



**HAL**  
open science

# Développement agricole durable : Comprendre, anticiper et influencer les choix de technologie des agriculteurs

Damien Jourdain

## ► To cite this version:

Damien Jourdain. Développement agricole durable : Comprendre, anticiper et influencer les choix de technologie des agriculteurs. Agriculture, économie et politique. Université de Montpellier, 2021. tel-03997016

**HAL Id: tel-03997016**

**<https://hal.science/tel-03997016>**

Submitted on 9 Mar 2023

**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.



# **Développement agricole durable : Comprendre, anticiper et influencer les choix de technologie des agriculteurs**

**Mémoire présenté à l'Université de Montpellier**

**Ecole Doctorale Economie et Gestion**

**pour obtenir**

**l'Habilitation à Diriger des Recherches en Sciences Economiques**

par

**Damien Jourdain**

soutenu publiquement le 2021-06-28 devant le jury composé de :

<b>Jean-Marc Blazy</b>	INRAE - UR ASTRO Petit-Bourg	Examineur
<b>Douadia Bougherara</b>	Institut Agro, CEE-M, Montpellier	Rapporteur
<b>Marielle Montginoul</b>	INRAE - UMR G-EAU, INRAE - Montpellier	Présidente
<b>Tina Rambonilaza</b>	INRAE - AgroSup Dijon UMR CESAER	Rapporteur
<b>Aude Ridier</b>	Institut Agro campus Ouest, UMR SMART LERECO	Rapporteur

# Sommaire

## **Partie 1 : Parcours professionnel et scientifique.....1**

<b>1</b>	<b>Curriculum Vitae .....</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>Résumé du parcours professionnel .....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Publications.....</b>	<b>6</b>
3.1	Articles dans revues scientifiques .....	6
3.2	Chapitres d'ouvrages collectifs .....	7
3.3	Colloques.....	7
3.4	Résumé des publications/citations.....	8
<b>4</b>	<b>Contrats de recherche .....</b>	<b>8</b>
<b>5</b>	<b>Enseignements et formations.....</b>	<b>9</b>
5.1	Description .....	9
5.2	Détail des enseignements .....	10
5.3	Résumé.....	12
<b>6</b>	<b>Encadrements .....</b>	<b>13</b>
6.1	Thèses de doctorat actuellement co-encadrées (Université de Pretoria) .....	13
6.2	Thèses de doctorat défendues (Directeur de la thèse, AIT).....	13
6.3	Co-encadrement de thèses de doctorat défendues en France .....	13
6.4	Participation à des comités de thèse de doctorats.....	13
6.5	Encadrement de thèses de Master (AIT ; Univ. Pretoria).....	13
<b>7</b>	<b>Les collaborations productives.....</b>	<b>15</b>

## **Partie 2 : Synthèse des travaux .....**17

<b>1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>18</b>
1.1	Des instruments de politiques pour changer la production d'externalités.....	20
1.2	Le rôle pivot du changement technologique .....	22
<b>2</b>	<b>Politiques agro-environnementales : pollueur-payeur, pollueur-payé ou marchés ? .....</b>	<b>23</b>
2.1	Créer des marchés spécifiques .....	24
2.1.1	Le point de vue des producteurs.....	24
2.1.2	Le système du « Book and Claim » : un marché des certificats de production durable	25
2.1.3	Une analyse des attributs déterminant la demande.....	26
2.2	Punir le pollueur sans extraire la rente .....	26

2.2.1	Taxes sur les pesticides .....	26
2.2.2	Tarification de l'eau .....	27
2.2.3	Quelles perspectives pour les taxes avec remises forfaitaires ? .....	29
2.3	Subventionner et payer pour des services environnementaux.....	30
2.3.1	Introduction .....	30
2.3.2	Pourquoi payer les agriculteurs pour arrêter de produire des externalités négatives ?.....	31
2.3.2.1	Reconnaissance implicite d'un droit à polluer .....	31
2.3.2.2	Efficacité .....	32
2.3.2.3	Efficience et durabilité du mécanisme .....	33
2.3.2.4	Réduction de la pauvreté ? .....	33
2.3.2.5	Conclusions .....	34
2.3.3	Améliorer l'environnement et réduire la pauvreté : le rôle clé de l'accès à l'eau.....	34
2.3.3.1	Atteindre l'efficience et simultanément réduire la pauvreté est possible .....	37
2.3.3.2	Le programme PSE ne diminue pas la demande en travail .....	38
2.3.3.3	Conclusions et réflexions sur l'étude des PSE au Vietnam.....	40
2.3.4	Valeur des services écosystémiques associés à la production agricole en Thaïlande	41
2.4	Conclusions sur les instruments .....	43
<b>3</b>	<b>Aborder le changement technologique : approches empiriques, systémiques ou expérimentales.....</b>	<b>44</b>
3.1	L'analyse ex-post de l'adoption des technologies durables .....	44
3.2	Les approches systémiques .....	45
3.3	Les approches expérimentales.....	47
3.3.1	Scénarios réels versus scénarios hypothétiques .....	47
3.3.2	Focus : Préférences pour les technologies au Laos .....	48
3.3.2.1	Le contexte .....	48
3.3.2.2	Les préférences pour les attributs technologiques.....	49
3.3.2.3	Une première analyse de l'hétérogénéité des préférences.....	49
3.4	Conclusions sur l'analyse du changement technologique .....	51
<b>4</b>	<b>Mieux identifier et représenter les processus de décisions .....</b>	<b>52</b>
4.1	Gestion d'une ressource en propriété collective : le cas du Mexique.....	52
4.1.1	Le contexte .....	52
4.1.2	Principaux résultats .....	56
4.1.2.1	Un outil opérationnel de modélisation de la propriété collective.....	56
4.1.2.2	Changer les institutions au sein des puits collectifs aura un impact sur la consommation globale du puits quand la ressource est chère .....	56

4.1.2.3	Nécessité de changer les incitations avant de proposer le changement technologique .....	57
4.2	Diversité des préférences et des processus de décision.....	58
4.2.1	La diversité des objectifs stratégiques: une approche par le Best-Worst Scaling	58
4.2.2	Hétérogénéité des processus de décision.....	61
4.2.2.1	La détection des attributs non pris en compte .....	62
4.2.2.2	Hétérogénéité des processus de choix .....	65
<b>5</b>	<b>Conclusions .....</b>	<b>68</b>
 <b>Partie 3 : Projet de recherche .....</b>		 <b>69</b>
<b>1</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>70</b>
<b>2</b>	<b>Analyse de l'impact de l'incertitude sur l'adoption des technologies nouvelles et l'adaptation des producteurs .....</b>	<b>70</b>
2.1	Une rapide revue des représentations de la décision en univers risqué.....	71
2.2	Influence de l'ambiguïté sur les décisions des producteurs .....	72
2.3	Intégration du risque et de l'ambiguïté dans notre analyse des préférences par les ECD	72
<b>3</b>	<b>Analyse des décisions au sein des ménages et changement technologique .....</b>	<b>73</b>
3.1	Un objectif : ouvrir la boîte noire de la décision intra-ménage .....	73
3.2	Processus de décision intra-ménage : estimation et modélisation.....	74
3.2.1	Eclairer le processus de décision au sein des ménages ?.....	74
3.2.2	Utilisation des résultats pour le développement d'un modèle coopératifs/non-coopératif des ménages ?.....	76
<b>4</b>	<b>Attitudes, normes pro-sociales et choix de technologie .....</b>	<b>77</b>
4.1	Intégration des variables attitudinales dans l'analyse des choix de technologies .....	77
4.2	Intégration des normes pro-sociales dans l'analyse des choix de technologies .....	77
<b>5</b>	<b>Conclusions .....</b>	<b>79</b>
 <b>Bibliographie .....</b>		 <b>80</b>

## Table des Figures

Figure 1: Les collaborations productives .....	16
Figure 2 : Comparaison des mécanismes de marchés de produits certifiés traditionnels et de type « Book & Claim » .....	25
Figure 3 : Taxes ou subventions ? .....	31
Figure 4 : Impact of PSE avec terrasses sur les revenus des différents types de producteurs.....	37
Figure 5: Utilisation intensive des zones de pentes (Photo D. Jourdain, 2009) .....	39
Figure 6 : Insertion de nouvelles terrasses dans le paysage dans la commune de Nam Bung (Photo D. Jourdain, 2009).....	40
Figure 7: Paysage de terrasses dans le district voisin de Mu Cang Chai maintenu promu auprès des touristes (Photo D. Jourdain, 2009).....	40
Figure 8 : Modélisation systémique et évaluation ex-ante de l'interaction entre politiques agro-environnementales et technologies agricoles .....	46
Figure 9: Représentation schématique des puits collectifs.....	53
Figure 10 : Représentation schématique d'un puits coopératif .....	55
Figure 11 : Représentation schématique d'un puits non-coopératif.....	55
Figure 12 : Formulation MCP de l'équilibre non-coopératif .....	55
Figure 13 : Comparaison simple des choix individuels et du choix du groupe.....	75
Figure 14 : Flux d'enquête pour une approche « Interactive Agency Choice Experiment » .....	76

## Table des tableaux

Tableau 1 : Résumé des contexte et des problématiques des recherche.....	21
Tableau 2 : Comparaison de la dispersion des revenus au sein des communautés .....	37
Tableau 3 : Consentements à payer pour les différents attributs pour les différentes classes latentes .....	43
Tableau 4 : Typologie des utilités marginales conditionnelles .....	50
Tableau 5: Scénarios présentés aux agriculteurs.....	59
Tableau 6: Paramètres estimés .....	61

**Partie 1 :**  
**Parcours professionnel et scientifique**

# 1 Curriculum Vitae

Damien Jourdain

Chercheur en Economie des Ressources Agricoles et Naturelles

UMR G-EAU, CIRAD

[damien.jourdain@cirad.fr](mailto:damien.jourdain@cirad.fr)

## Actuellement

Visiting Senior Research Fellow

Centre for Environmental Economics and Policy in Africa (CEEPA)

University of Pretoria, South Africa

## Formation

- 2004      Doctorat. Université Montpellier I, Montpellier, France. Titre du manuscrit : « *Impact des politiques visant à réduire la consommation brute en eau des systèmes irrigués : Le cas des puits gérés par des collectifs de producteurs au Mexique* ». Directeur de thèse : Michel Benoit-Cattin. Rapporteurs : Jean-Marc Boussard et Consuelo Varela Ortega. Examineurs : Jean-Marie Boisson, Thierry Rieu, Patrick Rio.
- 1995      DEA « Economie du Développement Agricole ». Université Montpellier I et ENSAM (Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier).
- 1986      Ingénieur Agronome, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes (ENSAR). Spécialité Economie Rurale
- 1981      Baccalauréat C

## Expérience professionnelle

- 2017-      UMR G-EAU (CIRAD-ES) & Department of Agricultural Economics & Extension, Université de Pretoria, Afrique du Sud. **Enseignant Chercheur**. Economie Agricole et des ressources naturelles au sein du Centre for Environmental Economics and Policy in Africa (CEEPA)
- 2010-16    UMR G-EAU (CIRAD-ES) & Asian Institute of Technology (AIT). **Enseignant Chercheur**. Economie Agricole et des ressources naturelles au sein du Field of Study « Natural Resources Management »
- 2006-10    UMR G-EAU (CIRAD-ES) & Institut International de Recherche sur le Riz (IRRI). **Chercheur**. Economie Agricole et des ressources naturelles. Basé à Hanoi (Vietnam) en collaboration avec la Thainguyen University of Economics and Business Administration (TUEBA) et le Centre de recherches agricoles et forestières du des zones montagneuses du Nord du Vietnam (NOMAFSI).

