Ancev (2011) questions the interest of including greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture in an emission trading scheme (ETS). One of the main points developed in the paper is that agriculture has no cost advantage in reducing GHG emissions. The situation described by Ancev is illustrated in figure 1 (left), in which marginal abatement costs (MAC) are more than twice as high in agriculture (A) as in the sectors currently covered by the ETS (E).

Yet, despite markedly higher MAC in agriculture than in sector E, the inclusion of agriculture into the ETS enables a savings on total abatement costs. As base-year emissions matter for the computation of total costs, the cost-savings are more easily visualized when the MAC curves are plotted against the absolute (rather than relative) abatement of the respective sector. This is done in figure 1 (right), in which base-year agricultural emissions are taken to be almost five times lower than that of sector E. Consider that the allowances in sector E are such that the total abatement target for this sector is $\hat{a}_0$, whereas agriculture is not initially covered by the ETS. If the scope of the ETS is expanded while holding the overall abatement target $\hat{a}_0$ constant[1], the cheapest mitigation options in A (a_A) substitute to the most expensive ones in sector E ($\hat{a}_0 - a_E$). For the same environmental outcome ($\hat{a}_0 = a_A + a_E$), the equilibrium emission price is thus reduced from p_0 to p_1. Total abatement costs are unambiguously lower. The resulting cost-savings are represented by the sum of the two shaded areas in figure 1 (right).

The question then becomes, are transaction costs (TC) related to the inclusion of agriculture in an ETS large enough to negate the cost-savings permitted by a cost-effective allocation of abatement across sectors? We re-examine Ancev's answer to this question ("yes") in three steps. Firstly, we provide a quantitative assessment of the cost-savings permitted by the inclusion of agricultural GHG emissions into an ETS in the context of the

© *The Author(s) 2011. Published by Oxford University Press, on behalf of Agricultural and Applied Economics Association. All rights reserved. For permissions, please email: journals.permissions@oup.com.*

[1] *An alternative comparison would consist of holding total abatement costs constant and comparing the additional abatement permitted by the inclusion of sector A into the ETS.*

2.1. Introduction

In a recent article, Ancev questions the interest of including greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture in an emission trading scheme (ETS). One of the main points developed in the paper is that agriculture has no cost advantage in reducing GHG emissions. The situation described by Ancev is illustrated in figure 2.1 (left), in which marginal abatement costs (MAC) are more than twice as high in agriculture (A) as in the sectors currently covered by the ETS (E).

Yet, despite markedly higher MAC in agriculture than in sector E, the inclusion of agriculture into the ETS enables a savings on total abatement costs. As base-year emissions matter for the computation of total costs, the cost-savings are more easily visualized when the MAC curves are plotted against the absolute (rather than relative) abatement of the respective sector. This is done in figure 2.1 (right), in which base-year agricultural emissions are taken to be almost five times lower than that of sector E. Consider that the allowances in sector E are such that the total abatement target for this sector is $\hat{a}_0$, whereas agriculture is not initially covered by the ETS. If the scope of the ETS is expanded while holding the overall abatement target $\hat{a}_0$ constant [1], the cheapest mitigation options in A (a_A) substitute to the most expensive ones in sector E ($\hat{a}_0 - a_E$). For the same environmental outcome ($\hat{a}_0 = a_A + a_E$), the equilibrium emission price is thus reduced from p_0 to p_1. Total abatement costs are unambiguously lower. The resulting cost-savings are represented by the sum of the two shaded areas in figure 2.1 (right).

The question then becomes, are transaction costs (TC) related to the inclusion of agriculture in an ETS large enough to negate the cost-savings permitted by a cost-effective allocation of abatement across sectors ? We re-examine Ancev's answer to this question ("yes") in three steps. Firstly, we provide a quantitative assessment of the cost-savings permitted by the inclusion of agricultural GHG emissions into an ETS in the context of the EU climate policy. Secondly, we evaluate the value of the transaction costs necessary to fully offset these cost-savings and compare it to the figures proposed by Ancev. Thirdly, we discuss the assumption taken by Ancev regarding TC in agriculture relative to that in the industrial sector, and list some reasons why TC in agriculture may not be as large as suggested.

2.2. A (simple) assessment of the cost-savings of including agricultural emissions into the EU ETS

Averaging agricultural MAC across a range of abatement rates and comparing it to the current ETS price—as is done in (Ancev, 2011, p. 107)—in itself provides little indication about the potential cost-savings permitted by the inclusion of agriculture into an ETS. In this respect, the price elasticities of the abatement, the relative levels of base-year emissions, and the stringency of the overall abatement target are more relevant parameters. Moreover, the

1. An alternative comparison would consist of holding total abatement costs constant and comparing the additional abatement permitted by the inclusion of sector A into the ETS.

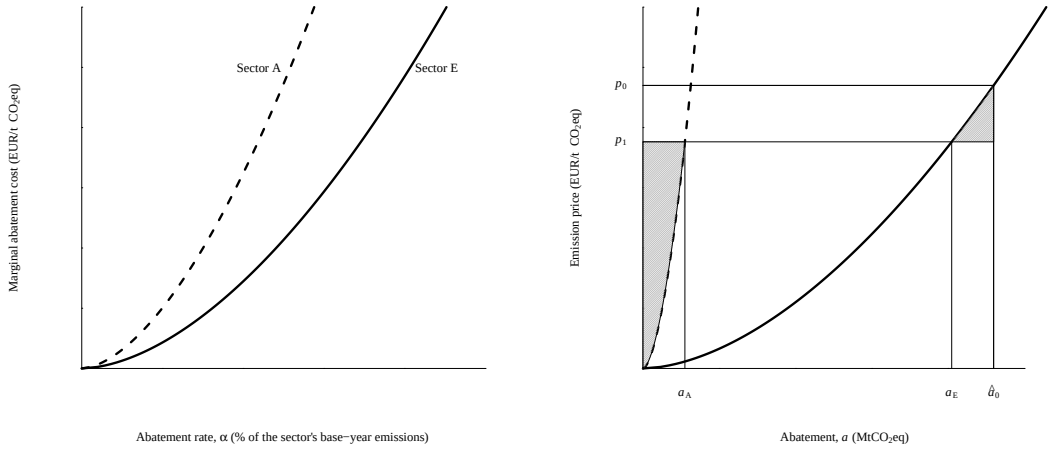


FIGURE 2.1.: Marginal abatement costs in the sector currently covered by the ETS (solid line) and in agriculture (dashed). Left : The agriculture sector (A) has no cost advantage over the sector currently covered by the ETS (E). Right : Yet, the extension of the ETS to sector A enables cost-savings (shaded) for the same total abatement $\hat{a}_0$.

current price on the ETS market only provides information about MAC in the currently covered sectors for the current abatement target. It is not indicative of the stringency of future abatement targets in a possibly expanded market. The simple assessment proposed in this section accounts for these elements. As the European Union ETS is the main market for emission trading currently in operation worldwide, and is a key policy instrument in the EU climate strategy for 2020, we illustrate our point by focusing on the EU.

2.2.1. MAC for the EU agricultural sector

Based on a meta-analysis of assessments of MAC curves available in the literature, Vermont and De Cara (2010) provide an estimation of a constant-elasticity abatement supply function in the form of : $\alpha_A(p) = KAp^{\mu_A}$, where p is the emission price (in €/tCO2eq), $\alpha_A(p)$ is the abatement rate in agriculture relative to 2005 emission levels, μ_A is the price elasticity of the abatement rate, and K_A is a positive constant. Note that the abatement rate only pertains to reductions in methane and nitrous oxide emissions from agriculture, and does not include the mitigation potential related to soil carbon sequestration, afforestation of agricultural land, nor the reduction in fossil fuel use in agriculture. Note also that the specification of the abatement supply precludes "no-regret" options. Vermont and De Cara report an estimated value of the price elasticity of the abatement rate $\mu_A = 0.592$ (Model 6, p. 1381). K_A is computed by taking all other variables used in the estimation at their mean values, except for the baseline year (BLYR set to 2020) and the spatial dummies (SPA=EU set to 1, all

others to 0). This leads to $K_A = 0.0128$. Agricultural emissions ($E_{A,2005} = 503$ $MtCO_2eq$ in 2005) are taken from the European Environment Agency. [2]

2.2.2. MAC for the EU ETS sector

We base our assessment on the results reported by Capros et al. (2008), which were used by the European Commission in the preparation of the climate-energy package. The target for the ETS implies that GHG emissions from this sector be 460 $MtCO_2$ lower in 2020 than in 2005 ($E_{E,2020} = 1,880$ $MtCO_2$ and $E_{E,2005} = 2,340$ $MtCO_2$, see Capros et al. (2008), tables 2 and 4). If this target is to be obtained solely from the installations covered by the ETS, the reported corresponding emission price is €47/tCO_2 (see table 7, scenario RSAT). The cost-efficiency scenario (full flexibility across sectors) provides an additional point on sector E's MAC curve (ETS abatement : 414.6 $MtCO_2$, emission price : €39.20/tCO_2 price, see tables 7 and 9, scenario CES). We use these two points to calibrate a constant-elasticity abatement supply curve similar to that used for agriculture : $\alpha_E(p) = K_E p^{\mu_E}$. This leads to $\mu_E = 0.573$ and $K_E = 0.0217$. [3]

2.2.3. Cost-savings permitted by including agricultural emissions into the ETS

We first need to compute the equilibrium price after including agricultural emissions into the ETS by equalizing MAC in both sectors ($(\frac{\alpha_A}{K_A})^{\frac{1}{\mu_A}} = (\frac{\alpha_E}{K_E})^{\frac{1}{\mu_E}}$) for a constant abatement target of $\hat{a}_0 = \alpha_A E_{A,2005} + \alpha_E E_{E,2005} = 460$ $MtCO_2eq$. The resulting price is $p_1 =$ €37.60/tCO_2eq, a value about 20% below the initial price reported by Capros et al., ($p_0 =$ €47/tCO_2eq). The cost-effective sharing of the overall target $\hat{a}_0$ requires an abatement in sector E of only $a_E = 405$ $MtCO_2$, the complement to 460 $MtCO_2$ being achieved in the agricultural sector ($a_A = 55$ $MtCO_2eq$). Interestingly, the abatement rate in agriculture slightly exceeds the 10% reduction target decided by the EU in 2009 for the non-ETS sectors.

The inclusion of agriculture into the ETS thus reduces the total abatement costs in sector E by more than €2,320M or 30% of the initial costs (from $C_E(\hat{a}_0) = \hat{a}_0 \frac{\mu_E}{\mu_E+1} p_0 =$€7,875M to $C_E(a_E) = a_E \frac{\mu_E}{\mu_E+1} p_1 =$€5,551M). Total abatement costs in agriculture amount to only $C_A(a_A) =$ €770M. The net cost-savings permitted by the extension of the ETS coverage are therefore approximately €1,550M, or 20% of the total initial costs.

2. See `http://dataservice.eea.europa.eu/PivotApp/`.

3. The MAC curves in figures 1 have been constructed using these parameters. Note that, in accordance with the findings of Vermont and De Cara (2010), the price-elasticities of the abatement rate in the two sectors are very close to one another.

TABLE 2.1.: Equilibrium price, abatement, abatement costs, and cost savings for various values of ν_A

Variable TC	Abatement		Price	Abatement costs[a]		Cost savings[b]
ν_A (€/tCO2eq)	a_E (MtCO2eq)	a_A (MtCO2eq)	p (€/tCO2eq)	$C_E(a_E)$ (M€)	$C_A(a_A)$ (M€)	(M€)
0	405	55	37.6	5,552	770	1,553
8	411	49	38.7	5,791	945	1,138
20	422	38	40.4	6,204	1,055	615
47	460	0	47.0	7,875	0	0

[a] Including variable transaction costs for agriculture.
[b] Computed as $C_E(\hat{a}_0) - C_E(a_E) - C_A(a_A) = 7,875 - C_E(a_E) - C_A(a_A)$.

2.3. Cost-savings and transaction costs

Are TC likely to offset the cost-savings computed in the previous section ? Assuming that TC are positive in agriculture but zero in sector E, this would require a TC of about €3.10 for each ton of CO_2eq emitted by agriculture in 2005. This value is almost 25% higher than the €2.50/ tCO_2eq figure proposed by Ancev (table 2, p. 108). Taking the latter figure as the unit TC in agriculture would still leave a net cost-savings of about €300M.

The above reasoning assumes that the equilibrium emission price and the cost-effective burden sharing across sectors are not affected by the presence of TC. Indeed, as noted by Ancev, the presence of TC may shift the abatement supply curve to the right, and therefore modify equilibrium prices and quantities. Consider that the agricultural abatement supply is modified so that it is zero as long as the emission price is below some threshold value ν_A, and takes a positive value $K_A(p - \nu_A)^{\mu_A}$ when $p > \nu_A$. For simplicity, TC in sector E are assumed to remain zero. By construction, costs savings are maximal for $\nu_A = 0$ and zero for $\nu_A = p_0$. Ancev (p. 107) suggests that ν_A could range from €6-8/tCO_2eq to €20/tCO_2eq. The corresponding equilibria are summarized in table 2.1 for the values of the parameters found in the previous section. The cost-savings are still approximately €1,140M if ν_A =€8/tCO_2eq, and €615M if ν_A =€20/tCO_2eq. Consider now that including agriculture in an ETS also involves additional costs that are independent of the level of abatement (F). The results reported in table 2.1 indicate that F has to exceed €1,140M if ν_A =€8/tCO_2eq (€615M if ν_A =€20/tCO_2eq) for the expansion of the scope of the ETS not to be socially desirable. In comparison, the total annual budget of the EU Commission for "Environment and Climate Action" is €470M. [4]

4. See EU budget on line. `http://eur-lex.europa.eu/budget/data/LBL2011/EN/SEC03.pdf`.

2.4. On the value of transaction costs in agriculture

One central argument used by Ancev (see tables 2 and 3) is that the unit TC might be more than 2.5 times larger in agriculture than in the sectors currently covered by the ETS, chiefly because most of the agricultural entities covered by the scheme would be small emitters. This figure is extrapolated from various studies that examined TC in the ETS. In this section, we list several reasons why this assessment may be over-pessimistic.

2.4.1. Early implementation costs

The creation of an ETS certainly entails some fixed costs that accrue to both regulatory bodies and private agents. However, at least in the case of the EU, where the ETS has been in place for some years now, the fixed costs related to establishing the market have already been covered. Expanding the scope of the ETS rather than creating a new one may therefore benefit from substantial economies of scale, as the structures (registries, trading platforms, regulatory bodies, control entities, training structures, etc.) have already been created.

2.4.2. Monitoring, reporting and verifying annual costs

Accurately measuring real agricultural emissions is admittedly complex ; it requires large amounts of data about soil, climate, management, etc. However, the internationally-agreed guidelines established by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) are much simpler and much less demanding with respect to the computation of agricultural GHG emissions. These guidelines rely on average relationships that may well provide an adequate approximation of agricultural emissions at the farm level. The required data consist of the acreage in some crops (rice, N-fixing crops), the number of animals by category, the quantity of applied nitrogen fertilizer, the quantity of manure and how it is managed (liquid, solid, digester, etc.), and optionally, some information about animal productivity (milk and meat yields) and/or animal feeding (grazing, fodder, concentrates). In addition, relying on the IPCC guidelines has the advantage of aligning the reporting under the ETS with that made by the countries under GHG inventory requirements. [5]

Most of the information required by the IPCC guidelines is often already collected as part of existing agricultural policy provisions, in Europe as well as in other countries. In the EU, various CAP instruments (decoupled payments, cross-compliance, second-pillar measures) require farmers to keep track of this information and report some of it when filing for CAP payments. The extra cost of computing and reporting emissions based on the IPCC guidelines would thus be small. So would be the verification costs, although this may involve a strengthening of the already existing controls. Note that increased rates of control may in turn foster the efficiency of the CAP-related instruments.

5. Besides, most of the studies that have assessed MAC for agricultural GHG emissions rely on the IPCC guidelines.

2.4.3. Trading costs

One important specificity of agricultural activities is that input use and production levels result from decisions that farmers make only a few times over the course of a year. Once fertilization levels or animal numbers have been decided, they are not subject to many changes until the following year. The situation is very different for the sectors currently covered by the ETS. For instance, in the electricity production sector – a major player in the current EU ETS – the possibilities of substitution between gas, oil, and coal involve an arbitrage between the price of the various fossil fuels and the price of the carbon permit. The volatility in fossil fuel prices and in energy demand thus leads to frequent changes in the energy mix and in the resulting GHG emissions. The number of transactions, which is an important determinant of total trading costs, is thus likely to be much lower in agriculture than in the sectors currently covered by the ETS.

2.4.4. Can transactions costs be reduced ?

One way to reduce TC in agriculture, which is mentioned by Ancev, consists of consolidating farmers' allowances and participation to the ETS through, for instance, industry associations. In effect, agriculture has the advantage over other non-ETS sectors (transport, residential) to have such structures already operating in the sector.

Another way to reduce TC would be to set a minimum level of emissions for a farm to be included in the ETS. This would be similar to the current design of the EU ETS, in which the smallest emitters are exempted from the cap-and-trade system. Given the distribution of per-farm emissions in the EU, this has the advantage of reducing the number of participants in the market (and the costs that depend on this number) substantially more than the total emissions covered by the ETS. Such a scheme could be easily combined with the two alternative coverage options proposed by Ancev (voluntary opt-in and agricultural offset credits [6]), which could be offered to farmers below the minimum per-farm emission level.

2.5. Conclusion

Ancev concludes that the benefits of mandating agriculture in an ETS are low and do not compensate transaction costs. Our conclusions are diametrically opposed, at least in the European case, for which we provide a quantitative assessment. Three major reasons explain this difference. First, our assessment relies on the full agricultural MAC curve derived from the meta-analysis by Vermont and De Cara (2010), rather than on a single (average) point on the same curve. This permits us to better represent the substitution of high-cost abatement

6. Note that these two options, although they may enable the realization of some of the low-cost mitigation options, raise specific issues such as the possibility of windfall profits and the difficulty to demonstrate additionality, which could undermine cost-effectiveness and increase verification costs.

options in the sectors currently covered in the EU ETS by low-cost abatement options in agriculture upon the extension of the ETS scope. Second, our assessment considers the EU 2020 target for GHG emission reductions, which is significantly more stringent than what is reflected in the current carbon price on the EU ETS market. This strengthens the role that agriculture could play in the costeffective mitigation mix. Third, once specificities of agricultural GHG emissions are accounted for, transaction costs in the agricultural sector may be lower than what is suggested by the extrapolation of results obtained for the sectors currently covered by the ETS.

Cost-effectiveness will be a key to meeting the ambitious objectives in terms of GHG reductions that are contemplated in the EU and in other countries. Beyond the choice of the economic instrument (price or quantity) best suited to agricultural emissions, our results underline that the gains permitted by flexibility across sectors should not be overlooked when considering the role of agriculture in the GHG mitigation policy mix.

Deuxième partie

Agriculture, usage des sols et environnement : Importance des dimension spatiales

Chapitre 3 : Émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France : une analyse spatiale

Ce chapitre reprend les résultats de l'article Chakir et al. (2011) publié dans *Economie et statistiques* et écrit en collaboration avec Raja Chakir et Stéphane De Cara. Il propose une analyse spatiale des émissions agricoles et des puits et sources liées à l'UTCF. L'apport de ce chapitre provient tout d'abord de la désagrégation à l'échelle départementale de ces sources et de ces puits d'émissions. Cette vision spatialisée des émissions par catégorie et de la résultante nette des sources et des puits n'est en effet pas courante dans la littérature du fait qu'elle nécessite de mobiliser un large éventail de données. Elle nous permet ensuite d'appliquer les outils de l'analyse spatiale exploratoire des données de manière à caractériser la répartition spatiale des sources et des puits. Cette analyse descriptive constitue une première étape dans l'analyse des liens entre agriculture et UTCF et illustre l'importance de la dimension spatiale dans la prise en compte simultanée de ces deux secteurs.

Émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France : une analyse spatiale

Raja Chakir, Stéphane De Cara et Bruno Vermont *

Nous examinons la distribution spatiale des émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols entre 1993 et 2003 à l'échelle des départements français. Dans un premier temps, nous appliquons la méthode retenue dans les inventaires nationaux pour calculer les émissions départementales dues à l'utilisation d'engrais synthétiques, à la fermentation entérique, aux effluents d'élevage ainsi que les émissions nettes liées aux usages des sols (utilisations des terres, forêt, changements d'usages des sols). Nous analysons ensuite la répartition départementale des émissions nettes par catégorie cumulées sur la période 1993-2003. Nous montrons que les régions dont les émissions agricoles sont élevées sont fortement regroupées au nord et au nord-ouest de la France alors que les régions situées au sud-est et à l'est sont caractérisées par un puits net (émissions négatives) lié aux usages des sols important. Il apparaît ainsi une séparation claire entre les régions dont le bilan net total en émissions est négatif à l'est, les régions dont les émissions nettes sont importantes au nord-ouest et les régions avec un bilan net intermédiaire le long d'une diagonale nord-est/sud-ouest. Ces éléments descriptifs sont confirmés par une analyse exploratoire spatiale. Nous montrons qu'il existe une autocorrélation spatiale globale positive pour chacune des catégories d'émissions ainsi que pour les émissions nettes totales et ce sur l'ensemble de la période. L'analyse de l'autocorrélation spatiale locale entre les émissions départementales nous permet d'identifier les groupements spatiaux significatifs ainsi que les localisations atypiques. L'analyse souligne ainsi l'importance de la dimension spatiale, notamment dans la définition des politiques publiques.

* *INRA, UMR Économie Publique Inra-AgroParistech, BP01, F-78850 Thiverval-Grignon, France.*
Mél. de Raja Chakir : raja.chakir@grignon.inra.fr.
Cette étude a bénéficié du soutien financier du projet Agriculture Développement Durable-IMPACT de l'Agence Nationale de la Recherche. Nous remercions le Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère de l' Agriculture pour avoir mis à notre disposition les données de l'enquête TERUTI *dans le cadre de ce projet.*

3.1. Introduction

Du fait des émissions de méthane (CH_4, principalement dues à l'élevage) et de protoxyde d'azote (N_2O, dues à la fois aux effluents d'élevage et aux apports azotés aux cultures), l'agriculture contribue à hauteur d'environ 18% aux émissions totales françaises de gaz à effet de serre (GES), soit 96 $MtCO_2eq$ pour l'année 2007 (CITEPA, 2009). Par ailleurs, les usages des sols (et leurs changements) influent sur le cycle du carbone dans les sols et la biomasse aérienne, soit en favorisant le stockage de carbone (puits), soit, au contraire, en libérant du CO_2 dans l'atmosphère (sources). Cet ensemble –regroupé sous le terme "Utilisation des Terres, leurs Changements, et la Forêt" ou UTCF– constitue un puits net d'environ 73 $MtCO_2$-eq au niveau national en 2007 (CITEPA, 2009).

Malgré le caractère global de l'effet de serre, la répartition spatiale des émissions nettes dues à l'agriculture et à l'UTCF revêt une importance particulière. Tout d'abord, les émissions d'origine agricole et celles liées à l'UTCF ne sont pas *a priori* indépendantes (De Cara and Thomas, 2008) du fait de la concurrence entre les différents usages des sols : les modifications de l'activité agricole ont un impact sur les usages des sols (par exemple sur le partage prairies/cultures ou la conversion de terres agricoles vers d'autres usages) qui n'est pas neutre du point de vue des puits de carbone ; symétriquement, les changements d'usage des sols affectent la production et donc les émissions agricoles. L'appréciation de la résultante nette de ces interactions sur le bilan en GES n'est pas aisée car elle nécessite une approche spatialement explicite qui tienne compte d'arbitrages complexes à un niveau géographique fin entre des usages aux effets contrastés dans l'espace sur les sources et les puits. De fait, ces interactions sont ignorées dans la plupart des analyses qui se sont jusqu'ici penchées sur les instruments économiques de régulation soit des émissions agricoles, soit de la séquestration du carbone. Elles sont pourtant au cœur du débat sur la place de l'agriculture dans l'effet de serre, que ce soit à travers la question de l'élevage (via son rôle à la fois sur les émissions et sur le maintien des stocks de carbone dans les prairies, Steinfeld et al., 2006; Simm, 2010) ou des effets indirects des politiques de développement des biocarburants (notamment sur la déforestation, Searchinger et al., 2008).

La répartition dans l'espace des sources et de puits de GES dus à l'agriculture et à l'UTCF est également importante pour la définition des instruments de politique publique. Si, à une échelle géographique donnée, les liens entre émissions agricoles et puits sont forts, une politique efficace devra vraisemblablement couvrir l'ensemble des sources et des puits afin de limiter les effets de "fuites". Si, au contraire, émissions agricoles et puits liés à l'UTCF ont lieu dans des zones géographiques distinctes, il est possible que des politiques spécifiques à chaque source/puits, mais bien ciblées géographiquement, soient suffisantes. De plus, la mise en place de tels instruments de régulation est susceptible d'avoir des effets différenciés dans l'espace, pénalisant les zones émettrices nettes et bénéficiant au contraire aux zones où les puits dominent les sources. En modifiant la profitabilité relative des différents usages des sols, de tels instruments peuvent ainsi avoir des conséquences sur la valeur marginale de la terre et le marché foncier.

Nous dressons dans ce texte un bilan détaillé des émissions de GES d'origine agricole dues à l'utilisation d'engrais synthétiques, à la fermentation entérique et aux effluents d'élevage,

ainsi que des sources/puits de carbone dûs à l'UTCF à l'échelle de la France métropolitaine et à une résolution départementale. La méthode de calcul retenue, similaire à celle utilisée dans les inventaires nationaux, est appliquée aux données départementales concernant les effectifs animaux, l'utilisation d'azote et les usages des sols. Ces données nous permettent de déterminer les émissions nettes (sources - puits) à une résolution relativement fine, ainsi que leur évolution sur l'ensemble de la période considérée (1993-2003). Nous menons ensuite une analyse statistique exploratoire spatiale qui met en évidence la structure spatiale de ces différentes sources d'émissions agricoles de GES et celles liées à l'UTCF.

L'apport de cet article est de trois ordres. Tout d'abord, il prend en compte simultanément l'ensemble des sources d'émissions de CH_4 et de N_2O d'origine agricole ainsi que les sources/puits de CO_2 liés à l'usage des sols. Cette couverture large nous permet d'établir un bilan en émissions nettes qui inclut notamment les secteurs de l'agriculture et de la forêt (et les transferts entre ces deux usages). La plupart des travaux existants se sont jusqu'ici concentrés soit sur les émissions du seul secteur agricole (De Cara and Jayet, 2011; Pérez Domínguez et al., 2009, par exemple), soit sur la séquestration du carbone (Plantinga et al., 1999; Richards and Stokes, 2004; van Kooten and Sohngen, 2007). Les contributions qui analysent ces deux secteurs simultanément travaillent généralement à une échelle relativement agrégée (McCarl and Schneider, 2001; Schneider et al., 2007). Deuxièmement, les cartes d'émissions établies au niveau départemental nous permettent de mettre en lumière la structure spatiale des émissions nettes et de discuter son évolution dans le temps. Enfin, nous caractérisons de manière systématique la répartition spatiale des émissions à l'aide des outils statistiques de l'analyse spatiale exploratoire (Haining, 1990; Anselin, 1998a,b).

Le reste de l'article est organisé comme suit. Dans la section 3.2 sont présentées les données et les méthodes de calcul utilisées pour établir les bilans nets d'émissions à l'échelle des départements français. La répartition spatiale des émissions de chacune des catégories et des bilans nets d'émissions est présentée dans la section 3.3. Enfin, nous présentons les résultats de l'analyse spatiale exploratoire pour les différentes catégories d'émissions dans la section 3.4. Nous tirons de cette analyse–principalement descriptive et exploratoire–quelques implications pour les recherches futures et la définition des politiques publiques de lutte contre le changement climatique dans la section 3.5.

3.2. Calculs des émissions, puits et sources

3.2.1. Calcul des émissions d'origine agricole

Dans ce texte, nous distinguons trois catégories d'émissions : *(i)* les émissions de N_2O liées aux apports d'engrais synthétiques (notées EMN dans la suite du texte), *(ii)* les émissions de CH_4 dues à la fermentation entérique (EMFE) et *(iii)* les émissions de CH_4 et de N_2O liées au stockage, à la gestion et à l'épandage des effluents d'élevage (EMEF) [1].

1. Nous négligeons dans ce texte les émissions de méthane dues à la riziculture qui sont très marginales pour la France.

Il est à noter que cette catégorisation ne correspond pas exactement à celle retenue dans les inventaires d'émissions. Dans ces derniers, les émissions dues aux sols agricoles (catégorie 4.d des inventaires) regroupent les émissions dues à l'ensemble des apports d'azote qu'ils proviennent d'engrais synthétiques ou des effluents d'élevage. Notre catégorisation sépare explicitement ces deux sources d'azote. Ainsi, les émissions dues à l'utilisation d'engrais synthétiques sont clairement associées aux cultures alors que les émissions liées aux effluents d'élevage ont trait à la fois à l'élevage et aux cultures. Les émissions liées à la fermentation entérique peuvent être quant à elles associées sans ambiguïté à l'élevage. D'une manière générale, nous appliquons ici les mêmes modes de calculs que ceux retenus dans les inventaires français d'émissions. La résolution retenue dans nos calculs est départementale, résolution la plus fine compte tenu de la disponibilité des données.

Les émissions dues aux apports d'engrais azotés synthétiques (EMN) correspondent à la transformation d'une fraction de l'azote apporté en N_2O soit directement après l'apport, soit indirectement après la redéposition et le transport de l'azote volatilisé ou lessivé. La méthode retenue par le GIEC pour calculer ces émissions demeure relativement simple. Les données de livraisons d'engrais au niveau départemental fournies par l'UNIFA (UNIFA, 2009) renseignent sur les quantités d'azote contenues dans les engrais livrés de la campagne 1989/90 à la campagne 2008/09 dans chaque département de la France métropolitaine [2]. Ces quantités d'azote sont multipliées par les facteurs d'émission utilisés dans les inventaires établis par le CITEPA (2009) en tenant compte des parts d'azote volatilisé et lessivé, tirées également des inventaires d'émissions. Les facteurs d'émissions et les parts d'azote lessivé et volatilisé sont constants dans le temps et dans l'espace.

Deux difficultés entourent la comptabilisation des émissions de N_2O. Tout d'abord, il convient de rappeler que le facteur d'émission retenu est caractérisé par une incertitude importante du fait de la complexité et de la grande variabilité spatiale et temporelle des processus biologiques à la source des émissions de N_2O par les sols agricoles [3] (Winiwarter and Rypdal, 2001). Les émissions calculées conformément aux méthodes retenues par les instances internationales correspondent ainsi à des valeurs moyennes. De plus, les données de livraisons au niveau départemental ne permettent pas toujours de rendre compte du lieu où sont utilisés effectivement les engrais. C'est le cas notamment lorsque les livraisons se font vers des structures (ports, organismes de distribution, ateliers d'engrais composés) qui redistribuent ensuite les engrais vers d'autres départements (UNIFA, 2009). Cette difficulté est donc susceptible de perturber quelque peu la distribution spatiale des émissions calculées [4]. Malgré

2. Les deux départements corses sont regroupés en un seul, ainsi que trois départements d'Île de France (78, 91, 95). Paris (75) et les départements de la petite couronne (92, 93, 94) sont exclus.

