



**HAL**  
open science

## Approche intégrée des productions animales et végétales dans un modèle économique pour l'analyse des interactions agriculture – environnement

Anna Lungarska, Raja Chakir, Nosra Ben Fradj, Pierre Alain Jayet, Laure Bamière, Ancuta Isbasoiu, Maxime Ollier, Eva Gossiaux, Ines Chiadmi, Stéphane de Cara, et al.

### ► To cite this version:

Anna Lungarska, Raja Chakir, Nosra Ben Fradj, Pierre Alain Jayet, Laure Bamière, et al.. Approche intégrée des productions animales et végétales dans un modèle économique pour l'analyse des interactions agriculture – environnement. 2020, pp.69-85. 10.15454/gf1x-8623 . hal-03161714

**HAL Id: hal-03161714**

**<https://hal.inrae.fr/hal-03161714>**

Submitted on 25 May 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

## **Approche intégrée des productions animales et végétales dans un modèle économique pour l'analyse des interactions agriculture – environnement**

**Lungarska A.<sup>1</sup>, Chakir R.<sup>1</sup>, Ben Fradj N.<sup>1</sup>, Jayet P.A.<sup>1</sup>, Bamière L.<sup>1</sup>, Isbasoiu A.<sup>1</sup>, Ollier M.<sup>1</sup>, Gossiaux E.<sup>1</sup>, Chiadmi I.<sup>1</sup>, De Cara S.<sup>1</sup>, Kahindo S.<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> INRAE, ECO-PUB Economie Publique Ile-de-France-Versailles-Grignon, F-78850 Thiverval-Grignon

**Correspondance** : pierre-alain.jayet@inrae.fr

### **Résumé**

La prise en compte des interactions à de nombreux titres entre activités de production agricole et animale conduisent à proposer un modèle agro-économique d'intégration capable d'en restituer la complexité. Les émissions de gaz à effet de serre autres que le dioxyde de carbone, la variabilité des aliments du bétail produits sur la ferme ou dans l'industrie, les apports d'azote minéral et organique pour les cultures sont autant d'exemple de ces interactions que le modèle AROPAj contribue à évaluer et analyser dans différents contextes économique et climatique. Cet article fait une synthèse courte et partielle de ce qui a été publié, avec une ouverture sur les recherches en cours.

**Mots-clés** : Interactions animales et végétales, Modélisation agro-économique, Relations agriculture-environnement

### **Abstract : Integrated approach to animal and plant production in an economic model for the analysis of agriculture-environment interactions**

Taking into account interactions in many ways between agricultural and animal production activities lead to proposing an agro-economic model of integration capable of restoring its complexity. Greenhouse gas emissions other than carbon dioxide, variability in livestock feed produced on farms or in industry, mineral and organic nitrogen inputs for crops are all examples of these interactions that the AROPAj model helps to assess and analyze in different economic and climatic contexts. This article provides a short and partial summary of what has been published, with an opening to current research.

**Keywords** : Animal and plant interactions, Agro-economic modeling, Agriculture-environment relations

### **1. Introduction**

Beaucoup des questions relevant des impacts du secteur agricole sur l'environnement, et inversement relevant de la pression de l'environnement sur les systèmes de production agricole, sont traitées soit de manière globale et simplifiée, soit de manière approfondie en restreignant le système étudié. Par ailleurs, tout comme le système de production étudié, l'environnement est un champ d'investigation très large qui peut couvrir des impacts de nature très différente. Côté système de production, les activités végétales et animales constituent deux sous-secteurs qu'il n'est pas simple de traiter conjointement, mais qui entretiennent des liens étroits dans de nombreux enjeux environnementaux liés à l'agriculture. Côté environnement, la diversité des effets externes tient au type d'externalité (globale, régionale,

locale, ponctuelle ou diffuse, immédiate ou différée) et à la diversité des agents économiques qui les supportent.

Le défi à relever ici est d'aborder conjointement les effets combinés des activités de l'agriculture et de l'élevage sur l'environnement dans un seul modèle. Même si le modèle utilisé, AROPAj, ne traite pas toutes les activités du secteur, et même si certaines activités traitées le sont de façon plus ou moins précise sur un plan technique, il offre une certaine parité entre les cultures et l'élevage. Au fur et à mesure de son développement, le modèle a été enrichi et complété de manière intégrée, plutôt que décliné en versions différentes selon les questions traitées. Une approche de plus en plus fine du monde réel par la modélisation ne nécessite pas de changer de modèle pour le représenter, mais la complexité inhérente à un modèle en rend délicate la conception et l'utilisation. Nous aborderons une série de problèmes sur une série d'impacts de manière coordonnée et cohérente, principalement, mais pas seulement, à partir d'un modèle. Ce modèle a été au départ conçu pour traiter de l'analyse des instruments de la PAC dans leur grande diversité, puis progressivement enrichi et orienté vers l'analyse des relations entre l'agriculture et l'environnement et l'évaluation des instruments économiques de régulation des externalités.

Deux ensembles de questions interconnectées seront traitées pour illustrer ce qui a été réalisé avec le modèle. Nous aborderons (i) les impacts du changement climatique et de la mise en œuvre de mesures économiques visant à limiter les émissions de gaz à effet de serre (GES) ou à promouvoir les productions à finalité énergétique sur l'usage des terres, (ii) les impacts environnementaux des productions agricoles et animales, en particulier en termes de pertes d'azote. Ces questions sont abordées à plusieurs échelles de l'espace géographique (régionale, nationale et européenne). Les principes de fonctionnement du modèle seront rapidement présentés dans une section distincte.

Tous ces aspects intègrent de façon plus ou moins explicite l'intrication entre les activités végétales et l'élevage. Beaucoup des questions traitées, si elles n'étaient abordées que pour une partie des productions, une partie des producteurs, ou une partie trop restreinte de l'espace géographique, ne pourraient trouver de réponse que de façon altérée. Comme dans beaucoup de travaux scientifiques, au-delà de l'importance des questions traitées, il convient d'intégrer l'accès aux données, la complexité des systèmes représentés et la définition de leurs limites, le niveau d'interdisciplinarité que recèlent les analyses proposées, et les coûts de calcul numérique.

## **2. Usage des terres, changement climatique et production de bio-énergies**

Les questions sont nombreuses dès que l'on cherche à traiter des changements d'occupation des terres sous l'effet du seul changement climatique. Elles sont alimentées par le fait que les sols agricoles, eux-mêmes en compétition avec les autres usages (urbains, et péri-urbains, forestiers) sont sollicités pour un usage à finalité alimentaire (y compris et pour beaucoup l'alimentation animale) et pour un usage à finalité énergétique. Sur ce dernier point, nous aborderons les changements d'occupation des terres que pourraient induire le développement des biocarburants.

### *2.1 Le changement d'usage des sols dans l'adaptation et l'atténuation du changement climatique*

Le changement climatique est un enjeu majeur pour le secteur des sols (Agriculture, forêts, prairies, zones naturelles et zones urbaines). Ce secteur est à l'origine d'une part importante des émissions de gaz à effet de serre (GES) (25 % des émissions au niveau global) mais il est également susceptible d'être directement affecté par le dérèglement climatique. Comment les usages des sols s'adapteront-ils au changement climatique en France ? A quel coût pour la société peut-on espérer réduire les

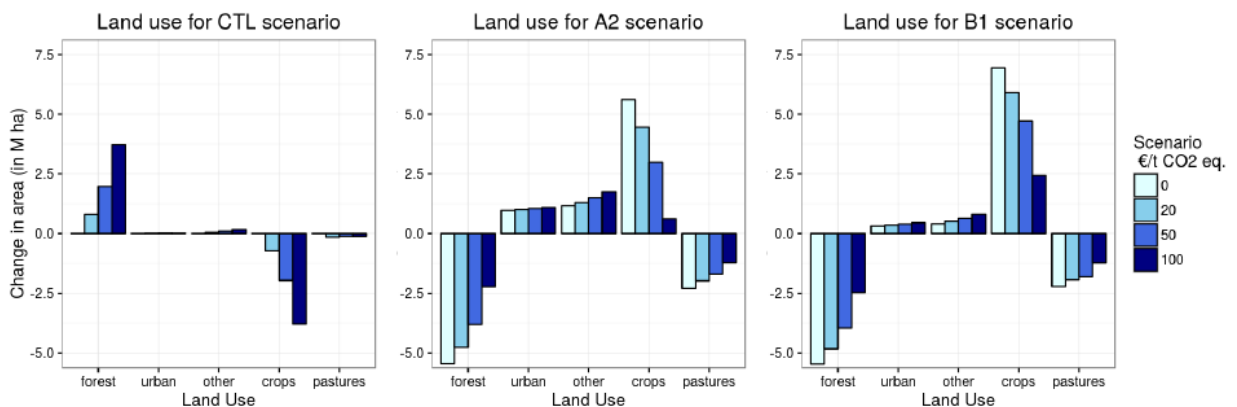
émissions de GES du secteur agricole français ? Comment ce coût est-il affecté par le changement climatique ?