- 2002-06 UMR G-EAU (CIRAD-ES) *Chercheur*. Economie Agricole et des ressources naturelles. Montpellier, France. Tout d'abord au sein du programme GEC (CIRAD-Département des Cultures Annuelles), puis au sein de l'UMR G-EAU (CIRAD - Département Environnement et Sociétés)
- 1997-2002 UR Economie des Filières (CIRAD-CA) & CIMMYT. Programme Economie - Mexico. *Chercheur*. Economie Agricole. Mexico, Mexique
- 1995-1996 UR Economie des Filières (CIRAD-CA). *Chercheur*. Economie Agricole. Montpellier, France
- 1987-1994 Commission Economique et Sociale pour l'Asie et le Pacifique des Nations Unies (CESAP). Division de l'Agriculture. Bangkok, Thaïlande. **Expert Associé des Nations Unies, puis recruté par le CIRAD** en 1991, mais toujours posté à la CESAP.

## 2 Résumé du parcours professionnel

Après l'obtention d'un diplôme d'Ingénieur Agronome (ENSA Rennes), spécialité Economie Rurale, j'ai débuté ma carrière professionnelle comme Volontaire du Service National (1987-88) puis comme Expert Associé (1989-91) au sein de la Commission Economique et Sociale des Nations Unies pour l'Asie et le Pacifique (CESAP) basée à Bangkok. En partenariat avec le CIRAD, j'ai développé et animé un réseau d'institutions de la région Asie-Pacifique (ARSAP) qui avait pour objectif principal la collecte et la diffusion d'informations sur l'utilisation des pesticides: quelles quantités de pesticides étaient autorisées, importées et utilisées dans la zone Asie-Pacifique. Les données étaient collectées et partagées au travers d'annuaires publiés annuellement.

Recruté en 1991 par le CIRAD, au sein de l'UR PHYMA, j'ai poursuivi l'animation de ce réseau jusqu'en 1994, notamment avec un financement obtenu auprès de l'Union Européenne.

En 1995, j'ai obtenu le DEA en Economie Agricole, Rurale et Agro-alimentaire de l'ENSA de Montpellier. Le DEA m'a permis d'identifier les thématiques de recherche que je poursuis encore à ce jour : (a) Impact des politiques agro environnementales sur les ménages agricoles et leur gestion des ressources naturelles ; (b) Evaluation ex-ante des technologies agricoles ayant moins d'impact sur l'environnement ; (c) Politiques et incitations favorisant l'adaptation par les producteurs de ces techniques.

Les travaux réalisés au cours de mon mémoire de DEA m'ont fait prendre conscience que l'analyse appliquée des politiques agro-environnementales nécessitait à la fois une connaissance fine des décisions des agriculteurs (quelles préférences, quelles contraintes, etc.), et une bonne compréhension des aspects techniques et des impacts environnementaux des systèmes de production. Tout en restant concentré sur l'analyse des décisions des agriculteurs vis-à-vis des changements technologiques proposés, il était important d'initier une démarche interdisciplinaire avec des agronomes systèmes ; ceux-ci étant à même d'apporter une information détaillée sur les techniques agricoles et leurs conséquences pour les agriculteurs : quel impact sur les rendements et leur variabilité, sur les temps de travaux, sur les ressources naturelles (sol, eau, etc.).

A partir de 1995, j'ai donc initié de telles collaborations dans le cadre de projets pluridisciplinaires comme l'Activité Thématique Programmée « Risque » pour développer des modèles économiques d'exploitations agricoles couplés avec des modèles biophysiques. Ces modèles couplés permettent de croiser des questions d'acceptabilité des techniques nouvelles (productivité, compétition pour les

facteurs de production) et des questions d'impact potentiel des décisions sur les ressources naturelles.

De 1997 à 2002, j'ai continué à développer ce type de recherches au sein du Département d'Economie de l'*International Maize and Wheat Improvement Center* (CIMMYT). J'ai travaillé au sein d'un projet pluridisciplinaire de développement des systèmes de cultures sous couvert végétal (SCV) dans l'Altiplano mexicain. L'étude du développement des SCV dans des périmètres irrigués a fait rapidement apparaître que les institutions de gestion de l'eau contraignaient fortement l'adoption des technologies développées. En d'autres termes, les règles de paiement, d'allocation et de distribution de l'eau dans les périmètres irrigués n'incitaient pas les producteurs à conserver leurs ressources, ce qui rendait les technologies proposées moins attractives. J'ai donc conduit une analyse des politiques et des institutions qui pourraient (dé)favoriser l'émergence d'innovations à base de SCV. J'ai développé cette problématique dans le cadre de ma thèse de Doctorat de l'Université Montpellier I (Sciences Economiques) : « Impact des politiques visant à réduire la consommation brute en eau des systèmes irrigués : le cas des puits gérés par des collectifs de producteurs au Mexique » (Défendue en juin 2004 ; Mention Très Honorable et Félicitations du Jury). Les résultats de la thèse s'appuyaient sur la modélisation par programmation mathématique d'équilibres coopératifs et non-coopératifs (Equilibre de Nash / Théorie des Jeux) de puits gérés collectivement. La modélisation de ces équilibres a permis de discuter les effets attendus des instruments de politiques agro-environnementales sous différents scénarios institutionnels (règles d'allocation de la ressource ou de paiement de l'eau).

Entre 2006 et 2010, j'ai développé une approche similaire au sein du Département d'Economie de l'Institut International de Recherche sur le Riz (IRRI). Basé à Hanoi, Vietnam, j'ai coordonné les activités de 2 projets pluridisciplinaires dans les zones montagneuses du Nord du Vietnam, en collaboration avec des partenaires vietnamiens et l'IRRI. Ces deux projets m'ont permis de développer plus avant mes thématiques de recherche sur les politiques et les institutions à mettre en place pour inciter les producteurs agricoles à prendre en considération les impacts environnementaux de leurs pratiques. En particulier, j'ai analysé les outils de Paiements pour les Services Ecosystémiques (PSE) comme solution alternative de gestion conjointe de l'agriculture et des ressources naturelles dans ces petits bassins versants. Les projets m'ont donc amené à combiner des aspects de gestion des exploitations (décisions de production et allocation des facteurs de production, relation entre activités menées dans les bas-fonds et activités menées dans les pentes à sols fragiles), des aspects institutionnels (comment s'organise la distribution et l'allocation de l'eau), et des aspects techniques (quelles innovations pour la conservation de l'eau et des sols).

Entre 2010 et 2017, j'ai continué les recherches sur ces thématiques en tant qu'enseignant-chercheur au sein de l'équipe Natural Resource Management de l'Asian Institute of Technology (AIT) basé en Thaïlande. J'ai continué, au travers d'encadrement de doctorants, à travailler sur la combinaison de politiques incitatives et d'institutions pour influencer les décisions des agriculteurs, notamment avec la thèse de Mme Andriyani qui a travaillé sur l'analyse ex-ante de l'impact des politiques (prix, subventions, etc.) sur l'adoption des techniques agricoles moins érosives ou moins consommatrices en Indonésie. Mais j'ai également développé une nouvelle expertise sur l'utilisation des Expériences de choix pour l'évaluation environnementale (Thèse de M. Vivithkeyoonvong), ou pour l'analyse des choix de consommation (participation à la thèse de Mme Sakolwitayanon, participation aux deux terrains du projet ASANtE – légumes propres) ou de production (1 Thèse de MSc., contribution aux thèses de M. Timsina (choix de semences) et de J. Lairez (préférences des agriculteurs pour les attributs des techniques de conservation).

Depuis 2017, je suis enseignant-chercheur au sein du Centre for Environmental Economics and Policy in Africa (CEEPA) de l'Université de Pretoria. Je suis également animateur pour le CIRAD

d'un dispositif en partenariat régional, le Centre for the Study of Governance Innovation (GovInn) dont l'une des composantes s'intéresse particulièrement à la gouvernance des ressources naturelles. J'ai fortement développé mes travaux dans le domaine des expériences de choix, appliquées à l'évaluation environnementale ou à l'analyse des préférences des producteurs en termes de technologies. Ces travaux s'effectuent par le biais d'encadrements d'étudiants (valeur des écosystèmes humides (eSwatini, anciennement Swaziland), évaluation des compensations nécessaires pour réduire le petit braconnage (Zambie), consentement à accepter des adaptations au changement climatique (Afrique du Sud), préférences pour les différents attributs d'une assurance du bétail basée sur l'indice météorologique en réponse au changement climatique (Afrique du Sud). À partir de cette expertise sur les expériences de choix, j'ai développé un module de formation d'une semaine à destination des doctorants et post-doctorants des Universités Sud-Africaines: « Theory and econometrics of individual and collective choice analysis: choice & controlled experiments ». Dans un souci de développer des projets communs avec les chercheurs de la nouvelle équipe PRECOS de G-EAU, j'ai initié une collaboration avec le CEE-M (Prof Willinger). Nous débutons en 2020, une collaboration avec l'ONG sud-africaine AWARD qui visera à mesurer par le biais de « *lab in the field experiments* » l'impact d'un projet de transition agro-écologique sur le capital social des participants. Un sujet particulièrement important dans le contexte post-Apartheid d'Afrique du Sud.