3. Cette remarque vaut également pour les facteurs de séquestration du carbone dans les sols, et–quoique dans une moindre mesure–pour les autres sources d'émissions agricoles.

4. Une analyse économétrique relativement simple (panel avec effet fixe liant les livraisons départementales et les surfaces en différentes cultures) permet de mettre en évidence les départements "excédentaires" (effet fixe significatif et positif) et les départements "déficitaires". Dans la première catégorie, on identifie ainsi les départements disposant de ports pour l'importation d'engrais (13, 35, 64, 44, 76), ainsi que des départements susceptibles d'abriter des structures importantes de commercialisation ou de mélange (ex : 28, 40). Il nous est en revanche impossible–à moins de recourir à des hypothèses très fortes–de déterminer la part de l'excédent effectivement exportée et la répartition des excédents sur les départements déficitaires. L'utilisation de sources de données complémentaires (RICA, enquête pratiques culturales, par exemple) se heurte à des incompatibilités dans le périmètre et la résolution spatiale ou temporelle. Les intégrer nécessiterait un modèle économétrique qui dépasse le cadre de cette étude.

cette fragilité, l'absence de données de consommation à une résolution départementale sur l'ensemble de la période considérée nous contraint à conserver l'approche "livraisons". Il est à noter par ailleurs que cette approche est celle utilisée dans les inventaires du CITEPA (2009), et donc permet de conserver une cohérence avec les données d'émissions nationales.

Les émissions de CH_4 causées par la fermentation entérique (EMFE) sont principalement le fait des bovins. Elles sont déterminées à partir des effectifs animaux départementaux donnés par la statistique agricole annuelle (AGRESTE, 2008) et des facteurs d'émissions spécifiques à chaque catégorie animale (bovins laitiers et non laitiers, ovins, caprins, équins et porcs). Le facteur d'émission associé aux bovins laitiers varie en fonction du rendement. Nous appliquons la relation affine retenue dans les inventaires français qui implique que chaque litre de lait supplémentaire est responsable d'environ 0,01 $kgCH_4.tête^{-1}.an^{-1}$ (ordonnée à l'origine de 55,7 $kgCH_4.tête^{-1}.an^{-1}$). Il en résulte que le facteur d'émission associé aux vaches laitières varie donc à la fois dans le temps et dans l'espace en fonction du rendement laitier départemental moyen fourni par AGRESTE (2008). Le facteur d'émission associé aux bovins non-laitiers varie en fonction de la composition du troupeau. En l'absence d'information plus précise pour cette catégorie, nous appliquons le facteur moyen donné dans les inventaires d'émissions pour chaque année. Les facteurs d'émissions associés aux autres catégories animales sont constants dans le temps et entre les départements.

Les émissions liées aux effluents d'élevage (EMEF) regroupent les émissions qui ont lieu durant le stockage des effluents (N_2O et CH_4) et les émissions de N_2O (directes et indirectes) dues à l'épandage des effluents sur les sols agricoles. Les émissions de N_2O dues au stockage et à la gestion dépendent des quantités d'azote produites par les animaux et du mode de stockage (liquide ou solide). Les quantités totales d'azote produites sont calculées à partir des effectifs animaux par département fournis dans AGRESTE (2008) et des quantités d'azote par tête pour chaque catégorie animale (CITEPA, 2009). Ces dernières sont constantes dans l'espace et dans le temps. Faute d'information plus désagrégée sur les modes de gestion des effluents, les quantités d'azote gérées sous formes liquide et solide sont obtenues à partir des parts moyennes nationales fournies par le CITEPA. Nous appliquons enfin les mêmes facteurs d'émissions (spécifiques à chaque système de gestion) que ceux utilisés par le CITEPA. Pour ce qui est des émissions de CH_4, le calcul fait intervenir des coefficients spécifiques à chaque catégorie animale (facteurs d'émissions en $kgCH_4.tête^{-1}$). Enfin, l'azote produit par les animaux qui retourne au sol (soit directement durant les pâtures, soit après avoir été stocké) est responsable d'émissions directes et indirectes de N_2O qui sont calculées d'une manière similaire à celle appliquée pour EMN.

Enfin, les émissions de chacune des trois catégories sont converties en tCO_2eq sur la base des pouvoirs de réchauffement global (PRG) établis par le GIEC (Solomon et al., 2007). Chaque tonne de CH_4 est ainsi équivalente [5] à 25 tCO_2eq, chaque tonne de N_2O à 298 tCO_2eq.

5. Les PRG utilisés ici correspondent à la plus récente évaluation disponible synthétisée dans le dernier rapport du GIEC. Au titre du Protocole de Kyoto, les engagements des pays sont basés sur les évaluations de 1995 (PRG_{N_2O}=310, PRG_{CH_4}=21). Ce sont ces dernières valeurs qui sont utilisées dans les inventaires d'émissions français. Les valeurs pondérées par les PRG présentées dans ce texte diffèrent donc des valeurs contenues dans les inventaires établis par le CITEPA (2009).

Les émissions ainsi calculées sont présentées dans les tableaux 3.1 et 3.2. Le tableau 3.1 présente l'évolution et la distribution dans le temps des émissions nettes par catégorie. Le tableau 3.2 présente quant à lui l'évolution et la distribution entre les départements des émissions nettes par hectare. Sur l'ensemble de la période, les effluents d'élevage sont responsables de 43% des émissions totales, et constituent ainsi la principale source d'émissions d'origine agricole. Les émissions liées à la fermentation entérique représentent en moyenne un peu plus d'un tiers des émissions totales, les émissions dues aux engrais synthétiques, environ 22%. Sur ces douze années, le cumul de ces trois sources s'élève à 1,1 $GtCO_2eq$. Entre 1993 et 2003, les émissions annuelles de ces trois sources ont baissé de plus de 8%. Ces deux tableaux permettent de distinguer la variabilité annuelle et la variabilité entre les départements des émissions. Il apparaît clairement que les émissions d'origine agricole sont plus variables dans l'espace (coefficients de variation entre les départements compris 0.74 et 0.95 selon la catégorie) que dans le temps (coefficients de variation entre 0.01 et 0.07).

TABLE 3.1.: Evolution et distribution temporelle des émissions nettes par catégorie

	1993 (1)	2003 (2)	Moy. ann. (3)	Ecart type (4)	Coeff. de var. (5)
	($MtCO_2eq.an^{-1}$)				
Apports d'engrais synthétiques	21.0	19.9	22.4	1.5	0.07
Fermentation entérique	35.3	34.0	35.1	0.5	0.01
Effluents d'élevage	44.0	42.0	43.6	0.8	0.02
Total agriculture	100.3	95.8	101.0	2.3	0.02
UTCF	-47.8	-78.4	-63.0	9.1	-0.14
Biomasse aérienne	-47.8	-77.5	-62.2	9.0	-0.14
Sols	0.0	-0.9	-0.7	0.4	-0.57
Emissions nettes totales	52.4	17.4	38.1	10.5	0.28

Lecture : Colonnes (1) et (2) : Emissions nettes françaises par catégorie en 1993 et en 2003 ; Colonnes (3) et (4) : Moyenne annuelle et écart-type annuel des émissions nettes par catégorie sur *Champ :* France et départements français entre 1993 et 2003.
Sources : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI.

3.2.2. Puits et sources liées à l'UTCF

Comme pour les émissions d'origine agricole, le calcul des émissions nettes de cette catégorie (EMUTCF) résulte du produit de *variables d'activité* et de *facteurs d'émission*. Les variables d'activité sont données par les surfaces passant d'un usage[6] des sols à un autre entre l'année $t-1$ et t. A chaque couple d'usage (i,k) est associé un facteur d'émission nette correspondant à la source (+) ou au puits (-) net (exprimé en $tCO_2eq.ha^{-1}.an^{-1}$) dû au passage d'un hectare dédié à l'usage i à l'année $t-1$ à l'usage k en t. Ces facteurs d'émission peuvent varier à la fois dans le temps et l'espace.

6. Le terme "usage" ici doit être pris au sens large en ce qu'il peut recouvrir à la fois une utilisation du sol ou simplement une couverture.

TABLE 3.2.: Evolution et distribution départementale des émissions nettes par catégorie

	Moyenne par département		Cumul		
	1993 (1)	2003 (2)	Moy. dépt. (3)	Ecart type (4)	Coeff. de var. (5)
	($tCO_2eq.ha^{-1}.an^{-1}.dép^{-1}$)		($tCO_2eq.ha^{-1}.dép^{-1}$)		
Apports d'engrais synthétiques	0.37	0.35	4.3	3.2	0.74
Fermentation entérique	0.64	0.61	7.0	5.5	0.79
Effluents d'élevage	0.77	0.73	8.3	7.9	0.95
Total agriculture	1.78	1.70	19.7	13.9	0.71
UTCF	-0.9	-1.5	-13.0	12.3	-0.95
Biomasse aérienne	-0.9	-1.4	-12.9	12.3	-0.95
Sols	-0.0	-0.0	-0.1	0.1	-1
Emissions nettes totales	0.9	0.2	6.6	23.3	3.5

Lecture : Colonnes (1) et (2) : Moyenne départementale des émissions nettes par hectare en 1993 et en 2003 ; Colonnes (3) et (4) : Moyenne départementale et écart-type départemental des émissions nettes par hectare cumulées sur la période 1993-2003 ; Colonne (5) : Coefficient de variation entre les départements des émissions nettes par hectare.
Champ : France et départements français entre 1993 et 2003.
Sources : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI.

Les données d'usage des sols sont tirées des résultats de l'enquête TERUTI. Cette enquête, réalisée annuellement par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire, collecte de manière fine des informations sur l'occupation du territoire. Une description détaillée de cette enquête est présentée en annexe 3.5.

Afin de correspondre aux catégories retenues dans les inventaires d'émissions, les différents usages tels qu'ils sont définis dans l'enquête TERUTI sont regroupés en neuf classes (quatre concernant la forêt et deux l'agriculture) : Feuillus (FF), Résineux (FR), Forêt mixte (FM), Peupleraie (FP), Cultures (CT), Prairies (PR), Urbain (UR), Zones humides (ZH) et Autres (AU). Ces catégories sont obtenues à partir d'un croisement entre les nomenclatures physique et fonctionnelle de TERUTI (voir annexes 3.10 et 3.9).

L'agriculture représente l'usage le plus important en termes de surface, occupant 56% du territoire en 2003 (34% pour les cultures, 22% pour les prairies, voir Table 3.3). L'évolution la plus marquante entre 1992 et 2003 est le recul des surfaces agricoles au profit des surfaces en forêt et des zones urbaines et artificialisées, poursuivant ainsi la dynamique déjà observée entre 1982 et 1990 (Cavailhès and Normandin, 1993). La surface agricole a ainsi diminué de 3.5% entre 1992 et 2003, avec une baisse plus marquée pour les prairies (-5.6%) que pour les cultures (-2.1%). En 2003, les forêts couvrent 28% du territoire avec 16% de feuillus, 7% de résineux et 6% de forêts mixtes. L'expansion forestière (près de 0.8 Mha sur la période, soit une augmentation de 5.3%) se répartit de manière inégale entre les types de forêt (FF : +1.8%, FM : +34.7%, FP : +11.8%, FR : -1.7%). Les sols artificialisés (un peu moins de 9%

du territoire en 2003) sont proportionnellement ceux qui augmentent le plus sur la période, gagnant 0.7 Mha sur la période (+17.6%).

TABLE 3.3.: Evolution des usages des sols entre 1992 et 2003

		1992		2003		Δ
		(kha)	(%)	(kha)	(%)	(%)
Cultures	CT	19100	34.8	18708	34.1	-2.1
Prairies	PR	12924	23.5	12202	22.2	-5.6
Forêts - Feuillus	FF	8784	16.0	8943	16.3	1.8
Forêts - Résineux	FR	3763	6.9	3697	6.7	-1.7
Forêts - Mixtes	FM	1910	3.5	2573	4.7	34.7
Forêts - Peupleraies	FP	214	0.4	240	0.4	11.8
Zones urbanisées	UR	3942	7.2	4637	8.4	17.6
Zones humides	ZH	880	1.6	930	1.7	5.7
Autres	AU	3404	6.2	2989	5.4	-12.2

Lecture : Colonnes (1) et (3) : Usages des sols en 1992 et en 2003 ; Colonnes (2) et (4) : Parts des usages des sols dans la surface française totale en 1992 et en 2003 ; Colonne (5) : Taux de variation des usages des sols entre 1993 et 2003.
Champ : France entre 1993 et 2003.
Source : Enquête TERUTI, calculs des auteurs.

Ces évolutions résultent de transitions entre les différents usages qui peuvent être plus contrastées localement. L'agrégation dans le temps et l'espace peut masquer la complexité des transferts entre les différents usages. Pour le calcul des émissions liées à l'UTCF, il est donc important de ne pas s'en tenir aux seules évolutions nettes, mais de prendre en compte l'ensemble des transferts. La base de données TERUTI permet d'établir des matrices complètes de transition par année et par département (résolution à laquelle les données TERUTI sont représentatives).

Le tableau 3.4 présente les transitions entre les différents usages entre 1992 et 2003. Il apparaît ainsi que la conversion des terres agricoles en forêt s'est faite plus à partir des prairies qu'à partir des cultures. Ainsi, plus de 4 % des surfaces en prairies ont été converties en forêt de 1992 à 2003. La baisse des terres en cultures se fait principalement au profit des prairies (7.6%) et des usages urbains (1.85%). L'expansion des surfaces en forêt entre 1992 et 2003 provient en premier lieu des prairies, puis des friches et enfin des terres en cultures. Quand à l'augmentation des terres urbanisées, elle se fait principalement à partir des terres en cultures et en prairies ainsi qu'à partir des friches.

Les facteurs moyens d'émissions nettes sont tirés des données utilisées pour l'inventaire du CITEPA [7]. Ils sont présentés dans le tableau 3.5. Les quantités de carbone correspondant à chacune des cases de cette matrice sont converties en tCO_2eq (1 tC=44/12 tCO_2eq). Ces facteurs recouvrent les changements intervenant à la fois dans la biomasse aérienne et dans le sol. Pour ce qui concerne la biomasse forestière, ils résultent du croisement de données d'accroissement issues de l'Inventaire Forestier National (qui varient en fonction des es-

7. Nous remercions Etienne Mathias (CITEPA) pour avoir mis à notre disposition les coefficients UTCF régionaux utilisés dans les inventaires.

TABLE 3.4.: Transferts entre usages des sols entre 1992 et 2003

2003 / 1992	**C**T	**P**R	**F**F	**F**R	**F**M	**F**P	**U**R	**Z**H	**A**U	**T**otal 1992
CT	16973	1461	47	26	13	19	351	21	189	19100
	88.86	7.65	0.25	0.14	0.07	0.10	1.84	0.11	0.99	
	90.73	11.97	0.53	0.70	0.50	7.75	7.57	2.24	6.33	
PR	1442	10116	204	89	211	27	377	44	413	12924
	11.16	78.28	1.58	0.69	1.64	0.21	2.92	0.34	3.19	
	7.71	82.90	2.28	2.41	8.21	11.19	8.13	4.75	13.81	
FF	32	84	8211	96	269	13	40	5	34	8784
	0.37	0.96	93.47	1.10	3.06	0.15	0.46	0.05	0.39	
	0.17	0.69	91.81	2.60	10.45	5.42	0.87	0.51	1.14	
FR	15	29	112	3325	235	1	16	2	27	3763
	0.41	0.78	2.98	88.37	6.24	0.03	0.44	0.05	0.72	
	0.08	0.24	1.25	89.93	9.13	0.50	0.35	0.18	0.90	
FM	7	13	195	104	1519	0	30	1	41	1910
	0.36	0.70	10.21	5.42	79.54	0.02	1.54	0.07	2.14	
	0.04	0.11	2.18	2.80	59.04	0.17	0.64	0.14	1.37	
FP	5	9	16	1	3	172	3	2	5	214
	2.21	4.13	7.34	0.42	1.33	80.02	1.21	1.12	2.21	
	0.03	0.07	0.18	0.02	0.11	71.54	0.06	0.26	0.16	
UR	77	87	19	8	24	1	3658	18	50	3942
	1.95	2.21	0.48	0.20	0.62	0.02	92.79	0.45	1.27	
	0.41	0.72	0.21	0.22	0.94	0.35	78.87	1.91	1.68	
ZH	9	15	5	1	4	2	15	821	8	880
	1.07	1.71	0.55	0.13	0.47	0.20	1.70	93.28	0.89	
	0.05	0.12	0.05	0.03	0.16	0.75	0.32	88.26	0.26	
AU	148	387	135	48	295	6	148	16	2223	3404
	4.34	11.37	3.95	1.40	8.66	0.16	4.35	0.48	65.30	
	0.79	3.17	1.50	1.28	11.45	2.31	3.19	1.75	74.35	
Total 2003	18708	12202	8943	3697	2573	240	4637	930	2989	54920

Lecture : Transferts d'usages entre 1992 et 2003. Pour chaque case de la matrice, la première valeur correspond à la surface transférée d'un usage à l'autre, la seconde représente le pourcentage en ligne des transferts de la case, la dernière représente le pourcentage en colonne des transferts de la case.
Champ : France entre 1992 et 2003.
Source : Enquête TERUTI.

sences, de la structure des classes d'âge et des grandes régions forestières) et des données de récoltes de bois. Les différents compartiments de carbone (bois, bois mort, litière) sont caractérisés par des dynamiques spécifiques. Il convient de noter que, par convention, le carbone stocké dans les produits du bois est considéré comme une source [8]. Les facteurs associés au carbone stocké dans les sols sont tirés des estimations de stocks spécifiques à chaque couple (usage,région) établies par l'équipe INFOSOL (INRA Orléans, Arrouays et al., 2001). Le calcul des facteurs annuels repose sur l'hypothèse d'une transition linéaire sur 20 ans entre le stock de carbone dans le sol associé à l'usage de départ et celui associé à l'usage d'arrivée. Dans l'ensemble, les facteurs d'émissions associés à chaque case de la matrice de transition varient dans le temps en fonction de la dynamique du carbone dans les différents compartiments, de la productivité et/ou de la structure de classes d'âge des forêts. Il est important de noter que les moyennes présentées dans le tableau 3.5 masquent les variations inter-annuelles ou inter-départementales. Ces variations sont prises en compte dans le calcul des émissions liées à l'UTCF.

Le tableau 3.5 fait apparaître l'importance des changement d'usages de ou vers la forêt, relativement aux autres changements d'usage et indique une dissymétrie claire entre déforestation (bloc supérieur droit) et afforestation (bloc inférieur gauche). Le bloc inférieur droit du tableau 3.5 comporte un nombre important de zéros. Certains traduisent des changements d'usages marginaux ou non pertinents (par exemple, de urbain à zone humide). D'autres reflètent le manque de connaissances actuel concernant l'impact de certains changements d'usage (par exemple, urbanisation).

TABLE 3.5.: Coefficients de stockage (-) ou d'émissions (+) (moyenne 1993-2003, $tCO_2eq.ha^{-1}.an^{-1}$)

	Forêt								
k / i	Feuillus (FF)	Résineux (FR)	Forêt mixte (FM)	Peupleraie (FP)	Cultures (CT)	Prairies (PR)	Urbain (UR)	Zones humides (ZH)	Autres (AU)
FF	-4.53	-	-	-	14.36	3.30	15.01	10.41	1.56
FR	-	-4.58	-	-	11.24	3.51	9.69	8.03	2.01
FM	-	-	-6.81	-	13.96	3.92	24.41	34.52	1.03
FP	-	-	-	20.94	10.37	2.34	7.05	6.79	0.00
CT	-7.82	-12.13	-7.32	-10.44	0.00	-3.50	0.00	0.00	0.00
PR	-4.18	-6.71	-3.99	-7.10	3.49	0.00	0.00	0.00	0.00
UR	-4.82	-8.04	-4.01	-7.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ZH	-4.78	-8.42	-3.32	-7.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
AU	-4.37	-5.72	-4.71	-7.44	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Lecture : Moyenne sur l'ensemble des départements français des coefficients de stockage ou d'émissions pour un hectare passant de l'usage i à l'usage k.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : CITEPA (2009) ; calculs des auteurs.

Les émissions liées à l'UTCF sont présentées dans les tableaux 3.1 et 3.2. Sur l'ensemble de la période, le puits net cumulé s'élève à 692.5 $MtCO_2eq$ avec une moyenne annuelle d'environ 63 $MtCO_2eq$ sur l'ensemble de la France. Entre 1993 et 2003, le puits net annuel a augmenté d'environ 64%. La majeure partie du puits net lié à l'UTCF est constitué par

8. Cet aspect fait l'objet d'un débat important au sein des instances internationales qui soulève des questions méthodologiques délicates.

le stockage de carbone au sein de la biomasse aérienne (98.8%). Comme dans le cas des émissions d'origine agricole, les émissions liées à l'UTCF sont plus variables dans l'espace que dans le temps (coefficient de variation dans le temps d'environ -0.14 contre -0.95 entre les départements). Néanmoins, les émissions liées à l'UTCF semblent être plus variables dans le temps que celles d'origine agricole. Ceci peut s'expliquer par le fait que certains phénomènes climatiques extrêmes comme la tempête de 1999 ont fortement perturbé les puits de carbone au sein de la forêt.

3.3. Répartition spatiale des émissions

Dans cette section, nous analysons succinctement la répartition départementale de l'ensemble des sources et des puits d'émissions calculés selon la méthode présentée dans la précédente section. Afin d'atténuer l'impact de certains phénomènes annuels (climat notamment) et de ne garder que la variabilité inter-départementale des émissions de GES, nous étudierons la répartition spatiale des émissions nettes cumulées sur la période de 1993 à 2003. De plus, les émissions provenant de chacune des sources sont normalisées par la surface totale des départements.

La figure 3.1 présente la répartition départementale des émissions nettes par catégorie cumulées sur la période de 1993 à 2003 (en $tCO_2eq.ha^{-1}$). Pour ce qui est de l'UTCF, les valeurs négatives correspondent à un puits net, les valeurs positives à des émissions nettes au sein du département sur la période considérée. [9]

3.3.1. Emissions agricoles

Les figures 3.1-(a), 3.1-(b) et 3.1-(c) montrent que les émissions agricoles de chacune des catégories ne sont pas réparties uniformément sur l'ensemble du territoire français. Les régions où l'élevage représente une part importante de l'activité agricole présentent des émissions liées aux effluents d'élevage et à la fermentation entérique élevées. On peut distinguer deux pôles principaux d'où proviennent la majorité des émissions de ces deux catégories. Au nord-ouest, la Bretagne, les Pays de la Loire et la Basse-Normandie cumulent 40% des émissions liées aux effluents et 34% des émissions liées à la fermentation entérique. Au centre, le Limousin, l'Auvergne et la Bourgogne cumulent respectivement 15% et 17% des émissions de ces deux catégories.

Les émissions liées à l'apport d'engrais synthétiques quant à elles proviennent principalement des zones de grandes cultures et de polyculture associée à l'élevage. Au nord et au nord-est, le Nord-Pas-de-Calais, la Picardie, l'Ile de France, la Champagne-Ardenne et la Lorraine cumulent 20% des émissions liées aux apport d'engrais. A l'ouest, la Bretagne, les Pays de la Loire et le Poitou-Charentes sont responsables d'environ 22% des émissions

9. Il est à noter que les émissions des départements 75, 78, 91, 92, 93, 94, et 95 d'une part et celles des départements de la Corse du Sud et de la Haute-Corse (2A et 2B) d'autre part ont été sommées et attribuées respectivement à une même zone géographique (région parisienne d'une part et Corse d'autre part)

de cette catégorie. Cette répartition spatiale doit être interprétée avec précaution du fait du biais possible dû aux différences entre livraisons et consommations d'engrais dans certains départements (voir note de bas de page 4).

3.3.2. Emissions nettes (sources-puits) liés à l'UTCF

La figure 3.1-(d) présente la répartition départementale des émissions nettes de GES liées à l'UTCF. Elle indique une séparation nette au niveau de la diagonale nord-est/sud-ouest de la France. Au sein des régions situées au nord et au nord-ouest, l'UTCF constitue un puits de CO_2 faible voire une source d'émissions. A l'inverse, les régions où le stockage de carbone est le plus important se situent à l'est et au sud de la France. Les régions Rhônes-Alpes, Bourgogne, Franche-Comté et PACA sont ainsi responsables de 48% du puits net de CO_2 lié à l'UTCF.

Sur l'ensemble du territoire français, le puits net lié à l'UTCF est principalement constitué par l'accroissement du stock de CO_2 au sein de la biomasse aérienne. Le puits net au sein de la biomasse représente en effet 98.8% de l'ensemble des sources et des puits liés à l'UTCF entre 1993 et 2003. La répartition spatiale des puits nets au sein de la biomasse est donc similaire à celle de l'ensemble des émissions nettes liées à l'UTCF (figure 3.2-(a)). Le puits net dans les sols représente quant à lui une part beaucoup plus faible du puits net lié à l'UTCF. On observe également une plus grande dispersion des émissions nettes liées au compartiment sol (figure 3.2-(b)). Enfin, le puits net lié à l'UTCF résulte pour une grande part de l'accroissement du stock de carbone dans les forêts existantes plutôt que de l'accroissement des surfaces forestières.

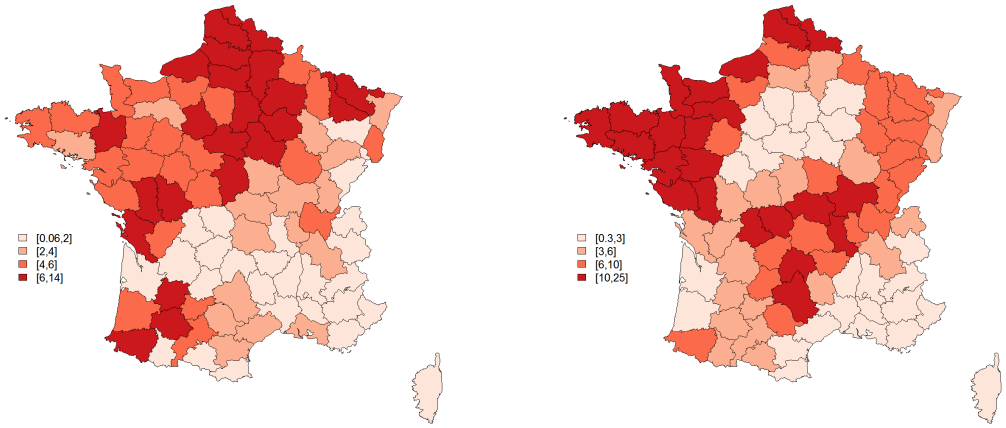
3.3.3. Emissions nettes totales

La figure 3.3 présente la répartition départementale des émissions nettes totales (émissions agricoles + émissions nettes liées à l'UTCF) cumulées sur la période considérée. Les valeurs négatives signifient que la séquestration de CO_2 au sein du département correspondant est supérieure à la somme des émissions des différentes catégories. Les régions dont le bilan net en émissions est négatif se situent principalement dans le sud-est et l'est de la France. Ces régions sont caractérisées par des émissions agricoles faibles et un stockage de CO_2 important. Les régions dont les émissions nettes par hectare sont les plus importantes sont quant à elles situées principalement dans les régions du nord et de l'ouest du territoire français où les émissions agricoles sont importantes et où le stockage de CO_2 est faible. Enfin, la diagonale nord-est/sud-ouest de la France est de manière générale constituée par des départements avec un bilan net en émission autour de zéro et se situant pour la plupart dans l'intervalle inter-quartile. Ceci est dû au fait que leurs émissions agricoles sont compensées en partie par le stockage de CO_2 lié à L'UCTF.

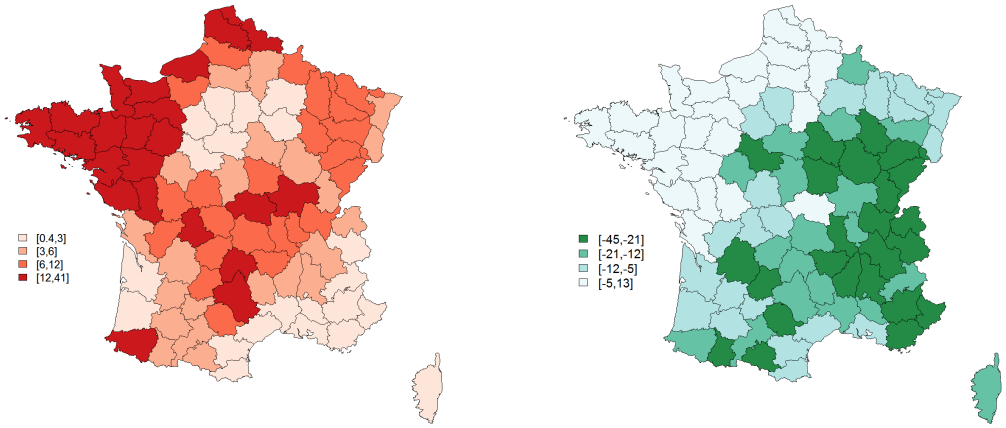
Une rapide analyse statistique des corrélations entre les différentes catégories d'émissions est présentée dans la table 3.3.3. La table 3.3.3 montre que les variables EMEF et EMFE sont corrélées positivement ce qui confirme que les départements dont les émissions liées aux

FIGURE 3.1.: Emissions nettes par catégorie (cumul 1993-2003, en tCO_2-eq par hectare)

(a) Emissions dues aux engrais synthétiques (b) Emissions dues à la fermentation entérique



(c) Emissions dues aux effluents d'élevage (d) Emissions nettes liées à l'UTCF



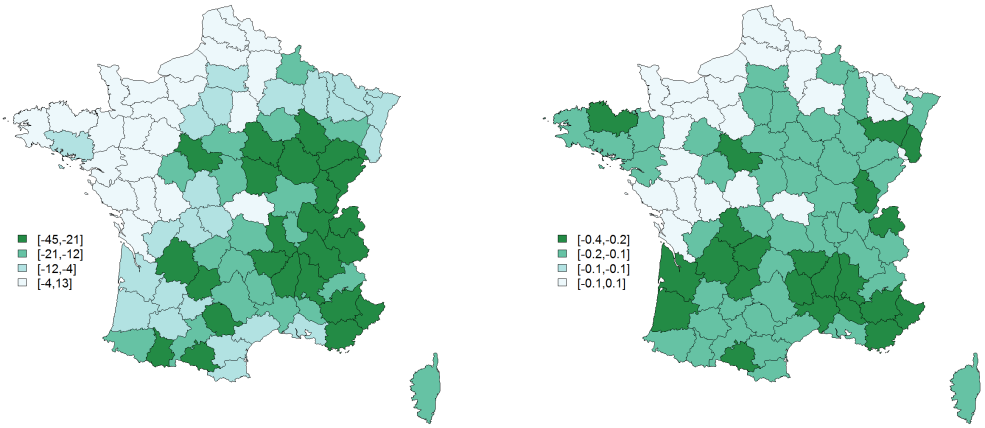
Lecture : Emissions nettes cumulées par catégorie (EMN (a), EMFE (b), EMEF (c), EMUTCF (d)). Les émissions sont exprimées en tCO_2eq par hectare stockées(valeurs négatives) ou émises (valeurs positives) au sein du département sur la période considérée.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

effluents d'élevage sont élevées ont tendance à être responsables d'importantes émissions liées à la fermentation. Ceci s'explique facilement étant donné que ces deux catégories d'émissions sont toutes les deux fortement liées à la présence d'élevage et aux effectifs animaux.