Pour répondre à ces questions, nous nous appuyons sur le couplage de trois modèles :

- Un modèle économétrique qui estime l'allocation des sols entre cultures, prairies, forêts, et les usages urbains (Chakir et Lungarska 2017) : ce modèle permet d'intégrer les changements d'usages des sols comme levier d'adaptation au sein du secteur des sols (agriculture, prairie, forêt et urbain).
- Un modèle d'offre agricole AROPAj (De Cara et Jayet, 2011) qui permet d'évaluer comment les agriculteurs peuvent ajuster leur production (utilisation d'intrants, allocation des cultures ...) sous l'effet du changement climatique (Leclère et al., 2013) et d'évaluer les coûts d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre d'origine agricole.
- Un modèle du secteur forestier FFSM++ (Caurla et Delacote, 2012) qui permet de prédire la variation des revenus forestiers sous l'effet du changement climatique dans le cadre d'un modèle d'équilibre partiel.

Les deux derniers modèles permettent de prendre en compte les mesures d'adaptation aux changements climatiques auxquels pourraient faire face les secteurs agricoles et forestiers. Deux scénarios de changement climatique ont été simulés ainsi qu'un scénario de politique publique d'atténuation des émissions de GES dans l'agriculture (Figure1) :

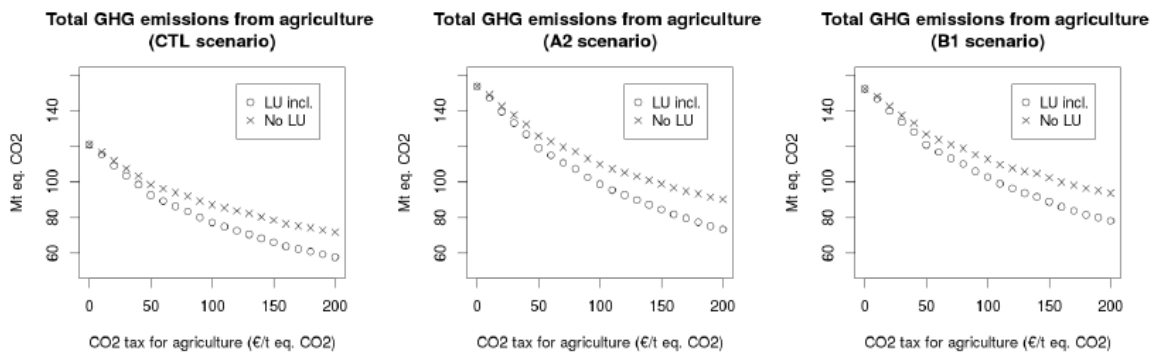
- Un scénario climatique pessimiste, prévoyant une augmentation de température comprise entre 1,4 °C et 6,4 °C assortie d'une augmentation de la population (scénario du GIEC A2) ;
- Un scénario climatique optimiste, combinant une augmentation de température entre 1,1 °C et 2,9 °C doublée d'une faible augmentation de la population voire de sa réduction à la fin de ce siècle (scénario du GIEC B1) ;
- Un scénario de politique publique d'atténuation sous la forme d'une taxe sur les émissions de GES dans l'agriculture allant de 0€/t eq CO<sub>2</sub> à 200€/t eq CO<sub>2</sub>.



**Figure 1** : Usage des sols en fonction des scénarios climatiques et des niveaux de tarification des GES (Source : Lungarska et Chakir, 2018)

Les résultats indiquent que la surface en culture en France pourrait augmenter sous les deux scénarios de changement climatique examinés aux dépens des surfaces en forêt et en prairie. L'introduction d'une taxe sur les émissions de gaz à effet de serre agricoles atténue l'expansion des surfaces en culture. Par ailleurs, les objectifs d'atténuation de changement climatique fixés pour le secteur agricole seraient

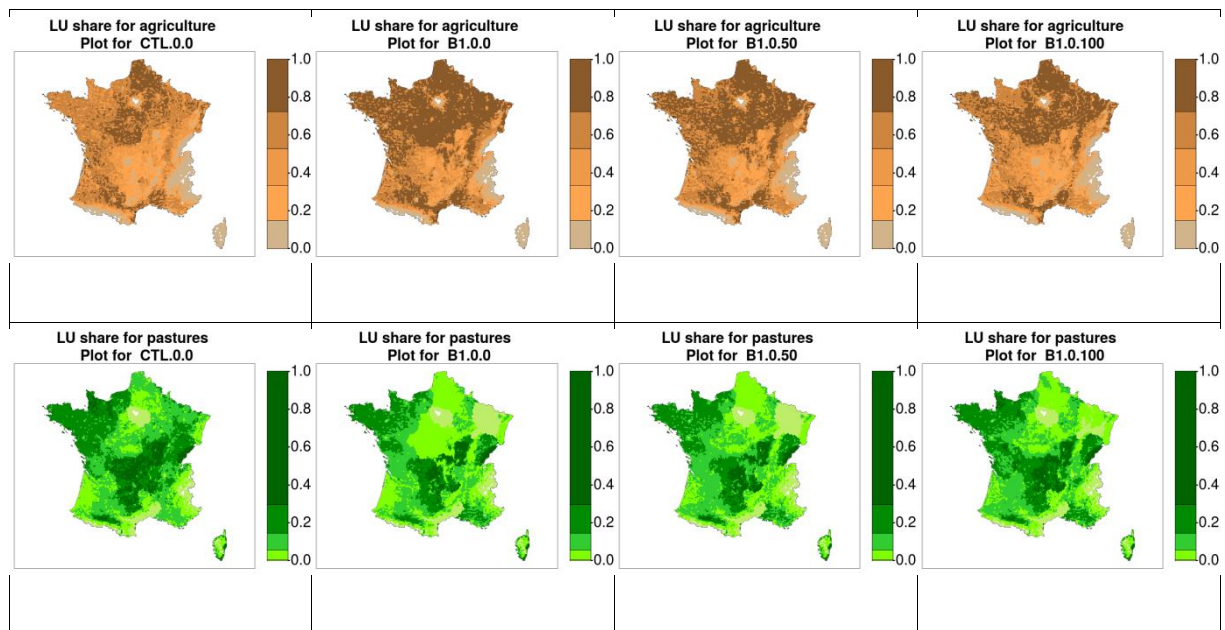
atteints pour des niveaux de taxe proche des valeurs projetées pour le secteur énergétique (100 € / teqCO<sub>2</sub>). En outre, lorsque l'on tient compte de l'éventuelle rétroaction de la politique en matière d'utilisation des terres agricoles, les niveaux de taxe diminuent.



**Figure 2 :** Emissions nationales agricoles de GES en prenant compte des changements d'usage des terres (Source : Lungarska et Chakir, 2018)

L'imposition de la taxe sur les GES dans le cadre de la lutte contre le CC conduit les agriculteurs à réduire leur utilisation d'intrants (marge agricole intensive) mais, dans une moindre mesure, à moins convertir les terres forestières et les pâturages en terres agricoles. Ce comportement est compatible avec les mesures agro-écologiques visant à réduire les émissions de GES du secteur agricole. En outre, certaines mesures potentiellement «gagnant-gagnant» (telles que le programme «4 pour 1000») pourraient augmenter les taux de réduction des émissions GES, améliorer la qualité des sols et donc la productivité agricole.