En résumé, je travaille donc dans le domaine de la recherche pour le développement depuis 1987 et pour le CIRAD depuis 1991. Ma carrière peut être synthétisée en quatre caractéristiques :

- Une part importante d'expatriation et de travail en collaboration avec les partenaires du Sud : Amérique Latine (Mexique), Asie (Thaïlande, Vietnam), et Afrique (Afrique du Sud) et une thématique de recherche portée par un fil conducteur : « quelles politiques agro-environnementales pour favoriser des pratiques agricoles durables » qui intègre progressivement des sous-thèmes et des instruments nouveaux (par ex. rémunérations des services environnementaux comme instrument de gestion de l'eau dans les bassins versants, expériences de choix pour l'analyse ex-ante des technologies, etc.).
- Une évolution dans les types de recherches et les outils utilisés suivant les changements réguliers de contextes institutionnels (chercheur dans des projets de développement interdisciplinaires puis enseignant-chercheur), et répondant à des questions adaptées aux nouvelles collaborations. J'ai tout d'abord abordé la décision des producteurs par le biais de modèles mathématiques, pour ensuite analyser les préférences des producteurs ou des consommateurs en développant et analysant des expériences de choix. Ceci a requis des investissements importants à chaque étape pour être reconnu scientifiquement dans ces domaines.
- Un pourcentage croissant de mes activités liées à la formation. D'une part, au travers de la formation par la recherche des partenaires des Suds, l'encadrement d'étudiants et de partenaires pour des Masters au sein de projets interdisciplinaires lors de mes expatriations au Mexique puis au Vietnam, puis l'encadrement d'étudiants de niveau MS et PhD au sein d'instituts universitaires. D'autre part, depuis 2011, une part importante de mon activité est dédiée à l'enseignement de l'Economie des Ressources Naturelles.
- Un attachement à la construction de partenariats solides par le biais d'expatriations combinant présence au sein d'organismes internationaux (CIMMYT, IRRI) ou d'Université (AIT, UP), et un enracinement fort projet/pays: Mexique/CIMMYT; Vietnam/IRRI, Asie du Sud-est/AIT; Afrique du Sud/UP, et animation d'un dispositif en partenariat (GovInn).

### 3 Publications

#### 3.1 Articles dans revues scientifiques

Le tableau ci-dessous résume ma production qui a été l'objet de publications dans des revues à comité de lecture.

Journal	Année	Nombre d'auteurs	Classement CNRS, HCERES, FNEGE	Facteur d'Impact
Review of Agricultural, Food and Environmental Studies	2020	4(1 <sup>er</sup> )	4, C, -	
Agricultural Systems	2020	7 (3eme)	-	4.33
Sustainability	2018	4 (3eme)		3.01
British Food Journal	2018	3 (3eme)	-	2.09
Agricultural Finance Review	2018	5 (4eme)		1.06
Agricultural Economics	2017	2 (1 <sup>er</sup> )	3, B, -	2.72
Tourism Management	2017	5 (3eme)	3, A, 2	8.2
International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management	2017	2 (2eme)		
New Medit	2017	4 (4eme)		0.8
Agricultural Finance Review	2016	2 (2eme)		1.06
International Journal of Value Chain Management	2016	3 (2eme)		0.43
Land Degradation & Development	2016	5 (2eme)		4.73
Technological Forecasting and Social Change	2015	4 (2eme)	2, A, 2	4.85
Climate and Development	2015	4 (4eme)		2.34
International Journal of Disaster Risk Reduction	2015	4 (2eme)		3.37
Land Use Policy	2014	6 (1er)		4.22
Environmental Management	2014	4 (3eme)		2.63
Cahiers Agricultures	2011	4 (1 <sup>er</sup> )		0.75
Cahiers Agricultures	2011	6 (1 <sup>er</sup> )		0.75
Agricultural Systems	2010	6 (2eme)		4.33
International Journal of the Commons	2009	4 (1 <sup>er</sup> )		2.41
Cahiers Agricultures	2008	5 (2eme)		0.75
Agriculture, Ecosystems, and the Environment	1999	4 (2eme)		4.42

### 3.2 Chapitres d'ouvrages collectifs

Année : 2018.

Editeurs : Trisurat, Y., Shrestha, R.P., Havmoller, P.;

Titre du chapitre : « Society's preferences for Ecosystem Services from Irrigated Rice Areas: a case study in Northeast Thailand »

Titre de l'ouvrage : Thailand: Environmental Resources, Social Issues and Related Policies.

Maison d'édition : New York: Nova Science Publishers

Année: 2016

Editeurs: Shivakoti, G.P., Pradhan, U., Helmi

Titre des chapitres :

- “Can Uplanders and Lowlanders Share Land and Water Services? (A Case Study in Central Java Indonesia)”
- “The Role of Information Provision on Public GAP Standard Adoption: The Case of Rice Farmers in the Central Plains of Thailand”

Titre de l'ouvrage: Redefining diversity and dynamics of natural resources management in Asia : Sustainable natural resources management in dynamic Asia. (Vol 1)

Amsterdam: Elsevier

Editeurs : Mai Van Thanh, Tran Duc Vien, Leisz, S.J., Shivakoti, G.P

Titre du chapitre : “Cash-Based Versus Water-Based Payment for Environmental Services in the Uplands of Northern Vietnam: Potential Farmers' Participation Using Farm Modeling”

Titre de l'ouvrage : Redefining diversity and dynamics of natural resources management in Asia : Sustainable natural resources management in dynamic Asia. (Vol 2)

Maison d'édition : Amsterdam, Elsevier

### 3.3 Colloques

International

Lungu, H, Karuaihe, S and **Jourdain, D**, 2018. Climate Smart Agriculture Technology: An assessment of youth technology adoption in the Northern Province of Zambia, A paper presented at *Sustainability and Development Conference*, Ann Arbor, Michigan, U.S.A.: November 9-11, 2018.

Vagneron, I, **Jourdain, D**, Myint, T and Ferrand, P, 2018. Urban consumer perceptions of food in Myanmar: between tradition and modernity. A paper presented at *Sustainability and Development Conference*, Ann Arbor, Michigan, U.S.A.: November 9-11, 2018.

**Jourdain, D**, 2013. Impact of Institutional Changes within Small-scale Groundwater Irrigated Systems: A Case Study in Mexico, *Water Governance for Sustainable Development: Approaches and Lessons from Developing and Transitional Countries*, p. 223.

**Jourdain, D**, Boere, E., Dang Dinh Quang, van den Berg, M., Cu Phuc Thanh, Do Anh Tai, 2010. Water for Forest: Potential impact of alternative land set-aside programs at village and farm levels

in the mountainous areas of Vietnam, Sustainable Land Use and Rural Development in Mountainous Regions of Southeast Asia, Hanoi, Vietnam.

Tai, D.A., **Jourdain, D.**, Quang, D.D., Pandey, S., 2008. Payment for environmental services in the upper-catchments of Vietnam: will it help the poorest? In: The Upland Program (ed.), Interdependencies between upland and lowland agriculture and resource management, Stuttgart: Hohenheim University. April 1-4, 2008.

**Jourdain, D.**, Benoit-Cattin, M and Triomphe, B (2003) Electricity pricing to reduce agricultural water demand: impacts on collectively managed wells in Mexico (poster). In: 25th International Conference of International Association of Agricultural Economists, Durban, South Africa.

National

**Jourdain, D.**, Lairez, J, Striffler, B and Affholder, F (2018) Farmers preference for cropping systems and the development of sustainable intensification: a choice experiment approach, In 12emes Journées de Recherches en Sciences Sociales, Nantes (FR).

### 3.4 Résumé des publications/citations

Scopus documents : 33 documents (15 publications dans des revues a Impact Factor supérieur à 1)

**Scopus h-index : 8** ; Citations : 256

(voir liste complète des publications en document attaché)

## 4 Contrats de recherche

	Terrains	Financement	Consortium	Contribution
ARSAP – FADINAP (1991-94)	Asie du Sud-Est et Pacifique	Union Européenne (500 kE)	CIRAD - ESCAP	Animation de Réseau – Gestion de bases de données
Potentiel de la lutte intégrée chez les maraichers (1995)	Thaïlande – Productions légumières	ESCAP (15 kE)	CIRAD – Kasetsart University	Collecte ; Analyse des données ; Modèle d’exploitation ; Document de travail
ATP « Risque » (1995-1997)	Mexique Brésil	CIRAD (Activité Thématique Programmée)	CIRAD	Intégration du risque dans les modèles d’exploitation
2006-2010	Vietnam, Laos	CPWF PN 11 (700 kUSD)	IRRI – CIRAD – NOMAFSI - TUEBA	Coordination projet sur les terrains Vietnam

2006-2010	Vietnam, Laos	IFAD (700 kUSD)	IRRI – CIRAD – NOMAFSI – TUEBA	Coordination projet sur les terrains Vietnam
PSE au Vietnam 2009-2010	Vietnam	CIAT (20 kUSD)	IRRI-CIRAD-NOMAFSI – TUEBA	Etude bibliographique sur les PSE au Vietnam
Riz et Services Ecosystémiques (2012-2016)	Thaïlande	Irrigation Department – Thailand (xx USD)	AIT – CIRAD – Irrigation Dept (Thailand)	Encadrement thèse Somsak Vivithkeyoonvong
Eau et Erosion (2013-2017)	Indonésie	Danone Foundation	AIT – CIRAD – Dept Agriculture (Indonésie)	Encadrement thèse Idah Andriyani
2015	General	UTZ (17 kE)	UTZ – SRP – CIRAD	Evaluation du modèle Book and Claim (expertise)
EFICAS 2016-18	Laos	Union Européenne	CIRAD – GRET	Coencadrement Thèse Juliette Lairez
2018-19	South-Africa	Coopération Allemande (15kE)	UP – ZEF – CIRAD	Perception de la qualité de l'eau dans le bassin des Olifants (Q-methodology)
2019	South Africa	NRF (6kE)	UP – MUSE-CIRAD	Collaboration avec LEEM (CEE-M)
TypoClim 2018-2021	South Africa	MUSE	CIRAD – MUSE	WP – Réaction des producteurs aux politiques d'adaptation
Desira (2021 - 2025)	Zimbabwe	Union Européenne (3.4 mE)	CIRAD – CIMMYT – UZ	WP – Politiques publiques et adoption des technologies

## 5 Enseignements et formations

### 5.1 Description

Depuis 2018, au sein du Département d'Economie Agricole de l'Université de Pretoria (UP), j'enseigne 12h + 3h de TD = 21 HETD par an au sein du module «Environmental Valuation and Policy» (LEK 886). Ce module accueille également des étudiants africains qui suivent le « Collaborative masters programme in agricultural and applied economic » de l'African Economic

Research Consortium. En 2019, le module comptait 24 étudiants. J'ai également développé les supports de cours et les outils associés sur une plateforme Moodle maintenue par le réseau régional AERC (African Economic Research Consortium) (<http://elearning.aercafrica.org/>)

J'enseigne également quatre heures de cours magistral (6 HETD) par an pour le module de niveau MS/PhD (LEK 810 : Applied Econometrics). En 2020, j'ai développé un module en ligne de cours sur les régressions sur variables binaires. Il comprend un set de 100 diapositives, 13 vidéos de cours sur la plateforme Youtube et un module d'apprentissage en ligne qui utilise la plateforme Shinyapps (<https://ecoo.shinyapps.io/LogitPracticals>). L'ensemble est inséré dans le système KlikUP de l'Université Je l'ai évalué à 6 HETD même si cela a demandé un temps de préparation très important.