La variable EMUTCF est quant à elle corrélée positivement avec les autres variables représentant les 3 catégories d'émissions agricoles ce qui signifie que les départements où l'UTCF constitue un stockage de CO_2 faible ou une source d'émissions sont également res-

FIGURE 3.2.: Emissions nettes liées à l'UTCF par compartiment (cumul 1993-2003, en tCO_2-eq par hectare)

(a) Biomasse aérienne (b) Sol



Lecture : Emissions nettes liées à l'UTCF par compartiment (biomasse aérienne (a) et sol (b)). Les émissions sont exprimées en tCO_2eq par hectare stockées (valeurs négatives) ou émises (valeurs positives) au sein du département sur la période considérée.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : CITEPA (2009) ; calculs des auteurs.

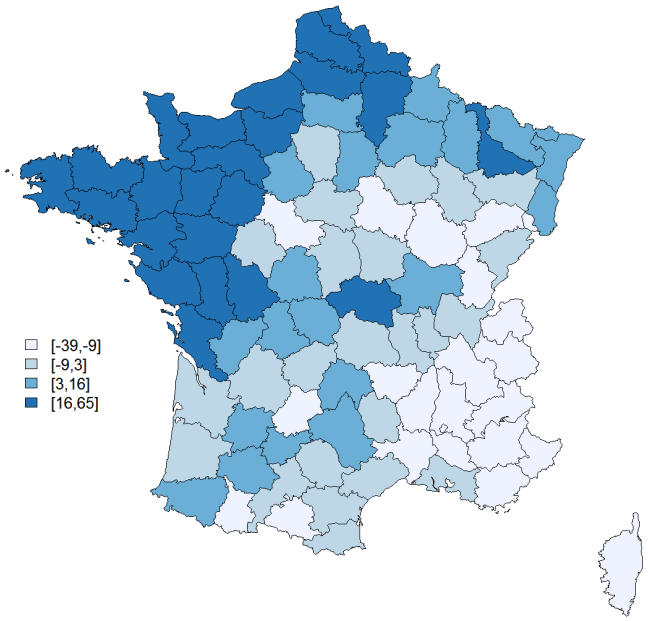
ponsables d'émissions agricoles élevées. Enfin, les départements dont les émissions liées aux engrais sont importantes semblent être faiblement liés à ceux dont les émissions dues à la fermentation entérique et aux effluents sont élevées comme le témoigne la faible corrélation entre la variable EMN d'une part et les variables EMEF et EMFE d'autre part. Ces résultats confirment les observations effectuées ci-dessus à savoir une séparation entre les régions avec un bilan net en émissions négatif et les régions dont les émissions nettes sont importantes.

Les observations réalisées dans cette section permettent de mettre en évidence l'existence d'une structure spatiale dans la distribution des émissions nettes. Nous nous attacherons notamment dans la section suivante à caractériser plus précisément ces corrélations spatiales à l'aide des outils de l'analyse spatiale exploratoire.

3.4. Analyse spatiale exploratoire

Nous nous intéressons ici à l'analyse spatiale des émissions nettes de GES. Notre analyse est essentiellement descriptive et se focalise sur les liens entre les émissions de GES agricole et leur localisation géographique. Nous utilisons à cette fin les outils de l'analyse exploratoire des données spatiales développés par Haining (1990); Anselin (1998a,b). Ces outils sont présentés de manière détaillée en annexe 3.5.

FIGURE 3.3.: Emissions nettes totales (agriculture + UTCF) (cumul 1993-2003 en tCO_2-eq par hectare)



Lecture : Emissions nettes totales (cumul 1993-2003 en tCO_2-eq par hectare)
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

3.4.1. Coefficient de Moran global

Le tableau 3.7 présente les valeurs de la statistique I de Moran des émissions nettes de chacune des catégories cumulées sur la période 1993-2003.

Les résultats des tests de significativité présentés dans ce tableau montrent que les statistiques I de Moran sont toutes significativement non nulles pour une valeur critique $p = 0.0001$. Ainsi, le cumul des émissions sur la période 1993-2003 est positivement et spatialement autocorrélé pour les quatre catégories d'émissions : émissions dues aux engrais synthétiques (EMN), à la fermentation entérique (EMFE), aux effluents d'élevage (EMEF) et les sources/puits liés à l'UTCF (EMUTCF). Ce résultat est également valable pour les émissions nettes totales issues de ces quatre sources.

Ces résultats confirment que les départements ayant des niveaux d'émissions relativement élevés (respectivement relativement faibles) ont tendance à être localisés près d'autres départements ayant des niveaux d'émissions relativement élevés (respectivement relativement faibles).

TABLE 3.6.: Corrélations entre les quatre catégories d'émissions

Variables	EMN	EMEF	EMFE	EMUTCF
EMN	1.00			
EMEF	0.16	1.00		
EMFE	0.15	0.92***	1.00	
EMUTCF	0.56***	0.51***	0.52***	1.00

*** : significatif à 1%, * significatif à 10%

Lecture : Corrélations entre les 4 catégories d'émissions. Chaque variable est exprimée en tCO_2-eq par hectare émises entre 1993 et 2003
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

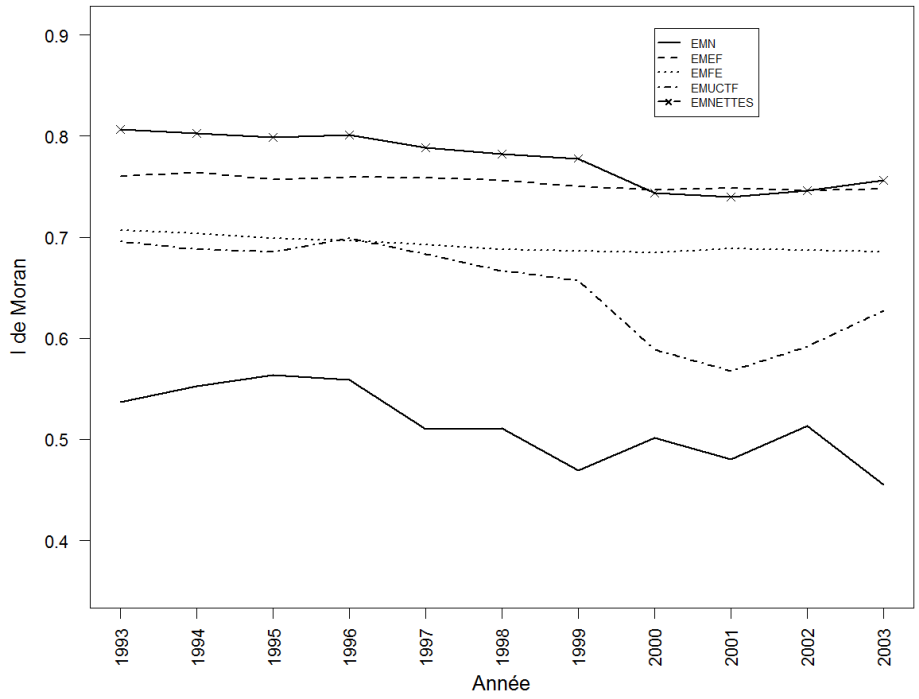
TABLE 3.7.: Statistique I de Moran des émissions par catégorie (cumul par hectare sur la période 1993-2003)

Variables	I	z	p-value
EMN	0.55	7.58	0.000
EMEF	0.51	16.53	0.000
EMFE	0.71	9.99	0.000
EMUCTF	0.54	16.86	0.000
Emissions nettes totales	0.62	19.53	0.000

Lecture : Statistique I de Moran des émissions nettes cumulées par catégorie ; I : Valeurs de la statistique I de Moran ; z : Valeurs de la statistique de test z ; p-value : p-value associées aux tests.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

L'évolution de la statistique I de Moran sur la période 1993-2003 montre que pour toutes les catégories d'émissions le regroupement spatial reste important (voir figure 3.4). L'autocorrélation spatiale mesurée par la statistique I de Moran demeure significative à 1% pour toutes les années 1993-2003. Cette figure montre que l'autocorrélation spatiale reste relativement stable sur la période pour les émissions dues à la fermentation entérique (EMFE) et aux effluents d'élevage (EMEF). Ceci s'explique par l'inertie temporelle des effectifs animaux. Concernant les émissions dues aux engrais synthétiques (EMN) l'autocorrélation spatiale est plus variable sur la période. En effet, ces émissions dépendent directement de l'utilisation des engrais dans l'agriculture qui peut varier d'une année à l'autre en fonction des prix du marché (prix des input et output) mais également des conditions climatiques. Enfin, l'autocorrélation spatiale des émissions liées à l'UTCF (EMUTCF) a été marquée par une baisse importante en 2000 due aux effets de la tempête de décembre 1999. Les effets de cette tempête ont également perturbé les valeurs de l'autocorrélation spatiale pour les années 2001 et 2002.

FIGURE 3.4.: Evolution des statistiques I de Moran des émissions par catégorie



Lecture : Evolution des statistiques I de Moran des émissions par catégorie entre 1993 et 2003.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

La statistique I de Moran est une statistique globale qui ne nous permet pas d'évaluer la structure locale de l'autocorrélation spatiale. En particulier, elle ne permet pas de déterminer s'il existe des concentrations locales de valeurs élevées ou faibles, ni quels sont les départements qui contribuent le plus à l'autocorrélation spatiale globale, ou encore dans

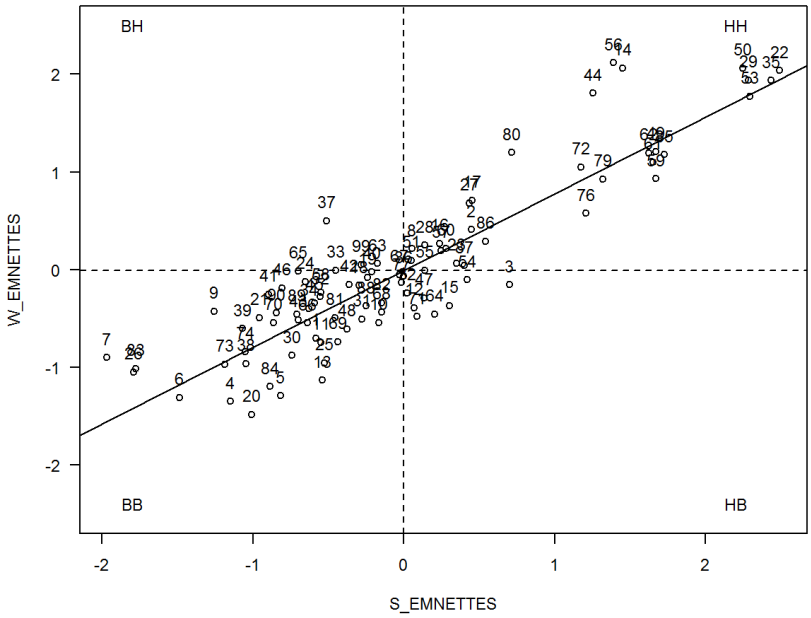
quelle mesure l'évaluation globale de l'autocorrélation spatiale masque des localisations atypiques ou des "poches" de non stationnarité locale (comme un département à fortes valeurs d'émissions de GES agricoles au milieu de départements à faibles valeurs d'émissions de GES agricoles ou à l'inverse un département à faibles valeurs d'émissions de GES agricoles au milieu de départements à fortes valeurs d'émissions de GES agricoles). L'analyse spatiale locale permet d'affiner les résultats de l'analyse spatiale globale à l'aide d'outils comme le diagramme de Moran (Anselin, 1996) et les indicateurs locaux d'association spatiale (Anselin, 1995) (cf annexes).

3.4.2. Diagramme de Moran et regroupements spatiaux locaux

La figure 3.5 présente le diagramme de Moran des émissions nettes totales cumulées sur la période de 1992 à 2003. Ce diagramme confirme que les départements français sont caractérisés par une association spatiale positive.

Ce diagramme de Moran permet également de détecter les départements qui ont des valeurs d'émissions atypiques. Statistiquement, ce sont les départements dont les valeurs d'émissions standardisées dépassent 2 en valeur absolue. Ainsi, les départements bretons (Côtes d'Armor (22), Finistère (29) et Île-et-Vilaine (35)) présentent des valeurs atypiques élevées par rapport à la moyenne des émissions nettes totales cumulées ce qui s'explique principalement par l'importance de l'élevage hors-sol dans cette région et donc à des émissions dues aux effluents d'élevage (EMEF) élevées. Les départements de la Manche (50) et de la Mayenne (53) montrent également des valeurs atypiques élevées pour les émissions nettes totales cumulées, ces émissions sont principalement issues de la fermentation entérique. Enfin, le département de l'Ardèche (7) présente des valeurs atypiques faibles par rapport à la moyenne des émissions nettes totales cumulées, ceci est principalement dû à des valeurs faibles pour les émissions liées à l'UTCF. Ce département présente un puits de carbone important.

FIGURE 3.5.: Diagramme de Moran des émissions nettes totales (cumul par hectare sur la période 1993-2003)

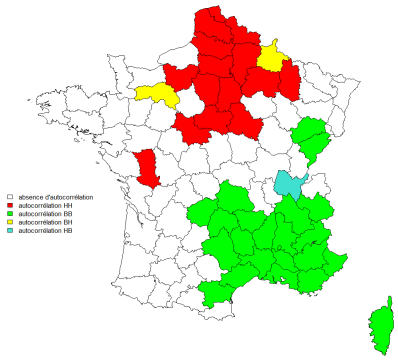


Lecture : Diagramme de Moran des émissions nettes par hectare cumulées sur la période 1993-2003. La variable spatialement décalée (W en ordonnées) est représentée en fonction d'elle même (S en abscisse). Les numéros associés à chaque points correspondent aux numéros des départements français. Enfin, les 4 quadrants sont identifiés par HH, BB, HB, BH selon que les valeurs de S et W sont élevées (H) ou faibles (B)
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

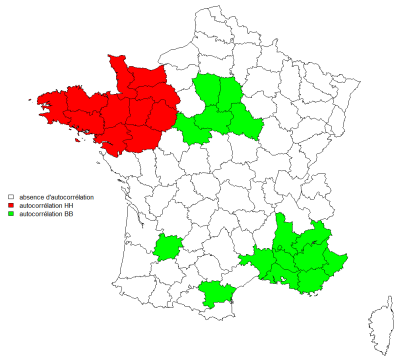
Les cartes présentées dans la figure 3.6 permettent de visualiser les autocorrélations spatiales locales significatives ainsi que le type d'autocorrélation pour les différentes catégories d'émission. Cette figure confirme la distribution bipolaire des émissions nettes totales entre des zones à fortes émissions dans les départements du nord-ouest et des zones de faibles émissions et stockage important dans les départements de l'est et du sud-est. Les cartes pour les trois sources d'émissions agricoles montrent également une séparation nette entre les zones à fortes émissions et celles dont les émissions sont faibles. Il est cependant intéressant de remarquer que les regroupements spatiaux des départements dont les émissions sont élevées sont différents pour les émissions liées aux engrais d'une part et pour les émissions liées à la fermentation entérique et aux effluents d'élevage d'autre part.

FIGURE 3.6.: Regroupements spatiaux des LISA des émissions nettes par hectare cumulées par catégorie (1993-2003)

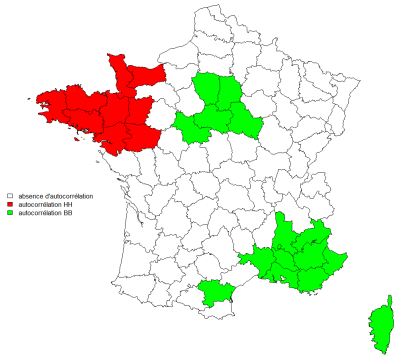
(a) Emissions dues aux engrais synthétiques



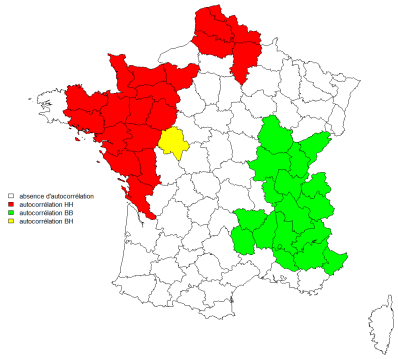
(b) Emissions dues à la fermentation entérique



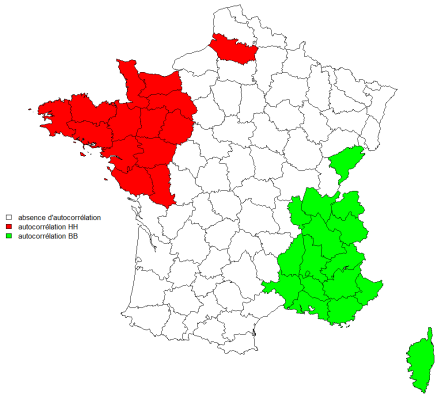
(c) Emissions dues aux effluents d'élevage



(d) Emissions nettes liées à l'UTCF



(e) Emissions nettes totales



Lecture : Autocorrélation spatiale des émissions nettes par hectare cumulées (1993-2003) par catégorie (EMN (a), EMFE (b), EMEF (c), EMUTCF (d), Emissions nettes totales (e)). Les couleurs représentent les quadrants du diagramme de Moran auxquels appartient chaque département. L'absence d'autocorrélation spatiale est représentée en blanc.
Champ : Départements français entre 1993 et 2003.
Source : AGRESTE (2008); CITEPA (2009); UNIFA (2009) ; Enquête TERUTI ; calculs des auteurs.

3.5. Conclusion

Dans ce texte, nous avons mené une analyse exploratoire des émissions françaises de gaz à effet de serre liées à la fois à l'agriculture et à l'UTCF à une résolution départementale sur la période 1993-2003. La carte des émissions nettes (totales et par catégorie) obtenue fait apparaître de fortes disparités entre les départements.

Tout d'abord, cette analyse révèle l'existence d'une autocorrélation spatiale globale significative pour les quatre sources d'émissions considérées ainsi que pour les émissions nettes totales. Ce résultat est robuste sur l'ensemble de la période 1993-2003. Les départements ayant des niveaux d'émissions nettes relativement élevés (respectivement faibles) ont tendance à être localisés près d'autres départements ayant des niveaux d'émissions nettes relativement élevés (respectivement faibles).

Deuxièmement, l'analyse spatiale locale, par les diagrammes de Moran et les LISA, montre une distribution bipolaire des émissions nettes totales entre des zones à fortes émissions et puits faibles dans les départements du nord et nord-ouest et des zones à faibles émissions et stockage fort dans les départements de l'est et du sud-est.

Les regroupements spatiaux mis en évidence dans notre analyse ont des conséquences pour la définition de politiques publiques de lutte contre le changement climatique. A un niveau agrégé, il est clair qu'une politique couvrant l'ensemble des émissions nettes est préférable socialement afin de limiter les "fuites" et, dans une perspective d'efficacité, de privilégier les réductions d'émissions les moins coûteuses. L'analyse, lorsqu'elle est menée à une résolution suffisamment fine, révèle que sources agricoles et puits liés à l'UTCF sont assez nettement séparés dans l'espace. Ainsi, des politiques spécifiques par source et/ou par secteur (cultures/élevage) mais bien ciblées géographiquement, pourraient apparaître comme un second rang satisfaisant.

Cette implication doit néanmoins être nuancée. Tout d'abord, une zone importante du territoire peut être considérée comme intermédiaire, dans le sens qu'elle est caractérisée par des émissions agricoles et un puits d'importance à peu près égale. Deuxièmement, notre analyse est limitée à une période relativement courte et caractérisée par des prix agricoles réels en baisse. Il sera intéressant dans des recherches futures de la prolonger jusqu'à la période récente, en incluant ainsi un contexte de variations plus marquées des prix des produits agricoles et forestiers. Troisièmement, des travaux économétriques complémentaires sont nécessaires pour affiner l'approche retenue ici pour quantifier les apports de fertilisants azotés, par exemple en complétant les données de livraisons par d'autres sources statistiques. Enfin, l'approche développée dans ce texte reste essentiellement descriptive. Elle devra être prolongée par des travaux d'économétrie appliquée mobilisant des modèles structurels permettant d'identifier et de mesurer les déterminants économiques des différentes sources d'émissions. Les résultats de cette analyse exploratoire soulignent l'importance de la prise en compte de l'autocorrélation spatiale lorsque l'on travaille à une résolution départementale. Ceci implique, dans les travaux ultérieurs d'économétrie appliquée d'avoir systématiquement recours aux tests, aux spécifications spatiales (modèle autorégressif spatial, ou modèle spatial d'autocorrélation des erreurs) et aux outils de l'économétrie spatiale.

Annexes A : Présentation de l'enquête TERUTI

Méthodologie de l'enquête

L'enquête TERUTI est une enquête annuelle réalisée par le Service de la Statistique et de la Prospective (SSP) du Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du Territoire. La méthode de l'enquête TERUTI, pour la période 1981 et 2003, repose sur la détermination de points générés à partir d'un échantillon de 15 579 photographies aériennes qui sont reparties régulièrement sur l'ensemble du territoire métropolitain (voir figure 3.7). Chaque photographie porte une grille de 36 points, portant ainsi a 555 903 le nombre total de points enquêtés. Les enquêteurs localisent sur le terrain, de manière précise, les points à observer et déterminent chaque année, pour chacun d'entre eux, une occupation physique et une utilisation fonctionnelle.

Le tirage de l'échantillon est un tirage systématique à deux degrés comme le montrent les figures 3.7 et 3.8. Ce type de tirage assure une répartition satisfaisante de l'échantillon sur l'ensemble du territoire :

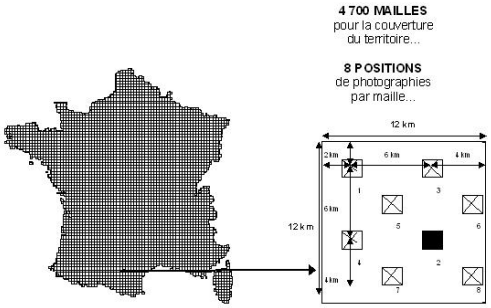
– 1er degré : tirage de photographies aériennes. Le tirage revient à recouvrir la France d'un quadrillage de mailles de 12 km x 12 km chacune, dans les directions nord-sud et est-ouest. Le nombre de mailles est de 4 700. A l'intérieur de chacune de ces mailles, huit photographies de position fixe ont été prévues. Du fait de contraintes de coût, seules les photographies de positions 1, 2, 3 et 4 distantes les unes des autres de 6 km environ, ont été retenues sauf pour Paris, la Couronne Parisienne et le Territoire de Belfort qui enquêtent également, pour des raisons de représentativité des résultats au niveau départemental, les photographies de positions 5, 6, 7 et 8.
– 2ème degré : tirage des points. Le tirage systématique revient à reporter sur chacune des photographies aériennes une grille de 36 points à enquêter, alignés de 6 en 6. Sur le terrain, les points sont distants d'environ 300 mètres et désignent chacun une superficie d'environ 10 m^2 (3 m $\times$ 3 m).

Chaque point identifie une portion homogène du territoire du point de vue de l'occupation du sol. Après localisation sur le terrain, on attribue à cette portion homogène un poste et un seul parmi les 81 postes de la nomenclature physique et un poste parmi les 25 postes de la nomenclature fonctionnelle (voir les détails de ces nomenclatures dans les figures 3.10 et 3.9).

L'occupation physique est celle déduite directement de l'observation de la portion homogène. Les 81 postes décrivent les eaux permanentes et sols humides (11 à 15), les sols à roche mère affleurante (16 et 17), les sols à couverture boisée (18 à 26), les sols agricoles utilisés (27 à 67), les sols ni altérés ni bâtis (68 à 73), les sols artificialisés non bâtis (74 à 84) et les sols bâtis (85 à 91)

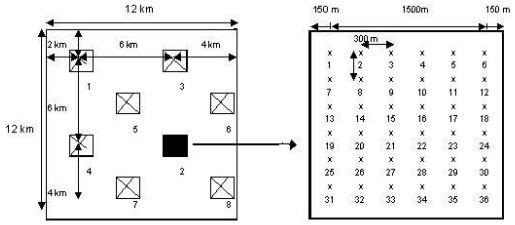
L'utilisation fonctionnelle est moins directe et parfois plus délicate à déterminer : elle doit renseigner sur la destination socio-économique du territoire observé. Les 25 postes décrivant la production primaire (minière, agricole, ligneuse, piscicole) la production secon-

FIGURE 3.7.: Tirage des photographies aériennes



Lecture : Tirage des photographies aériennes.
Source : AGRESTE (2004).

FIGURE 3.8.: Tirage des points



Lecture : Tirage des points.
Source : AGRESTE (2004).

daire (industrie, énergie) ainsi que les sols à vocation de services et diverses utilisations (réseau, commerce, équipements, habitat...). Dans de nombreux cas l'observation physique suffit à déterminer l'utilisation fonctionnelle. Quand cela n'est pas possible une interprétation tenant compte de l'environnement immédiat est nécessaire. Notons par exemple les différences entre classification fonctionnelle et physique des sols agricoles. Selon la classification fonctionnelle les sols agricoles comprennent les sols agricoles utilisés (cultures, prairies...) ainsi que des sols physiquement non agricoles, par exemple des pelouses, landes ou friches mais à fonction agricole lorsque l'environnement est agricole. La surface agricole utilisée représente 96% de la surface agricole fonctionnelle.

Depuis 2004, l'enquête TERUTI a évolué vers une nouvelle enquête TERUTI-LUCAS pour réponde à de nouvelles demandes tout en assurant au maximum la continuité avec les résultats précédents de TERUTI.

FIGURE 3.9.: La nomenclature fonctionnelle TERUTI

- Production primaire

01 - Production minière
02 - Production agricole
03 - Production agricole occasionnelle
04 - Production ligneuse
05 - Production piscicole

- Production secondaire

06 - Industrie
07 - Energie

- Services et divers

08 - Réseau routier permanent
09 - Réseau ferroviaire
10 - Réseau fluvial et maritime
11 - Réseau aérien
12 - Autres réseaux (adduction d'eau...)
13 - Commerce et artisanat de service
14 - Administrations et collectivités locales
15 - Armée
16 - Enseignement et recherche
17 - Culture
18 - Lieux de culte
19 - Equipements sociaux et sanitaires
20 - Sports et loisirs de plein air
21 - Habitat individuel
22 - Habitat collectif
23 - Dépôts et décharges en général
24 - Protection réelle du milieu

99 - Absence d'usage ou non utilisation temporaire

FIGURE 3.10.: La nomenclature physique de TERUTI

EAUX PERMANENTES ET ZONES HUMIDES
11 - Marais salants, étangs d'eau saumâtre
12 - Lacs, bassins, étangs d'eau douce
13 - Rivières (y compris estuaires), canaux
14 - Marais, zones humides (y compris marécages et tourbières) sans utilisation agricole particulière
15 - Glaciers, neiges éternelles

SOLS A ROCHE MERE AFFLEURANTE
16 - Rochers, éboulis
17 - Dunes blanches, plages de sable ou de galets

SOLS A COUVERTURE BOISEE
Bois et Forêts
18 - Feuillus
19 - Résineux
20 - Boisement à faible densité
21 - Mixtes
Superficies boisées hors forêts
22 - Bosquets
23 - Arbres épars
Peupleraies
24 - Peupleraies en plein
25 - Peupleraies associées
26 - Peupliers épars

SOLS AGRICOLES UTILISES
27 - Blé
28 - Orge et escourgeon
29 - Avoine
30 - Maïs
31 - Seigle
32 - Mélanges et autres céréales
33 - Betteraves
34 - Plantes textiles
35 - Tournesol
36 - Colza oléagineux, navette
37 - Autres cultures industrielles oléagineuses
38 - Autres cultures industrielles
39 - Pommes de terre
40 - Pois et petits pois
41 - Fèves, féveroles
42 - Autres légumes
43 - Pépinières (y compris forestières), fleurs et plantes ornementales
44 - Plantes sarclées fourragères
45 - Autres cultures fourragères annuelles
46 - Prairies artificielles
47 - Prairies temporaires
48 - Prairies permanentes ou naturelles productives
49 - Alpages et estives
50 - Superficie en herbe à faible productivité
51 - Prés-vergers
52 - Jachères
53 - Abricotiers (en culture pure)
54 - Cerisiers (en culture pure)
55 - Pêchers (en culture pure)
56 - Pruniers (en culture pure)
57 - Poiriers (en culture pure)
58 - Pommiers (en culture pure)
59 - Mélanges des 6 espèces
60 - Autres espèces fruitières que les 6 (culture pure ou en mélange)
61 - Association des 6 espèces avec des productions autres que fruitières
62 - Association des autres espèces que les 6 avec des productions autres que fruitières
63 - Vignes (en culture pure)
64 - Association vigne-verger des 6 espèces
65 - Association vigne-autre culture
66 - Petits fruits et autres cultures diverses
67 - Jardins familiaux à dominante potagère

AUTRES SOLS NI ALTERES NI BATIS
68 - Pelouses d'agrément et autres superficies en herbe
69 - Friches
70 - Landes
72 - Haies
73 - Chemins de terre ou enherbés

SOLS ARTIFICIALISES NON BATIS
74 - Chantiers (bâtiments et travaux publics)
75 - Autres sols à profil altéré par extraction (carrières...)
76 - Autres sols à profil altéré par dépôt (décharges...)
77 - Cimetières
78 - Terrains vagues urbains
79 - Cours de ferme, annexes
80 - Sols revêtus ou stabilisés de forme aréolaire arborés
81 - Sols revêtus ou stabilisés de forme aréolaire nus
82 - Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire arborés
83 - Sols revêtus ou stabilisés de forme linéaire nus
84 - Jardin d'agrément à structure complexe

SOLS BATIS
85 - Volumes construits, clos et couverts, de hauteur faible
86 - Volumes construits, clos et couverts de hauteur moyenne et forte
87 - Serres
88 - Volumes construits, couverts seulement
89 - Volumes construits temporaires
90 - Autres volumes de génie industriel et civil
91 - Volumes construits abandonnés (y compris les ruines)
99 - Zones interdites

Annexes B : l'analyse spatiale exploratoire

L'analyse exploratoire des données spatiales est un ensemble de techniques destinées à décrire et visualiser les distributions spatiales (tendances spatiales et autocorrélation spatiale globale) et à repérer les schémas d'association spatiale (clusters spatiaux et autocorrélation spatiale locale). La première étape de l'analyse exploratoire consiste à évaluer l'autocorrélation spatiale globale au sein des données afin de déterminer si, globalement, il existe une concentration spatiale de départements similaires en termes d'émissions de GES. La seconde étape de l'analyse consiste à expliciter les concentrations spatiales en distinguant les départements à fortes et à faibles valeurs d'émissions de GES à l'aide du diagramme de Moran et des statistiques LISA.