Une extension de nos travaux actuels consiste à évaluer les émissions de CO<sub>2</sub> et les puits de carbone liés à l'évolution des forêts. La prise en compte des effets de changement d'usage des sols dus à la politique d'atténuation pourrait réduire davantage les coûts d'abattement des émissions GES du secteur agricole.



**Figure 3 :** Parts d'usage des terres pour l'agriculture et les prairies (Source : Chakir et Lungarska 2017)

Cette analyse ouvre deux pistes d'investigation. En premier lieu, il s'agirait d'évaluer l'impact du changement climatique sur le bilan carbone en intégrant le carbone des sols et dans la biomasse aérienne. Il serait également intéressant d'élargir l'analyse à l'échelle européenne. Ces deux pistes de recherche sont en cours dans le cadre du projet STIMUL<sup>1</sup> (financé par le LabEx BASC) et dans le cadre de l'Institut de Convergence CLAND<sup>2</sup>.

## 2.2 Alimentation humaine, alimentation animale et biocarburants

Au cours de la dernière décennie, l'intérêt pour la bio-économie, en particulier pour les biocarburants, a augmenté et de nouveaux débouchés dans l'industrie ont été développés dans l'idée du respect des impératifs du développement durable. Ce développement s'inscrit dans le cadre de politiques publiques ciblant plusieurs secteurs tels que l'agriculture, les forêts, l'alimentation humaine et animale, la bioénergie et les transports, la « chimie verte » (El-Chichakli et al., 2016 ; EU Council, 2014). Au cœur de la problématique, le développement du secteur des biocarburants s'est accompagné de controverses sur le bilan environnemental, en particulier en termes d'émission de gaz à effet de serre.

Le secteur des transports est responsable de plus de 15% des émissions de CO<sub>2</sub> de la planète. Le développement de l'utilisation des énergies renouvelables, avec la promotion des biocarburants, est l'un des objectifs de la politique de l'Union Européenne en matière d'énergie et de climat. Les biocarburants ont bénéficié de politiques incitatives et de directives européennes contraignantes en termes d'utilisation d'énergies renouvelables dans le secteur des transports, avec, depuis 2018, un objectif réévalué à 14% d'énergies renouvelables dans les transports en 2030. La production de biocarburants dits « conventionnels » induit en effet une concurrence pour des matières premières produites habituellement pour un usage alimentaire (céréales, betteraves, graines oléagineuses) ainsi qu'une nouvelle compétition pour l'utilisation des terres cultivables et les débouchés des productions agricoles. Depuis 2015, l'Union Européenne fixe d'ailleurs un seuil d'incorporation maximal de 7 % pour ces biocarburants de première génération. En parallèle, d'autres études ont montré le potentiel de valorisation des ressources non alimentaires issues des secteurs agricoles et forestiers pour la production de biocarburants en exploitant la matière ligno-cellulosique des résidus et déchets agricoles et forestiers, ainsi que des cultures dédiées telles que le miscanthus. Les questions quant aux changements d'utilisation des terres induits directement ou indirectement par l'émergence de la filière des biocarburants avancés et le développement de cultures pérennes à finalité énergétique ont alors émergé.

La valorisation industrielle de la biomasse agricole issue des cultures pérennes dédiées (Dahmen et al., 2019 ; Kraska et al., 2018 ; Ogunsona et al., 2018) constitue une des voies technologiques avancées permettant d'avancer vers des objectifs :

- Géopolitiques : réduire le monopole des réserves énergétiques,
- Énergétiques : affaiblir les problématiques d'approvisionnement pétrolier en réduisant la fluctuation des réserves et des prix du pétrole ainsi qu'en facilitant l'accès à l'énergie dans les pays pauvres,
- Économiques : procurer aux agriculteurs de revenus supplémentaires et promouvoir le développement rural,
- Environnementaux : atténuer les émissions GES, restaurer les puits naturels de carbone, lutter contre l'érosion et préserver la biodiversité (Gerssen-Gondelach et al., 2015 ; McCalmont et al., 2017 ; Zatta et al., 2014).

<sup>1</sup> [https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie\\_publicue/Projets/STIMUL](https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie_publicue/Projets/STIMUL)

<sup>2</sup> <https://cland.lsce.ipsi.fr/index.php>

En s'appuyant sur le modèle d'offre agricole européenne AROPAj (De Cara et Jayet, 2011), nous proposons d'analyser comment l'introduction d'une culture pérenne, le miscanthus, renouvelle l'arbitrage entre diverses cultures et activités agricoles pour l'utilisation des sols à l'échelle européenne. Le modèle représente une grande part des activités agricoles dont les cultures de ventes, l'élevage, ainsi que les pollutions associées, comme les émissions de NO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>, et intègre l'alimentation animale au travers de l'intra-consommation des céréales produites ou de concentrés achetés, ce qui permet de saisir plus finement la compétition entre les fins alimentaires, énergétiques et pour l'élevage dans la production agricole européenne.

La production de la biomasse dédiée suppose de s'intéresser à des questions systématiques relatives au changement d'usage du sol et les effets de compétition entre les destinations alimentaires et non alimentaires qui en résultent. Partant souvent de l'hypothèse que les terres les moins fertiles sont éligibles pour les cultures dédiées (ex. le miscanthus), les terres marginales et les prairies sont généralement considérées comme des terres disponibles pour la production de la biomasse. Ben Fradj et al. (2016) ont montré que les rendements élevés sont toujours enregistrés sur des terres plus fertiles, ce qui crée une compétition potentielle généralisée au niveau de l'usage du sol.

Afin d'introduire une culture pérenne dans le modèle AROPAj, des fonctions de rendements ont été calculées, en corrélation avec les rendements du blé en raison du manque d'observation pour le miscanthus. Initialement proposée pour la gestion forestière, la règle de Faustmann a été utilisée pour estimer la durée optimale de rotation et l'évolution du rendement annuel dans le temps, ce qui a permis d'obtenir la valeur nette actualisée de la culture du miscanthus. Une analyse de sensibilité a été réalisée selon le rendement potentiel du miscanthus, calculé au départ à partir de peu d'observations (voir aussi Ben Fradj et Jayet, 2018).

Dans cette analyse prospective, nous étudions l'impact direct de l'introduction du miscanthus dans les systèmes agricoles européens, en faisant l'hypothèse que la surface dédiée à sa culture ne dépasse pas 20% de la surface agricole utile. L'ajustement du capital animal est également limité à 15% du capital animal initial.

Les résultats montrent que la substitution de cultures conventionnelles par des cultures pérennes, qui résulte de la profitabilité relative du miscanthus, a d'importants impacts économiques. Lorsque le rendement du miscanthus est élevé, la marge brute moyenne par hectare augmente de 9% tandis que le prix virtuel de la terre, lié à la contrainte sur la surface cultivable disponible par groupe-type, augmente de 2%.

Dans tous les scénarios, l'implantation du miscanthus se concentre en Europe Centrale et du Nord, dans des régions habituellement consacrées à la culture de céréales et à l'élevage. Si les cultures pérennes offrent une faible rentabilité marginale comparées aux surfaces abandonnées ou aux prairies, mais une bonne rentabilité sur les « bonnes terres », les résultats montrent que le miscanthus concurrence avant tout les cultures de vente et ce d'autant plus que son rendement est élevé (Tableau 1). Produire de la biomasse entrerait plutôt en concurrence avec l'alimentation animale qu'avec l'alimentation humaine. En effet, la hausse de surface du miscanthus engendre une baisse significative des prairies, entraînant ainsi une réduction du capital animal. Le double effet "utilisation des sols" et "capital animal" provoque une diminution des aliments produits et consommés sur l'exploitation et de l'achat d'aliments concentrés, ce qui altérerait le marché de l'alimentation animale

**Tableau 1 :** Evolution des parts de terre allouées aux grands postes d'activités agricoles (%SAU) quand le rendement de miscanthus augmente (fraction du potentiel entre 0 et 1). Estimation générée par le modèle AROPAj pour UE-15. Source Ben Fradj et al. (2016).