J'enseigne également deux heures de cours magistral (3 HETD) dans le module LEK 888 *Research methodology*.

Je coordonne également une formation *Theory and econometrics of individual and collective choice analysis: choice and controlled experiments* organisée annuellement depuis 2018. La formation d'une durée de cinq jours est ouverte aux doctorants et post-doctorants des universités sud-africaines. En 2019, nous avons accueilli 14 participants venant de diverses universités sud-africaines (University of Pretoria, Nelson Mandela University, University of Johannesburg, University of Kwa Zulu Natal, and University of the Western Cape) et Kenyane (Université de Nairobi). Dans le cadre de cette formation, mes activités spécifiques ont été :

- Elaboration du contenu du cours en coordination avec les autres chercheurs (E. Mungatana (CEEPA), Th. Lundhede (U. Copenhagen) et Stefano Farolfi (G-Eau).
- 10 h de cours et de TD sur la thématique « Choice experiments »
- Construction d'un website pour la formation (<http://ecoo.netlify.com>)

Auparavant, j'ai enseigné à l'AIT en tant que *Visiting Faculty* entre 2010 et 2017 dans des modules de formation de niveau Master. Au sein des deux équipes enseignantes avec lesquelles je collaborais, j'étais chargé d'enseigner les aspects tenant à l'économie des ressources naturelles et à l'économie de l'eau. Les étudiants qui participaient à ces cours étaient de niveau Master ou PhD, mais n'avaient pas tous eu une exposition préalable à l'économie.

J'étais responsable d'un module complet intitulé *Natural Resource Economics*. J'ai également développé et enseigné le module complet *Integrated Natural Resources Management, Planning and Policies*, pendant 2 ans. Ce module a ensuite été transmis progressivement à un autre enseignant de l'AIT.

Entre 2012 et 2017, j'ai également enseigné la partie *Water Resource Economics* d'un module de formation *Integrated Water Resource Management* de niveau Master délivré deux fois par an.

En plus des cours donnés aux étudiants réguliers de l'AIT, j'ai contribué à des modules courts de formation continue auprès de professionnels de la région sur les thèmes de la gestion des projets, de l'économie de l'eau et des services écosystémiques.

## 5.2 Détail des enseignements

Année	Module	Université	No. Heures (equiv. TD)
2020	Environmental Valuation and Policy	UP/ Agr. Econ	21
	Research Methodology	UP/ Agr. Economics	3

	Applied Econometrics (Développement de vidéos + documents d'accompagnement + Tutoriel d'apprentissage des régressions logit et probit avec R)	UP/ Agr. Economics	12
	Coordination d'un module de formation « Theory and econometrics of individual and collective choice analysis: choice and controlled experiments »	UP- Agr. Econ (Doctorant / Post-Doctorants) Universités Africaines	45 (à venir)
	<i>Total 2020</i>		81
2019	Environmental Valuation and Policy	UP/ Agr. Econ	18
	Applied Econometrics	UP/ Agr. Economics	6
	Research Methodology	UP/ Agr. Economics	3
	Coordination d'un module de formation « <i>Theory and econometrics of individual and collective choice analysis: choice and controlled experiments</i> »	UP- Agr. Econ (Doctorant / Post-Doctorants) Universités Africaines	45
	<i>Total 2019</i>		78
2018	Environmental Valuation and Policy	UP/ Agr. Econ	21
	<i>Total 2018</i>		21
2017	Water Economics & Institutions	AIT	15
	Natural Resource Economics	AIT	68
	Research Design	AIT	6
	<i>Total 2017</i>		89
2016	Water Economics & Institutions	AIT	30
	Natural Resource Economics	AIT	68
	Research Design	AIT	6
	Integrated Water Resource Management - Economics	AIT Extension	20
	<i>Total 2016</i>		124
2015	Water Economics & Institutions	AIT	30
	Natural Resource Economics	AIT	68
	Research Design	AIT	6
	Feasibility Studies for Irrigation Projects : Cost-Benefit Analysis	AIT Extension	12

	<i>Total 2015</i>		116
2014	Natural Resource Economics	AIT	68
	Water Economics & Institutions	AIT	30
	Research Design	AIT	6
	Water Economics – Value of Water	AIT Extension	8
	Water Economics – Policy Instruments	AIT Extension	8
	<i>Total 2014</i>		114
2013	Water Economics	AIT	15
	Natural Resource Economics	AIT	68
	Integrated Natural Resources Management, Planning & Policies	AIT	34
	Research Design	AIT	6
	Watershed and Water Economics	AIT / Chulalongkorn U.	4
	<i>Total 2013</i>		127
2012	Natural Resource Economics	AIT	68
	Water Economics	AIT	15
	Integrated Natural Resources Management, Planning & Policies	AIT	34
	Research Design	AIT	6
	Integrated Natural Resources Management, Planning & Policies – Payment for Ecosystem Services	AIT Extension	6
	<i>Total 2012</i>		129
2011	Integrated Natural Resources Management, Planning & Policies	AIT	68
	Natural Resource Economics	AIT	34
	Research Design	AIT	6
	Project Analysis ; Cost-Benefit Analysis	AIT Extension	8
	<i>Total 2011</i>		116
2010	Ecosystem Services Valuation	AIT Extension – UNEP	8

### 5.3 Résumé

Année	Heures d'enseignement / formation (HETD)	Remarques
2020	78	Transition vers l'enseignement en ligne

2019	81	
2018	21	Transition vers UP
2017	83	
2016	118	
2015	116	
2014	114	
2013	127	
2012	129	
2011	116	
2010	8	Arrivée à l'AIT

## 6 Encadrements

### 6.1 Thèses de doctorat actuellement co-encadrées (Université de Prétoria)

1. M. Linda Siphiwo Mahlalela (2016- ): “Non-market valuation of wetland ecosystem services in Swaziland” (co-encadrée avec Prof. Eric Mungatana, UP)
2. M. Shadreck Mukanjo Mutti (2018- ): “Using market based instruments to reward for environmental stewardship: a case of Zambia’s community-based wildlife conservation policy” (co-encadrée avec Prof Eric Mungatana, UP)

### 6.2 Thèses de doctorat défendues (Directeur de la thèse, AIT)

1. Vivithkeyoonvong, Somsak (Oct. 2016). Social preferences and economic value of irrigated rice agriculture: A case study in Northeast Thailand. SERD-NRM, Bangkok, AIT.
2. Andriyani Idah. Inducing land use change in the Pusur Upper Catchment (Indonesia): Feasibility and Impact on Water Resources. (May 2017) SERD-ASE, Bangkok, AIT.

### 6.3 Co-encadrement de thèses de doctorat défendues en France

Damien Hauswirth (2013). Analyse par modélisation bioéconomique de l’attractivité de système de culture sans travail du sol pour des exploitations de montagne du Nord Vietnam. Supagro (ED SIBAGHE). Co-directeurs : Jacques WERY et Pablo Tittone ; Co-encadrants : François Affholder, Damien Jourdain.

### 6.4 Participation à des comités de thèse de doctorats

- Nicolas Labrière (Sept 2015) « Synergies entre services écosystémiques dans les paysages forestiers de l’Ouest de Bornéo (Kalimantan), Indonésie » (Ecole doctorale : ABIES ; (ED 435), AgroParisTech ; Directeur de thèse : Yves Laumonier ; Co-directeur de thèse : Bruno Locatelli.)
- Participation à quinze comités de thèse de doctorat de thésards de l’AIT pendant la période 2011-2017.

### 6.5 Encadrement de thèses de Master (AIT ; Univ. Pretoria)

1. Namakando Namakando (2020): Applying Q Methodology to map stakeholders’ perceptions of raw water quality and its management in Fetakgomo and Maruleng municipalities in Limpopo province, South Africa, Agricultural Economics, University of Pretoria
2. Harad Chuma Lungu (2019). Determinants of climate smart agricultural technology adoption in the Northern Province of Zambia, Agricultural Economics, University of Pretoria
3. Ali, Raza (2016) Performance assessment of lower Chenab canal irrigation management transfer in Pakistan. Asian Institute of Technology. SET-WEM.