L'autocorrélation spatiale exprime l'absence d'indépendance entre observations géographiques. La définition de l'auto-corrélation spatiale selon Anselin and Bera (1998) est la suivante : "*Spatial autocorrelation can be loosely defined as the coincidence of value similarity with location similarity*". Par conséquent, l'autocorrélation spatiale est positive lorsque des valeurs élevées ou faibles d'une variable aléatoire tendent à se concentrer dans l'espace, l'autocorrélation spatiale est négative lorsque les unités géographiques tendent à être entourées par des unités géographiques voisines présentant des valeurs très différentes et il y a absence d'autocorrélation spatiale lorsque la caractéristique d'un lieu est indépendante de ce qui se passe chez ses voisins. L'existence d'autocorrélation ou l'absence d'autocorrélation globale peut cacher des phénomènes différents au niveau local. L'analyse de ressemblance entre lieux doit donc se mener aussi bien au niveau global que local.

Pour modéliser les interactions spatiales, il est nécessaire d'imposer une structure sur le voisinage. Il s'agit de définir la matrice de poids, W, matrice carrée d'ordre N (N =nombre d'observations), où chaque terme w_{ij} représente la façon dont la localisation i et la localisation j sont connectées spatialement. Ces matrices se classent dans deux grandes catégories : les matrices de contiguïté et les matrices de poids basées sur la distance. Nous utilisons dans ce papier une matrice de poids basée sur la contiguïté. La Corse, n'étant contigüe avec aucun département, est définie comme voisine avec les deux départements côtiers les plus proches à savoir le Var et les Alpes-Maritimes [10].

Coefficient de Moran global

La mesure de l'autocorrélation spatiale globale est traditionnellement fondée sur la statistique I de Moran (Cliff and Ord, 1981) définie sous la forme suivante :

$$I = \frac{N}{S} \times \frac{\sum_{i \neq j} w_{ij} \times (x_i - \bar{x}) \times (x_j - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2} \tag{3.1}$$

10. Nous avons testé une matrice de poids basée sur la distance minimale permettant à chaque département d'avoir au moins un voisin. Les résultats concernant l'autocorrélation spatiale globale étaient similaires mais l'analyse spatiale locale révélait des regroupements spatiaux locaux non pertinents du fait du grand nombre de voisins obtenus pour certains départements à cause de la distance importante séparant la Corse de la côte.

où x_i est l'observation dans le département i pour la variable étudiée, $\overline{x}$ la moyenne des observations, N le nombre de départements, w_{ij} l'élément de la matrice de poids entre les départements i et j et S un facteur d'échelle égal à la somme de tous les éléments de W.

La statistique I de Moran permet de mesurer le degré d'association linéaire entre le vecteur des valeurs observées et le vecteur des moyennes spatialement pondérées des valeurs voisines appelé variable spatialement décalée. Des valeurs de I plus grandes (resp. plus petites) que l'espérance mathématique $E(I) = \frac{-1}{N-1}$indiquent une autocorrelation spatiale positive (resp. négative).

Le test de significativité de la statistique I de Moran, dont l'hypothèse nulle est l'absence d'autocorrélation, est effectué à l'aide d'une procédure de permutation proposée par Anselin (1995), dans laquelle une distribution de référence est générée empiriquement pour le I de Moran. On obtient alors des pseudo-niveaux de significativité qui permettent de conclure sur le test.

Diagramme de Moran

L'instabilité spatiale locale est analysée à l'aide du diagramme de Moran (Anselin, 1988), qui représente la variable spatialement décalée en fonction d'elle même. Il partage le plan en quatre quadrants qui correspondent aux quatre différents types d'association spatiale existant entre un département et ses voisins. Les quadrants HH (un département associé à une valeur élevée entouré de départements associés à des valeurs élevées) et BB (un département associe à une valeur faible entouré de départements associés à des valeurs faibles) représentent une autocorrélation spatiale positive car ils indiquent un regroupement spatial de valeurs similaires. En revanche, les quadrants BH (un département associé à une valeur faible entouré de départements associés à des valeurs élevées) et HB (un département associé à une valeur élevée entouré de départements associés à des valeurs faibles) représentent une autocorrélation spatiale négative car ils indiquent un regroupement spatial de valeurs dissemblables. Par conséquent, le diagramme de Moran permet de détecter les localisations atypiques, c'est-à-dire les départements dont l'autocorrélation dévie du schéma global d'association spatiale. Il s'agit des départements qui se trouvent dans le quadrant BH ("mouton noir") ou dans le quadrant HB ("îlot de richesse"). L'autocorrélation spatiale globale peut également être visualisée sur ce graphique puisque la statistique I de Moran est formellement équivalente à la pente de la régression linéaire en utilisant une matrice de poids standardisée.

Coefficient de Moran local

Le Moran local ou LISA (*Local indicators of Spatial Association*) est une statistique d'autocorrelation locale qui répond à deux critères (Anselin, 1995). D'une part le LISA donne pour chaque observation une indication sur le regroupement spatial significatif des valeurs similaires autour de cette observation. D'autre part, la somme des LISA des observations est proportionnelle à un indice global d'association spatiale. La moyenne des Moran locaux

correspond à l'indice de Moran global. Cet indice est basé sur des covariances spatiales et peut être utilisé comme indice de regroupement spatial local. De plus, il indique les régions contribuant le plus à l'autocorrélation globale.

$$I_i = \frac{x_i - \bar{x}}{m_0} \times \sum_j w_{ij}(x_j - \bar{x}) \tag{3.2}$$

pour tous départements i et j voisins avec

$$m_0 = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{N} \tag{3.3}$$

Les statistiques LISA permettent également de compléter les informations contenues dans les diagrammes de Moran en fournissant plus d'information sur la significativité des regroupements spatiaux dans les quatres quadrants : HH, BB, BH et HB.

Chapitre 4 : Price-induced changes in greenhouse gas emissions from agriculture, forestry, and other land use : A spatial panel econometric analysis

Ce chapitre reprend les résultats d'un article écrit en collaboration avec Raja Chakir et Stéphane De Cara et présenté récemment au congrès de l'*European Association of Agricultural Economists (2014)* et au *World Congress of Environmental and Resource Economics (2014)*. Il valorise la base de données départementale développée dans le chapitre précédent. Il propose une analyse économétrique des effets des prix des biens et des intrants sur les émissions. Il souligne l'importance de la dimension spatiale dans l'analyse des émissions de GES, dimension dont les implications sur les potentiels d'atténuation ont été bien souvent négligées dans la littérature. Il contribue à la compréhension des mécanismes de marché affectant de manière différenciée les différentes sources d'émissions de GES.

Price-induced changes in greenhouse gas emissions from agriculture, forestry, and other land use: A spatial panel econometric analysis☆

Raja Chakir[a,*], Stéphane De Cara[a], Bruno Vermont[a]

[a]*INRA, UMR 210 Economie Publique INRA-AgroParisTech, Thiverval-Grignon, France*

Abstract

This paper provides a quantitative assessment of the effects of input and output prices on French GHG emissions from Agriculture, Forestry and other Land Use (AFOLU) at the *Departement* level (NUTS2 regions). Four emission categories are considered: (i) N_2O emissions from the use of synthetic fertilizers, (ii) CH_4 emissions from enteric fermentation, (iii) N_2O and CH_4 emissions from manure management and spreading and (iv) CO_2 emissions from Land Use, Land Use Changes, and Forestry. To assess the impact of crop, livestock, wood, and land prices on each emission category, as well as on aggregated emissions, we estimate a random-effect spatial error model that takes into account spatial autocorrelation in addition to unobserved heterogenity across *Departements*. Our findings are threefold. First, prices are found to have a significant impact on GHG emissions, although sign and magnitude vary from one emission category to the other. Second, the estimated price effects are more evident when emission categories are analyzed separately rather than aggregated. Third, our results highlight the importance of spatial dimension in the study of GHG emissions from AFOLU. They also suggest that effects of changes in prices should be taken into account in the design of public policies aimed at reducing emissions or enhancing carbon sinks in these sectors.

Keywords: AFOLU, greenhouse gas emissions, spatial autocorrelation, panel data.

JEL: Q15, Q54, C31, C33.

☆The authors would like to thank the Service de la Statistique et de la Prospective du Secrétariat général du Ministère de l'Agriculture for providing the data on land use from the TERUTI survey, Alexandra Niedzwiedz from INRA-LEF for providing data on wood prices and forest harvest, and Etienne Mathias from CITEPA for providing the regionally disaggregated emission factors for LULUCF. The usual disclaimers apply.

*Corresponding author. INRA UMR Economie Publique INRA-AgroParistech, BP01, F-78850 Thiverval-Grignon, France.

Email address: raja.chakir@grignon.inra.fr (Raja Chakir)

4.1. Introduction

Fossil fuel combustion in the energy sector is not the sole source of greenhouse gas (GHG) emissions. Agriculture, Forestry and other Land Use (AFOLU) also contribute to the accumulation of GHG in the atmosphere through emissions of non-CO_2 GHG due to farming activities, the release of carbon into the atmosphere, in the case of deforestation for instance, or carbon sequestration in soils and above-ground biomass. In recent years, these sources/sinks have come under increasing scrutiny mainly because of their weight in global anthropogenic emissions (about a third according to the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, 2007). Given their share in total GHG emissions in many regions of the world including the US and the EU (FAPRI-ISU, 2011), AFOLU sources/sinks may play an important role in a cost-effective mitigation policy (Vermont and De Cara, 2010). In France, agricultural emissions of non-CO_2 GHG account for about a fifth of total GHG emissions, while land use, land use change, and forestry (LULUCF) activities represent a net sink that offsets 14% of total emissions (CITEPA, 2010).

AFOLU sources and sinks result from economic decisions in terms of input use (nitrogen fertilizer, feed), output level (wood harvest, milk production), and land use allocation (conversions from/to crop, grass, and forestland). Changes in input and output prices therefore impact the level of net emissions with possibly contrasted effects on the various emission categories. AFOLU emissions have largely contributed to decreasing total French GHG emissions from 1990 to 2005, with the decrease in agricultural GHG sources and the strengthening of the LULUCF net sink outpacing changes in emissions in the rest of the economy (CITEPA, 2010). In the recent period, characterized by higher agricultural prices, the contribution of these sectors to the decrease in total emissions has lessened. Given the large variability in agricultural prices recently observed, and the ambitious GHG abatement targets established by in the EU, the quantitative assessment of these price effects is of importance to policy makers seeking to determine the mitigation effort that can be expected from AFOLU. The overall aim of this study is to provide more insight into the quantitative aspects of this issue.

One line of research has investigated mitigation costs and potential in agriculture and/or LULUCF (McCarl and Schneider, 2001; Pérez Domínguez et al., 2009; De Cara and Jayet, 2011). These studies usually rely on sector economic models of agriculture and/or forestry calibrated for given technological and market conditions. In these papers, the relationship between prices and emissions is implicit and the focus is on how a policy instrument–typically an emission tax–affects revenues, output levels, land use, and net emissions. Another line of research has been using econometric techniques to estimate the economic determinants of land-use decisions, from which GHG sources and sinks can then be calculated. Examples of this approach can be found in Lubowski et al. (2006) for plot-level data estimations and in Plantinga et al. (1999) for an aggregated land-use share model. The scope is usually restricted to LULUCF emissions. Spatial effects are often overlooked. [1] Recent developments in spatial econometrics provide methods for accounting for such spatial effects in land-use models, in particular through the use of random effect spatial error models (Cha-

1. Lubowski et al. (2006) have used spatial sampling, which provides an ad hoc correction of spatial effects.

kir and Le Gallo, 2013). For a recent overview on the estimation of spatial panel models, see Lee and Yu (2010c).

In this paper, we estimate reduced form models of the four main French GHG sources/sinks from AFOLU at the *Departement*[2] level. We consider random effect spatial error models (RE-SEM) that capture both time-invariant heterogeneity across *Departements* and spatial effects that may arise from omitted variables that have a spatial structure. The contribution of this paper is threefold. First, we provide a quantitative assessment of the effects of input and output prices on French GHG emissions from Agriculture, Forestry and other Land Use (AFOLU) at the *Departement* level. Second, we consider different GHG emissions from both agriculture and LULUCF at a fine spatial resolution. Third, we estimate econometric models that capture both individual heterogeneity and spatial autocorrelation. To the best of our knowledge, spatial autocorrelation and unobserved heterogeneity have not been taken into account in previous studies of GHG emissions.

The remainder of this paper is structured as follows. In section 4.2, we present the econometric model. In section 4.3, we present the data. In section 4, estimation results, predictions, and simulations are set out and discussed in section 4.4. Section 4.5 concludes.

4.2. The model

4.2.1. Theoretical background

We are interested in this paper in studying the effects of prices of input and output on greenhouse gas emissions from agriculture, livestock and land use changes (LUC). All these GHG emissions are related to each other as the crop choice, livestock production and LUC are all related to land. Despite this, most of empirical studies focus on only one of these emissions. One possible reason is that the complexity of interactions between these GHG emissions make it impossible to provide a tractable structural model taking into account all these interactions within the same framework.

A structural model in our case would be a profit maximization of the farmer that includes the decision on crop rotation, choice of inputs (fertilizers), allocation of land between agriculture and pasture use, and the decision of the herd size and its composition. This is a big challenge that constrains most of studies in the empirical literature on GHG emissions to be restricted to only a subset of these decisions. To the best of our knowledge no empirical study has focused on the links between agricultural practices or livestock dynamics and GHG emissions. However there is a large empirical literature which deals with the estimation of the price effects on the choice of agricultural production (Chambers and Just, 1989; Choi and Helmberger, 1993; Coyle, 1993), on livestock dynamics (Chavas and Klemme, 1986; Chavas et al., 1985) and on LUC Plantinga et al. (1999); Lubowski et al. (2006).

2. The *Departement* is an administrative geographic division in France, which is equivalent to the European NUTS3 classification (Nomenclature of Territorial Units for Statistics, 96 *Departements* in mainland France).

Given the difficulty to deal with these three different kind of models within the same framework to develop a structural theoretical model, we consider a reduced form modeling strategy in this paper. As discussed in Timmins and Schlenker (2009), "*both structural and reduced form models have their own context-specific advantages and disadvantages, and should be viewed as complements, not substitutes*". Theoretical models often provide key insights but they rarely provide an explicit functional form for the objective functions or a specific distribution for the error terms. Moreover, even if a empirical specification can be established, it may be difficult to have relevant data on all the variables which are important in answering a particular research question. This is especially the case in the area GHG emissions from AFOLU given the complexity of interactions across different decision variables.

4.2.2. The econometric model

The model used in this paper is a reduced-form model of French GHG sources/sinks from AFOLU at the *Departement* level. It allows to control for both individual heterogeneity and spatial correlation across *Departements*. Ignoring spatial correlation and heterogeneity due to the random *Departement* effects may result in inefficient estimates and misleading inference (Chakir and Le Gallo, 2013).

The GHG emissions in category m, *Departement* i, and time t is denoted by y_{mit}. We assume that y_{mit} is generated according to the following model :

$$y_{mit} = x_{mit}\beta_m + u_{mit}, \tag{4.1}$$

$$u_{mit} = \mu_{mi} + \varepsilon_{mit}, \tag{4.2}$$

$$\varepsilon_{mit} = \lambda_m \sum_{j=1}^{N} w_{ij}\varepsilon_{mjt} + v_{mit}, \tag{4.3}$$

where x_{mit} is a $k \times 1$ vector of observed individual specific regressors on the ith cross-section unit at time t ($i = 1, ..., N$ and $t = 1, ..., T$), w_{ij} is the generic element of a nonnegative, $N \times N$ spatial-weight matrix W, μ_{mi} is the random *Departement* effect assumed to be $IID(0, \sigma^2_{\mu_m})$, ε_{mit} is the spatially autocorrelated error term, λ_m is the spatial autocorrelation coefficient, and v_{mit} is an IID error term with zero mean and variance σ^2_v.

We control in our model for unobserved individual heterogeneity. From an econometric point of view, individual effects can either be assumed as random variables or fixed parameters. The choice between the random-effect (RE) or fixed-effect (FE) specification depends on the model and data. [3] In a spatial setting, using individual fixed effects might induce an incidental parameter problem as the asymptotics in the cross-sectional dimension is necessary. Some papers (Lee and Yu, 2010a) have provided methods in order to overcome this problem. [4] However, in a fixed-effect model, time-invariant spatial clusters will be "swept away" by the within estimator and the associated coefficient cannot be identified. For this

3. See Hsiao (1986) and Baltagi (1995) for a discussion on the choice between random effects and fixed effects models in the non spatial case and Lee and Yu (2010c) in the spatial case.

4. See Lee and Yu (2010b) for a recent overview on the estimation of spatial panel models.

reason we choose to model individual effects through random effects. This choice imposes that the individual effects are independent of exogenous regressors. In the empirical section this hypothesis will be tested using Hausman test statistics.

In our model, spatial autocorrelation can arise from two possible sources (see LeSage and Pace, 2009, for further motivation of spatial econometric models). First, it may arise from unobservable latent variables that are spatially correlated. Omitted variables that are spatially correlated can result in an estimation bias as soon as they are also correlated with one or more of the observed spatial variables. In our case, this may be due to underlying pedoclimatic characteristics (e.g., dairy production tends to take place in rainy areas, cereal production is located on plains, etc.) that are correlated over space. Moreover, the geographic distribution of agricultural systems partly results from historical and institutional determinants (e.g., the location of intensive livestock production is partly linked to infrastructure such as harbor facilities for importing soybeans, the production of vegetables tends to be close to consumption centers, etc.). Second, it may arise because of the measurement error spillovers across neighboring boundaries or because of the scale mismatch and the inherent need to integrate data from different scales. For example, data on fertilizers delivery at the *Departement* level do not always reflect where these fertilizers are used. This is particularly true when deliveries are made to harbors or distribution organizations, which then distribute fertilizers to other *Departements*.

The spatial weight matrix used in this paper is the Gabriel Neighbors matrix (Matula and Sokal, 1980). Any two points are considered to be Gabriel neighbors if the enclosing circle formed with the distance between these two points as diameter contains no other point. [5] The matrix W is constant over time.

We use in this paper the maximum likelihood approach developed by Anselin (1988), Baltagi et al. (2003) and Elhorst (2003) to estimate panel data models that include spatially correlated error terms. Consider equation (4.1) in matrix form (index m is omitted) :

$$y = X\beta + u \tag{4.4}$$

y and u are of dimension $NT \times 1$, X is $NT \times K$, β is $K \times 1$. The observations are sorted first by time t and then by spatial units i, i.e., $y' = (y_{11}, ..., y_{1N}, ..., y_{T1}, ...y_{TN})$

Equation (4.2) can be rewritten in vector form as :

$$u = (i_T \otimes I_N) + [I_T \otimes B^{-1}]v \tag{4.5}$$

with $B = I_N - \lambda W$, i_T is a vector of ones of dimension T, I_T is an identity matrix of dimension T and $\otimes$ denotes the Kronecker product. Using results in Anselin (1988), the log-likelihood function of the spatial random effects model is

$$L = -\frac{NT}{2} ln 2\pi\sigma_v^2 - \frac{1}{2} ln[|T\phi I_N + (B'B)^{-1}|] + \frac{T-1}{2} ln|B'B| - \frac{1}{2\sigma_v^2} e'\Sigma_u^{-1} u \tag{4.6}$$

5. An alternative (Delauney) weight matrix has also been tested. The estimation results were found to be robust to the choice of the weight matrix.

with $u = y - X\beta$, $\phi = \frac{\sigma_\mu^2}{\sigma_v^2}$ and

$$\Sigma_u^{-1} = \overline{J}_T \otimes \left(T\phi I_N + (B'B)^{-1}\right)^{-1} + E_T \otimes (B'B) \tag{4.7}$$

with $\overline{J}_T = J_T/T$, $E_T = I_T - \overline{J}_T$, J_T is a matrix of ones of dimension T.

Following Elhorst (2003), the parameters β and σ_v^2 can be computed from their first-order maximizing conditions. The parameters ϕ and λ given β and σ_v^2 are obtained by numerical methods as the equations cannot be solved analytically. Elhorst (2003) proposes a two-stage iterative procedure whereby $\widehat{\beta}$ and $\widehat{\sigma_v^2}$ are computed by setting initial values for ϕ and λ in a first stage. In the second stage, ϕ and λ are estimated by maximizing the concentrated log-likelihood.

4.3. Data

This section presents the methodology used to compute data on GHG sources/sinks from AFOLU at the *Departement* level as well as the explanatory variables used in the estimations.

4.3.1. GHG Emissions from AFOLU

Agricultural emissions

Three agricultural emission categories are distinguished : *(i)* N_2O emissions from the use of synthetic fertilizers (EMNITR), *(i)* CH_4 emissions from enteric fermentation (EMFERM), (iii) N_2O and CH_4 emissions from manure management and spreading (EMMANU). [6]

Note that this classification differs somewhat from the one prescribed by the IPCC for establishing emission inventories. In the latter, category 4D (emissions from agricultural soils) pools together emissions resulting from both synthetic and organic nitrogen applications. Our classification clearly differentiates these two nitrogen sources. Emissions from the use of synthetic fertilizers are thus unambiguously related to crop production, whereas emissions from manure management and spreading are related to both livestock and crop production. Emissions from enteric fermentation are directly linked to livestock production. Otherwise, the computation of emissions closely follows the methodology used by the CITEPA (2010) to establish French GHG inventories at the national scale. Emissions are calculated by multiplying activity variables (such as applied nitrogen and animal numbers) by emission factors specific to each emission category. Emissions are calculated at the *Departement* level [7], which is the finest resolution available.

6. CH_4 emissions from rice are neglected as they are very small in France.

7. Departement 2A and 2B are aggregated into one, seven *Departements* (75,78, 91, 95, 92, 93, 94) are aggregated into one single region.

Despite the complexity of the biological processes involved in emissions from the use of synthetic fertilizers (EMNITR), the methodology used by the IPCC remains relatively simple. Nitrogen quantities at the *Departement* level (1990-2007) are taken from UNIFA (2009) and multiplied by the emission factors used in CITEPA (2010). These factors account for the shares of applied nitrogen that are leached and volatilised. Emissions factors are constant over time and space.

CH_4 emissions from enteric fermentation (EMFERM) are calculated by using animal numbers (taken from AGRESTE, 2011b) and animal-specific emission factors (for dairy cattle, non-dairy cattle, sheep, goats, horses, and swine). The emission factor associated with dairy cattle depends on milk yield (each additional liter of milk yield leads to 0.01 $kgCH_4.hd^{-1}.yr^{-1}$ with a minimum of 55.7 $kgCH_4.hd^{-1}.yr^{-1}$). This emission factor thus varies over time and space according to the average milk yield at the *Departement* level (taken from AGRESTE, 2011b). The emission factor associated with non-dairy cattle varies according to the herd composition at the *Departement* level. The emission factors associated with the remaining animal categories are constant over time and space.

Emissions from manure (EMMANU) include emissions occurring during manure storage (N_2O and CH_4) and N_2O (direct and indirect) emissions due to manure spreading on agricultural soils. N_2O emissions related to manure storage and management depends on the amount of nitrogen produced by animals and the manure management system (solid or liquid). Nitrogen quantities produced are calculated by multiplying livestock numbers and per-head nitrogen quantity produced by each animal category (CITEPA, 2010). The share of nitrogen managed under each management system is based on the average national distribution of solid and liquid management systems as no information was available at a finer resolution level. Nitrogen quantities managed under each management system are then multiplied by the respective emission factors from CITEPA. The emission factors related to CH_4 emissions from manure management and storage is specific to each animal category (emission factors in $kgCH_4.head^{-1}$). N_2O (direct and indirect) emissions that result from the nitrogen directly excreted by animals on pastures or spread on agricultural soils after storage, are calculated using the same methodology as N_2O emissions from the use of synthetic fertilizers. Total agricultural emissions (EMAGRI) are computed as the sum of the three agricultural emission sources (EMNITR, EMMANU, EMFERM).

Emissions are converted into tCO_2eq using Global Warming Potential (GWP, Solomon et al., 2007). Each ton of CH_4 corresponds to 25 tCO_2eq, while each ton of N_2O to 298 tCO_2eq. Emissions are normalized by the total area of the respective *Departement*.

Over the 1990-2007 period, emissions from manure management and spreading represent 42% of total agricultural emissions. Emissions from enteric fermentation represent about one third and emissions from the use of synthetic fertilizers around 23%. Over the eighteen-year period, the cumulative emissions from these three sources amount to 1.8 $GtCO_2eq$. Figure 4.2 (in Appendix) shows the evolution of the three agricultural emission categories over the period. Between 1990 and 2007, emissions from enteric fermentation and manure management and spreading have decreased by 9.8% and 11.8%, respectively. Emissions from the use of synthetic fertilizers show a greater variability over the period. Figure 4.3 (in Appendix) shows the spatial distribution of 1990-2007 cumulative emissions by category.

The distribution of each emission category reveals a clear distinction between high- (north-west and center for EMMANU and EMFERM, north and west for EMNITR) and low-emission regions.

LULUCF sources and sinks

Similarly to what is done for agricultural emissions, net emissions from LULUCF (EMLUCF) are calculated by multiplying activity variables by emission factors. In this case, activity variables correspond to areas changing from one land use to another between year $t-1$ and t. Each pair of land uses (i,k) is associated with a region-specific emission factor (in $tCO_2eq.ha^{-1}.an^{-1}$) that corresponds either to the source (+) or sink (-) of CO_2 due to the conversion of one hectare from i in year $t-1$ to k in year t.

Land-use data are taken from TERUTI (AGRESTE, 2004), in which 550,903 points throughout mainland France are surveyed on a yearly basis (in June). Each point is associated with land-use category (among 81 categories). These data were used to calculate yearly land use changes for each observed point and each pair (i,k) among the nine following categories : coniferous forest, decidious forest, poplar, mixed forest, cropland, pastures, urban, wetlands, and other uses. These categories are derived from physical and functional criteria used in the TERUTI land use classification. Land-use change for each pair (i,k) was then aggregated at the *Departement* level. Region-specific emission factors have been obtained from CITEPA. These factors take into account carbon stock changes both in biomass and soils and vary both over time and space.

Total net emissions from land-use change and forestry at the *Departement* level are calculated over the 1993-2003 period [8] and normalized by the total area of the respective *Departement*. EMNET denotes the total net emissions from all AFOLU emission categories (EMAGRI+EMLUCF).

Figure 4.2 illustrates the evolution of the average sequestration rate (the opposite of EMLUCF, in $tCO_2eq.ha^{-1}.yr^{-1}$). Over this period, emissions from LULUCF show a greater variability than the three agricultural emission categories. The steady increase in the sequestration rate is mainly due to the biomass growth in existing forests and, to a lesser extent, to the increase in forest areas over the period. The peak in 2000 corresponds to two storms (referred to as Lothar and Martin storms in December 1999) that destroyed large swaths of French forest. Again, Figure 4.3 (appendix) reveals a net distinction between high- (in the east and the south-east) and low-sequestration regions.

8. TERUTI data are not available to us before 1993 and for the years between 2004 and 2006.

4.3.2. Explanatory variables

Commodities and input prices

Crop, livestock, wood, and grassland prices were gathered from three main sources (cf table 4.1). Crop, cattle, milk, hog, and fertilizer prices at the country level over the 1990-2007 period are taken from Eurostat (2011). Wood prices were obtained from the *Laboratoire d'Economie Forestière (LEF)*. Grassland prices were taken from AGRESTE (2011a). When need be, prices are deflated using a Harmonized Index of Consumer Prices from OECD (2011).

In order to limit multicollinearity issues among crop price variables, the prices of five crops (wheat, barley, rapeseed, maize, sunflower) were grouped into one price index using agricultural areas at the *Departement* level from AGRESTE (2011b) as weights. The crop price index variable $pcrop_{it}$ for *Departement* i at year t is :

$$pcrop_{it} = \frac{\sum_{c=1}^{5} p_{ct} S_{cit}}{\sum_{c=1}^{5} S_{cit}} \tag{4.8}$$

where c is the index for crop, p_{ct} is the price of crop c in year t and S_{cit} is the area of crop c in *Departement* i in year t. A similar approach was used to compute the cattle price index ($pcatt_{it}$) from cattle and milk prices using dairy and non-dairy animal numbers as weights :

$$pcatt_{it} = \frac{p_t^{non-dairy} N_{it}^{non-dairy} + p_t^{milk} N_{it}^{dairy}}{N_{it}^{non-dairy} + N_{it}^{dairy}} \tag{4.9}$$

where $N_{it}^{non-dairy}$ and N_{it}^{dairy} are non-dairy and dairy cattle numbers, in *Departement* i in year t. $p^{non-dairy}$ and p^{milk} are non-dairy cattle and milk price in year t, respectively. As a consequence, $pcrop_{it}$ and $pcatt_{it}$ vary over both space and time. All prices are converted into indexes (year 2000 = 100). Summary statistics on price variables are reported in table 4.1.

Price changes may not affect in the same way the various activity variables and the corresponding emission categories. Estimating one model for each emission category allows us to separate the effects of price changes on each emission category. We also estimate models for total agricultural emissions (EMAGRI) and total net emissions (EMNET) in order to compare the combined effects of price changes on aggregated emissions to the case where each source is isolated.

Spatial clusters

The exploratory spatial data analysis of French GHG sources and sinks from AFOLU conducted in a previous study Chakir et al. (2011) showed strong evidence of global and

TABLE 4.1.: Explanatory variables sources and description

	variable	Source	Mean	Std.dev.	Spatial resolution
crop prices	p_{ct}	Eurostat			country
crop areas	S_{cit}	Agreste			Departement
crop price index	$pcrop_{it}$	(1)	116.23	24.20	Departement
cattle prices	$p_t^{non-dairy}$	Eurostat	109.46	21.90	country
milk prices	p_t^{milk}	Eurostat	98.01	7.95	country
dairy cattle numbers	N_{it}^{dairy}	Agreste	48.97	56.48	Departement
non-dairy cattle numbers	$N_{it}^{non-dairy}$	Agreste	178.07	153.01	Departement
cattle price index	$pcatt_{it}$	(1)	106.86	18.05	Departement
hogs prices	$phogs_t$	Eurostat	102.63	17.77	country
wood prices	$pwood_{it}$	LEF	101.85	19.24	Departement
N fertilizer prices	$pfert_t$	Eurostat	104.54	11.11	country
grassland prices	$pgras_{it}$	Agreste	103.29	25.15	Departement
Spatial clusters			no/HH/HL/LH/LL (2)		
EMNITR	cl_{1i}	(1)	900/252/18/36/396		Departement
EMMANU	cl_{2i}	(1)	1170/162/0/0/270		Departement
EMFERM	cl_{3i}	(1)	1134/198/0/0/270		Departement
EMUTCF	cl_{4i}	(1)	954/324/0/18/306		Departement
EMAGRI	cl_{5i}	(1)	1170/180/0/0/252		Departement
ENET	cl_{6i}	(1)	1062/252/0/0/288		Departement

(1) : own calculations (See text).
(2) : numbers of observations for each modality of the spatial clusters.

local spatial autocorrelation for each emission category and total net emissions throughout the period. Results from that study are used to capture information about local spatial autocorrelation among *Departements*. For each emission category m, spatial clusters of *Departements* cl_{mi} are constructed :

- $cl_{mi} = HH$ if emissions m in i are high and i is surrounded by high-emission *Departements* ;
- $cl_{mi} = LL$ if emissions m in i are low and i is surrounded by low-emission *Departements* ;
- $cl_{mi} = LH$ if emissions m in i are low and i is surrounded by high-emission *Departements* ;
- $cl_{mi} = HL$ if emissions m in i are high and i is surrounded by low-emission *Departements* ;
- $cl_{mi} = no$ if there is no significant spatial autocorrelation.