	Without	With Miscanthus								
potentiel =	0.0	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0
<b>Miscanthus</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0.3</b>	<b>1.4</b>	<b>4.7</b>	<b>8.8</b>	<b>10.8</b>	<b>13.1</b>	<b>14</b>	<b>15.3</b>
Cereals	38.7	38.7	38.6	38.1	36.6	34.7	33.8	32.7	32.4	31.8
Sugarbeet	3	3	3	3	3	2.8	2.8	2.8	2.7	2.7
Oilseeds & Protein	6	6	6	5.9	5.7	5.3	5.1	5	4.9	4.9
Potatoes	3.6	3.6	3.6	3.6	3.5	3.4	3.3	3.3	3.2	3.1
<b>Marketed crops</b>	<b>51.3</b>	<b>51.3</b>	<b>51.2</b>	<b>50.6</b>	<b>48.8</b>	<b>46.2</b>	<b>45.0</b>	<b>43.8</b>	<b>43.2</b>	<b>42.5</b>
Fodders	11	11	11	11	10.5	10.4	10.1	9.9	9.8	9.6
Grasslands	27.4	27.4	27.3	27.2	26.6	25.8	25.5	24.9	24.7	24.5
Fallow land	10.2	10.2	10.2	9.7	9.5	8.8	8.5	8.3	8.2	8.1
<b>Grasslands &amp; others</b>	<b>48.6</b>	<b>48.6</b>	<b>48.5</b>	<b>47.9</b>	<b>46.6</b>	<b>45</b>	<b>44.1</b>	<b>43.1</b>	<b>42.7</b>	<b>42.2</b>

La substitution du miscanthus à des cultures plus consommatrices en intrants azotés conduit à une réduction significative des pertes en N<sub>2</sub>O. Les changements en termes d'alimentation animale ainsi qu'une légère diminution du stock d'animaux conduisent à une réduction modeste des émissions de CH<sub>4</sub>, tempérée par l'intensification de l'élevage dans les prairies. Les changements observés dans les émissions de gaz à effet de serre illustrent les interactions complexes entre les cultures de vente, l'élevage et les cultures à finalité énergétique, en concurrence pour l'occupation des terres.

Ainsi, l'introduction du miscanthus dans les systèmes de production agricole affecte la production et l'utilisation des cultures céréalières. La décision d'implémenter des cultures pérennes crée un changement direct d'occupation des terres, mais pourrait également créer des changements indirects en raison du déplacement de cultures destinées à l'alimentation humaine et animale. Les conséquences des cultures pérennes à finalité énergétique sur les systèmes agro-alimentaires restent toutefois complexes et gagneraient à être étudiées dans une perspective globale, en considérant l'impact sur les prix des matières agricoles, ou bien encore le potentiel de valorisation des co-produits des industries de transformation (tourteaux) pour l'alimentation animale, qui pourrait compenser la substitution de prairies et de cultures céréalières par des cultures énergétiques.

### 3. Pression de l'activité agricole sur un spectre plus large d'impacts

Le climat et les émissions de gaz à effet de serre ne doivent pas occulter les enjeux que représentent d'autres pollutions. Nous proposons de revenir ici sur les pollutions azotées, dans leur diversité, et la diversité géographique de leurs impacts, et ce que cela peut signifier en termes de régulation économique.

#### 3.1 Prix sur la pollution ciblant une ou plusieurs pollutions

Au-delà des émissions des gaz à effet de serre, les pollutions azotées générées par une utilisation excessive des engrais constituent une des externalités négatives imputée à l'activité agricole. Bien

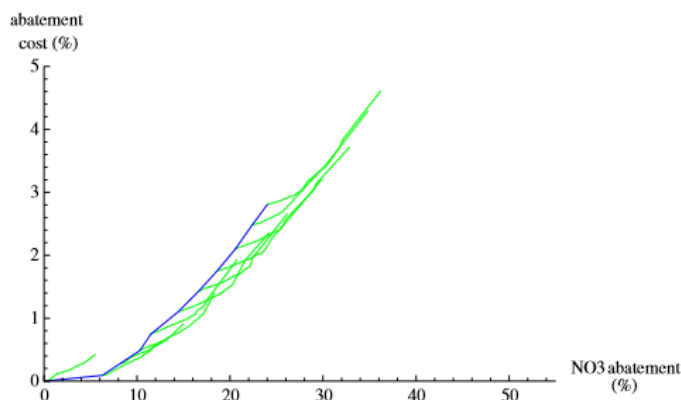


qu'une partie du cycle de l'azote s'effectue de façon naturelle, l'intensité des processus d'origine anthropogénique est considérable. De nombreux instruments politiques existent pour en réduire les effets sur l'environnement et sur la perte plus générale du bien-être social, pour en internaliser les coûts. Ce sont par exemple des mécanismes de maintien de la concentration ambiante des polluants à des seuils acceptables, ou l'introduction de taxes à hauteur du dommage marginal causé par la pollution. Toutefois, ces instruments perdent en intérêt dès lors que la mesure des émissions s'avère difficile. C'est le cas des pollutions azotées, pollutions diffuses parce que l'effet de la pollution ne se mesure pas à la source de l'émission.

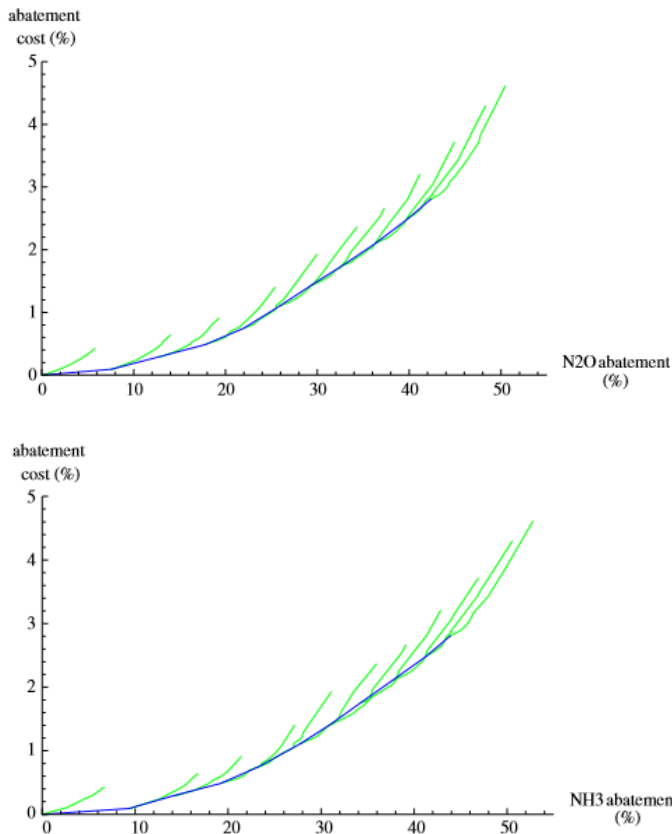
Parmi les instruments de régulation, peuvent être mis en place les taxes sur les engrais, les subventions pour les cultures faiblement consommatrices d'engrais, ou une combinaison de ces instruments. Le plus souvent, la littérature appliquée aborde séparément ces instruments, ou traite le cas d'un seul type de polluant. Nous nous appuyons ici sur l'analyse coût-efficacité de politiques de régulation mixte de trois polluants d'origine azotée que sont les nitrates ( $\text{NO}_3$ ), le protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ ) et l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), en France.

Les émissions sont estimées selon une approche bioéconomique couplant le modèle économique d'offre agricole AROPAj et le modèle de simulation de croissance des cultures STICS. Les sorties de ce dernier permettent de construire des fonctions de rendement ici rapportés aux seules doses d'engrais azotés, et de remplacer les valeurs ponctuelles des rendements par ces fonctions dans le modèle économique. A partir du modèle de culture, on estime également des fonctions de pertes d'azote sous les trois formes  $\text{NO}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NH}_3$ . Les pertes ainsi calculées, fonctions des apports d'azote pour la fertilisation, sont prises en compte dans la régulation économique, par exemple via une taxe sur les émissions, ou une taxe sur les apports. Les résultats présentés ici émanent de simulations réalisées par le modèle agro-économique dans le lequel on introduit une combinaison d'instruments, avec d'une part une taxe sur les engrais minéraux achetés, et d'autre part une subvention à la production de cultures pérennes pour lesquelles l'utilisation d'engrais se traduit par des pertes d'azote très faibles.