4. Assogba, Guy (2016). Sustainability assessment of informal irrigation through the water energy-food-nexus approach: The case of Karimama, Northern Benin. SET-WEM.
5. Baral, Pradeep (2016). Impact assessment of the Wetland Alliance Alternative Livelihood Programs on the Livelihoods of Beneficiary Households in the Xuan Thuy National Park, Vietnam. SERD - NRM.
6. Hafiz, Md Ali (2016) Water productivity and technical efficiency of a selected irrigation system in Punjab, Pakistan. SET-WEM.
7. Nazir, Md Sajid (2016). Performance evaluation of selected state-managed and farmer-managed irrigation systems in Punjab, Pakistan. SET-WEM.
8. Chandara, Phat (2015). Evaluation of visitors WTP for environmental and recreational services in Chambok National Park, Cambodia. SERD - Natural Resource Management.
9. Gunaratna, Thamali M. (2015). Evaluation of water allocation mechanisms in the Walawe river basin, Sri Lanka. SET-WEM.
10. Hussein, Saidi Ibrahim (2015). Evaluation of modernized irrigation schemes in Tanzania: relationship between institutions, efficiency and users satisfaction. SET-WEM.
11. Lynrah, Saman Roibha (2015). Farmers willingness to adopt new production practices in irrigated rice systems of North-eastern India: A Choice Experiment Approach. SET-WEM.
12. Rahman, Md. Anishur (2015). Temporal and spatial variability of ecosystem services of Sundarbarns Mangrove Forest, Bangladesh. SET-WEM.
13. Van Duy, Luu (2015). Household food security in protected area: the case of Tay Yen Tu nature reserve in Son Dong district, Bac Giang province, Viet Nam. SERD - Natural Resource Management.
14. Ashgar, Sobia (2014). Farming system analysis of irrigated farms in Faisalabad, Pakistan. SERD - NRM.
15. Kayiranga, Damascene (2014). Developing benchmarking based on irrigation performance indicators: application in Northeast Thailand. SET-WEM.
16. Nguyen Thi Thuy, Ha (2014). Linking rural livelihood and conservation in Hoang Lien national park, Lao Cai Province, Vietnam. SERD - NRM.
17. Sutthiprapha, Praty (2014). Application of data envelopment analysis model to assess performance efficiencies of tank irrigation systems: a case study in the Chi river basin, Northeast Thailand. SET-WEM.
18. Ko, Nyein Thandar (2013). Water resource allocation trade-offs among hydropower, irrigation and environmental flows: the case of Kinda Dam in Myanmar. SET-WEM.
19. Srisopaporn, Saengabha (2013). Investigating the factors and patterns of Q-GAP adoption by rice farmers in Ayutthaya Province, Central Region of Thailand. SERD-NRM.
20. Swe, Thu Thu (2013). Asset management approach of a multipurpose water project: A case study of Kinda Dam, Myanmar. SET-WEM.
21. Tran Thi, Hoa (2012). Livelihood strategies and mangrove resources use in Xuan Thuy National Park, Nam Dinh Province, Vietnam. SERD - NRM.
22. Tuntipisitkul, P. (2012). Visitors perception of environmental impact induced by tourism and their Willingness to Pay to preserve environmental condition at Mu Ko Chumphon National Park. SERD - NRM.
23. Saringkarn, P. (2011, en co-direction avec Sylvain Perret). Alternative models to finance irrigation services and their impacts along the rice chain value: A case study in Central Thailand. SET-WEM.

## 7 Les collaborations productives

Au cours de mon parcours professionnel, j'ai développé des collaborations scientifiques, qui se sont traduites par la participation à des activités communes (montage de projets, animation scientifique, coencadrement d'étudiants de niveau Master et Doctorat) et par la publication en cosignature d'articles dans des revues d'économie ou de chapitres d'ouvrage. Ces collaborations ont eu lieu avec mes collègues du CIRAD et avec des chercheurs d'institutions françaises et étrangères.

Une grande partie de ces collaborations se sont déroulées dans le cadre de travail en collaboration directe avec des partenaires scientifiques d'instituts internationaux ou d'universités. J'ai travaillé, dans le cadre de collaborations scientifiques au sein de deux instituts de recherches membres du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (CGIAR), le Centre International d'Amélioration du Maïs et du Blé (CIMMYT) puis de l'Institut International de Recherche sur le Riz (IRRI). Enfin j'ai travaillé au sein de deux centres universitaires : d'une part au sein de la « School of Environment, Resource and Development » de l'Asian Institute of Technology (AIT) une université au statut régional, puis en collaboration avec le Centre for Environmental Economics and Policy in Africa (CEEPA) au sein de l'Université de Pretoria (Afrique du Sud)

J'ai répertorié six types de collaborations Figure 1) :

- Les collaborations avec les collègues de l'UMR G-EAU au sein des équipes INCA et surtout PRECOS ;
- Les collaborations avec les collègues des autres UMR Montpelliéraines (System, Moisa, Sens), et l'UPR AIDA du CIRAD
- Les collaborations avec les collègues du dispositif en partenariat GovInn dont je suis l'animateur depuis 2018.
- Les collaborations dans le cadre de relations partenariales directes (dans le cadre d'affectation au sein des institutions)
- Les collaborations avec des partenaires du Sud lors des affectations
- Les collaborations avec des université européennes (dans le cadre de réalisations de projets<sup>1</sup>)

Les traits droits correspondent à des activités conjointes aboutissant déjà à des productions (projets, co-encadrements, production scientifique), les traits courbes correspondent à des liens établis n'ayant pas encore donné lieu à des productions jointes (début de projet, proposition de financement de thèse, etc.)

---

<sup>1</sup> Je n'ai inclus que les universités européennes avec lesquelles les propositions de projet ont été financées et ont donné lieu à des travaux de collaboration.

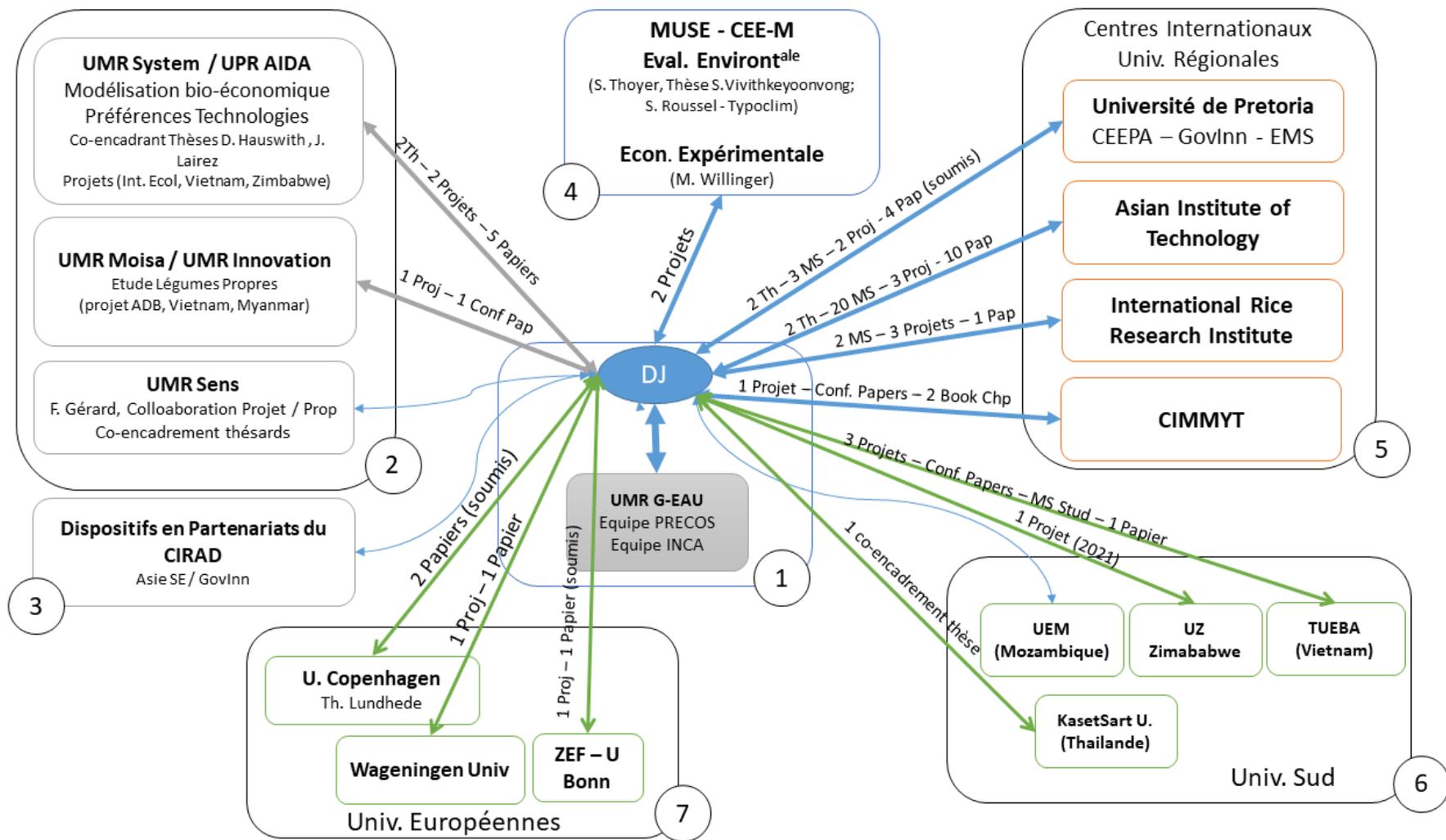


Figure 1: Les collaborations productives

## **Partie 2 :**

### **Synthèse des travaux**

## 1 Introduction

Mes recherches portent sur les instruments de politiques ou les institutions permettant d'influencer les choix productifs des ménages ou des groupes de ménages agricoles afin d'atteindre un meilleur équilibre entre la production de biens agricoles et la production d'autres services et dis-services pour le reste de la société.

En effet, la demande sociétale et la perception de ce que l'agriculture doit « produire » a changé radicalement au cours des dernières décennies : en l'absence de défi alimentaire ressenti et avec l'inquiétude croissante vis-à-vis des effets des changements globaux, la société demande aux agriculteurs de produire plus que des aliments et des fibres. Produire une alimentation saine, maintenir les écosystèmes, diminuer son impact sur les ressources, mais également maintenir les paysages et les modes de vie d'un monde rural souvent idéalisé font maintenant partie intégrante des services demandés à l'agriculture (Hervieu, 2002). Les pays du Sud n'échappent pas à cette tendance. La demande pour les services non-productifs y est certes moins importante ou moins solvable qu'au Nord, mais les ménages et les communautés agricoles contrôlent une grande partie des terres écologiquement sensibles (Milder, *et al.*, 2010) et s'assurer qu'ils les gèrent de manière durable fait donc partie des agendas des décideurs.

Dans les pays où j'ai été amené à travailler, deux types d'agriculture se côtoient.