These clusters were computed using the cumulative emissions over the period. They are therefore constant over time. Table 4.1 reports, for each emission category, the number of observations for each modality of the spatial cluster variable.

4.4. Results

In order to compare the estimations and evaluate the gains associated with allowing for spatial correlation and individual heterogeneity, four estimators are considered for each equation y_{mit} :

1. The pooled OLS which ignores individual heterogeneity and spatial correlation.
2. The RE (Random effect) estimator which takes into account random individual heterogeneity but ignores spatial correlation.
3. The SEM (Spatial Error Model) estimator which takes into account the autoregressive spatial error autocorrelation but ignores individual heterogeneity.
4. The RE-SEM estimator which takes into account spatial error autocorrelation as well as random individual heterogeneity.

Equations for emissions EMNITR, EMMANU, EMFERM, and EMAGRI are estimated over the 1990-2007 period using a logarithm transformation of the dependent variables and of the price variables. The coefficients associated with each price variable thus have a straightforward interpretation as the price elasticity of the corresponding emission category. Given the lack of data for EMLUCF and EMNET after 2003, equations for these two emissions are estimated over the 1993-2003 period. In addition, as these two emission categories have both positive and negative values, they were estimated without any log transformation of the variables.

4.4.1. Tests of specification

In this study, the Hausman (1978) statistic test based on the difference between the fixed effects and the random effects estimators is used to analyze the consistency of the RE estimator. We use the joint and the conditional LM tests developed by Baltagi et al. (2003) for error correlation as well as random individual effects. The test hypotheses and results are reported in table 4.2.

The χ^2_k statistics (k is the number of regressors that are not constant over time) for the Hausman test are not statistically significant at 1% for each emission category. The null hypothesis is not rejected confirming that the RE estimator is consistent for each emission category. The joint test for spatial error correlation and random effects (T1) as well as the conditional tests for spatial error correlation (T2) and random individual effects (T3) are significant at 1% for each emission category (except (T3) for EMLUCF). This justifies the choice of a model taking into account both spatial error autocorrelation and random individual heterogeneity (RE-SEM).

TABLE 4.2.: Specification tests

Tests	Hypothesis	EMNITR	EMMANU	EMFERM	EMAGRI	EMLUCF	EMNET
HT	H_0 : RE is more efficient	$\chi^2_4 = 0.50$	$\chi^2_3 = 0.02$	$\chi^2_3 = 0.00$	$\chi^2_4 = 0.00$	$\chi^2_5 = 0.22$	$\chi^2_7 = 0.57$
	H_1 : RE is inconsistent	(0.97)	(1.00)	(1.00)	(1.00)	(1.00)	(1.00)
T1	$H_0 : \sigma^2_\mu = \lambda = 0$	11551.83	13414.47	13475.52	13135.13	2974.10	3943.52
	$H_1 : \sigma^2_\mu \neq 0$ or $\lambda \neq 0$	(0.01)	(0.01)	(0.01)	(0.01)	(0.01)	(0.01)
T2	$H_0 : \lambda = 0$ (ass $\sigma^2_\mu \geq 0$)	15.64	16.62	16.02	15.37	2.15	7.23
	$H_1 : \lambda \neq 0$ (ass $\sigma^2_\mu \geq 0$)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.02)	(0.00)
T3	$H_0 : \sigma^2_\mu = 0$ (allowing $\lambda \neq 0$)	4.81	2.70	4.67	4.11	0.82	4.94
	$H_1 : \sigma^2_\mu > 0$ (allowing $\lambda \neq 0$)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.00)	(0.21)	(0.00)

For tests T1 to T3, the values reported are the lagrange multiplier statistics of the tests, p-values are between brackets.

4.4.2. Estimations results

Estimation results are reported in tables 4.3 to 4.5. The computation of a goodness-of-fit measure in spatial panel data models is difficult because there is no precise counterpart of the R^2 of an OLS regression model (Elhorst, 2010). We have calculated an alternative goodness-of-fit measure to the R^2 which is the squared correlation coefficient between actual and fitted values ($corr^2$). The values of $corr^2$ reported in tables 4.3 to 4.5 show that RE-SEM estimator fits well our data. For all emission categories, results from both the RE and the RE-SEM models confirm the existence of random individual heterogeneity as the parameter $\phi = \frac{\sigma^2_\mu}{\sigma^2_v}$ is significant at the 1% level. Moreover, the spatial autocorrelation parameter λ is also significant (at the 1% level) for both the SEM and the RE-SEM models. This confirms the results of the specifications tests and suggests that the RE-SEM estimator suits the best our data.

We now turn to the economic interpretation of the results relying on the RE-SEM estimator (see table 4.6 for a summary of elasticities from the estimation results). For each individual emission category, crop prices have a positive and significant effect on the corresponding emissions (significance level of at least 5%). Higher crop prices tend to increase the per-hectare emission rate for each category. Among agricultural emission sources, crop prices have the greatest impact on emissions from the use of synthetic fertilizer EMNITR with a price elasticity of emission of 0.53. Estimated elasticities for EMMANU and EMFERM are around ten times lower. The positive effect of crop prices on EMNITR may be explained by the fact that *(i)* higher crop prices may increase the profitability of crop production inducing farmers to turn to crop production instead of other activities, and thereby a higher N-fertilizer use and *(ii)* higher crop prices may encourage farmers to increase N applications on existing crops. The former effect may also explain the positive effect of crop prices on emissions from land use change, as an increase in the relative profitability of crops may induce land conversion into cropland (in particular, from grassland to cropland). The resulting effect of crop prices on EMAGRI and EMNET is positive as expected but not significant for EMNET.

TABLE 4.3.: Estimations results for emissions from enteric fermention (EMFERM) and manure management and spreading (EMAMNU).

	Dependant variable : $\ln(EMFERM)$ ($N = 89, T = 18$)				Dependant variable : $\ln(EMMANU)$ ($N = 89, T = 18$)			
	OLS	RE	SEM	RE-SEM	OLS	RE	SEM	RE-SEM
Intercept	-1.36**	-1.32***	-1.49	-1.25***	-1.74***	-1.51***	-1.80***	-1.5***
	(0.565)	(0.095)	(1.080)	(0.097)	(0.533)	(0.092)	(0.445)	(0.099)
$\ln(pcrop_{i,t-1})$	0.037	0.069***	-0.015	0.068***	-0.068	0.064***	-0.098	0.047**
	(0.223)	(0.016)	(0.269)	(0.024)	(0.210)	(0.018)	(0.220)	(0.023)
$\ln(pcatt_{i,t-1})$	0.047	0.024*	0.094	0.003	0.185	0.059***	0.216	0.061***
	(0.188)	(0.014)	(0.231)	(0.020)	(0.178)	(0.015)	(0.193)	(0.019)
$\ln(phogs_{i,t-1})$	0.050	0.032**	0.072	0.039*	0.129	0.073***	0.140	0.086***
	(0.183)	(0.013)	(0.239)	(0.020)	(0.173)	(0.015)	(0.185)	(0.019)
$cl_{mi} = LL$	-1.60***	-1.60***	-1.27***	-1.60***	-1.42***	-1.42***	-1.31***	-1.42***
	(0.047)	(0.196)	(0.059)	(0.165)	(0.044)	(0.185)	(0.041)	(0.185)
$cl_{mi} = HH$	1.12***	1.12***	1.15***	1.12***	1.37***	1.37***	1.33***	1.37***
	(0.053)	(0.223)	(0.062)	(0.188)	(0.054)	(0.229)	(0.059)	(0.229)
λ			0.226***	0.438***			0.113***	0.272***
			(0.021)	(0.028)			(0.018)	(0.031)
ϕ		191***		160***		139***		149***
		(29.4)		(18.3)		(21.5)		(23)
R^2	0.55	0.22	0.58		0.56	0.31	0.56	
$corr^2$				0.55				0.56
$logLik$		2179.25	-1070.10	2287.79		2035.89	-1011.50	2072.42

Significance levels : *** : 0.01, ** : 0.05, * : 0.1. Standard deviations in parentheses.

Fertilizer prices have a negative and significant effect on EMNITR and EMAGRI. The elasticity of fertilizer prices on EMNITR is however more than three times lower than that of crop prices on the same emission category.

Contrary to crop prices, the sign of the coefficients associated with cattle prices differ between emission categories. As expected, higher cattle prices tend to increase emissions from manure and enteric fermentation. The effect of cattle prices on EMFERM is however not significant for the RE-SEM model. On the contrary, higher cattle prices tend to lower emissions from the use of synthetic fertilizers. This negative effect may result from (i) the conversion of croplands into pastures (the increase in the profitability of animal production increasing the need for pastures) and (ii) the substitution of synthetic fertilizers for organic fertilizers. The results suggest that the latter effect dominates. Lastly, the positive effect of cattle prices on total net emissions suggests that the combined effects of cattle prices on each individual emission source is positive. Hog prices have a positive and significant effect on both emission sources related to animal production (EMMANU and EMFERM).

The dummy for the year 2000 has a significant and positive effect on emissions from land use change (at 5%) and consequently on total net emissions (at 1%). This finding is not surprising given the large amount of carbon released in the aftermath of the 1999 storms.

Wood prices seem to have no significant impact on land use and land use change decisions. Grassland prices have no significant effect on individual categories and on total net emissions.

TABLE 4.4.: Estimations results for emissions from synthetic fertilizer use (EMNITR) and aggregated agricultural emissions (EMAGRI).

	Dependant variable : $\ln(EMNITR)$ ($N = 89, T = 18$)				Dependant variable : $\ln(EMAGRI)$ ($N = 89, T = 18$)			
	OLS	RE	SEM	RE-SEM	OLS	RE	SEM	RE-SEM
Intercept	-3.68**	-1.56***	-4.07***	-1.63***	-0.24	-0.14	-0.34	-0.12
	(1.430)	(0.407)	(0.84)	(0.565)	(0.922)	(0.143)	(1.130)	(0.173)
$\ln(pcrop_{i,t-1})$	0.760***	0.437***	0.942***	0.532***	0.162	0.148***	0.169**	0.151***
	(0.198)	(0.053)	(0.229)	(0.075)	(0.127)	(0.017)	(0.083)	(0.022)
$\ln(pfert_{i,t})$	-0.277	-0.180***	-0.226	-0.160*	-0.090	-0.083***	-0.065	-0.081***
	(0.234)	(0.063)	(0.144)	(0.091)	(0.151)	(0.020)	(0.185)	(0.026)
$\ln(pcatt_{i,t-1})$	-0.516**	-0.146**	-0.671***	-0.224**	-0.039	-0.019	-0.020	-0.027
	(0.233)	(0.063)	(0.254)	(0.089)	(0.150)	(0.020)	(0.114)	(0.026)
$\ln(pgras_{i,t})$	0.577***	-0.021	0.571***	-0.044	0.095	0.062***	0.055	0.058***
	(0.198)	(0.058)	(0.199)	(0.059)	(0.127)	(0.019)	(0.126)	(0.019)
$cl_{mi} = LL$	-1.48***	-1.48***	-1.25***	-1.48***	-1.20***	-1.20***	-0.88***	-1.20***
	(0.054)	(0.221)	(0.063)	(0.221)	(0.040)	(0.168)	(0.031)	(0.168)
$cl_{mi} = HH$	0.71***	0.71***	0.61***	0.71***	1.09***	1.09***	1.06***	1.09***
	(0.064)	(0.261)	(0.069)	(0.262)	(0.046)	(0.193)	(0.054)	(0.193)
$cl_{mi} = LH$	-0.02	-0.03	-0.10	-0.03				
	(0.152)	(0.624)	(0.148)	(0.623)				
$cl_{mi} = HL$	0.22	0.20	0.41**	0.20				
	(0.213)	(0.873)	(0.207)	(0.873)				
λ			0.19***	0.361***			0.236***	0.256***
			(0.0145)	(0.0311)			(0.0192)	(0.0319)
ϕ		13***		14.6***		55***		58.2***
		(2.02)		(2.26)		(8.5)		(8.99)
R^2	0.42	0.14	0.45		0.52	0.2	0.56	
$corr^2$				0.42				0.52
$logLik$		-222.45	-1506.75	-162.09		1533.45	-774.03	1563.59

Significance levels : *** : 0.01, ** : 0.05, * : 0.1. Standard deviations in parentheses.

TABLE 4.5.: Estimations results for net emissions from land use, land use change and forestry (EMLUCF) and aggregated net AFOLU emissions (EMNET).

	Dependant variable : $EMLUCF$ ($N = 89, T = 11$)				Dependant variable : $EMNET$ ($N = 89, T = 11$)			
	OLS	RE	SEM	RE-SEM	OLS	RE	SEM	RE-SEM
Intercept	-2.6***	-2.69***	-2.3***	-2.29***	-1.51*	-1.79***	-0.965	-1.46***
	(0.264)	(0.172)	(0.322)	(0.24)	(0.774)	(0.296)	(0.944)	(0.555)
$pwood_t$	5.69e-05	0.00243*	0.00027	0.00126	-0.0046	0.0022	-0.00248	0.000743
	(0.00177)	(0.00131)	(0.00181)	(0.00109)	(0.00282)	(0.00139)	(0.00281)	(0.00112)
$pcrop_{i,t-1}$	0.00763***	0.00673***	0.00475*	0.00345*	0.0162***	0.00934***	0.0165***	0.00356
	(0.00246)	(0.00117)	(0.00286)	(0.00191)	(0.00536)	(0.00169)	(0.00632)	(0.00231)
$pfert_{i,t}$					0.00508	0.00477***	0.00605	0.00411
					(0.00529)	(0.00164)	(0.00658)	(0.00386)
$pcatt_{i,t-1}$	0.00363*	0.0033***	0.00411*	0.00439**	0.000645	0.00311**	-0.00166	0.00534**
	(0.00209)	(0.000983)	(0.00243)	(0.00187)	(0.00396)	(0.00124)	(0.00475)	(0.00211)
$phogs_{i,t-1}$					-0.00304	-0.000106	-0.00793	0.00307
					(0.00426)	(0.00133)	(0.00484)	(0.00261)
$pgras_{i,t}$	0.000264	0.00018	0.000204	4.61e-06	0.00196	0.000305	0.00176	-1.15e-05
	(0.000837)	(0.000413)	(0.000822)	(0.000298)	(0.00132)	(0.000432)	(0.00127)	(0.000305)
$yr2000$	0.275***	0.265***	-0.114	0.225**	0.314**	0.315***	-0.249	0.317***
	(0.0917)	(0.0428)	(0.115)	(0.0971)	(0.157)	(0.0486)	(0.193)	(0.115)
$cl_{mi} = LL$	-1.14***	-1.16***	-1.04***	-1.14***	-1.94***	-2.01***	-1.85***	-1.98***
	(0.0678)	(0.195)	(0.0743)	(0.199)	(0.109)	(0.332)	(0.125)	(0.336)
$cl_{mi} = HH$	1.57***	1.57***	1.46***	1.56***	3.87***	3.89***	3.47***	3.88***
	(0.0646)	(0.19)	(0.0728)	(0.195)	(0.111)	(0.35)	(0.135)	(0.354)
$cl_{mi} = LH$	-0.297	-0.319	-0.411*	-0.324				
	(0.239)	(0.705)	(0.235)	(0.704)				
λ			0.171***	0.666***			0.22***	0.681***
			(0.0168)	(0.0285)			(0.0189)	(0.0276)
ϕ		3.56***		5.97***		9.46***		16.3***
		(0.575)		(0.965)		(1.5)		(2.61)
R^2	0.56	0.24	0.57		0.67	0.3	0.69	
$corr^2$				0.56				0.67
$logLik$		-567.31	-798.86	-397.77		-652.14	-1231.57	-469.43

Significance levels : *** : 0.01, ** : 0.05, * : 0.1. Standard deviations in parentheses.

TABLE 4.6.: Summary of price elasticities from the RE-SEM model by emission category

	EMNITR	EMMANU	EMFERM	EMAGRI	EMLUCF	EMNET
$pwood_{it}$					0.111	0.115
$pcrop_{i,t-1}$	0.532***	0.047**	0.068***	0.151***	0.340*	0.616
$pfert_{it}$	-0.160*			-0.081***		0.619
$pcatt_{i,t-1}$	-0.224**	0.061***	0.003	-0.027	0.411**	0.879**
$phogs_{i,t-1}$		0.086***	0.039*			0.490
$pgras_{it}$	-0.044			0.058***	0.000	-0.002

Significance levels : *** : 0.01, ** : 0.05, * : 0.1.
The elasticities for EMLUCF and EMNET are calculated as the mean change in predicted emissions due to a 1% increase of each respective price over the mean predicted emissions holding all variables constant.

For each emission category, the HH and LL modalities of the cluster variables have a significant effect on emissions. As expected, *Departements* for which $cl_{mi} = HH$ ($cl_{mi} = LL$) tend to have significantly (at 1%) higher (lower) values of emissions than the others.

4.4.3. Predictions

Following Baltagi and Li (1999) who derived the best linear unbiased predictor (BLUP) correction term when both error components and spatial autocorrelation are present, the prediction from our model reduces to

$$\widehat{y}_{iT+S}^{RE-SEM} = x_{iT+S}\widehat{\beta}^{RE-SEM} + T\phi\sum_{j=1}^{N}\delta_j\overline{u}_{j.}, \tag{4.10}$$

where $\phi = \frac{\sigma_\mu^2}{\sigma_v^2}$, δ_j is the jth element of the ith row of V^{-1} with $V = T\phi I_N + (B'B)^{-1}$ and $\overline{u}_{j.} = \sum_{t=1}^{T}\widehat{u}_{jt}/T$, with $\widehat{u}_{it} = y_{it} - x_{it}\widehat{\beta}$.

For the RE model [9], the spatial autocorrelation correction is null and the BLUP reduces to :

$$\widehat{y}_{iT+S}^{RE} = x_{iT+S}\widehat{\beta}^{RE} + \frac{T\sigma_\mu^2}{T\sigma_\mu^2 + \sigma_v^2}\overline{u}_{j.} \tag{4.11}$$

For the OLS and the SEM estimators the BLUP correction term is null so that the BLUP equals to a simple pooled OLS predictor computed as

$$\widehat{y}_{iT+S}^{OLS} = x_{iT+S}\widehat{\beta}^{OLS}, \tag{4.12}$$

and for the SEM model the BLUP reduces to :

$$\widehat{y}_{iT+S}^{SEM} = x_{iT+S}\widehat{\beta}^{SEM}. \tag{4.13}$$

The BLUP associated with each estimator is calculated using the same sample periods as the ones used in the estimations. Predictions are then compared with observed data available for 2008 for agricultural emission sources and 2007 for EMLUCF and EMNET. The Root Mean Square of Error (RMSE) are reported in table 4.7. For each emission category, the RMSE is of the same magnitude for the first three estimators (OLS, RE, SEM) but it markedly drops for the BLUP related to the RE-SEM estimator. This suggests that the RE-SEM estimator provides more accurate predictions. The performance of the RE-SEM predictor is however much greater for agricultural emission sources (RMSE between 0.04 and 0.17) than for emissions from LULUCF and total net emissions (RMSE of 0.67 and 0.78).

9. See Baltagi and Li (2006) for more details.

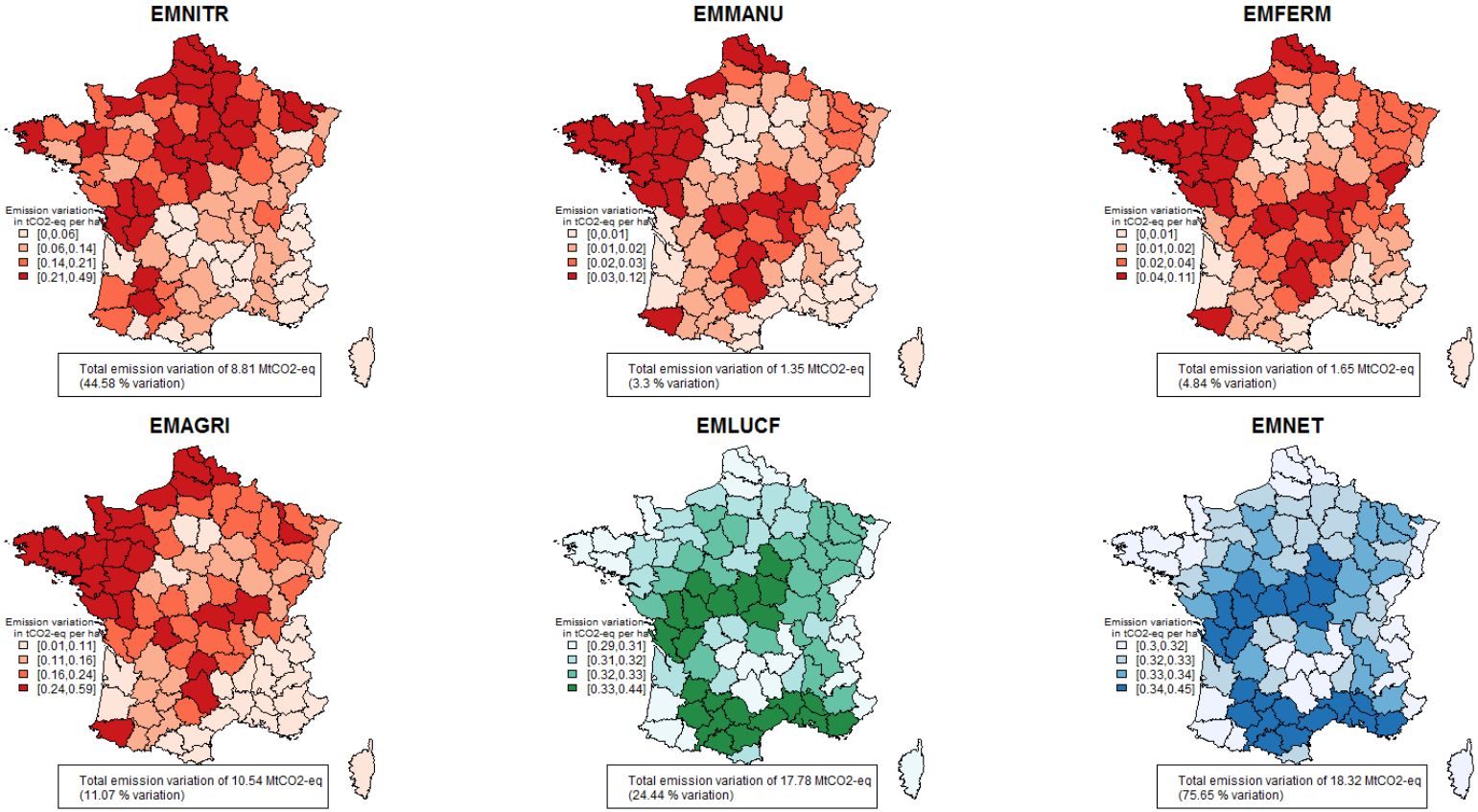
TABLE 4.7.: Root Mean Square Error for the four predictors

	OLS	SEM	RE	RE-SEM
EMNITR	0.35	0.35	0.35	0.17
EMMANU	0.42	0.44	0.41	0.05
EMFERM	0.32	0.34	0.32	0.04
EMAGRI	0.74	0.75	0.74	0.19
EMUTCF	0.93	0.95	0.94	0.67
EMNET	1.38	1.44	1.40	0.78

The RE-SEM BLUP is then used to predict the effects on each emission category of a doubling of crop prices. All explanatory variables, excluding crop prices, are taken at their observed values for the last sample year, i.e., 2007 for EMNITR, EMMANU, EMFERM and EMAGRI and 2003 for EMLUCF and EMNET. The predicted values of the changes in emissions are reported in Figure 4.1. It shows that a 100% increase in crop prices (holding all other variables constant) leads to an increase of about 45% of EMNITR, 3% of EMMANU and 5% of EMFERM at the national level. This illustrates the higher price-responsiveness of emissions from the use of synthetic fertilizer relative to animal-related emissions. Changes in emissions are not evenly distributed over space. The effects of a crop price increase seem to be higher in Departements for which observed 2007 emission were higher. The total agricultural emissions increase is about 10.5 MtCO2eq which corresponds to a 11% increase compared to predicted emissions taking all variables at their 2007 observed values.

These results show that the effect of a crop prices increase on EMLUCF (and consequently on EMNET) is much greater compared to agricultural emissions. This suggests that price variability may have an important impact on emissions from land use and land use changes and thus on the mitigation potential that can be associated with AFOLU. These results should however be interpreted with caution as the accuracy of our predictions for emissions from land use and land use changes is much lower than for agricultural emissions.

FIGURE 4.1.: Emission variation for a 100% variation of crop price index



4.5. Conclusion

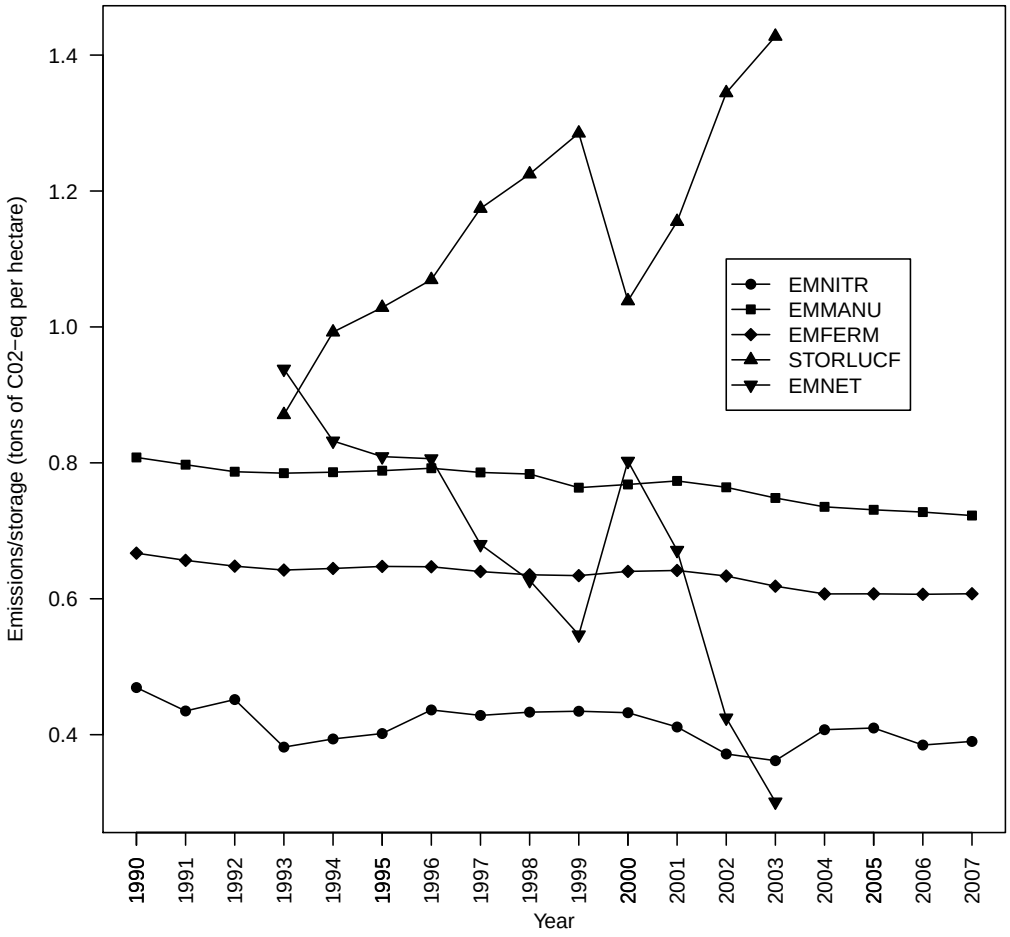
The objective of this paper was to assess the effects of input and output prices on GHG sources/sinks from AFOLU at the *Departement* level in France. To this end, various estimation methods have been applied to reduced-form models of the relationship between emissions and prices, for each AFOLU emission category as well as for aggregated emissions. Results of the specification tests show that the random effect spatial error models (RE-SEM) estimator suits the best our data and leads to more accurate predictions than alternative estimators (OLS, random error, and spatial error models). These results confirm the importance of taking into account both spatial error autocorrelation and random regional effects.

Our main empirical findings are threefold. First, prices do have an impact on both the level and spatial distribution of emissions. Although expected, this result highlights the importance of taking into account spatial structure and decomposition by emission category. Second, the price effects are more significant for individual emission categories than for total net emissions from AFOLU. Separating emission sources and sinks thus allows us to differentiate price effects that are masked at the aggregated level. Third, the price effects are more important for N_2O emissions due to synthetic fertilizer use than for other agricultural sources. This emission category seems to be more price responsive than animal-related GHG. Our results suggest that prices have an important impact on both the level and decomposition of the mitigation potential associated with AFOLU. This effect should thus be taken into account in the design of public policies aimed at reducing emissions or enhancing carbon sinks in these sectors. As an illustration, consider the 11% increase in agricultural emissions due to a doubling of crop prices found in our simulation. Using the abatement supply curve given by De Cara and Jayet (2011, table 2), compensating such an increase would require a tax of approximately 33 €.tCO_2eq^{-1}, which is significantly higher than the current carbon price on the European Emission Trading market.

The use of a reduced form has the advantage to summarize the complex interactions that exist between the various emission categories, whilst keeping the approach relatively simple. However, it does not allow us to explicitly describe the chain of events linking economic land-use decisions to AFOLU emissions. Further research is needed along these lines.

Appendix A.

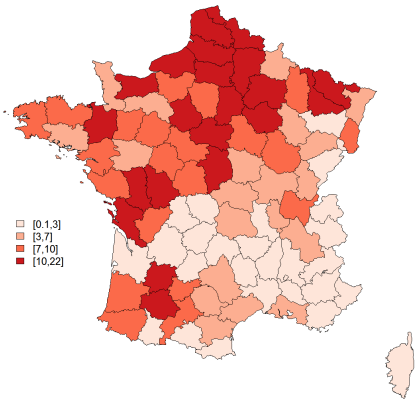
FIGURE 4.2.: Evolution of agricultural and net emissions during the 1990-2007 period (in tons of CO_2eq per hectare)



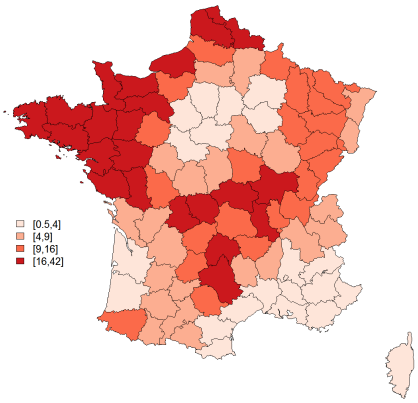
4.6. Appendix B.