Les courbes des coûts de réduction des pollutions sous l'effet du « policy mix » sont illustrées dans les Figures 4 et 5. D'un point de vue général, en termes relatifs, les coûts d'abattement des polluants azotés gazeux ( $\text{N}_2\text{O}$  et  $\text{NH}_3$ ) sont inférieurs aux coûts d'abattement des nitrates. Dans le cas des polluants gazeux, le recours à une politique de régulation mixte n'a pas un effet significatif sur l'abattement, et la seule utilisation de la taxe sur l'intrant azoté est préférable, plus précisément la combinaison des deux instruments n'apporte pas de gain significatif. La combinaison des deux instruments est toutefois coût-efficace dans le cas des nitrates avec une réduction significativement accrue des pertes de  $\text{NO}_3$  pour un coût de réduction donné.



**Figure 4** : Les coûts d'abattement de  $\text{NO}_3$  lorsque (1) seule la taxe N est appliquée (les courbes principales), (2) la politique mixte est mise en œuvre (ramifications partant de la courbe principale) (Source: Bourgeois et al., 2014).

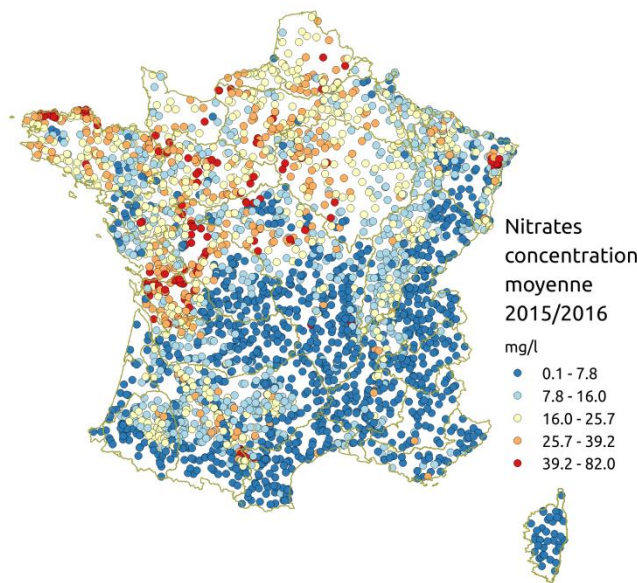


**Figure 5 :** Les coûts d'abattement de N<sub>2</sub>O (en haut) et NH<sub>3</sub> (bas) lorsque (1) seule la taxe N est appliquée (les courbes principales), (2) la politique mixte est mise en œuvre (ramifications partant de la courbe principale) (Source : Bourgeois et al., 2014).

Les politiques mixtes présentent également l'avantage de pouvoir choisir la combinaison taxe/subvention qui permette une réduction des émissions de polluants sans occasionner d'importantes pertes de revenu agricole dues à la baisse des rendements. Autrement dit, l'efficacité d'une politique mixte dépend à la fois du type de polluant ciblé par la réduction et de la possibilité de remplacer des cultures conventionnelles par d'autres moins consommatrices d'engrais, en l'occurrence le miscanthus. Ces deux conditions sont elles-mêmes tributaires de la région d'application de l'instrument politique, étant donné l'hétérogénéité des conditions pédoclimatiques à l'échelle des bassins versants, justifiant d'adapter l'analyse aux caractéristiques des bassins versants. Ramenés à cette échelle, les résultats montrent qu'une politique de régulation mixte serait plus intéressante dans les bassins de la Seine et de l'Artois que dans les bassins du Rhin et du Rhône.

### *3.2 Différentiation spatiale d'une politique de réduction de la pollution par les nitrates d'origine agricole*

En France, la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole est répartie de manière très inégale sur le territoire national (Figure 6). Ceci est dû au fait que les territoires ont une vulnérabilité qui leur est spécifique. Par ailleurs, les pratiques agricoles diffèrent aussi d'un territoire à l'autre. Afin de limiter les pollutions par les nitrates d'origine agricole nous étudions les impacts d'une taxe sur le contenu azoté des engrais et une taxe sur le nombre d'unités de gros bétail (UGB) à l'hectare. Ces taxes sont intéressantes puisqu'elles permettent de réduire la quantité d'azote appliquée sur les champs et donc de lutter contre la pollution à sa source même. Cependant, un tel système de taxation doit tenir compte des spécificités territoriales pour minimiser les pertes de revenus pour les agriculteurs tout en respectant les contraintes environnementales imposées.



**Figure 6** : Répartition de la pollution des eaux par les nitrates d'origine agricole sur le territoire national (Source eaufrance.fr)

Pour concevoir et évaluer les effets de ces taxes, nous utilisons le modèle de l'offre agricole, AROPAj, couplé à des outils des systèmes d'information géographique (SIG). Ainsi, nous n'imposons des taxes que dans les territoires désignés comme zones vulnérables aux nitrates. Les niveaux de taxe varient selon les caractéristiques physiques de ces zones (le degré de vulnérabilité). Nous évaluons quatre niveaux de différenciation des taxes selon : i) l'échelle de la ferme ; ii) l'échelle du secteur hydrographique (petit bassin versant) ; iii) l'échelle de l'agence de l'eau ; iv) l'échelle nationale. Il est important de souligner que dans notre analyse nous faisons l'hypothèse que pour une échelle spatiale donnée, le niveau des taxes est défini par la taxe la plus élevée observée au sein de l'unité géographique correspondant à l'échelle d'analyse. Ainsi, pour l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, la taxe est celle qui est la plus élevée pour les agriculteurs actifs sur le bassin géré par cette Agence.

Les effets de la différenciation des niveaux de taxe sur une base géographique sont importants. Imposer un niveau unique de taxe à l'échelle nationale serait très dommageable pour l'agriculture française. Une politique de taxe paraît donc irréaliste tant que la taxe n'est pas géographiquement différenciée. Le même constat est valable pour les agences de l'eau Loire-Bretagne et Seine-Normandie, lorsque les taxes sont uniformes à l'échelle d'un grand bassin. Les taxes par secteur hydrographique peuvent être coûteuses pour les agriculteurs dans les agences Artois-Picardie et Loire-Bretagne alors que pour Adour-Garonne, Rhin-Meuse, Seine-Normandie et Rhône-Méditerranée et Corse les coûts mesurés par la perte de marge brute sont très limités.

Les effets des taxes ont également des répercussions sur les usages des terres comme illustré par la Figure 7. Lorsqu'on impose une taxe nationale uniforme, l'activité agricole devient économiquement très fragile et les terres sont à l'abandon (partie bleue claire). Les prairies et les fourrages (encadrés en rouge dans la légende) sont impactés en moindre mesure mais même ces activités-ci peuvent être fortement réduites par des taxes inappropriées. Il convient de remarquer que lorsqu'on taxe à la fois l'engrais et les UGB, on limite la possibilité de substituer l'azote minéral par l'azote organique issu des effluents d'élevage. Ceci est un aspect important si l'on veut éviter des effets inattendus de la politique publique.