Dans les zones favorables, on trouve une agriculture entrepreneuriale connectée aux marchés et ayant adopté les principaux composants techniques de la révolution verte. Ces techniques ont permis une meilleure productivité des facteurs terre ou travail, une très forte augmentation la production agricole et un surplus de main d'œuvre qui s'éloigne progressivement des activités agricoles. Et les mêmes causes (augmentation des intrants externes – irrigation, engrais, pesticides, mécanisation) ont causé les mêmes effets que pour les agricultures intensives du Nord : diminution de la biodiversité et épuisement progressif des ressources (eau, sol). Mais les effets y sont souvent plus marqués qu'au Nord. Par exemple, l'absence de régulation effective sur les marchés des intrants pesticides conduit souvent à l'utilisation de pesticides plus dangereux pour la santé des humains et les écosystèmes. Les externalités négatives – pollutions par les pesticides, perte de biodiversité, dégradation des sols, diminution rapide des réserves en eaux souterraines – y sont donc de plus en plus apparentes.

Dans les zones plus marginales, les changements globaux et les politiques de désenclavement ont également eu des impacts sur le fonctionnement des ménages agricoles. Avec un meilleur accès aux marchés et des opportunités d'activités extérieures les ménages se sont engagés progressivement dans les mêmes mécanismes d'intensification. Cependant, cette intensification s'effectue sur des milieux et des écosystèmes beaucoup plus fragiles. Les productions visant à la subsistance sont remplacées par des cultures annuelles intensives telles le maïs ou des productions maraîchères. Ces cultures créent des opportunités de développement et une augmentation des productions marchandes. Quand elles ne mènent pas à l'endettement, ces évolutions ont permis aux ménages agricoles de ces zones de sortir de la pauvreté. Elles ne peuvent donc pas être considérées comme complètement inadéquates pour ces zones et ce d'autant plus que les pratiques paysannes traditionnelles pratiquées pendant des millénaires sont elles-mêmes de moins en moins durables. Par exemple, c'est le cas des systèmes de cultures traditionnels trouvés dans les zones de montagnes d'Asie du Sud-est à base de défriche-brulis. Ces systèmes, reposant sur une alternance entre des périodes productives et des périodes de jachère, demandent un espace relativement large. Mais l'augmentation des densités de population et des besoins alimentaires nécessite qu'ils évoluent soit

par une extension de leur empreinte territoriale (en réduisant les ressources forestières), soit par une intensification de l'utilisation des terres quand l'extension n'est plus possible ou plus autorisée. L'intensification se traduit par une réduction des périodes de jachères et, sans l'apport d'intrants extérieurs, par une perte progressive de la fertilité des sols et leur dégradation. Une spirale négative s'installe : diminution des temps de jachère conduisant à une baisse de la productivité de la terre compensée par une nouvelle diminution des temps de jachère. Cette spirale est difficile à briser sans un changement radical des pratiques.

Des changements technologiques sont ainsi rendus nécessaires quel que soit le type d'agriculture pour que les systèmes agricoles redeviennent plus durables. L'intensification écologique qui est recherchée repose sur l'adoption de pratiques mieux adaptées aux milieux et, de manière générale, sur une meilleure utilisation des fonctions écosystémiques de régulation (formation des sols, gestion intégrée des populations d'insectes, etc.), tout en recherchant à avoir des gains de productivité (Garnett, *et al.*, 2013). Les adaptations requises sont donc complexes, intensives en savoirs et nécessitent d'être réadaptées à chaque nouveau territoire. Par ailleurs, pour être effectives, ces techniques nécessitent souvent d'être appliquées à des échelles spatiales suffisamment larges qui dépassent souvent le cadre de l'exploitation agricole. Elles requièrent donc des investissements individuel et collectif conséquents dans un contexte d'incertitude. Enfin, même si ces investissements sont réalisés, elles diminuent souvent la productivité d'au moins un des facteurs de production des agriculteurs car peu de solutions sont réellement « gagnantes-gagnantes », au moins dans le court-terme. Les nombreuses solutions technologiques développées par les systèmes de recherche nationaux ou internationaux ne rencontrent donc pas les mêmes succès que les techniques de la révolution verte.

Ceci est d'autant plus vrai que certaines des externalités positives créées (ou préservées) par les nouveaux systèmes proposés ne sont pas reconnues comme des services méritant rétribution, et que les externalités négatives générées par les systèmes actuels sont souvent peu pénalisées. Dans les deux cas, l'absence de rétroaction par le marché ou par l'Etat conduit à une dégradation des écosystèmes.

Notre hypothèse est que des politiques publiques ou des changements institutionnels sont nécessaires afin de modifier les incitations des agriculteurs dans leur utilisation des ressources naturelles ou leur génération d'externalités. Cette modification des incitations pourra rendre certains changements technologiques attractifs, ou en tout cas réorienter les adaptations progressives des systèmes agricoles dans des directions qui prendront en compte ces nouvelles incitations par l'innovation induite.

Mais le compromis entre augmentation de la production agricole et maintien des écosystèmes, du fait des externalités qu'elle génère, doit prendre en compte plus que les seuls intérêts agricoles. Une meilleure connaissance des préférences sociales et de la valeur attribuée aux écosystèmes est donc nécessaire pour conduire des politiques qui prennent mieux en compte les demandes pour les différents services écosystémiques des agroécosystèmes et des systèmes naturels avec lesquels ils interagissent.

Mes recherches ont été effectuées dans le cadre de projets collaboratifs dans des contextes contrastés, tant en termes géographiques et de type d'agriculture, des ressources naturelles qui étaient affectées, et des instruments envisagés par les acteurs pour influencer les activités agricoles. Cependant, on peut structurer cette hétérogénéité apparente selon plusieurs perspectives. Tout d'abord, tous les instruments visent à inciter les ménages agricoles vers un équilibre socialement optimal entre les productions de biens agricoles et les productions des autres services écosystémiques. Ensuite, le changement technologique est toujours considéré en interaction avec ces instruments incitatifs.

Nous aborderons sommairement ces deux aspects dans les deux sous-sections qui suivent avant de développer les instruments étudiés (Section 2). Il reste que j'ai adapté les approches utilisées aux contextes et projets au sein desquels j'ai travaillé. Cela m'a notamment amené à travailler sur plusieurs cadres méthodologiques pour analyser l'attractivité des technologies pour les producteurs : approches ex-post, simulation d'exploitations agricoles et ECD. Je discuterai de ces cadres méthodologiques en Section 3. Enfin, j'ai également développé des approches originales de modélisation des décisions des producteurs, comme la modélisation en programmation mathématique d'un équilibre de Nash afin d'étudier les effets des comportements stratégiques au sein des puits collectifs, ou l'analyse économétrique de la diversité des processus de décision à partir des données d'ECD au Laos (Section 4).

### 1.1 Des instruments de politiques pour changer la production d'externalités

Au cours de ma carrière, j'ai travaillé sur différents types d'objectifs environnementaux: une diminution des pollutions liées à la surutilisation de pesticides par les maraîchers des zones péri-urbaines en Thaïlande (Jourdain, 1995 \*, Jourdain, 1996 \*, Flichman et Jourdain, 1998 \*), une réduction de la consommation en eaux souterraines par l'agriculture irriguée au Mexique (Jourdain, *et al.*, 2002 \*, Jourdain, *et al.*, 2003 \*, Jourdain, 2004 \*, Jourdain, *et al.*, 2004 \*, Jourdain, 2006 \*), une réduction de la surface prise sur des zones forestières au Vietnam (Affholder, *et al.*, 2008 \*, Jourdain, *et al.*, 2009 \*, Affholder, *et al.*, 2010 \*, Jourdain, *et al.*, 2010 \*, Jourdain, *et al.*, 2014 \*), une riziculture irriguée raisonnée et préservant les services écosystémiques en Thaïlande (Perret, *et al.*, 2013 \*, Vivithkeyoonvong, 2016, Jourdain et Vivithkeyoonvong, 2017 \*, Vivithkeyoonvong et Jourdain, 2017 \*, Sakolwitayanon, *et al.*, 2018 \*), un maintien de la fertilité des sols et une diminution de l'érosion en Indonésie, au Laos et au Vietnam (Affholder, *et al.*, 2010 \*, Andriyani, *et al.*, 2016 \*, Lairez, *et al.*, 2018 \*, Jourdain, *et al.*, Under Review \*).

Ces objectifs sont rarement fixés par le secteur agricole et les agriculteurs eux-mêmes, mais ils sont le résultat d'une demande sociétale plus ou moins clairement exprimée. De fait, cette demande sociétale émane surtout des gouvernements et des instances de recherche qui, conscients des enjeux à long terme et d'une demande sociétale non clairement mesurée, cherchent à promouvoir une agriculture plus durable. Cependant, quand cela a été possible, j'ai également évalué la demande sociale pour les services écosystémiques associés aux systèmes agricoles, comme dans le cas de la riziculture irriguée en Thaïlande (Vivithkeyoonvong, 2016).

Au travers de cette diversité, on retrouve cependant un thème unique : inciter les systèmes agricoles à produire moins d'externalités négatives ou plus d'externalités positives. Ce rééquilibrage entre production agricoles et autres services rendus à la société peut être facilité par le développement de technologies et de pratiques agricoles nouvelles. Idéalement, ces pratiques permettront de maintenir la productivité des facteurs (terre, travail), mais diminueront les effets externes : on résume ce concept sous la forme oxymorique d'intensification écologique.

Mon parti pris a été de chercher à montrer que nombre des techniques développées pour améliorer la durabilité des systèmes agricoles ne présenteront un intérêt aux yeux des agriculteurs que si le système d'incitations change<sup>2</sup>. A l'inverse, j'ai également essayé de montrer que le développement de nouvelles pratiques ou les innovations institutionnelles pouvaient permettre de moduler les effets de l'imposition de normes environnementales, par exemple en réduisant l'impact négatif des politiques agro-environnementales sur les revenus des petits producteurs.

---

<sup>2</sup> Tout en reconnaissant que le développement des technologies requiert plus que ces changements du contexte économique et institutionnel entourant la production agricole. Notamment, nous reconnaissons la complémentarité de nos travaux avec les recherches sur les systèmes d'innovation en agriculture.

L'hypothèse de travail initiale est que, étant donnés les environnements économiques, institutionnels, et technologiques actuels, des agriculteurs libres de leurs choix et qui maximisent leur utilité utilisent les ressources naturelles à des niveaux non-acceptables socialement : ils produisent trop d'externalités négatives ou trop peu d'externalités positives.

L'objectif des instruments envisagés est donc, selon un mécanisme principal-agent, de créer un environnement économique et institutionnel amenant les producteurs à changer leurs pratiques et à produire une quantité d'externalités qui soit en accord avec la demande sociétale.