FIGURE 4.3.: Spatial distribution of the four emission categories in tCO_2-eq per hectare

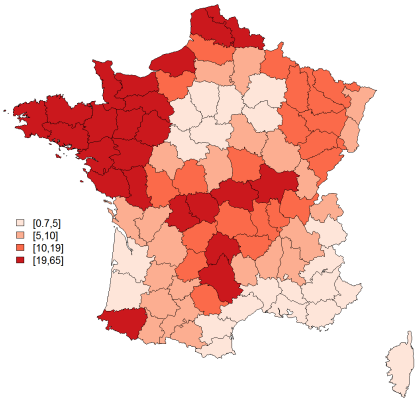
(a) Emission from the use of synthetic fertilizers



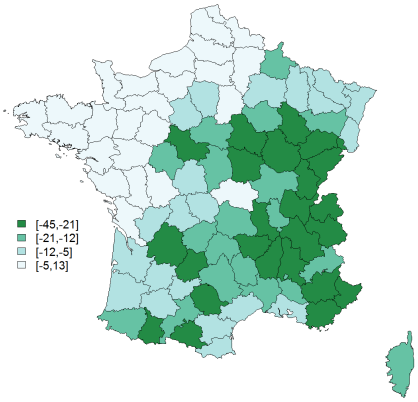
(b) Emissions from enteric fermentation



(c) Emission from manure management and spreading



(d) Net emissions from LULUCF



Emissions are expressed in tCO_2-eq per hectare emitted over 1990-2007 for EMNITR, EMFERM and EMMANU and over 1993-2003 for EMLUCF. Negative values correspond to a sink of CO_2 whereas positive values correspond to a source of emissions.
Source : AGRESTE (2011b); CITEPA (2010); UNIFA (2009) ; TERUTI ; own calculations.

Chapitre 5 : Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters

Ce chapitre qui reprend les résultats de l'article Bamière et al. (2013) publié dans *Ecological Economics* est issu d'une collaboration avec Laure Bamière et Maïa David. Contrairement aux autres chapitres de cette thèse qui se focalisent sur les émissions de GES, il ouvre la discussion sur un autre problème d'environnement : le maintien de la biodiversité en milieu agricole. Il complète l'analyse des instruments économiques développée autour des émissions de GES en comparant l'efficacité de trois instruments visant à inciter les agriculteurs à maintenir sur leurs exploitations des usages favorables à la biodiversité. L'originalité de ce chapitre provient du fait qu'il introduit de manière explicite la dimension spatiale, notamment à l'échelle du paysage, dans la comparaison de l'efficacité de ces instruments à atteindre l'objectif environnemental voulu. Il met en évidence que le choix de la politique de préservation de la biodiversité à mettre en place résulte d'un arbitrage entre efficacité économique et efficacité environnemental.

Ecological Economics 85 (2013) 97–104

Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Ecological Economics

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolecon

Methodological and Ideological Options

Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters

Laure Bamière [a,1], Maia David [a,*], Bruno Vermont [b]

[a] UMR Economie Publique, INRA-AgroParisTech, BP01, 78850 Thiverval-Grignon, France
[b] GREMAQ, CNRS-INRA, Toulouse, France

ARTICLE INFO

Article history:
Received 13 June 2012
Received in revised form 1 October 2012
Accepted 3 November 2012
Available online 30 November 2012

JEL classification:
H23
Q57
Q12
Q28

Keywords:
Agri-environmental policies
Biodiversity
Spatial pattern
Mathematical programming
Auction schemes
Agglomeration bonus/malus

ABSTRACT

The aim of this paper is to compare different environmental policies for cost-effective habitat conservation on agricultural lands, when the desired spatial pattern of reserves is a random mosaic. We use a spatially explicit mathematical programming model which studies the farmers' behavior as profit maximizers under technical and administrative constraints. Facing different policy measures, each farmer chooses the land-use on each field, which determines the landscape at the regional level. A spatial pattern index (Ripley *L* function) is then associated to the obtained landscape, indicating on the degree of dispersion of the reserve. We compare a subsidy per hectare of reserve with an auction scheme and an agglomeration malus. We find that the auction is superior to the uniform subsidy for cost-efficiency. The agglomeration malus does better than the auction for the spatial pattern but is more costly.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

In many regions, agricultural lands host a significant share of biodiversity including common and emblematic species. Over the last fifty years however, farmed landscapes have experienced dramatic changes, mainly due to the intensification of farming techniques and increases in the size of agricultural fields. As a result, natural habitats have been transformed and fragmented, leading to many species' decline (Chamberlain et al., 2000; Söderström and Pärt, 2000). Common farmland birds in Europe, for instance, have declined by 25% since the 1980s (Gregory et al., 2005).

In farmlands, dominated by private ownership, providing sufficient incentives to landowners to preserve biodiversity is essential. Agri-environmental policies have progressively been introduced for example in Europe (e.g., Natura 2000) and in the United States (e.g., the Conservation Reserve Program) to preserve habitats. In designing these policies, the economic issue lies in the trade-off between environmental effectiveness and economic costs (opportunity costs,[2] compensation payments to farmers and transaction costs). The environmental result depends on the size of the protected area but also on the spatial configuration of this area. A habitat reserve[3] of a given size does not have the same ecologic impact when reserve sites are fragmented, agglomerated or distributed as a random mosaic. The best spatial pattern depends on the considered species: the grizzly bear would prefer an agglomerated reserve for instance whereas a black-footed ferret survives better on dispersed reserves (Parkhurst and Shogren, 2007; also Soule and Simberloff, 1986 for insights on the famous SLOSS debate: Single Large or Several Small reserves).

The aim of this paper is to compare different policy instruments for cost-effective habitat conservation on agricultural lands, when the desired spatial pattern of the reserve is a random mosaic. This spatial pattern is adapted to certain threatened bird species that breed on agricultural lands, such as the Little Bustard (*Tetrax tetrax*),

* Corresponding author. Tel.: +33 1 30 81 53 37; fax: +33 1 30 81 53 68.
E-mail addresses: laure.bamiere@grignon.inra.fr (L. Bamière), maia.david@agroparistech.fr (M. David), bruno.vermont@grignon.inra.fr (B. Vermont).
[1] Tel.: +33 1 30 81 59 12.

[2] The opportunity costs of habitat conservation can be defined as the forgone profits due to setting aside lands instead of implementing a more profitable land-use.
[3] We define here the "reserve" as all sites characterized by environment-friendly land-uses and management options. In our case, the reserve can thus include some agricultural land-uses (e.g., grassland).

0921-8009/$ – see front matter © 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.
http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.11.004

5.1. Introduction

In many regions, agricultural lands host a significant share of biodiversity including common and emblematic species. Over the last fifty years however, farmed landscapes have experienced dramatic changes, mainly due to the intensification of farming techniques and increases in the size of agricultural fields. As a result, natural habitats have been transformed and fragmented, leading to many species' decline (Soderstrom and Part, 2000; Chamberlain et al., 2000). Common farmland birds in Europe, for instance, have declined by 25% since the 1980's (Gregory et al., 2005).

In farmlands, dominated by private ownership, providing sufficient incentives to landowners to preserve biodiversity is essential. Agri-environmental policies have progressively been introduced for example in Europe (eg. Natura 2000) and in the United States (eg. the Conservation Reserve Program) to preserve habitats. In designing these policies, the economic issue lies in the trade-off between environmental effectiveness and economic costs (opportunity costs [1], compensation payments to farmers, transaction costs). The environmental result depends on the size of the protected area but also on the spatial configuration of this area. A habitat reserve [2] of a given size does not have the same ecologic impact when reserve sites are fragmented, agglomerated or distributed as a random mosaic. The best spatial pattern depends on the considered species : the grizzly bear would prefer an agglomerated reserve for instance whereas a black-footed ferret survives better on dispersed reserves (see Parkhurst and Shogren, 2008 ; see also Soule and Simberloff, 1986 for insights on the famous SLOSS debate : Single Large or Several Small reserves).

The aim of this paper is to compare different policy instruments for cost-effective habitat conservation on agricultural lands, when the desired spatial pattern of the reserve is a random mosaic. This spatial pattern is adapted to certain threatened bird species that breed on agricultural lands, such as the Little Bustard (*Tetrax tetrax*), an Annex 1 species of the European Union Birds Directive (79/409/EEC). Note that most contributions on the spatial configuration of the reserve are concerned with avoiding fragmentation, which is harmful to many species. However, on agricultural lands, where land-uses are generally spatially aggregated due to aggregated land qualities, natural habitats are often aggregated. Therefore, examining the best policies to protect species that inhabit agricultural lands and need to disperse to reserve is a new and useful topic.

Many studies have been devoted to optimal reserve design, mainly in the field of conservation biology (see Williams et al., 2005, for a general review ; see Wossink et al., 1999, and van Wenum et al., 2004, for a more specific analysis on agricultural lands). These contributions have focused on the question of where the reserve should be located to adequately (and cost-efficiently [3]) protect the biodiversity. However, they do not address the question of how to reach this optimal reserve. They implicitly assume that the social planner has perfect

1. The opportunity costs of habitat conservation can be defined as the forgone profits due to setting aside lands instead of implementing a more profitable land-use.

2. We define here the "reserve" as all sites characterized by environment-friendly land-uses and management options. In our case, the reserve can thus include some agricultural land-uses (eg. grassland).

3. An extension of the basic literature to the field of economics has consisted in incorporating land costs (Polasky et al., 2008; Naidoo et al., 2006; Hamaide and Sheerin, 2011).

knowledge on landowners' characteristics and selects reserve sites minimizing opportunity costs. Unfortunately, governmental agencies have imperfect information on private costs and cannot implement the first-best reserve location in a direct way (Lewis et al., 2009).

Designing incentive-based conservation policies, aiming at a cost-efficient reserve under information asymmetries, is thus a further step. Many economic articles have examined this issue using mechanism design theory but without taking into account the spatial characteristics of the conserved area (see Ferraro, 2008 for a survey). Recent contributions have introduced the spatial aspects. Lewis and Plantinga (2007); Lewis et al. (2009) and Lewis et al. (2011) study incentive-based policies to reduce habitat fragmentation. These authors use an econometric model to estimate the farmers' decisions (land-use conversion probabilities based on past observations) but do not model the farmers' behavior. Wätzold and Drechsler (2005); Drechsler et al. (2007); Hartig and Drechsler (2009) and Drechsler et al. (2010) ingeniously combine an economic and ecological model to assess various conservation policies. However, they consider exogenous costs for land conservation and do not detail the process explaining these costs (which depend on the landowners' optimal decisions given agricultural prices and yields as well as technical and institutional constraints). Smith and Shogren (2002); Parkhurst et al. (2002); Parkhurst and Shogren (2008); Reeson et al. (2011) and Williams et al. (2012) use experimental economics to see whether rational individuals can achieve the desired spatial pattern of reserve or to test various ecological metrics, but they do not look into the mechanism that drives the farmers' decisions.

We use an economic mathematical programming model (OUTOPIE) which simulates the farmer's behaviour as a profit maximizer under technical and administrative constraints. This leads to land-use choices at the field level and eventually generates a landscape at the regional level. A spatial pattern index (Ripley L function) is then associated to the obtained landscape, indicating the degree of dispersion of the reserve. See Bamière et al. (2011) for a detailed description of the OUTOPIE model.

Mathematical programming farm-level models have largely been used to assess the efficiency of agri-environmental policies (Wossink et al., 1999; Falconer and Hodge, 2001; van Wenum et al., 2004; Havlik et al., 2005; Mouysset et al., 2011). Our model differs in that it takes into account, in addition to the farm-level, both the field and landscape levels, linked to a spatial pattern indicator. As explained above, taking into account these three spatial levels is essential when analyzing biodiversity conservation : the field is the elementary unit of the spatial pattern, the farm is the landowner's decision level, and the resulting landscape level determines the ecological result.

Our model is applied to a Natura 2000 site in France (*Plaine de Niort*), which aims at protecting the Little Bustard. This bird relies exclusively on insects found in temporary grasslands, and preferentially breeds in an arable landscape consisting of a mosaic of alfalfa, grasslands and annual crop fields (Wolff et al., 2001). Its conservation therefore implies a random mosaic of extensively managed grasslands and annual crops. While contiguity and connectivity have been studied, to the best of our knowledge Bamière et al. (2011) was the first attempts to account for a random mosaic distribution of the reserve.

While Bamière et al. (2011) use the OUTOPIE model to investigate the suitable allocation of reserve patches and whether a subsidy per hectare of reserve reaches it, we introduce other policy instruments. We compare three instruments - a subsidy per hectare of reserve, an auction scheme and an agglomeration malus - to reach a given percentage of land enrolled in the reserve. The comparison is based on two main criteria : the spatial criterion (reserve patches must form a random mosaic) and the cost criterion (including opportunity costs, public costs and administrative costs).

The auction scheme works as a procurement auction where farmers indicate the minimum payment they wish to receive to convert one parcel of their land to reserve [4]. The public regulator selects the lowest amount and pays it to the winning farmer against his commitment to convert one parcel to reserve. By favoring competition among farmers, this instrument improves cost-efficiency even when the regulator does not have detailed information on the individual opportunity costs. Empirical studies have demonstrated that cost reductions through conservation auctions can be substantial (Stoneham et al., 2003; Schilizzi and Latacz-Lohmann, 2007). This instrument has increasingly attracted the attention of economists (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997, 1998; Latacz-Lohmann and Schilizzi, 2005; Saïd and Thoyer, 2007; Glebe, 2008) . This literature however, based on decision theory, usually simplifies bidders' behavior by assuming an exogenous threshold above which bids are not accepted. One of our contributions is the use of auction theory based on game theory, allowing more realism and precision in modeling the bidders' behavior (McAfee and McMillan, 1987; Klemperer, 1999).

The agglomeration malus is an instrument which accounts for the spatial issue. It consists of a subsidy per hectare of reserve completed with a malus (i.e. a reduction of the payment) when the additional reserve site is adjacent to another reserve site. This malus is relevant in cases, such as ours, where the desired pattern of the reserve is dispersed. Some authors have examined a similar instrument, an agglomeration bonus (which is relevant when the desired pattern is agglomerated), using experimental economics (Parkhurst et al., 2002; Parkhurst and Shogren, 2007, 2008) and bio-economic modeling (Drechsler et al., 2010).

The rest of the article is structured as follows. First, we present our modelling approach and our method in comparing policy instruments. Then, we introduce an auction scheme and compare it to the subsidy per hectare. Next, we study the agglomeration malus and compare it with the two other instruments. Conclusions and scope for further research are given in the last section.

5.2. The mathematical programming model

OUTOPIE is a mixed integer linear programming model which accounts for three spatial levels : the field, the farm and the region. Fields are characterized by their soil type, irrigation equipment and the farm to which they belong. This determines the agricultural activities and cropping techniques that can be chosen on each field, as well as the resulting yield and

4. A procurement auction is a type of auction where there are multiple sellers and one central buyer, here the public agency (Fudenberg and Tirole, 1991).

gross margin. The farmer makes the decisions concerning land allocation, taking into account policy constraints (e.g. milk quotas and obligatory set-aside) and technical constraints (e.g. feed requirements). Spatial relationships between fields, constituting the landscape, are accounted for at the regional level.

The model includes the major crops in the considered area (wheat, winter barley, sunflower, rapeseed, maize, and sorghum), permanent and temporary grasslands, including alfalfa, and set-aside lands. The reserve is defined here as all lands covered with alfalfa and temporary or permanent grassland, managed in an environment-friendly way [5].

The model maximizes the sum of farms' gross margins including incomes and costs due to the participation in an agri-environmental program, subject to field, farm and landscape level constraints. This is represented in program (5.1), where X^f is the matrix of farm f's activities. $X^f_{i,r}$ are variables of the matrix X^f that indicate whether field i is enrolled in reserve type r (i.e. in one of the environment-friendly managed grassland). There are equal to the size of field i when i is enrolled in the reserve and to 0 otherwise. Π_f is the farm's gross margin from agricultural activities ; cp_r is the per hectare compensation payment for an enrolment in reserve type r ; vtc_r is a variable transaction cost per hectare of reserve ; ftc is a fixed private transaction cost for program participation and RP_f is a binary variable equal to 1 if the farm participates in the agri-environmental program.

$$\begin{aligned} &\max \sum_f [\Pi_f(X^f) + (\sum_{r,i} (cp_r - vtc_r) X^f_{i,r} - ftc) RP_f] \\ &s.t. Field(X^f), Farm(X^f), Landscape(X^f) \end{aligned} \tag{5.1}$$

This model is applied to a Natura 2000 site located in *Plaine de Niort*, in Poitou-Charente, France. This area was traditionally dedicated to mixed farming but has recently undergone a rapid specialization in crop production, threatening some populations of birds such as the Little Bustard (*Tetrax Tetrax*). The whole Natura 2000 site is about 20 000 hectares (ha) but we have chosen to concentrate on a restricted stylized area of 2 700 ha divided into 900 fields of 3 ha each (see 5.1). There are three main groups of soils in *Plaine de Niort* - calcareous valley, deep and shallow plain soils - with different agricultural potentials. They are represented on the grid (5.1) according to the ratio and layout observed. We considered 12 crop growing farms and 6 mixed dairy farms, both types being located on all types of soils and some of them having the possibility to irrigate a fixed set of contiguous fields. More details can be found on the description and the validation of the OUTOPIE model, as well as on the case study, in Bamière et al. (2011).

In order to account for the spatial pattern of the obtained reserve, the model has been completed with a spatial indicator. According to some ecologist experts (Bretagnolle et al., 2011), the most suitable spatial pattern for the Little Bustard conservation is at least 15% of land covered by extensively managed grassland patches (3 ha being the ideal field size),

5. We define here an environment-friendly management as a Little Bustard-friendly management, characterized by restrictions on livestock density, fertilization, pesticides, and mowing dates.

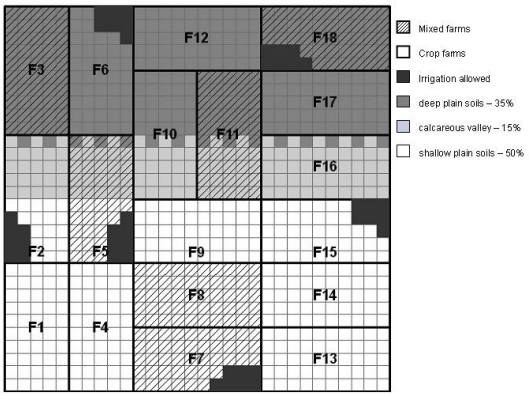


FIGURE 5.1.: Model representation of the studied area (18 farms ; 3 soil types)

randomly or regularly located within any radius between 100 and 1000 meters. As a consequence, we need to measure not only the size but also the shape of the reserve generated by the model. In order to do so, we use an indicator based on Ripley K and L functions (Ripley, 1977, 1981). Theses functions measure both the density of the reserve and the distances between reserve sites. They are widely used in plant ecology (Haase, 1995). Results can be interpreted as follows (see 5.2 for two spatial distributions of the reserve and 5.3 for the associated values of the Ripley function L) : a) if L remains within the confidence envelop (dotted lines in 5.3) then the spatial pattern of the reserve is significantly (Poisson) random ; b) if L is above the upper limit of the confidence envelop, then the spatial pattern is clustered or aggregated. More details are given on the Ripley indicator in Bamière et al. (2011).

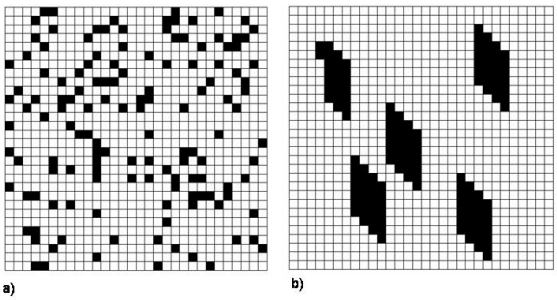


FIGURE 5.2.: Spatial distribution of 135 reserve plots on a 900 plots grid : a) random, b) aggregated.

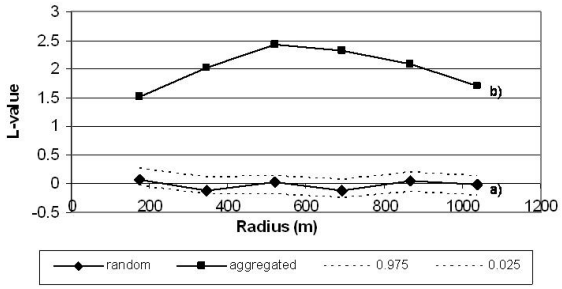


FIGURE 5.3.: Ripley L function for the random (a) and aggregated (b) distributions

5.3. A comparison of policy instruments

We now use our modelling approach to compare different policy instruments in order to reach a given environmental objective. This objective, consistent with ecologists' recommendation for the Little Bustard, is 15% of land covered with reserve.

The policy instruments are compared according to two criteria. First, we compare the total costs of reaching the 15% objective (cost-efficiency). Second, we examine the spatial configuration of the obtained reserve and whether reserve patches are randomly dispersed (i.e. whether the Ripley function is in the confidence envelop). We have chosen to consider both these criteria independently without giving a priority to one or the other [6].

Regarding the total costs of the policy, we first consider the private costs. These are the sum of the opportunity costs - or forgone profits - incurred by farmers when converting their lands to reserve. These costs are minimized when converting first the less profitable lands, i.e. those with a lower associated gross margin. The three instruments we compare - namely a subsidy, an auction and a subsidy with agglomeration malus - are incentive-based instruments that let the farmers choose which parcels they convert to reserve. As the profit-maximizing farmer always chooses to convert first the cheapest parcels, we can show that total opportunity costs are automatically minimized. Therefore, the minimization of private costs is not a discriminatory criteria among the instruments we study.

We next consider the public costs of the policy. These are defined as the sum of the compensation payments to farmers. We assume we wish to compensate farmers for the opportunity costs of habitat conservation [7]. However, these costs are heterogeneous among farmers (due to different farm types, land qualities, etc) and, generally, the policy-maker does not know each farmer's costs. Moreover, farmers are not willing to reveal their real costs as,

6. In order to give a priority to one objective or the other, we would have to write a social welfare function including the value for society of this bird's survival and expliciting the way the spatial pattern of reserve affects its probability of survival. This goes beyond the scope of our analysis.

7. This is consistent with the idea of remunerating them for an environmental service to society.

by communicating higher levels, they would increase their compensation payment (adverse selection). As a result, the public regulator cannot pay the exact amount compensating the farmers' costs. We will see how some instruments deal better than others with this issue.

The subsidy per hectare of reserve has been studied in Bamière et al. (2011). This instrument reaches the 15% objective with a total public cost of **279 thousand euros**. Total payments to landowners exceed their real opportunity costs due to imperfect information (the uniform subsidy is set so as to cover the cost of the most expensive parcel converted to reserve whereas some cheaper parcels have been converted). In total, farmers are compensated about 92% above their real costs, which shows tremendous cost inefficiencies. This can be explained as follows. In order to be cost-efficient, a policy instrument must offer a compensation payment as close as possible to the real costs incurred by the farmer to convert lands to reserve. However, as we have seen, these costs are heterogeneous and when using a uniform payment, payments exceed real costs as the payment must be high enough to cover high-costs reserve, therefore over-compensating low-costs reserves.

Moreover, this subsidy does not reach a suitable configuration of reserves : the Ripley function is outside the confidence envelop (see 5.5). This is linked to the fact that landowners reserve the parcels that represent the lowest opportunity costs. These opportunity costs are linked to the quality of the land, the farm type (mixed farms vs. crop farms) and/or the possibility to irrigate. These characteristics being partly aggregated (which is common on agricultural lands), the obtained reserve is partly aggregated.

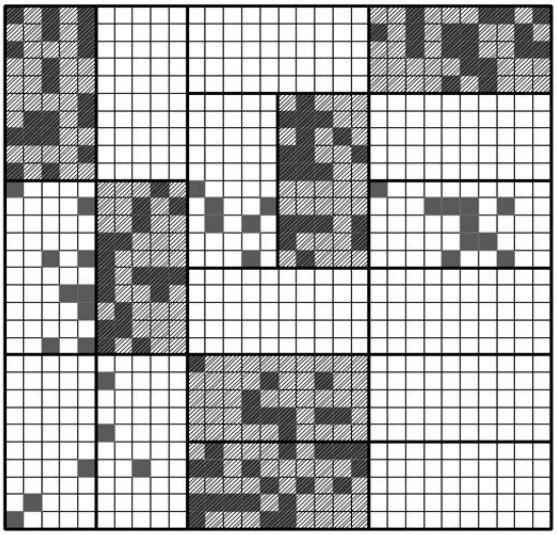


FIGURE 5.4.: Reserve location with the subsidy per ha

We now consider other instruments that might perform better than the subsidy, either on its cost-efficiency (eg. the auction) or on the spatial objective (eg. the agglomeration malus).

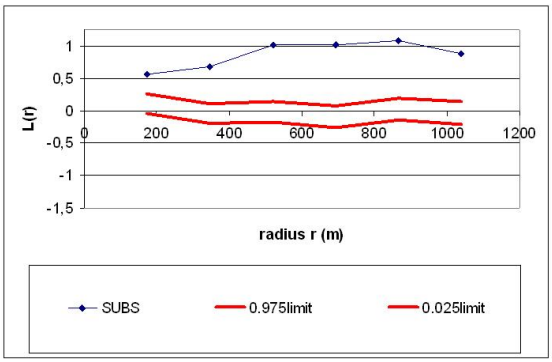


FIGURE 5.5.: The Ripley L function with the subsidy per ha

5.4. The auction scheme

Auction schemes have increasingly attracted the attention of policy-makers to deal with agri-environmental regulation with incomplete information. Several real cases exist such as the Conservation Reserve Program in the United States (Kirwan et al., 2005), the Bush Tender in Australia (Stoneham et al., 2003) or some regional experiences in Germany Groth (2005). According to many economists, this policy instrument, by favouring competition among farmers, helps minimize the payments to farmers even though they detain private information on costs (see Cason and Gangadharan, 2004; Taylor et al., 2004; Reeson et al., 2011 and the references given in the introduction).

The auction we study here is a discriminatory-price sealed-bid procurement auction which works as follows. First, farmers submit their bid to the public regulator, i.e. they indicate the minimum payment they wish to receive to accept converting one parcel of their land to reserve. Their bid is sealed, meaning that the other farmers cannot observe it. Second, the regulator selects the best offer, i.e. the lowest amount, and pays this amount to the winning farmer against one additional parcel of reserve on his land. If several farmers bid at the lowest amount, they all win the bidding and receive this amount against one parcel of reserve. The operation is repeated until the total reserve reaches the desired size.

In the literature on auctions in conservation contracts, most contributions are based on decision theory [8] (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997, 1998; Rousseau and Moons, 2006; Saïd and Thoyer, 2007; Glebe, 2008). This stream of literature has the advantage of being simple and tractable but its limit lies in the fact that it considers the threshold above which a bid is not accepted as exogenous, rather than resulting from the interaction among bidders. One of the main contributions of this article is that we model bidders' behaviour and derive a formula for the optimal bid of a bidder i based on game theory.

8. Decision theory examines the decisions of rational individuals facing uncertainty but, contrary to game theory, it does not look into the strategic interactions among these individuals and how these interactions affect their decisions.

We assume there are n farmers. For simplicity, we assume in our demonstration that all farmers are risk-neutral but we can show easily that our results on the auction's performance remain valid in the case of risk-adverse farmers. Let us denote as Π_i^0 the profit of farm i without any commitment on its land-use and Π_i^1 its profit - not including the compensation payment - when farm i signs a contract with the public authority, committing to one additional parcel of reserve on its land. $v_i = \Pi_i^0 - \Pi_i^1$ represents the forgone profit of farm i (or opportunity costs) due to an additional parcel of reserve. Following the basic literature in game theory on auctions (see Klemperer, 1999), we assume that the values v_i are "independent private values", i.e. it is private information for each farmer i and it is common knowledge that each v_i is independently drawn from the same continuous distribution $F(v)$ on $[0, \bar{v}]$, with density $f(v)$. The assumption of independent private values is realistic in our case as opportunity costs are specific to each farm according to their type, land quality and irrigation equipment. Note that the lowest value for v is necessarily 0 as the opportunity cost cannot be negative for rational landowners who maximize their profit.

Given our assumptions, we can prove that the optimal bid of a farmer with opportunity cost v is given by the following formula

$$b^*(v) = v + \frac{\int_v^{\bar{v}} [1 - F(x)]^{n-1} dx}{[1 - F(v)]^{n-1}} \tag{5.2}$$

Proof. The optimal bid of player i of opportunity cost v is the expectation of the lowest of the remaining $(n-1)$ values conditional on all these values being above v. Since the density of the lowest of $(n-1)$ values is $(n-1)f(v)[1-F(v)]^{n-2}$ (expected value of v given that this value is inferior to the $(n-2)$ remaining values), the expectation of the lowest of $(n-1)$ values is

$$\int_0^{\bar{v}} x(n-1)f(x)[1-F(x)]^{n-2}dx$$

The probability that v is inferior to the lowest of the $(n-1)$ remaining values is then

$$\int_0^{\bar{v}} (n-1)f(x)[1-F(x)]^{n-2}dx$$

As a result, the optimal bid is

$$\frac{\int_0^{\bar{v}} x(n-1)f(x)[1-F(x)]^{n-2}dx}{\int_0^{\bar{v}} (n-1)f(x)[1-F(x)]^{n-2}dx} \tag{5.3}$$

After integrating the numerator by parts and simplifying, this yields formula (5.2). Our methodology is inspired from Klemperer (1999) but adapted to a procurement auction case.

Formula (5.2) describes the farmer's behavior which makes a trade-off between net pay-offs and the acceptance probability. A higher bid increases the net pay-off but reduces the probability of winning, and vice-versa. Each farmer's bid is then equal to his opportunity cost v (first term in (5.2)) plus a margin depending on v (second term in (5.2)). We can actually show that this margin is decreasing in v and we can easily see that for the farmer

with the highest opportunity costs, i.e. with type $\bar{v}$, this margin is equal to zero. In other words, it is optimal for bidders to bid above their real costs in order to increase their gains. This phenomenon is amplified for low-costs participants (who can easily bid above their costs and remain competitive), whereas high costs participants are more likely to bid close to their costs in order to remain competitive. As a result, both the subsidy and the auction scheme may induce an over-compensation of farmers compared to their real opportunity costs.