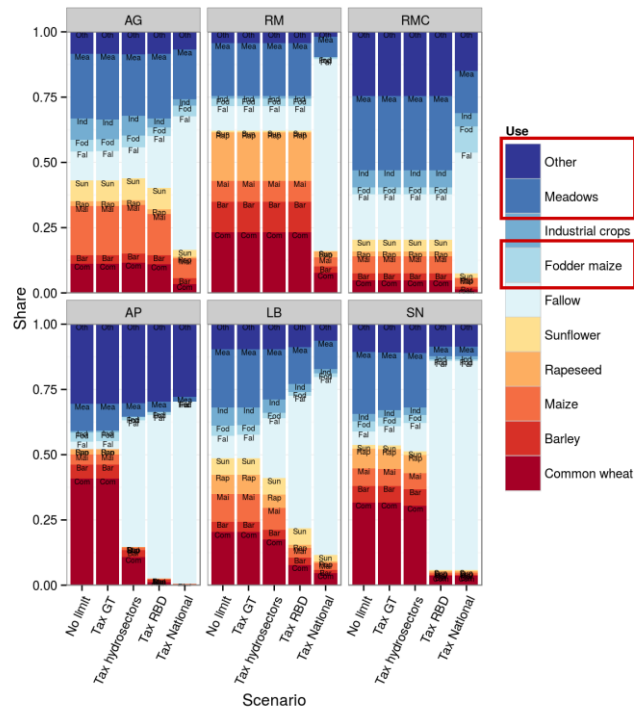


Figure 7 : Effets des taxes sur les usages des terres

Il y a évidemment des interconnexions entre les émissions de gaz à effet de serre et les émissions d'autres polluants, et plus généralement entre effets externes et changement climatique. A titre d'exemple, les émissions de GES, quelles qu'en soit l'origine (agricole et non agricole), impactent le climat, qui lui-même, d'origine anthropogénique ou non, impacte les activités agricoles, modifiant en conséquences l'ensemble des effets externes que l'activité agricole engendre, au premier rang desquels il y a les émissions de GES. L'ensemble de la boucle est elle-même modifiée par les choix des acteurs économiques et les politiques publiques ciblant l'atténuation des effets externes et l'adaptation des systèmes à ces effets.

Le changement climatique constitue un défi important à relever pour le monde agricole. L'agriculture contribue de façon importante aux émissions de GES, principalement le méthane et le protoxyde d'azote en termes d'émissions directes. Elle représente dans le même temps un secteur capable de fournir une large palette de services écosystémiques, dont celui de stocker du carbone dans ses sols (Pellerin et al., 2017). Parmi les composantes du climat qui impactent fortement la production agricole, les périodes de sécheresse trop marquées et trop longues ou de forts épisodes pluvieux peuvent réduire significativement les rendements (Deschênes et al., 2007). Cependant, les exploitations ne contribuent pas toutes de la même façon aux émissions de gaz à effet de serre (De Cara et al., 2018) et les territoires ne seront pas tous touchés de la même façon par les modifications du climat. Du fait de leur grande hétérogénéité systémique et géographique, les exploitations ne pourraient réduire leurs émissions qu'à des coûts très hétérogènes (Isbasoiu, 2019). Malgré l'ampleur des problèmes, le monde agricole n'est pas véritablement et spécifiquement ciblé par les politiques climatiques.

Ces constats nous amènent à repenser la conception et la mise en œuvre d'une politique climatique impliquant les agriculteurs dans leur diversité systémique et géographique, en intégrant la question de l'équité des mesures à finalité environnementale dans un contexte de forte hétérogénéité des revenus agricoles. Les éléments de réflexions partent, dans un premier temps, d'un cadre théorique réunissant les conditions nécessaires et suffisantes de la progressivité d'une taxe (Jakobsson, 1976). Dans un second temps nous pourrions utiliser le modèle AROPAj pour quantifier l'effet d'une telle politique sur

l'agriculture française et européenne, pour autant que ce modèle représente bien les exploitations européennes (polyculture, élevage) dans leur diversité, tant sur le plan géographique que sur le plan des orientations technico-économique des exploitations.

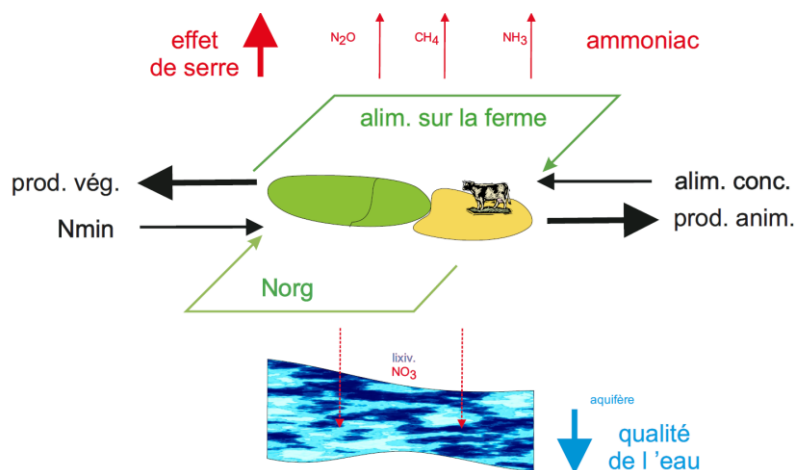
#### 4. Présentation succincte du modèle AROPAj

Revenons sur le modèle ayant servi de trame à une partie des analyses évoquées ci-dessus, en focalisant l'attention sur la façon d'associer activités animales et végétales dans la représentation des comportements économiques des exploitations agricoles. L'intrication des activités animales et végétales est représentée via :

- L'alimentation animale, composée de céréales produites sur la ferme, de fourrages, et d'aliments concentrés achetés (concentrés produits en grande partie par une industrie consommatrice de produits agricoles),
- Les engrais et amendements azotés, avec engrais minéraux achetés, et apports d'azote sous forme organique dont l'épandage des effluents d'élevage,
- L'occupation du sol, qui s'appuie sur une corrélation statistique entre herbivores et prairies (en particulier prairies permanentes), tout en laissant assez de flexibilité aux activités pour permettre des ajustements lorsque varient les paramètres du modèle.

Les interconnexions entre les deux types d'activités apparaissent aussi avec la complémentarité de certains impacts, telles que les pollutions azotées (nitrates) et les émissions de gaz à effet de serre (détaillées dans le modèle en 21 sources, selon les recommandations de l'IPCC).

Un schéma synthétise de façon très simple le modèle avec la représentation d'un « circuit » des produits transformés sur la ferme avec rétroaction (Figure 8), limitée ici aux éléments évoqués dans cet article.



**Figure 8** : Schéma simplifié de fonctionnement du modèle AROPAj (avec Nmin et Norg les apports d'engrais azotés minéraux et organiques respectivement).

Plusieurs des publications citées dans le présent article détaillent quelques-unes des caractéristiques du modèle dont on peut trouver en libre accès une présentation exhaustive (Jayet et al., 2019, lien : [https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie\\_publicue/Media/fichiers/ArticAROPAj](https://www6.versailles-grignon.inra.fr/economie_publicue/Media/fichiers/ArticAROPAj)).

## 5. Perspectives

Sont ici présentées quelques-unes des pistes de travail sur les thèmes évoqués dans les sections précédentes.

### 5.1 Carbone stocké dans les sols agricoles

Les pays signataires de l'Accord de Paris se sont engagés à limiter l'augmentation de la température moyenne à la surface de la Terre à 2°C, et si possible 1,5°C. Cela implique d'atteindre la neutralité carbone au niveau mondial d'ici la fin du siècle. La France s'est fixé d'atteindre cet objectif dès 2050. Le secteur agricole, qui contribue à environ 20% des émissions de gaz à effet de serre françaises, devra jouer un rôle important à cet égard. Trois leviers principaux sont envisageables : (i) réduire les émissions de GES du secteur (N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>, et, dans une moindre mesure, CO<sub>2</sub> dues à l'utilisation d'énergie fossile), (ii) fournir la biomasse susceptible de se substituer aux énergies fossiles, et (iii) accroître les stocks de carbone dans les sols et la biomasse aérienne.

La neutralité carbone ne pourra être atteinte sans mobiliser à la fois les réductions des émissions dont est responsable ce secteur et les puits de carbone qu'il peut permettre. Ces derniers seront notamment nécessaires pour compenser les émissions incompressibles dans l'agriculture comme dans les autres secteurs. L'initiative « 4 ‰ », visant à augmenter de 0,04% annuellement les stocks de carbone dans les sols, s'inscrit dans cette logique. Cet objectif nécessitera des évolutions profondes des pratiques agricoles, des systèmes de production et, éventuellement, des usages des sols.