Cependant, la mise en place pratique de ces instruments est compliquée par la difficulté des Etats à s'assurer que les agriculteurs atteignent les objectifs désirables : problèmes d'observabilité, de possibilité de contrôle, de corruption, etc. Par exemple, la difficulté d'un contrôle du respect individuel de normes environnementales rend difficile l'instauration de réglementations et de politiques contraignantes ou normatives qui imposerait des coûts supplémentaires aux producteurs. En l'absence de menace crédible en cas de non-respect des normes, ce type d'approche est voué à l'échec, comme en atteste les interdictions de coupes forestières ou de pratique des cultures de défriche-brulis restées inopérantes dans de nombreux pays d'Asie du Sud-Est<sup>3</sup>.

Face à la quasi-impossibilité d'imposer des normes environnementales, j'ai donc testé plusieurs types d'instruments de politiques. Le choix des instruments étudiés Tableau 1 a été dicté par les contextes – agriculture maraichère péri-urbaine en Thaïlande, agriculture irriguée intensive au Mexique, agriculture de semi-subsistance au Vietnam, etc. – la demande des acteurs et des partenaires, et l'évolution de la recherche sur les instruments de politiques, notamment avec le développement des concepts de services environnementaux et des paiements pour ces services.

Tableau 1 : Résumé des contextes et des problématiques des recherches

Contexte	Problématique	Cadre de la recherche	Instrument
Production maraichère péri-urbaine (Thaïlande)	Surconsommation de pesticides	Collaboration avec le Département d'Agriculture de Thaïlande	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lutte intégrée contre les ravageurs</li> <li>• Taxe sur les pesticides différenciée par leur niveau de toxicité</li> </ul>
Agriculture céréalière irriguée intensive (blé-maïs) (Mexique)	Surconsommation en eaux souterraines par des groupes de producteurs	Projet de Recherche Développement en partenariat (CIRAD, CIMMYT, INIFAP)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Technologie (semis-direct)</li> <li>• Règles collectives de paiement de l'eau</li> <li>• Tarification et quotas</li> </ul>
Agriculture de subsistance progressivement intégrée au marché dans des zones montagneuses	Diminuer l'érosion dans les zones de pentes ; maintenir la productivité globale des systèmes sur le long terme.	Projet de Recherche Développement en partenariat (CIRAD, IRRI, NOMAFSI, TUEBA)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Technologie</li> <li>• Réallocation de l'eau entre producteurs (Terrasses)</li> <li>• Intensification des bas-fonds et</li> </ul>

<sup>3</sup> Elles peuvent néanmoins être étudiées afin de mesurer l'impact du respect de normes sur le fonctionnement et la rentabilité des exploitations (changements de production requis, demandes en intrants et en travail, productivité de la terre et du travail).

(Vietnam, Laos, Indonésie)			reforestation des pentes • PSE
Agriculture irriguée (riz, Thaïlande)	Agriculture raisonnée afin de diminuer les externalités et de maintenir la productivité	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Encadrement de doctorants et MSc AIT</li> <li>• Expertise Sustainable Rice Platform</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Programme GAP : information / formation</li> <li>• Création d'un marché « Book and Claim »</li> </ul>
	Valeur des services écosystémiques associés à l'agriculture irriguée en Thaïlande	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Encadrement de doctorant AIT</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Valeur des services non-marchand</li> </ul>

J'ai étudié les instruments économiques qui me semblaient les mieux appropriés aux contextes, aux problématiques traitées et aux principes sous-jacents acceptés (ou proposés) par les acteurs :

- Les solutions liées à l'établissement de marchés : marchés de niches (riz et label organique en Thaïlande) ou l'établissement d'un marché des certificats de production durable (riz en Thaïlande).
- Les solutions de type « pollueur-payeur » – taxes sur les pesticides, tarification de l'eau dans le cas des agricultures intensives (Mexique, Thaïlande),
- Les solutions de type « pollueur-payé », notamment dans sa déclinaison – les paiements pour services écosystémiques (PSE) – dans le cas du maintien de zones forestières dans les zones marginales (Vietnam)

Malgré la diversité des instruments et des contextes, l'évaluation des politiques s'est recentré autour de trois critères : l'efficacité, l'efficience et l'équité. Le premier a une visée pragmatique : arrive-t-on à obtenir un meilleur équilibre entre produits agricoles et les autres services ? Le deuxième est un critère économique classique : est-ce que les coûts pour atteindre nos objectifs sont minimisés ? Enfin, conformément aux principes de l'écologie économique, je me suis également intéressé à l'impact des instruments en termes d'équité. Le paramétrage des instruments permet en effet d'obtenir une répartition des coûts liés à la prise en compte de l'environnement : quels types d'agriculteurs seront les plus avantagés/pénalisés, qui sera le payeur ultime : le pollueur ou le pollué ? le producteur ou le consommateur ? Sur ce dernier point, bien que ce ne soit pas la partie centrale de mes travaux, je me suis également intéressé au consentement à payer des consommateurs pour des productions durables, ou à la valeur qu'ils attribuent aux services affectés par l'agriculture.

## 1.2 Le rôle pivot du changement technologique

En tant que chercheur CIRAD, mes recherches se sont souvent développées dans le cadre de projets de développement. Il est tentant pour les acteurs<sup>4</sup> de ces projets de se concentrer sur une offre technologique jugée favorable pour le producteur et devant rencontrer son intérêt quand

<sup>4</sup> Les acteurs incluent ici non seulement les chercheurs internationaux, mais également les différentes parties prenantes : agence locale de développement, services de vulgarisation, centre de recherches nationaux, ONG, associations d'agriculteurs, etc.

l'information et les intrants nécessaires sont disponibles. Cependant, nombre des techniques envisagées n'étaient pas adoptées. La question initiale souvent posée à l'économiste du projet peut (trop) souvent se résumer à « pourquoi une technique pourtant bénéfique aux agriculteurs n'est-elle pas adoptée ? ».

Cette question n'est pas toujours infondée. Par exemple, de nombreux agriculteurs kenyans n'utilisent pas d'engrais alors qu'ils gagneraient largement à les utiliser. Duflo, *et al.* (2011) associent de manière convaincante leur faible utilisation à des biais cognitifs des agriculteurs (préférences temporelles) et montrent que de très petites subventions données au bon moment suffisent pour induire une utilisation accrue des engrais.

Cependant, les techniques agroécologiques que j'ai étudiées ne sont pas économiquement attractives sur le court terme pour les petits agriculteurs du Sud<sup>5</sup>. Sur le long terme, les performances de ces techniques alternatives deviennent plus intéressantes, ne serait-ce que parce qu'elles préservent le capital naturel de l'exploitation alors que les pratiques existantes le dégradent progressivement. Cependant, l'horizon de planification des producteurs est assez court du fait de leurs contraintes immédiates. La question de recherche pourrait tout d'abord se reformuler comme : « comment promouvoir des technologies que les producteurs gagneraient à utiliser sur le long terme mais qui ne sont pas immédiatement attractives ». Par ailleurs, les techniques étudiées ont une influence sur la production d'externalités positives ou négatives des ménages agricoles : diminution de l'érosion, diminution des quantités d'eau consommée, stockage du carbone, etc. Leur adoption pourrait donc potentiellement améliorer le bien-être social ; il est donc dans l'intérêt commun que ces techniques soient adoptées. Pour résumer, on est donc confronté à la promotion de technologies qui ne sont pas immédiatement rentables pour les producteurs et que la société dans son ensemble gagnerait à voir adopter.

L'offre technologique doit donc être considérée en interaction avec les politiques agro-environnementales que j'ai évoquées plus haut et donne lieu à questions de recherche reliées :

- Quelles politiques agro-environnementales sont les plus efficaces/efficaces pour atteindre les objectifs environnementaux ? L'atteinte de ces objectifs passe-t-elle par le changement technologique qu'elle favorise, ou par d'autres mécanismes (abandon de certaines cultures par exemple) ?
- L'offre technologique améliore-t-elle l'efficacité / efficacité des politiques agro-environnementales ? En d'autres termes, si les technologies adoptées, les agriculteurs sont-ils plus réactifs aux instruments tels que les taxes ou les subventions ?

## **2 Politiques agro-environnementales : pollueur-payeur, pollueur-payé ou marchés ?**

J'aborde maintenant les trois grands types d'instruments que j'ai évalués au cours de ma carrière. Tout d'abord, j'ai envisagé la création de marchés spécifiques pour répondre à une demande de produits agricoles répondant à des critères de durabilité. Ensuite, j'aborde les instruments de type principe pollueur-payeur (taxes, tarification de la ressource), et je termine par les instruments de type pollueur-payé (subventions, PSE).

---

<sup>5</sup> Une exception est l'étude du semis direct sous couvert végétal proposé aux producteurs céréaliers intensif du Mexique. Cependant, nous avons noté que même dans ce cas, les agriculteurs adoptaient la composante de la technologie qui leur permettait d'augmenter la productivité du travail (le non-labour), mais étaient moins prompts à adopter la composante qui assurait la durabilité du système (le couvert végétal).

## 2.1 Créer des marchés spécifiques

On peut tout d'abord considérer qu'il existe une demande solvable pour des produits agricoles produits dans des conditions durables et que les producteurs « durables » pourraient être rémunérés via des mécanismes de marché. Sans que cette question soit au centre de mes recherches, je me suis intéressé à la participation des agriculteurs à des programmes de labélisation de leur produits (Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*). Par ailleurs, j'ai travaillé sur la demande en produits labellisés dans des centres urbains d'Asie du Sud-Est: riz organique en Thaïlande (Sakolwitayanon, *et al.*, 2018 \*), légumes propres au Myanmar (Vagneron, *et al.*, 2018 \*). Enfin, j'ai travaillé sur un mécanisme original, le *Book and Claim*, qui permet que la rencontre entre l'offre et la demande de « production durable » en dépit de la complexité de la filière.