In order to go further, we assume v follows a normal distribution on $[0, \bar{v}]$ with mean $E(v)$ and standard deviation σ. Note that another limit of the current literature on conservation auctions using decision theory is the use of a uniform distribution for the exogenous bid cap above which the bid is not accepted (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997). By using here a normal distribution for farmers' types, our model is more realistic as some opportunity costs levels are more common than others, especially at a local scale.

The formula for b^* in the normal distribution case is

$$b^*(v) = v + \frac{\int_v^{\bar{v}} [1 - \int_0^x \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} exp(\frac{-(u-\frac{\bar{v}}{2})^2}{2\sigma^2}) du]^{n-1} dx}{[1 - \int_0^v \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} exp(\frac{-(u-\frac{\bar{v}}{2})^2}{2\sigma^2}) du]^{n-1}} \tag{5.4}$$

In our model, it has been found that the highest possible value for the opportunity cost (the highest possible difference between the profit without any constraint and the profit when committing to one additional parcel in reserve) is $\bar{v} = 3320$ euros. We can then show through many simulations using Mathematica that, for a wide range of values of σ and v, b^* can be approximated by v, i.e. the second-term in (5.4) tends towards zero with a 10^{-1} precision (i.e. ten euro cents). In other words, in our case, the auction approximately allows to pay farmers at their real cost. This result is due to the value of $\bar{v}$ in our case but it is shown to remain valid for many values for $\bar{v}$, v and σ as long as $\bar{v}$ is not too small [9].

Using this auction model, we introduce this policy instrument in the OUTOPIE model. Auction rounds are repeated until 15% of the zone is enrolled in the reserve. To limit learning effects and collusion among bidders, we assume there is no diffusion of information between two auction rounds (i.e. the amount of the winning bid and the identity of the winner are not revealed). As argued by Milgrom (1987), the advantage of a sealed-bid design is that it is less susceptible to collusion [10].

9. For example, the threshold value for $\bar{v}$ above which bidders' margin is insignificant is $\bar{v} = 22$ when $\sigma = 500$ and $v = 0.5$. It is even lower for higher values for v. More details regarding these simulations are available upon request.

10. In multi-unit auctions or repeated auctions, there is a risk of collusion among bidders (Klemperer, 1999). That is, if communication is possible and easy among farmers, they may agree to increase simultaneously their bid in order to improve their gain, which reduces the cost-efficiency of the auction for the public agency. However, bidders are also competitors and may be tempted to deviate from this type of agreement in order to lower unilaterally their bid and win the conservation contract (prisoners' dilemma). The literature in game theory shows that in a repeated game with finite horizon, the prisoners' dilemma persists and cooperation among players to collude is not stable (Fudenberg and Tirole, 1991). Moreover, bids are sealed in our case, limiting the diffusion of information among bidders. As a result, we assume that no collusion occurs although the game is repeated. There may be, however, some learning effects due to the fact the auction is repeated ; this has been studied in experimental economics (see Reeson et al., 2011) and remains an interesting scope for further research.

We find that the auction reaches the 15% objective with a total public cost of **145 thousand euros** which approximately corresponds to farmers' real costs of conversion. The auction therefore reaches a much better cost-efficiency than the subsidy, which was almost twice more expensive. This is due to the fact that as explained above, in our case, the auction is approximately cost-efficient.

Regarding the spatial configuration of the reserve, the auction does not reach the desired pattern (see 5.7 where the Ripley function is shown to be outside the confidence envelop). As with the subsidy, the reserve is found to be partly aggregated in the auction scheme due to the aggregation of low-cost parcels. Let us now look into another policy instrument that explicitly takes into account the spatial issue.

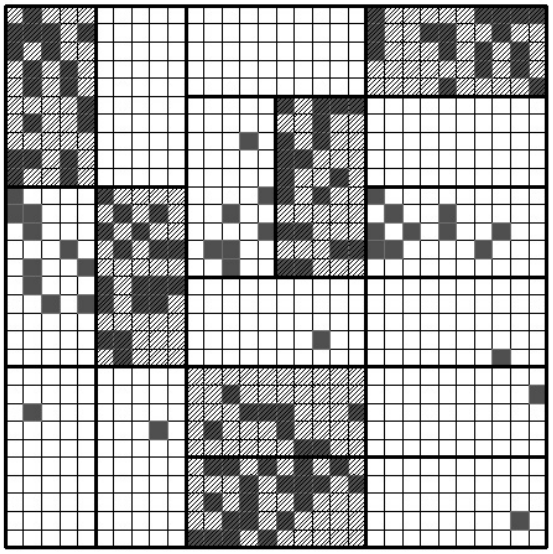


FIGURE 5.6.: Reserve location with the auction scheme

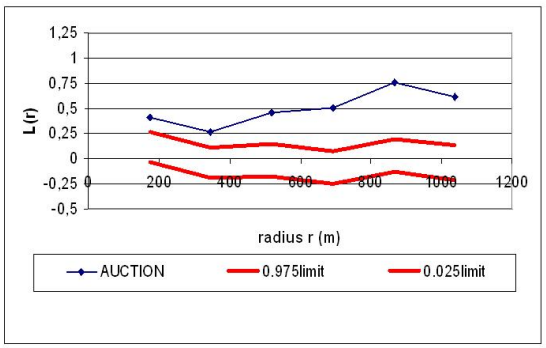


FIGURE 5.7.: The Ripley L function with the auction scheme

5.5. The agglomeration malus

For many species, the spatial configuration of the habitat reserve - and not only its total size - is crucial for survival. There is no scientific consensus on the optimal spatial pattern of the reserve (which depends on the species) and only very few policy instruments have been developed to take into consideration these spatial issues. In the emerging literature on the topic, the most recurrent objective is to avoid reserve fragmentation. Parkhurst et al. (2002) and Parkhurst and Shogren (2007, 2008), for instance, examine an incentive mechanism called an agglomeration bonus, which awards landowners bonus payments for the conservation of adjacent parcels [11]. These authors use experimental economics to examine whether players are able to coordinate and reach the desired spatial configuration of land when facing such an agglomeration bonus.

We focus here on a similar instrument but reversed - an agglomeration malus - given that, on agricultural lands, it may by useful to avoid a too aggregated reserve, harmful to certain species such as the Little Bustard. Note that Parkhurst and Shogren (2007) do not exclude negative values for the agglomeration bonus in some of their experiments, thus implicitly examining an agglomeration malus. We assume the farmers receive a payment per hectare of reserve but this payment is reduced when the remunerated parcel is adjacent to an existing reserve. We distinguish the parcels that are completely adjacent to the remunerated parcel from those having only one corner in common with this parcel. For example, if we assume a farmer receives a payment for the conversion of parcel 5 to the reserve (see 5.8). He will pay the total malus if parcel 2, 4, 6 or 8 is in the reserve. And he will pay a lower amount - say half the malus [12] - if parcel 1, 3, 7 or 9 is in the reserve, as these parcels only have one corner in common with parcel 5. The farmer pays the malus per adjacent parcel in reserve (or half the malus per parcel with one corner in common with the remunerated parcel). In the example below, where parcels in grey are in the reserve, the farmer has to pay 2.5 times the malus when receiving the payment for converting parcel 5 to the reserve.

We assume farmers can observe the existing parcels in reserve, as is consistent with reality. Moreover, we assume that when deciding which parcel to convert to reserve, they can communicate with their neighbors to coordinate in order to avoid an unexpected malus. In other words, farmers are aware of which parcels on neighbors' lands will be converted to reserve. This assumption is easily justified by the fact that, contrarily to the auction case where farmers are competitors (they have both conflicting and common interests, inducing a prisoners' dilemma), in the case of the agglomeration malus, farmers only have common interests to avoid the malus and obtain the greatest possible payment. Moreover, some experiments have demonstrated that, when it is in their interest, agents are able to coordinate facing an agglomeration payment (Parkhurst and Shogren, 2007).

11. A real-world application of an agglomeration bonus is Oregon's Conservation Reserve Enhancement Program (CREP), established in 1998 with the goal of assisting the recovery of salmon and trout species through the creation of riparian buffers along stream habitat (Grout, 2009).

12. Our spatial results are robust when changing this parameter from 1/2 to any $\alpha \in]0,1[$. This is due to the fact that, in the framework of our model, there are no adjacent parcels in reserve at the equilibrium so any positive value yields the same spatial pattern.

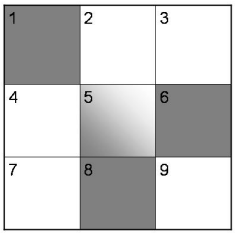


FIGURE 5.8.: The agglomeration malus

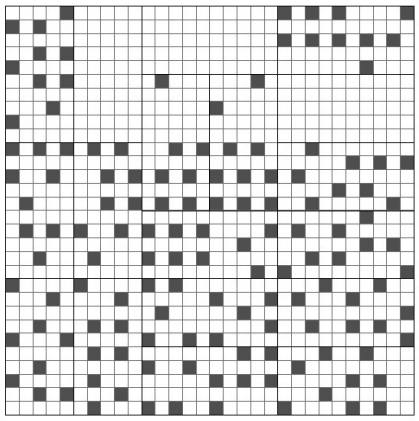


FIGURE 5.9.: Reserve location with the agglomeration malus

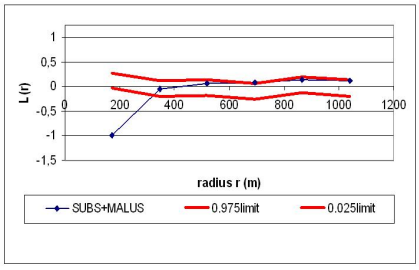


FIGURE 5.10.: The Ripley L function with the agglomeration malus

We find that this instrument reaches 15% of reserve with a total public cost of approximately **279 thousand euros**, which is the same amount as with the subsidy. This is not surprising given that, in our grid, farmers can locate the reserve patches so as not to pay the malus ; they thus receive the same amount as with the standard subsidy. This instrument is therefore about twice more expensive than the auction scheme. However, it leads to the desired spatial pattern (see 5.9 and 5.10) : the Ripley L function is inside the confidence envelop [13].

5.6. Summary and discussion

We have compared three incentive-based policy instruments - a subsidy per ha of reserve, an auction and an agglomeration malus - in order to reach a given size of reserve on agricultural lands, with reserve patches forming a random mosaic. In the framework of our model, the auction scheme has proven to be much more cost-efficient than the subsidy by reducing almost by half the public expenditures. The agglomeration malus is as costly as the subsidy and thus more costly than the auction but allows a better spatial pattern than both other instruments. As a result, we cannot rank the auction compared to the agglomeration malus as the former is more cost-efficient whereas the latter is more spatially efficient. We therefore have a trade-off between minimizing the public costs of the policy and reaching the desired spatial pattern of reserves.

Our work can be improved in many directions. The positive results on the auction's cost-efficiency must be mitigated for three main reasons. i) The specific characteristics of our case study leads to an insignificant margin in farmers' optimal bid, thus caricaturing the cost advantage of the auction. ii) The auction scheme may induce higher administrative costs than a standard subsidy due to a more complex procedure ; data on the differences in administrative costs according to the instrument would be useful to incorporate this point in our analysis. iii) The fact that the auction is repeated may induce some strategic behavior and learning effects from the bidders, which could reduce the cost efficiency of this instrument.

Scope for further research includes introducing other policy instruments such as a heterogeneous payment scheme (based on mechanism design theory ; see Wu and Babcock, 1996 and Glebe, 2008) or a reserve trading scheme, both potentially improving cost-efficiency. Also, we could improve the design of the auction scheme so as to deal more specifically with the spatial issue. This includes revising the scoring of bids taking into account a selection criteria which depends on the status of the adjacent parcel [14]. Furthermore, one of the priority extensions of our work would be to introduce a metric of the biological result per money spent, either by creating an indicator of the ecological result linked to the obtained spatial pattern (see Bretagnolle and Inchausti, 2005) or by coupling our economic model with an ecological model (see Barraquand and Martinet, 2011 for a first attempt with a theoretical model and see Drechsler et al., 2010).

13. Except for the first point (200 meters radius) : 200 meters corresponds to the maximal distance between any adjacent plots. The malus therefore generates over-dispersion at this level.

14. See Williams et al. (2012) for more on the scoring of bids and ecological metric.

*

* *

Conclusion

Les travaux présentés dans cette thèse apportent un éclairage économique et quantitatif sur les liens entre l'agriculture, les usages des sols et l'environnement ainsi que sur l'efficacité des instruments économiques de politiques publiques visant à réguler deux problèmes environnementaux : les émissions de GES, sur lesquelles se focalisent la majorité des travaux, et la préservation de la biodiversité en milieu agricole.

L'analyse des potentiels économiques d'atténuation des émissions agricoles estimés dans la littérature montre que l'agriculture peut contribuer significativement à l'effort global de réduction des émissions de GES. Non seulement des potentiels existent dans le secteur agricole, mais leur mobilisation permettrait de réduire sensiblement le coût global de l'effort de réduction des émissions. Les bénéfices d'une politique d'atténuation des émissions agricoles seront d'autant plus importants que la couverture en termes d'options et de sources d'émissions sera grande. L'atteinte des objectifs ambitieux de réduction des émissions (Paquet Energie Climat) devra également faire intervenir des mécanismes de flexibilité entre secteurs émetteurs. L'existence d'options de réduction à bas coûts dans le secteur agricole permettrait, en plus de réduire le coût des politiques d'atténuation actuelles, d'exercer des contraintes moins fortes sur les secteurs sur lesquels elles se focalisent actuellement.

Néanmoins, la conjoncture actuelle ne laisse pas présager l'inclusion des émissions agricoles dans le champ d'application des instruments économiques. D'une part, le SEEQC connaît actuellement des difficultés importantes, comme en témoigne le niveau du prix de la tonne de CO_2 sur le marché (entre 3 et 7 €/ tCO_2eq depuis 2013). En effet, la crise européenne a fait diminuer fortement la demande de quotas dans les secteurs très émetteurs. Le niveau actuel des prix n'incite pas vraiment les agents à réduire leurs émissions de manière ambitieuse. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, l'inclusion des émissions agricoles dans le SEEQC aurait pour conséquence de faire baisser le prix du carbone. On imagine mal dans ce contexte que cette option soit adoptée à court terme. D'autre part, l'adoption d'un instrument en prix sur les émissions agricoles est également peu probable à en juger par les réactions de ces dernières années face aux différents projets de taxes carbone (contribution climat-énergie, écotaxe poids lourds). Ces éléments conjoncturels ne doivent pas toutefois masquer l'importance de l'efficacité en coûts dans les politiques d'atténuation de l'effet de serre.

Si les instruments de politique climatique offrent peu de perspectives à court terme, qu'en est-il des politiques agricoles ? La réforme récente de la PAC intègre pour la première fois explicitement le changement climatique dans ses objectifs objectifs de long terme. Toutefois, les dispositifs de la PAC ne semblent pas vraiment réunir les conditions de flexibilité nécessaires à la réduction des émissions agricoles de manière efficace. Les paiements agroenvironnementaux et climatiques introduits par cette réforme intègrent spécifiquement

des objectifs de réduction des émissions de GES et sont destinés à offrir des compensations aux agriculteurs pour l'adoption de pratiques allant au delà de ce que n'exigent les bonnes conditions agricoles et environnementales. Ces paiements, dont le montant maximum est différencié entre usages (cultures annuelles, cultures pérennes, autres usages et UGB), doivent notamment compenser les coûts et les manques à gagner des exploitants liés à l'adoption de ces pratiques et peuvent couvrir une partie des coûts de transactions. Ils rejoignent donc la logique de calcul utilisée pour quantifier les coûts d'atténuation dans les approches dites « ingénieur ». Ce type de calcul ne prend pas réellement en compte les interactions entre sources d'émissions. Les interactions fortes existantes entre les variables d'activité liées aux émissions à l'échelle des exploitations font que les mesures ciblées sur une source d'émissions peuvent très bien augmenter les émissions provenant d'une autre source. Ces mesures sont cependant toujours basées sur des objectifs de moyens et non de résultats en termes de réduction d'émissions. D'autre part, les paiements sont relativement uniformisés (en tout cas pour les montants maximums) entre les exploitants ce qui peut être à l'origine de surcompensations pour les exploitants disposant d'options de réduction à bas coûts. Enfin, ces mesures ne permettent pas de favoriser les mécanismes de flexibilité que ce soit entre les exploitations, entre les secteurs ou entre les Etats membres.

Outre les indications qu'il fournit sur la contribution potentielle du secteur agricole, le chapitre 1 montre que la diversité des coûts de réduction des émissions estimés dans la littérature provient en grande partie des hypothèses des études, et non d'incertitudes quant à l'existence de potentiels dans le secteur agricole. Le méta-modèle développé dans le chapitre 1 permet ainsi de réduire ou tout du moins de contrôler l'incertitude sur les coûts d'atténuation du secteur agricole provenant de ces différentes hypothèses. Ces méthodes permettent d'approcher les coûts de réduction des exploitants. Néanmoins, elles ne permettent pas d'identifier certaines des barrières auxquelles est confrontée la mise en place opérationnelle des instruments économiques. Les travaux de cette thèse montrent que le critère d'efficacité en coûts, s'il reste primordial pour mobiliser les potentiels efficacement, ne suffit cependant pas à discriminer entre instruments de politiques publiques.

La présence d'asymétrie d'information entre le régulateur et les exploitants sur leurs coûts liés à l'adoption de pratiques favorables à l'environnement a des implications sur le choix des instruments. Dans le cas des émissions de GES, elle explique les difficultés pour mettre en place une redistribution efficace des recettes d'une taxe et celles concernant l'allocation initiale des quotas d'un marché de droits. Dans le cas du maintien de la biodiversité en milieu agricole, elle explique pourquoi les instruments économiques classiques conduisent à des surcompensations. L'arbitrage est alors de choisir entre favoriser la participation des exploitants tout en évitant la formation de rentes informationnelles. Peu d'analyses quantitatives intègrent les implications budgétaires des instruments économiques, tant pour les fonds publics que pour les revenus des agriculteurs, dans le choix des politiques environnementales sur l'agriculture. Elles sont pourtant au centre du rejet des instruments économiques, dont les bénéfices sont encore mal compris par le grand public. La recherche en économie appliquée devra avancer dans cette voie.

Les dispositifs visant à inciter les exploitants à révéler leurs coûts (menus de contrats, enchères...) sont aussi largement absents des politiques publiques. Les mesures agroenvironnementales et climatiques (MAEC) intègrent néanmoins la possibilité de sélectionner des

exploitants à travers des appels à proposition. Ce dispositif est intéressant pour inciter les exploitants à révéler leurs coûts d'opportunité et améliorer l'efficacité-coût des mesures. Il fait appel à des mécanismes de révélation similaires à un système d'enchères. Reste à savoir dans quelle mesure ce type de dispositif sera appliqué car le choix de les mettre en place reste à la discrétion de chaque État membre ou des collectivités locales en charge des mesures. De plus, la participation des exploitants à ce type de dispositif n'est pas garantie. Une autre manière de procéder peut être de réduire le champ d'application des mesures à une zone géographique. La mise en place des MAEC peut par exemple se faire à une échelle territoriale, ce qui peut permettre de limiter les surcompensations en adaptant le montant des paiements aux spécificités locales. Les incitations fournies par ces aides restent néanmoins similaires à celles d'une subvention par hectare. Comme le montre le chapitre 5, cet instrument est inefficace et il peut entraîner des surcompensations même lorsqu'il est défini à une échelle régionale.

L'incertitude liée aux processus biologiques et écosystémiques, à l'origine des problèmes d'environnement engendrés par l'agriculture, demeure une des vraies barrières à l'application des politiques environnementales dans le secteur agricole. Celle-ci engendre surtout des difficultés pour quantifier et pour contrôler l'effet des modifications de pratiques et d'allocation des sols sur l'environnement. Ces difficultés s'illustrent dans le problème du changement climatique à travers l'incertitude sur la mesure du niveau des émissions. La préservation de la biodiversité est confrontée à des difficultés encore plus grandes, du fait de l'absence d'une unité de mesure de l'amélioration de l'environnement telle que la tonne de CO_2 pour le changement climatique, et de la forte composante spatiale sur laquelle repose les équilibres écosystémiques. Là encore, les implications de ces incertitudes sur les politiques d'atténuation sont rarement incluses dans les analyses quantitatives. Les travaux de cette thèse sur les méthodes de comptabilisation des émissions, et notamment leur désagrégation à une échelle infra nationale, montrent que, s'il est difficile de mesurer exactement les émissions, on peut les approximer à l'aide de données sur les exploitations. La disponibilité croissante de données, du fait des dispositifs de collecte liés à la PAC et du développement de la géolocalisation des données statistiques, devrait permettre une réduction et/ou une meilleure prise en compte de ces incertitudes dans les analyses économiques. De même, les avancées de la recherche scientifique, en écologie et en agronomie notamment, devraient permettre de mieux comprendre ces mécanismes biologiques et de les intégrer aux analyses économiques. Cette intégration peut par exemple se faire par l'intermédiaire de couplages entre modèles économiques et modèles agronomiques et écologiques, qui décrivent plus finement l'impact des activités agricoles sur le fonctionnement des sols et des milieux naturels. Le chapitre 5 qui fait le lien entre un modèle économique et un indicateur de biodiversité, est une première étape vers ce type de couplage. Enfin, la prise en compte de la dimension spatiale dans les analyses économiques permettrait également de mieux appréhender les spécificités locales de l'agriculture en termes d'atténuation des émissions de GES et en termes d'impacts sur la biodiversité. Elle renseigne sur les caractéristiques physiques locales qui conditionnent le niveau des émissions et sur l'hétérogénéité des coûts des exploitants qui déterminent le potentiel d'atténuation. Elle renseigne aussi sur l'organisation du territoire et donc sur les effets de l'utilisation des sols et des changements d'affectation des sols sur la biodiversité et les puits de carbone.

Cette source d'incertitude implique aussi que les politiques d'atténuation dans le secteur agricole puissent engendrer d'importants coûts de contrôle. Sur ce plan, toutes les politiques sont confrontées au même problème. Ainsi, pour être éligibles aux paiements reçus dans le cadre des MAEC, les exploitations doivent faire l'objet d'une certification par un organisme indépendant qui vérifient le niveau des émissions et les coûts engendrés par les modifications de pratiques. Des contrôles vérifiant les réductions d'émissions sont aussi envisagés. Ce type de calcul nécessite cependant d'avoir accès à des informations fines sur les exploitations agricoles et est susceptible d'engendrer d'importants coûts additionnels. Enfin, ces mesures ne règlent pas la question des coûts de transaction privés (apprentissage, risque...) qui expliquent en partie pourquoi les agriculteurs n'adoptent pas certaines pratiques apportant à la fois un bénéfice pour eux et pour l'environnement. La possibilité introduite dans les MAEC pour des groupements de producteurs d'être éligibles à des compensations plus importantes de leurs coûts de transactions est cependant intéressante. D'autres dispositifs de formation sont également mis en place pour la PAC dans son ensemble pour favoriser l'adoption de nouvelles technologies par les exploitants (à travers le Farm advisory System par exemple).

Tous les dispositifs évoqués ci-dessus sont censés améliorer l'efficacité environnementale des MAEC et favoriser l'efficacité en coûts, en adaptant au mieux les mesures aux spécificités locales tout en maintenant la participation des agriculteurs à ce programme. Dit autrement, ces mesures cherchent à se rapprocher de l'efficacité en coûts des instruments économiques. L'efficacité de tels dispositifs nécessitera cependant d'importants coûts de transaction pour les exploitants et des coûts liés au contrôle à la fois *ex ante* et *in fine* des émissions. Pourquoi dans ce cas ne pas utiliser un instrument économique qui intègre déjà l'efficacité en coûts et qui permet de mobiliser au mieux les potentiels selon les mécanismes de flexibilité évoqués dans cette thèse ? Les coûts annexes se limiteraient dans ce cas à ceux du contrôle des émissions et des réductions d'émissions, coûts que partagent les mesures de la PAC.

Certaines des mesures de la réforme de la PAC visent spécifiquement les puits de carbone liés aux usages des sols. Les mesures visant à accroître les puits de carbone restent cependant ciblées sur des puits différenciés pour la plupart. Certaines mesures visent cependant les systèmes agroforestiers. En outre des groupements d'agriculteurs et de propriétaires forestiers sont possibles. Cependant, aucun lien entre émissions agricoles et puits n'est introduit. La réforme introduit également dans l'éco-conditionnalité des limitations en ce qui concerne le retournement des prairies permanentes, dont les sols abritent des stocks de carbone importants. Au regard de la période de référence sélectionnée (2015 pour la plupart des surfaces en herbe), il est peu probable que la mesure soit réellement contraignante et conduisent à un accroissement du puits de carbone lié au prairies. Ces dernières années, le contexte de prix élevé des cultures, notamment céréalières, a en effet déjà entraîné des retournements de prairies et il faudra veiller à ce que le choix de 2015 comme année de référence n'incite pas à accélérer ce processus.

Du fait des tensions sur les marchés agricoles et de la concurrence entre les différents usages des sols, l'impact des politiques actuelles ne se limite pas au secteur agricole. Une approche globale intégrant l'ensemble des sources d'émissions agricoles, les interactions entre usages des sols et les effets de marché est nécessaire pour apprécier l'efficacité de ces politiques.

L'intégration de l'ensemble de ces émissions et de ces puits de carbone dans les concepts utilisés par la communauté scientifique [15], est un marqueur important de la prise de conscience de la nécessité de développer une approche intégrée. Les travaux de cette thèse illustrent la diversité des méthodes disponibles pour analyser les liens entre agriculture, environnement et usages des sols en économie appliquée, soit à travers leur utilisation explicite, soit à travers leur comparaison comme dans la méta-analyse présentée dans le chapitre 1. Ils montrent que ces différentes méthodes apportent des éclairages variés de ces questions et constituent une première étape dans le développement d'une telle approche intégrée. Les travaux économétriques présentés dans le chapitre 4, qui montrent que les évolutions de prix des produits et des intrants ont des effets différenciés sur les sources d'émissions, contribuent par exemple à la meilleure compréhension des déterminants économiques des émissions de GES de ces secteurs et des liens entre ces sources. Derrière les effets prix quantifiés dans cette analyse se trouvent des arbitrages économiques, des choix d'allocation des terres et d'utilisation des intrants, qui font intervenir différents types d'acteurs ainsi que des échelles spatiales et temporelles variées. Du point de vue de la recherche en économie appliquée, les travaux étudiant ces différentes décisions sont encore relativement cloisonnés entre ceux qui se focalisent sur les déterminants économiques des choix d'allocation dans un secteur (agriculture/forêt) ou un sous-secteur (élevage/cultures), et ceux qui étudient les déterminants des changements d'affectation des sols entre ces secteurs. Le modèle intégrant ces différentes approches reste à inventer.

Enfin, les impacts de l'agriculture sur l'environnement sont aujourd'hui renforcés par la diminution des terres dédiées à l'agriculture, du fait notamment de l'artificialisation des sols. L'agriculture doit aujourd'hui permettre de satisfaire la demande alimentaire et une partie de la demande énergétique tout en diminuant son utilisation en intrants et en maintenant les services écosystémiques qu'elle fournit. Tout cela sur un espace disponible qui se restreint et ce souvent de manière irréversible. Maîtriser le rythme de la consommation des espaces est un enjeu fort des futures réglementations sur l'utilisation des sols.

*

* *

15. En témoigne, le regroupement dans les derniers rapports du GIEC de l'ensemble des puits et des sources dues à l'agriculture et à l'ensemble des usages des sols sous le terme AFOLU (« Agriculture, Forestry and Other Land Use »)

Bibliographie

AGRESTE (2004). L'utilisation du territoire en 2003 - Nouvelle série 1992 à 2003. Chiffres et Données 157, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France. p. 406–414.

AGRESTE (2008). Statistique agricole annuelle : 1989-2006 définitif, 2007 provisoire. Site internet, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/page_accueil_82/donnees_ligne_2.html.

AGRESTE (2011a). Enquête valeur vénale des terres agricoles anciennes séries 1950-2007. Site internet, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/page_accueil_82/donnees_ligne_2.html.

AGRESTE (2011b). Statistique agricole annuelle : 1989-2009 définitif, 2010 provisoire. Site internet, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, France. http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/page_accueil_82/donnees_ligne_2.html.

Amann, M., Isaksson, L. H., Winiwarter, W., Tohka, A., Wagner, F., Schöpp, W., Bertok, I., and Heyes, C. (2008). Emission scenarios for non-CO_2 greenhouse gases in the EU-27. Mitigation potentials and costs in 2020. Final report, IIASA.

Ancev, T. (2011). Policy considerations for mandating agriculture in a greenhouse gas emissions trading scheme. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 33(1) :99–115.

Anselin, L. (1988). *Spatial Econometrics : Methods and Models*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Anselin, L. (1995). Local indicators of spatial association - LISA. *Geographical Analysis*, 27(2) :93–115.

Anselin, L. (1996). The Moran scatterplot as an ESDA tool to assess local instability in spatial association. In Fisher, M., Scholten, H., and Unwin, D., editors, *Spatial analytical perspectives on GIS*, London, UK. Taylor & Francis.

Anselin, L. (1998a). Exploratory spatial data analysis in a geocomputational environment. In Longley, P. A., Brooks, S. M., McDonnell, R., and Macmillan, B., editors, *Geocomputation, a Primer*, New York, NY, USA. Wiley.

Anselin, L. (1998b). Interactive techniques and exploratory spatial data analysis. In Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., and Wind, D. W., editors, *Geographical Information Systems : Principles, Techniques, Management and Applications*, New York, NY, USA. Wiley.

Anselin, L. and Bera, A. K. (1998). Spatial dependence in linear regression models with an introduction to spatial econometrics. In Ullah, A. and Giles, D. E. A., editors, *Handbook of Applied Economic Statistics*, volume 155, pages 237–289, New York, NY, USA. Marcel Dekker.

Arrouays, D., Deslais, W., and Badeau, V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17 :7–11.

Baltagi, B. and Li, D. (1999). Prediction in the spatially autocorrelated error component model. *Econometric Theory, Problem 99.2.4*, 15 :2 : 259.

Baltagi, B. H. (1995). *Econometric Analysis of Panel Data*. New York : John Wiley.

Baltagi, B. H. and Li, D. (2006). Prediction in the panel data model with spatial correlation : The case of liquor. *Spatial Ecionomic Analysis*, Volume 1, Issue 2(84) :175–185.

Baltagi, B. H., Song, S. H., and Koh, W. (2003). Testing panel data regression models with spatial error correlation. *Journal of Econometrics*, 117(1) :123–150.

Bamière, L., David, M., and Vermont, B. (2013). Agri-environmental policies for biodiversity when the spatial pattern of the reserve matters. *Ecological Economics*, 85(0) :97–104. New Climate Economics.

Bamière, L., De Cara, S., Pardon, L., Pellerin, S., Samson, E., and Dupraz, P. (2014). Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole ? *Notes et Etudes Socio-Economiques*, 38(7) :53–71.

Bamière, L., Havlik, P., Jacquet, F., Lherm, M., Millet, G., and Bretagnolle, V. (2011). Farming system modelling for agri-environmental policy design : The case of a spatially non-aggregated allocation of conservation measures. *Ecological Economics*, 70(5) :891–899.