Dans une récente étude menée par l'INRA (Pellerin et Bamière, et al., 2019), un collectif d'experts a identifié un ensemble de pratiques qui permettraient d'accroître la teneur en carbone organique des sols en France métropolitaine. Ils ont estimé, pour chaque pratique et dans chaque région, le potentiel de stockage additionnel et le coût additionnel du stockage pour l'agriculteur. Ils ont ensuite utilisé un modèle économique (BANCO, Bamière et al., 2017) pour simuler l'allocation coût-efficace de l'effort de stockage entre les pratiques et les régions, c'est-à-dire l'allocation qui minimise le coût total pour atteindre un objectif de stockage donné au niveau national. En faisant varier cet objectif de stockage national, ils ont obtenu une courbe de coût marginal de stockage, qui permet de savoir combien il est possible de stocker de carbone dans le sol pour un prix de la tonne de C donné. Toutefois une limite de ce modèle est qu'il considère les assolements (les surfaces des cultures) constants et seules les pratiques agricoles peuvent être modifiées. Or l'agriculteur choisit ses assolements en fonction des marges (i.e. recettes-dépenses) relatives des différentes cultures, sachant que le rapport des marges peut être modifié par les nouvelles pratiques. De plus, dans les exploitations d'élevage, il existe des ajustements possibles en interne notamment via l'alimentation du troupeau, qui ont un impact sur le coût réel de mise en œuvre d'une pratique à l'échelle de l'exploitation et qui ne sont pas non plus pris en compte.

C'est pourquoi nous avons utilisé le modèle micro-économique d'offre agricole AROPAj (Bamière et al., 2019) pour : i) mieux estimer et comparer le coût de stockage et l'efficacité de 3 pratiques (semis direct, allongement de la durée de vie des prairies temporaires, haies) ; ii) tester l'impact d'une subvention à la tonne de carbone stockée sur l'adoption de ces pratiques et le stockage associé au niveau national ; iii) tenir compte de l'hétérogénéité des exploitations (selon le type d'activités, la structure, les conditions de production).

Enfin les trois leviers mentionnés plus haut ne sont pas indépendants. Ainsi, l'adoption de pratiques favorisant la séquestration du carbone peut affecter d'autres sources d'émissions (par exemple le non-labour qui dans certaines conditions entraîne des émissions de N<sub>2</sub>O accrues). La prise en compte de ces pratiques est donc susceptible d'affecter les évaluations du coût d'atténuation des émissions de GES. De plus les pratiques ou les usages des sols favorisant la séquestration peuvent être en concurrence avec d'autres pratiques visant à réduire les émissions de GES, impliquant ainsi un coût

d'opportunité qui doit être intégré aux évaluations. A l'avenir, nous comptons donc intégrer un ensemble de pratiques permettant de stocker du carbone dans le sol et/ou de réduire les émissions de GES, afin de pouvoir analyser les implications économiques des arbitrages entre les différents types de pratiques.

## 5.2 Mise en œuvre de l'atténuation des émissions de GES avec un objectif de réduction quantitatif

Afin de réduire les émissions de GES, la politique climatique européenne repose sur différents cadres d'instruments politiques qui ont évolué au fil du temps, sur des horizons de temps eux-mêmes en évolution: (i) le Paquet sur le climat et l'énergie – 2020 ; (ii) le Cadre pour le climat et l'énergie – 2030 ; et (iii) la Stratégie à long terme – 2050.

L'objectif de réduction de 20% des émissions de GES fixé pour 2020 par rapport à 1990 est implémenté à travers le "Système d'échange de quotas d'émission de l'UE" (SEQUE) et à travers les "Objectifs nationaux de réduction des émissions" pour les secteurs non-couverts par le marché SEQUE (e.g. agriculture, déchets, transport (hors aviation), logement ...) (European Commission, 2013). Dans le secteur agricole, les objectifs nationaux sont basés sur la *Décision de partage des efforts* au sein de l'Union Européenne, variant considérablement d'un État membre à l'autre en fonction de leur richesse mesurée par le Produit Intérieur Brut par habitant.

Selon la Commission Européenne (2013, 2018), pour la période 2021-2030, afin de réduire les émissions de l'UE d'au moins 40% par rapport aux niveaux de 1990, le marché SEQUE a été révisé, les secteurs couverts par le système devant réduire leurs émissions de 43 % (par rapport à 2005). Les secteurs non couverts, comme l'agriculture, devront réduire leurs émissions de 30% (rapportées à 2005) à travers les objectifs contraignants pour les différents États membres, basés sur le *Règlement sur le partage de l'effort* adopté en 2018.

Afin d'assurer d'ici à 2050 la transition vers une économie prospère, moderne, compétitive et neutre pour le climat, tout en respectant les engagements prises lors de l'Accord de Paris, la *Stratégie à long terme 2050* vise une réduction des émissions de gaz à effet de serre de 80% d'ici à 2050 par rapport à 1990. A cette fin, une contribution de tous les secteurs est indispensable. Selon la Commission Européenne (2018), il est nécessaire de réduire autant que possible les émissions de GES provenant de l'agriculture pour éviter d'avoir à recourir fortement aux technologies d'émissions négatives -ou puits- dans le secteur LULUCF.

Selon Frank et al., (2018) et Blandford et Hassapoyannes (2018), l'agriculture peut contribuer à l'atténuation des émissions de GES par des mesures techniques ainsi que par des changements structurels du côté de l'offre et de la demande. Malgré la contribution que le secteur agricole peut apporter, aucun instrument politique n'est actuellement en place pour inciter explicitement à des réductions économiquement profitables des émissions de GES provenant de l'agriculture dans l'UE (De Cara et al., 2018).

Dans la perspective de l'extension des instruments de la politique climatique de l'UE aux émissions de GES provenant de l'agriculture, on met en évidence plusieurs éléments clés: (i) il existe un potentiel considérable pour atténuer les émissions de GES provenant de l'agriculture et pour un prix carbone de 38€/tCO<sub>2</sub>eq puis 205€/tCO<sub>2</sub>eq, respectivement, le secteur agricole européen peut réduire ses émissions de 10% puis 30% ; (ii) il y a une grande variabilité spatiale et temporelle du niveau des émissions agricoles pour un prix donné du carbone, variabilité qui peut avoir des implications importantes dans la conception des instruments politiques les plus appropriés (Isbasoiu, 2019).

### 5.3 Sécurisation de la production alimentaire en tenant compte de la compétition entre usages des sols

Sous l'effet de la rareté des ressources (y compris la terre), de la pression démographique et du coût social des impacts environnementaux, la relation entre production agricole et changement climatique prend une autre dimension. Il s'agira de combiner l'augmentation de la production alimentaire (ou du moins de la sécuriser) et de diminuer les impacts de l'agriculture sur l'environnement en particulier en termes d'émissions de GES.

Cette problématique est abordée par Isbasoiu (2019). On calcule et associe l'apport net en calories pour l'alimentation humaine et les émissions de GES, en contraignant conjointement l'ensemble des exploitations agricoles du modèle AROPAj à respecter un objectif de production nette de calories ou en fixant un prix unique des émissions de GES en équivalent CO<sub>2</sub>. Les résultats se traduisent par un impact différent du prix carbone sur les productions végétales et animales, avec une augmentation de la quantité collectée et des surfaces des produits végétaux tant que les prix du CO<sub>2</sub> demeurent modérés (inférieurs à 70€/tCO<sub>2</sub>). La diminution des productions animales (lait et viande) est continue sur tout l'intervalle de prix analysé. La réduction des émissions de GES est dans une certaine mesure possible tout en maintenant ou même en augmentant la production alimentaire. Dans le même temps, la tarification des émissions de GES ou la satisfaction d'un objectif calorique alimentaire ambitieux entraînent une forte réduction des surfaces en prairies, qui est en partie compensée par une augmentation des surfaces en cultures commercialisées, et surtout par l'augmentation importante des surfaces en friche. En d'autres termes, en l'absence de production alternative, il vaut mieux diminuer la production animale et les productions fourragères qui lui sont associées, quitte à voir disparaître l'activité d'élevage et remplacer les prairies par des friches, les animaux ayant par ailleurs besoin d'aliments concentrés transformant les élevages en systèmes à « calories négatives ». Cette approche « européen-centrée » ne doit cependant pas occulter l'effet de déplacement ou de modification des échanges avec le reste du monde. Elle sera évidemment tempérée par une prise en compte plus fine des besoins alimentaires, en particulier en mettant en exergue les besoins nutritionnels en protéines (van Zanten et al., 2016).