Barraquand, F. and Martinet, V. (2011). Biological conservation in dynamic agricultural landscapes : Effectiveness of public policies and trade-offs with agricultural production. *Ecological Economics*, 70(5) :910–920.

Bates, J. (2001). Economic evaluation of emission reductions of nitrous oxides and methane in agriculture in the EU. Final Report AEAT-3773, AEA Technolgies and Environment, Abingdon, UK. 99p, Contribution to a study for DG Environment, European Commission by Ecofys Energy and Environment, AEA Technology Environment and National Technical University of Athens.

Beach, R. H., DeAngelo, B. J., Rose, S., Li, C., Salas, W., and DelGrosso, S. J. (2008). Mitigation potential and costs for global agricultural greenhouse gas emissions. *Agricultural Economics*, 38(2) :109–115.

Böhringer, C., Löschel, A., and Rutherford, T. F. (2006). Efficiency gains from" what"-flexibility in climate policy an integrated cge assessment. *The Energy Journal*, 27 :405–424.

Bosello, F., Buchner, B., Crimi, J., Giupponi, C., Piovesan, F., and Povellato, A. (2005). Cost efficiency and effectiveness of GHG mitigation policies and measures in the agro-forestry sector : a survey of the economic literature. MEACAP WP2 D6, FEEM, Milano, Italy.

Bourgeon, J., Jayet, P., and Picard, P. (1995). An incentive approach to land set-aside programs. *European Economic Review*, 39(8) :1487–1509.

Breen, J. (2008). Simulating a market for tradable greenhouse gas emissions permits amongst Irish farmers. In *The 82nd Annual Conference of the Agricultural Economics Society conference*, Dublin, Ireland.

Bretagnolle, V. and Inchausti, P. (2005). Modelling population reinforcement at a large spatial scale as a conservation strategy for the declining little bustard (Tetrax tetrax) in agricultural habitats. *Animal Conservation*, 8 :59–68.

Bretagnolle, V., Villers, A., Denonfoux, L., Cornulier, T., Inchausti, P., and Badenhausser, I. (2011). Rapid recovery of a depleted population of little bustards tetrax tetrax following provision of alfalfa through an agri-environment scheme. *Ibis*, 153(1) :4–13.

Burniaux, J.-M. (2000). A multi-gas assessment of the Kyoto protocol. Working Paper 43, OECD/OCDE, Paris, France.

Capros, P., Mantzos, L., Papandreou, V., and Tasios, N. (2008). Model-based analysis of the 2008 EU policy package on climate change and renewables. Report to DG Environment, E3MLab, National Technical University of Athens, Athens, Greece.

Cason, T. N. and Gangadharan, L. (2004). Auction design for voluntary conservation programs. *American Journal of Agricultural Economics*, 86(5) :1211–1217.

Cavailhès, J. and Normandin, D. (1993). Déprise agricole et boisement : état des lieux, enjeux et perspectives dans le cadre de la réforme de la PAC. *Economie et Forêt, Revue Forestière Française*, XLVIII(6) :547–562.

Chakir, R., De Cara, S., and Vermont, B. (2011). Emissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France : Une analyse spatiale. *Economie et statistique*, 444-445 :201–220.

Chakir, R. and Le Gallo, J. (2013). Predicting land use allocation in France : A spatial panel data analysis. *Ecological Economics*, 92(0) :114–125.

Chakir, R. and Vermont, B. (2013). Etude complémentaire à l'analyse rétrospective des interactions du développement des biocarburants en France avec l'évolution des marchés français et mondiaux et les changements d'affectation des sols. Etude financée par l'ADEME. Rapport final, INRA UMR Economie Publique.

Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., and Shrubb, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37(5) :771–788.

Chambers, R. G. (2002). *Information, incentives, and the design of agricultural policies*, volume 18 of *Handbook in economics*, chapter 34, pages 1751–1825. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.

Chambers, R. G. and Just, R. E. (1989). Estimating multioutput technologies. *American Journal of Agricultural Economics*, 71(4) :980–995.

Chavas, J.-P. and Klemme, R. M. (1986). Aggregate milk supply response and investment behavior on u.s. dairy farms. *American Journal of Agricultural Economics*, 68(1) :pp.55–66.

Chavas, J.-P., Kliebenstein, J., and Crenshaw, T. D. (1985). Modeling dynamic agricultural production response : The case of swine production. *American Journal of Agricultural Economics*, 67(3) :pp.636–646.

Choi, J.-S. and Helmberger, P. G. (1993). How sensitive are crop yields to price changes and farm programs ? *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 25 :237–244.

CITEPA (2009). Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Format UNFCCC-CRF, CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.

CITEPA (2010). Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Format UNFCCC-CRF, CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.

CITEPA (2014). Inventaire des émissions de gaz à effet de serre en France au titre de la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques. Format UNFCCC-CRF, CITEPA - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Paris, France.

Cliff, A. D. and Ord, J. K. (1981). *Spatial Processes : Models and Applications*. Pion, London, UK.

Cour des Comptes (2013). La mise en oeuvre par la France du paquet énergie-climat. Communication au président de l'assemblée nationale pour le comité d'évaluation et de contrôle des politiques publiques, Cour des Comptes, Paris, France.

Coyle, B. T. (1993). On modeling systems of crop acreage demands. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 18(1) :57–69.

De Cara, S., Gabrielle, B., Goussebaille, A., Grateau, R., Levert, F., and Quemener, J. (2012). Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants. Etude financée par l'ADEME. Rapport final, INRA UMR Economie Publique, Grignon, France. 96 pp.

De Cara, S., Houzé, M., and Jayet, P.-A. (2005). Methane and nitrous oxide emissions from agriculture in the EU : A spatial assessment of sources and abatement costs. *Environmental and Resource Economics*, 32(4) :551–583.

De Cara, S. and Jayet, P.-A. (2000). Emissions of greenhouse gases from agriculture : The heterogeneity of abatement costs in France. *European Review of Agricultural Economics*, 27(3) :281–303.

De Cara, S. and Jayet, P.-A. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in EU agriculture : An assessment of the costs of reducing agricultural emissions and enhancing carbon sinks in agricultural soils. INSEA Report SSP1-CT-2003-503614-Final, European Commission – INSEA, IIASA, Laxenburg, Austria.

De Cara, S. and 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 Cara, S. and Thomas, A. (2008). Projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. Rapport final, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Grignon, France. 192 pp.

De Cara, S. and Vermont, B. (2011). Policy considerations for mandating agriculture in a greenhouse gas emissions trading scheme : A Comment. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 33(4) :661–667.

de la Chesnaye, F. and Weyant, J. P., editors (2006). *Multi-greenhouse gas mitigation and climate policy*, volume 3 of *Energy Journal (Special Issue)*.

DeAngelo, B. J., de la Chesnaye, F. C., Beach, R. H., Sommer, A., and Murray, B. C. (2006). Methane and nitrous oxide mitigation in agriculture. In de la Chesnaye and Weyant (2006).

Direction Générale de l'Energie et du Climat (2013). Rapport de la France au titre du paragraphe 2 de l'article 3 de la décision ndeg280/2004/ce du parlement européen et du

conseil du 11 février 2004. actualisation 2013. Official report, Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, Paris, France. 178 p.

Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., Bergmann, H., and Settele, J. (2007). A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation of endangered species in real landscapes. *Biological Conservation*, 140(1-2) :174–186.

Drechsler, M., Wätzold, F., Johst, K., and Shogren, J. F. (2010). An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscapes. *Resource and Energy Economics*, 32(2) :261–275.

Durandeau, S., Gabrielle, B., Godard, C., Jayet, P., and Le Bas, C. (2010). Coupling biophysical and micro-economic models to assess the effect of mitigation measures on greenhouse gas emissions from agriculture. *Climatic Change*, 98(1–2) :51–73.

Eagle, A. J. and Olander, L. P. (2012). Greenhouse gas mitigation with agricultural land management activities in the united states : A side-by-side comparison of biophysical potential. *Advances in Agronomy*, 115 :79–179.

Eggleston, H., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K., editors (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IGES, Japan.

Elhorst, J. (2010). *Spatial Panel Data Models*, pages 377–407. Springer Berlin Heidelberg.

Elhorst, J. P. (2003). Specification and estimation of spatial panel data models. *International Regional Science Review*, 26 :244–268.

Energy Modeling Forum (2002). International analysis of methane and nitrous oxide abatement opportunities. Report to energy modeling forum, working group 21 (emf-21), Stanford University, Palo Alto, CA, USA. `http://www.stanford.edu/group/EMF/projects/group21/pastmeetings.htm`. Checked on March, 21st 2009.

Eurostat (2011). Agricultural prices and price indices. site internet, European Commission, `http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/agriculture/data/database`.

Falconer, K. and Hodge, I. (2001). Pesticide taxation and multi-objective policy-making : farm modelling to evaluate profit/environment trade-offs. *Ecological Economics*, 36(2) :263–279.

FAPRI-ISU (2011). World greenhouse gas. In *World Agricultural Outlook*, pages 303–320, Ames, Iowa. Food and Agricultural Policy Research Institute, Iowa State University.

Ferraro, P. J. (2008). Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics*, 65 :810–821.

Freibauer, A., Rounsevell, M. D., Smith, P., and Verhagend, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1) :1–23.

Fudenberg, D. and Tirole, J. (1991). *Game Theory.* The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

Gallaher, M., Delhotal, K., and Petrusa, J. (2009). Estimating the potential CO_2 mitigation from agricultural energy efficiency in the United States. *Energy Efficiency*, 2(2) :207–220.

Glebe, T. W. (2008). Scoring two-dimensional bids : how cost-effective are agri-environmental auctions ? *European Review of Agricultural Economics*, 35(2) :143–165.

Golub, A., Hertel, T., Lee, H.-L., Rose, S., and 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(4) :299–319.

Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B., and Gibbons, D. W. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360(1454) :269–288.

Groth, M. (2005). Auctions in an outcome-based payment scheme to reward ecological services in agriculture - conception, implementation and results. In *45th Congress of Regional Sciences Association, Amsterdam, 23-27th August.*

Grout, C. A. (2009). Incentives for spatially coordinated land conservation : A conditional agglomeration bonus. *Michelle Haefele and Pete Morton The Influence of the Pace and Scale of Energy Development on Communities : Lessons from the Natural Gas Drilling Boom in the Rocky Mountains*, 8(2) :21.

Haase, P. (1995). Spatial pattern-analysis in ecology based on ripley k-function - Introduction and methods of edge correction. *Journal of Vegetation Science*, 6(4) :575–582.

Haining, R. (1990). *Spatial Data Analysis in the Social and Environmental Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Hamaide, B. and Sheerin, J. (2011). Species protection from current reserves : Economic and biological considerations, spatial issues and policy evaluation. *Ecological Economics*, 70(4) :667–675.

Hartig, F. and Drechsler, M. (2009). Smart spatial incentives for market-based conservation. *Biological Conservation*, 142(4) :779–788. Hartig, Florian Drechsler, Martin.

Hausman, J. (1978). Specification tests in econometrics. *Econometrica : Journal of the Econometric Society*, pages 1251–1271.

Havlik, P., Veysset, P., Boisson, J. M., Lherm, M., and Jacquet, F. (2005). Joint production under uncertainty and multifunctionality of agriculture : policy considerations and applied analysis. *European Review of Agricultural Economics*, 32(4) :489–515.

Hediger, W. (2006). Modeling GHG emissions and carbon sequestration in Swiss agriculture : An integrated economic approach. *International Congress Series*, 1293 :86–95. Greenhouse Gases and Animal Agriculture : An Update. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture (Zurich, Switzerland).

Hertel, T., Lee, H.-L., Rose, S., and Sohngen, B. (2008). Modeling land-use related greenhouse gas sources and sinks and their mitigation potential. GTAP Working Papers 2605, Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Hsiao, C. (1986). *Analysis of Panel Data*. Cambridge University of Press : New York.

Huber, P. (1967). The behavior of maximum likelihood estimates under nonstandard conditions. In *Proceedings of the fifth Berkeley symposium in mathematical statistics*, volume 1, pages 221–233.

Hyman, R., Reilly, J., Babiker, M., De Masin, A., and Jacoby, H. (2002). Modeling non-CO_2 greenhouse gas abatement. Global Change Report 94, MIT, Cambridge, MA, USA.

IPCC (2006). 2006 ipcc guidelines for national greenhouse gas inventories volume 4 : Agriculture, forestry and other land use chapter 5 : Cropland. Technical report, Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2007). *Climate Change 2007 : Fourth Assessment Report. Synthesis Report.* Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.

Jensen, J. and Thelle, M. H. (2001). What are the gains from a multi-gas strategy ? Working Paper 84.2001, FEEM, Milano, Italy.

Key, N. and Tallard, G. (2011). Mitigating methane emissions from livestock : a global analysis of sectoral policies. *Climatic Change*, pages 1–28. 10.1007/s10584-011-0206-6.

Kirwan, B., Lubowski, R. N., and Roberts, M. J. (2005). How cost-effective are land retirement auctions ? estimating the difference between payments and willingness to accept in the conservation reserve program. *American Journal of Agricultural Economics*, 87(5) :1239–1247.

Klemperer, P. (1999). Auction theory : A guide to the literature. *Journal of economic surveys*, 13(3) :227–286.

Kuik, O., Brander, L., and Tol, R. S. (2009). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions : A meta-analysis. *Energy Policy*, 37(4) :1395–1403.

Latacz-Lohmann, U. and Schilizzi, S. (2005). Auctions for conservation constracts : a review of the theoretical and emprirical literature. Technical report, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.

Latacz-Lohmann, U. and Van der Hamsvoort, C. (1997). Auctioning conservation contracts : a theoretical analysis and an application. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(2) :407–418.

Latacz-Lohmann, U. and Van der Hamsvoort, C. (1998). Auctions as a means of creating a market for public goods from agriculture. *Journal of Agricultural Economics*, 49(3) :334–345.

Lee, L. F. and Yu, J. (2010a). Estimation of spatial autoregressive panel data models with fixed effects. *Journal of Econometrics*, 154(2) :165–185.

Lee, L. F. and Yu, J. (2010b). Some recent developments in spatial panel data models. *Regional Science and Urban Economics*, 40(5) :255–271. Advances In Spatial Econometrics.

Lee, L. F. and Yu, J. (2010c). Spatial panels : Random components vs. fixed effects. *working paper*.

Lengers, B. and Britz, W. (2012). The choice of emission indicators in environmental policy design : an analysis of ghg abatement in different dairy farms based on a bio-economic model approach. *Review of Agricultural and Environmental Studies*, 93(2) :117–144.

Lengers, B., Britz, W., and Holm-Müller, K. (2013). Comparison of GHG-emission indicators for dairy farms with respect to induced abatement costs, accuracy and feasibility. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 35(3) :451–475.

LeSage, J. and Pace, R. (2009). Introduction to spatial econometrics. *CRC Press, Boca Raton FL.*

Lewis, D. J. and Plantinga, A. J. (2007). Policies for habitat fragmentation : Combining econometrics with GIS-based landscape simulations. *Land Economics*, 83(2) :109–127.

Lewis, D. J., Plantinga, A. J., Nelson, E., and Polasky, S. (2011). The efficiency of voluntary incentive policies for preventing biodiversity loss. *Resource and Energy Economics*, 33(1) :192–211.

Lewis, D. J., Plantinga, A. J., and Wu, J. J. (2009). Targeting Incentives to Reduce Habitat Fragmentation. *American Journal of Agricultural Economics*, 91(4) :1080–1096.

Lubowski, R. N., Plantinga, A. J., and Stavins, R. N. (2006). Land-use change and carbon sinks : Econometric estimation of the carbon sequestration supply function. *Journal of Environmental Economics and Management*, 51 :135–152.

Lucas, P. L., van Vuuren, D. P., Olivier, J. G., and den Elzen, M. G. (2007). Long-term reduction potential of non-CO_2 greenhouse gases. *Environmental Science & Policy*, 10(2) :85–103.

Matula, D. and Sokal, R. (1980). Properties of gabriel graphs relevant to geographic variation research and the clustering of points in the plane. *Geographical Analysis*, 12(3) :205–222.

McAfee, R. P. and McMillan, J. (1987). Auctions and bidding. *Journal of Economic Literature*, 25(2) :699–738.

McCarl, B. A. and Schneider, U. A. (2001). Greenhouse gas mitigation in U.S. agriculture and forestry. *Science*, 294 :2481–2482.

McKinsey & Company (2009). Pathways to a low-carbon economy. Version 2 of the global greenhouse gas abatement cost curve, McKinsey & Co. 192 pp.

Milgrom, P. (1987). Auction theory. *Advances in Economic Theory*, pages 1–32.

Monteny, G.-J., Bannink, A., and Chadwick, D. (2006). Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(2-3) :163 – 170. Mitigation of Greenhouse Gas Emissions from Livestock Production.

Moran, D., MacLeod, M., Wall, E., Eory, V., McVittie, A., Barnes, A., Rees, R., Topp, C., Pajot, G., Matthews, R., Smith, P., and Moxey, A. (2011). Developing carbon budgets for UK agriculture, land-use, land-use change and forestry out to 2022. *Climatic Change*, 105(3–4) :529–553.

Moran, D., MacLeod, M., Wall, E., Eory, V., Pajot, G., Matthews, R., McVittie, A., Barnes, A., Rees, B., Moxey, A., Williams, A., and Smith, P. (2009). UK marginal abatement cost curves for the agriculture and land use, land-use change and forestry sectors out to 2022, with qualitative analysis of options to 2050. Final report to the Committee on Climate Change, Research and Development Division, SAC, Edinburgh, UK. 168 p.

Mouysset, L., Doyen, L., Jiguet, F., Allaire, G., and Leger, F. (2011). Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics*, 70(4) :617–626.

Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P. J., Polasky, S., Ricketts, T. H., and Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12) :681–687.

Nelson, G. C. (2009). Agriculture and climate change : an agenda for negotiation in Copenhagen for food, agriculture, and the environment. Focus 16 – Brief 1, International Food Policy Research Institute (IFPRI), Washington, DC, USA.

Nelson, J. and Kennedy, P. (2009). The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics : An assessment. *Environmental and Resource Economics*, 42(3) :345–377.

OECD (2011). Main economic indicators. `http://stats.oecd.org/`.

Ovando, P. and Caparrós, A. (2009). Land use and carbon mitigation in Europe : A survey of the potentials of different alternatives. *Energy Policy*, 37(3) :992–1003.

Parkhurst, G. M. and Shogren, J. F. (2007). Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecological Economics*, 64(2) :344–355.

Parkhurst, G. M. and Shogren, J. F. (2008). Smart subsidies for conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 90(5) :1192–1200.

Parkhurst, G. M., Shogren, J. F., Bastian, C., Kivi, P., Donner, J., and Smith, R. B. (2002). Agglomeration bonus : an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological economics*, 41(2) :305–328.

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., and 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, Direction de l'expertise, de la prospective et des études (DEPE), Paris, France. 94 pp.

Pérez Domínguez, I. (2005). *Greenhouse gases : Inventories, abatement costs and markets for emission permits in European agriculture. A modelling approach*. Phd thesis, Institut für Agrarpolitik, Marktforschung und Wirtschaftssoziologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelms, Universität zu Bonn, Bonn, Germany. 222 pp.

Pérez Domínguez, I., Britz, W., and Holm-Mueller, K. (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(3) :287–308.

Plantinga, A., Mauldin, T., and Miller, D. J. (1999). An econometric analysis of the costs of sequestering carbon in forests. *American Journal of Agricultural Economics*, 81(4) :812.

Polasky, S., Nelson, E., Camm, J., Csuti, B., Fackler, P., Lonsdorf, E., Montgomery, C., White, D., Arthur, J., Garber-Yonts, B., Haight, R., Kagan, J., Starfield, A., and Tobalske, C. (2008). Where to put things ? spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. *Biological Conservation*, 141(6) :1505–1524.

Povellato, A., Bosello, F., and Giupponi, C. (2007). Cost-effectiveness of greenhouse gases mitigation measures in the European agro-forestry sector : A literature survey. *Environ-*

mental Science & Policy, 10(5) :474–490.

Reeson, A. F., Rodriguez, L. C., Whitten, S. M., Williams, K., Nolles, K., Windle, J., and Rolfe, J. (2011). Adapting auctions for the provision of ecosystem services at the landscape scale. *Ecological Economics*, 70(9) :1621–1627.

Reilly, J. M., Prinn, R. G., Harnisch, J., Fitzmaurice, J., Jacoby, H. D., Kicklighter, D., Melillo, J., Stone, P., Sokolov, A., and Wang, C. (1999). Multi-gas assessment of the Kyoto Protocol. *Nature*, 401 :549–555.

Reisinger, A., Havlik, P., Riahi, K., Vliet, O., Obersteiner, M., and Herrero, M. (2013). Implications of alternative metrics for global mitigation costs and greenhouse gas emissions from agriculture. *Climatic Change*, 117(4) :677–690.

Richards, K. R. and Stokes, C. (2004). A review of forest carbon sequestration cost studies : A dozen years of research. *Climatic Change*, 63(1-2) :1–48.

Ripley, B. D. (1977). Modeling spatial patterns. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Methodological*, 39(2) :172–212.

Ripley, B. D. (1981). *Spatial Statistics*. Wiley-Interscience, New York, NY.

Rousseau, S. and Moons, E. (2006). Auctioning conservation contracts : An application to the flemish afforestation policy. *Available at SSRN 1114025*.

Saïd, S. and Thoyer, S. (2007). Agri-environmental auctions with synergies. Working Papers 07-07, LAMETA, Universtiy of Montpellier.

Schilizzi, S. and Latacz-Lohmann, U. (2007). Assessing the performance of conservation auctions : an experimental study. *Land Economics*, 83(4) :497–515.

Schneider, U. A. and McCarl, B. A. (2003). Economic potential of biomass based fuels for greenhouse gas emission mitigation. *Environmental and Resource Economics*, 24 :291–312.

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

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

Schulte, R., Crosson, P., Donnellan, T., Farrelly, N., Finnan, J., Lalor, S., Lanigan, G., O'Brien, D., Shalloo, L., and Thorne, F. (2012). A marginal abatement cost curve for Irish agriculture. Submission to the national climate policy development consultation, Teagasc, Oak Park, Carlow.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., and Yu, T.-H. (2008). Use of u.s. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319(5867) :1238–1240.

Simm, G. (2010). Guest editorial : Livestock and global climate change. *Animal*, 4(3) :321–322.

Smith, E. G. and Upadhyay, B. M. (2005). Greenhouse gas mitigation on diversified farms. In *Canadian Agricultural Economics Society - Western Agricultural Economics Association - Western Economics Association International joint annual meeting*, San Francisco, CA, USA. Selected paper.

Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E. A., Haberl, H., Harper, R., House, J., Jafari, M., Masera, O., Mbow, C., Ravindranath, N. H., Rice, C. W., Robledo, C. A., Romanovskaya, C., Sperling, F., and Tubiello, F. N. (2014). *Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*, volume 3, chapter 11, pages 497–540. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., and Sirotenko, O. (2007a). *Agriculture*, volume 3 of *IPCC Fourth Assessment Report (AR4)*, chapter 8, pages 497–540. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., and Towprayoon, S. (2007b). Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4) :6–28.

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., and Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363(1492) :789–813.

Smith, R. B. and Shogren, J. F. (2002). Voluntary incentive design for endangered species protection. *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(2) :169–187.

Soderstrom, B. and Part, T. (2000). Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology*, 14(2) :522–533.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., and Miller, H., editors (2007). *Climate Change 2007 : The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.

Soule, M. E. and Simberloff, D. (1986). What do genetics and ecology tell us about the design of nature-reserves. *Biological Conservation*, 35(1) :19–40.

Stanley, T. and Jarrell, S. (1989). Meta-regression analysis : A quantitative method of literature surveys. *Journal of Economic Surveys*, 3(2) :161–170.

Stavins, R. N. (1999). The cost of carbon sequestration : A revealed preference approach. *American Economic Review*, 89(4) :994–1009.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., and de Haan, C. (2006). Livestock's long shadow. Environmental issues and options. FAO report, FAO, Rome, Italy.

Stoneham, G., Chaudhri, V., Ha, A., and Strappazzon, L. (2003). Auctions for conservation contracts : an empirical examination of Victoria's BushTender trial. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47(4) :477–500.

Taylor, M. A., Sohngen, B., Randall, A., and Pushkarskaya, H. (2004). Group contracts for voluntary nonpoint source pollution reductions : evidence from experimental auctions. *American Journal of Agricultural Economics*, 86(5) :1196–1202.

Timmins, C. and Schlenker, W. (2009). Reduced-form versus structural modeling in environmental and resource economics. *Annual Review of Resource Economics*, 1(1) :351–380.

Tol, R. S. J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions : An assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, 33(16) :2064–2074.

UNFCCC (2008). Challenges and opportunities for mitigation in the agricultural sector. Technical paper FCCC/TP/2008/8, United Nations Framework Convention on Climate Change, Bonn, Germany.

UNIFA (2009). Les livraisons de fertilisants minéraux en France métropolitaine. 1989-2009. Communication personnelle, Union des Industries de la Fertilisation Azotée, Paris, France.

USEPA (2006). Global mitigation of non-CO_2 greenhouse gases. Report EPA 430-R-06-005, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

van Kooten, G., Eagle, A., Manley, J., and Smolak, T. (2004). How costly are carbon offsets ? A meta-analysis of carbon forest sinks. *Environmental Science and Policy*, 7(4) :239–251.

van Kooten, G. C., Laaksonen-Craig, S., and Wang, Y. (2007). Costs of creating carbon offset credits via forestry activities : A meta-regression analysis. REPA Working Papers 2007-03, Department of Economics, University of Victoria, Victoria, Canada.

van Kooten, G. C. and Sohngen, B. (2007). Economics of forest ecosystem carbon sinks : A review. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 1(3) :237–269.

van Wenum, J. H., Wossink, G. A. A., and Renkema, J. A. (2004). Location-specific modeling for optimizing wildlife management on crop farms. *Ecological Economics*, 48(4) :395–407.

van't Veld, K. and Plantinga, A. (2005). Carbon sequestration or abatement ? the effect of rising carbon prices on the optimal portfolio of greenhouse-gas mitigation strategies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50(1) :59–81.

Vermont, B. (2008). Une analyse des politiques publiques visant à préserver la biodiversité en milieu agricole. Mémoire pour l'obtention du Master Economie du Développement Durable, de l'Environnement et de l'Energie (EDDEE), AgroParisTech, Paris, France. 126 pp. Stage effectuée à l'INRA, UMR Economie Publique.

Vermont, B. and 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.

Wang, W., Koslowski, F., Nayak, D. R., Smith, P., Saetnan, E., Ju, X., Guo, L., Han, G., de Perthuis, C., Lin, E., and Moran, D. (2014). Greenhouse gas mitigation in Chinese agriculture : Distinguishing technical and economic potentials. *Global Environmental Change*, 26 :53–62.

Wassmann, R. and Pathak, H. (2007). Introducing greenhouse gas mitigation as a development objective in rice-based agriculture. *Agricultural Systems*, 94(3) :826–840.

Wätzold, F. and Drechsler, M. (2005). Spatially uniform versus spatially heterogeneous compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environmental & Resource Economics*, 31(1) :73–93.

Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R., and Kaltschmitt, M. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(2–3) :221–232.

White, H. (1980). A heteroskedasticity-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroskedasticity. *Econometrica*, pages 817–838.

Williams, J., ReVelle, C., and Levin, S. (2005). Spatial attributes and reserve design models : A review. *Environmental Modeling & Assessment*, 10(3) :163–181.

Williams, K. J., Reeson, A. F., Drielsma, M. J., and Love, J. (2012). Optimised whole-landscape ecological metrics for effective delivery of connectivity-focused conservation incentive payments. *Ecological Economics*, 81 :48–59.

Winiwarter, W. and Rypdal, K. (2001). Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories : a case study for Austria. *Atmospheric Environment*, 35(32) :5425–5440.

Wolff, A., Paul, J.-P., Martin, J.-L., and Bretagnolle, V. (2001). The benefits of extensive agriculture to birds : the case of the little bustard. *Journal of Applied Ecology*, 38(5) :963–975.

Wossink, A., van Wenum, J., Jurgens, C., and de Snoo, G. (1999). Co-ordinating economic, behavioural and spatial aspects of wildlife preservation in agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 26(4) :443–60.

Wu, J. J. and Babcock, B. A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 78(4) :935–945.

Résumé

Les travaux présentés dans cette thèse apportent un éclairage économique et quantitatif sur les liens entre l'agriculture, les usages des sols et l'environnement ainsi que sur l'efficacité des instruments économiques de politiques publiques visant à réguler deux problèmes environnementaux : les émissions de gaz à effet de serre (GES) et la préservation de la biodiversité en milieu agricole. Les travaux de cette thèse montrent que l'agriculture peut contribuer significativement à l'effort de réduction globale des émissions de GES. Non seulement des potentiels d'atténuation existent dans le secteur agricole, mais leur mobilisation permettrait de réduire sensiblement le coût global de l'effort de réduction des émissions. L'efficacité d'une politique d'atténuation des émissions de GES est d'autant plus importante que la couverture en termes de sources d'émissions, de secteurs émetteurs et de pays est grande. Cette thèse identifie et discute aussi les autres barrières qui peuvent entraîner des difficultés dans la mise en place de politiques environnementales appliquées au secteur agricole. Parmi ces dernières, les problèmes d'asymétrie d'information et d'incertitudes auxquels l'agriculture est confrontée, ont des implications sur le choix des instruments économiques à mettre en place. A travers les différentes analyses proposées se révèle la complexité de la régulation des problèmes environnementaux dans le secteur agricole. Les interactions entre l'agriculture et les autres utilisations des sols, et l'impact des mécanismes de marchés sur le secteur agricole sont au centre de cette complexité. Les travaux présentés illustrent l'importance de la dimension spatiale et de la prise en compte simultanée de l'agriculture et des autres usages des sols dans l'analyse de ces questions.

Abstract

This thesis provides an economic and quantitative analysis of the links between agriculture, land use and environment as well as on the effectiveness of economic policy instruments designed to regulate two environmental issues : greenhouse gas (GHG) emissions from agriculture and biodiversity conservation on agricultural lands. We show that agriculture can contribute significantly to the global effort to reduce GHG emissions. Mitigation potentials exist in the agricultural sector and their inclusion in existing mitigation policies would significantly reduce the overall cost of reducing GHG emissions. The larger the coverage of emission sources, emitting sectors and countries is, the greater the effectiveness of mitigation policies will be. This thesis also identifies and discusses other barriers that can lead to issues in the implementation of environmental policies on the agricultural sector. Imperfect information and uncertainties in this sector also affect the choice of the economic instrument to implement. The work presented here shows the complexity of regulating environmental issues due to agriculture. This complexity is reinforced by the interactions between agriculture and other land uses and by the impact of markets on the agricultural sector. We highlight the importance of considering simultaneously agriculture and other land uses as well as the spatial dimension in the analysis of these issues.