L'analyse qui précède sera complétée par une autre piste impliquant le modèle AROPAj. Cela concerne l'étude des biocarburants avec la prise en compte des coproduits des activités agricoles (pailles, effluents d'élevage ...) conjointement aux plantes dédiées à la bioénergie qui représentent un vaste ensemble de matières premières disponibles pour les techniques avancées de production de biocarburants. Cela suppose la mise en place de circuits d'approvisionnement de ces ressources en biomasse, sans altérer les autres usages et sans nuire à la qualité des sols. Un travail ambitieux est en cours, avec en appui une chaîne de modèles allant de la production agricole au secteur du raffinage, et couvrant l'Union Européenne.

#### Références bibliographiques

Bamière L., Jayet P.-A., Kahindo S., Martin E., 2019. Carbon sequestration in French agricultural soils: a spatial economic valuation, article soumis.

Bamière L., Camuel A., De Cara S., Delame N., Dequiedt B., Lapierre A., Lévêque B., 2017. Analyse des freins et des mesures de déploiement des actions d'atténuation à coût négatif dans le secteur agricole : couplage de modélisation économique et d'enquêtes de terrain. Rapport final. 79 pages.

Bamière L., De Cara S., Delame N., Dequiedt B., 2017. Analysis of negative- or low-cost GHG mitigation options in the French agricultural sector: impacts of methodological bias. 15th EAAE Congress, Parma, August 29th – September 1<sup>st</sup> 2017.

Ben Fradj N., Jayet P.A., Aghajanzadeh-Darzi P., 2016. Competition between food, feed, and biofuel: a supply-side model based assessment at the European scale, Land Use Policy, Volume 52, pp 195-205. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.12.027.



- Ben Fradj N., Jayet P.A., 2018. Optimal management of perennial energy crops by farming systems in France: A supply-side economic analysis, *Biomass and Bioenergy*, 116, pp 113-121, doi: 10.1016/j.biombioe.2018.06.003.
- Blandford D., Hassapoyannes K., 2018. The role of agriculture in global GHG mitigation. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers 112*, Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD).
- Bourgeois C., Ben Fradj N., Jayet P.A., 2014. How cost-effective is a mixed policy targeting the management of three agricultural N-pollutants? *Environmental Modeling and Assessment*, Volume 19, Issue 5 (2014), pp 389-405. doi: 0.1007/s10666-014-9401-y
- Cadoux S., Riche A.B., Yates N.E., Machet J.-M., 2012. Nutrient requirements of *Miscanthus x giganteus*: Conclusions from a review of published studies. *Biomass and Bioenergy* 38, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.015>
- Caurla S., Delacote P., 2012. FFSM: un modèle de la filière forêts-bois française qui prend en compte les enjeux forestiers dans la lutte contre le changement climatique. *INRA Scie. Soc.* 4, <http://purl.umn.edu/149688>.
- Chakir, R., Lungarska, A. (2017), Agricultural rent in land use models: Comparison of frequently used proxies, *Spatial Economic Analysis*, Volume 12, issue 2-3.
- Dahmen, N., Lewandowski, I., Zibek, S., Weidtmann, A., 2019. Integrated lignocellulosic value chains in a growing bioeconomy: Status quo and perspectives. *GCB Bioenergy* 11, 107–117. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12586>
- De Cara S., Jayet P.-A., 2011. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. *Ecological Economics*, 70(9), 1680–1690. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.007>
- De Cara S., Henry L., Jayet P.A., 2018. Optimal coverage of an emission tax in the presence of monitoring, reporting, and verification costs, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 89, pp 71-93, doi:10.1016/j.jeem.2018.03.001
- Deschênes O., Greenstone M., 2007. The Economic Impacts of Climate Change: Evidence from Agricultural Output and Random Fluctuations in Weather, *American Economic Review*, vol. 97, No. 1, pp 354-385, doi:10.1257/aer.97.1.354
- El-Chichakli B., von Braun J., Lang C., Barben D., Philp J., 2016. Policy: Five cornerstones of a global bioeconomy. *Nature* 535, 221–223. <https://doi.org/10.1038/535221a>.
- EU Council, 2014. Conclusions on 2030 Climate and Energy Policy Framework. EUCO169/14 1–15. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>.
- European Commission, 2013. GREEN PAPER A 2030 framework for climate and energy policies. Technical report, COM(2013) 169 final.
- European Commission, 2018. A Clean Planet for all. A European long-term strategic vision for a prosperous, modern, competitive and climate-neutral economy. In-depth analysis in support of the commission communication COM (2018)773. Report, European Commission, Brussels.
- Frank S., Beach R., Havlík P., Valin H., Herrero M., Mosnier A., Hasegawa T., Creason J., Ragnauth S., Obersteiner M., 2018a. Structural change as a key component for agricultural non-CO2 mitigation efforts. *Nature communications*, 9(1).
- Gerssen-Gondelach S.J., Wicke B., Borzęcka-Walker M., Pudelko R., Faaij A.P.C., 2015. Bioethanol potential from miscanthus with low ILUC risk in the province of Lublin, Poland. *GCB Bioenergy* 8, 909–924. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12306>
- Isbasoiu A., 2019. Analyse multicritère des politiques publiques environnementales dans l'Union Européenne, PhD Thesis, AgroParisTech
- Jakobsson U., 1976. On the measurement of the degree of progression, *Journal of Public Economics*, Vol. 5, pp 161-168, doi:10.1016/0047-2727(76)90066-9
- Jayet P.A., Petsakos A., 2013. Evaluating the efficiency of a uniform N-input tax under different policy scenarios at different scales, *Environmental Modeling and Assessment*. Vol 18, Issue 1, pp 57-72. doi:10.1007/s10666-012-9331-5

- Kraska T., Kleinschmidt B., Weinand J., Pude R., 2018. Cascading use of Miscanthus as growing substrate in soilless cultivation of vegetables (tomatoes, cucumbers) and subsequent direct combustion. *Sci. Hortic. (Amsterdam)*. 235, 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.11.032>
- Leclère D., Jayet P.-A., de Noblet-Ducoudré N., 2013. Farm-level Autonomous Adaptation of European Agricultural Supply to Climate Change. *Ecological Economics*, 87(0), 1–14. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.11.010>
- Lungarska A., Chakir R., 2018. Climate induced land use change in France : impacts of agricultural adaptation and climate change mitigation. *Ecological Economics* 147, p. 134–154.
- Lungarska A., Jayet P.A., 2018. Nitrate pollution and tax differentiation applied to France, *Environmental And Resource Economics*, vol. 69, issue 1, 1-21, doi:10.1007/s10640-016-0064-9
- McCalmont J.P., McNamara N.P., Donnison I.S., Farrar K., Clifton-Brown J.C., 2017. Partitioning of ecosystem respiration of CO<sub>2</sub> released during land-use transition from temperate agricultural grassland to Miscanthus x giganteus. *GCB Bioenergy* 9, 710–724. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12380>
- Ogunsona E.O., Codou A., Misra M., Mohanty A.K., 2018. Thermally Stable Pyrolytic Biocarbon as an Effective and Sustainable Reinforcing Filler for Polyamide Bio-composites Fabrication. *J. Polym. Environ.* 1–16. <https://doi.org/10.1007/s10924-018-1232-5>
- Pellerin S., Bamière L., et al., 2019. Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude, INRA (France).
- Pellerin S., et al., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture, *Environmental Science and Policy*, vol. 77, pp 130-139, doi:10.1016/j.envsci.2017.08.003
- van Zanten, H.H.E., Mollenhorst, H., Klootwijk, C.W. et al. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *Int J Life Cycle Assess* 21, 747–758 (2016). <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>
- Zatta A., Clifton-Brown J., Robson P., Hastings A., Monti A., 2014. Land use change from C3 grassland to C4 Miscanthus: Effects on soil carbon content and estimated mitigation benefit after six years. *GCB Bioenergy* 6, 360–370. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12054>

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL ou DOI).