### 2.1.1 Le point de vue des producteurs

En Thaïlande, le programme gouvernemental Q-GAP (Good Agricultural Practice) vise à établir un standard de production permettant aux producteurs de vendre des produits labellisés « bonnes pratiques » (Srisopaporn, 2013 \*, Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*). Il est entièrement géré par le gouvernement : l'établissement des normes, la formation des producteurs, l'audit et la délivrance de certificats sont gérés par différents organismes d'État. Son objectif est de certifier que le riz labellisé Q-GAP est produit selon les meilleures pratiques en ce qui concerne la gestion des équipements, la gestion des intrants, la comptabilité et le contrôle des documents. Il promeut également l'utilisation de techniques permettant de minimiser l'utilisation de produits chimiques. Toutefois, l'utilisation d'engrais chimiques et de pesticides n'est pas interdite. Q-GAP présente des listes de pesticides autorisés et interdits, ainsi que des calendriers indicatifs de pulvérisation. De la même manière, la quantité et le nombre d'application d'engrais sont détaillés pour divers systèmes de culture du riz. Le label Q-GAP est promu par le Département du Riz du Ministère de l'Agriculture et peut être identifié sur les sachets vendus aux consommateurs. À ce titre, l'un des objectifs du programme est de fournir aux agriculteurs participants des débouchés commerciaux (majoration des prix ou volumes de ventes plus élevés).

Puisque le programme est relativement ancien, nous avons conduit une analyse *ex-post* de l'adoption de ce standard de production. Comme un nombre important de producteurs avaient fait les investissements nécessaires pour obtenir ce label une première fois n'avaient pas renouvelé cet effort après quelques années, nous nous sommes donc intéressés aux décisions successives de première participation et de décision de renouveler la participation au programme après une première participation (Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*).

Dans cette étude ponctuelle, on constate que la création d'un marché de produits durables, ici les riz labellisés GAP, doit tout d'abord rencontrer l'adhésion des producteurs. Le gouvernement thaïlandais avait tout misé sur l'information et la formation des producteurs faisant l'hypothèse que le suivi du standard de production GAP réduirait les coûts de production des adoptants, notamment par la réduction des coûts des intrants externes (engrais, pesticides). L'adoption initiale puis l'abandon d'un grand nombre de producteurs indique une désillusion des producteurs vis-à-vis d'un programme qui demande un travail plus important, la ressource rare pour les producteurs de la plaine centrale thaïlandaise, et ne permet pas d'augmenter leur prix de vente, ce qu'espéraient pourtant beaucoup des producteurs. Cette absence d'augmentation des prix tient à la difficulté et au coût supplémentaire de commercialiser des riz produits selon des critères durables, du fait de la configuration de la chaîne de valeur. Le système du « Book and Claim » devrait permettre de contourner ce problème.

## 2.1.2 Le système du « Book and Claim » : un marché des certificats de production durable

Ce mécanisme permet de mettre en relation des producteurs acceptant de changer leurs pratiques si on compense les pertes économiques associées à ce changement et des consommateurs acceptant de payer ces changements.

Pour la production rizicole, les mécanismes de marché traditionnels ne permettent pas cette mise en relation en raison de l'organisation de la filière. Le riz est produit par un nombre important de petits producteurs. Il chemine des producteurs aux consommateurs par le biais de nombreux intermédiaires: collecteurs locaux, moulins, rizeries pour le packaging, traders nationaux et internationaux, et distributeurs. Si l'on veut s'assurer que les consommateurs finaux paient pour un produit issu d'une agriculture durable identifiable, les différents acteurs de la chaîne devraient pouvoir séparer les riz provenant de différents types de producteurs, et ce tout au long de la chaîne, ce qui nécessite des capacités opérationnelles (stockage, etc.). Ces opérations de séparation engendrent des coûts supplémentaires qui devraient être absorbés par les consommateurs ou par certains acteurs de la filière (partie droite de la Figure 2). Par ailleurs, la différence de mode de production n'engendre pas une différence visible sur les produits achetés. Si un prix différent s'établit pour ce type de produit, certains acteurs auront une incitation forte à profiter de cette asymétrie d'information pour vendre un riz produit non-durablement comme un riz durable.

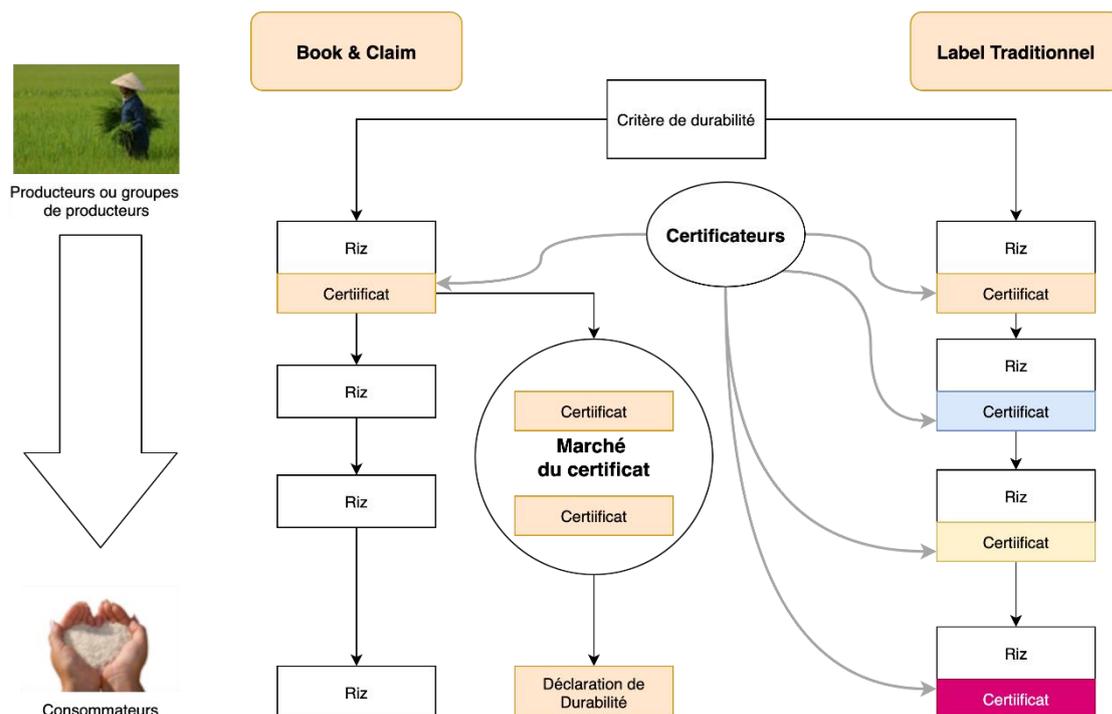


Figure 2 : Comparaison des mécanismes de marchés de produits certifiés traditionnels et de type « Book & Claim »

Pour contourner ces écueils, on peut organiser deux marchés séparés (partie gauche de la Figure 2). Le premier est celui du produit physique. Il fonctionne normalement et l'origine des produits n'est pas pris en compte dans la formation des prix : les riz produits durablement ne sont pas séparés et ne sont pas vendus à un prix supérieur. Pour inciter les producteurs à produire différemment, on leur propose un certificat qui atteste de leur mode de production durable. Les producteurs peuvent alors vendre ce certificat sur un marché des certificats. Les acheteurs de certificats sont des individus ou des entreprises. Dans le cas des entreprises, ce seront par exemple des acteurs du marché du riz qui

désirent montrer qu'elles cherchent à promouvoir des productions durables, sans pour autant pouvoir garantir que les produits qu'elles vendent ou traitent proviennent d'une agriculture durable. Cela pourra concerner également d'autres entreprises non impliquées dans la filière du riz mais soucieuse de compenser des activités défavorables sur l'environnement.

Par le biais d'une expertise financée par une plateforme multi-acteurs visant à promouvoir le riz durable (Sustainable Rice Platform), j'ai donc réalisé une évaluation rapide de la volonté des acteurs de la chaîne rizicole à participer (via le paiement de certificats aux agriculteurs suivant des pratiques durables) au financement des bonnes pratiques agricoles dans le riz. Cette approche plus qualitative visait les seuls acteurs de la chaîne de valeur rizicole et non le public au sens large. Par le biais d'interviews, j'ai identifié les facteurs de durabilité que les différents acteurs de la chaîne voyaient comme importants et identifié leur volonté de participer à un marché des certificats.

L'étude rapide montre que la demande pour ces certificats était assez faible dans les conditions actuelles du projet. D'une part, les acteurs de la chaîne semblent plus concernés par les aspects de sécurité des produits (absence de toxines, de pesticides, etc.), que par les aspects de la durabilité des produits pour laquelle ils ne percevaient pas une demande solvable au moment de l'enquête. D'autre part, la dissociation entre les deux marchés fait que les acheteurs finaux n'auront pas l'impression de consommer des produits durables, mais seulement de participer un processus de marché dont ils ne maîtrisent pas forcément le fonctionnement. La valeur du certificat était donc perçue comme faible.

Je n'ai pas pu poursuivre les recherches sur cet instrument, mais il aurait été intéressant d'évaluer avec plus de précisions les perceptions des consommateurs finaux par rapport à ce type de certificat.

### 2.1.3 Une analyse des attributs déterminant la demande

J'ai également étudié la demande pour des produits issus de l'agriculture durable. En particulier, j'ai encadré une section de thèse s'intéressant aux décisions de consommation pour du riz organique à Bangkok, Thaïlande (Sakolwitayanon, *et al.*, 2018 \*). L'étude visait à identifier les principaux attributs que les consommateurs utilisent dans le processus de choix du riz organique, et d'identifier les différents types de demandes pour le riz organique à Bangkok. Une analyse en classes latentes de l'importance accordée par les consommateurs aux différents attributs des riz organiques qui leur sont proposés nous a permis d'identifier plusieurs profils de consommateurs en fonction de l'importance relative donnée aux critères de qualité gustative, des critères annoncés de qualité (label, marque du distributeur) et des prix.

## 2.2 Punir le pollueur sans extraire la rente

J'ai envisagé l'introduction de taxes pour corriger la production d'externalités négatives (Pigou, 1932) dans deux cas d'études. Dans la première, j'ai envisagé une taxe sur les pesticides qui soit différenciée par leur degré de toxicité, dans la deuxième j'ai envisagé une augmentation des tarifs de l'électricité utilisée pour l'extraction des eaux souterraines. Dans les deux cas, j'ai montré une forte inélasticité des producteurs au signal prix. Il est donc nécessaire d'imposer des taxes très fortes pour obtenir des changements significatifs de comportements. Pour éviter d'extraire trop de revenus du secteur agricole, j'ai étudié un mécanisme de remise forfaitaire.

### 2.2.1 Taxes sur les pesticides

En Thaïlande, je me suis intéressé aux politiques incitant les producteurs maraîchers de la périphérie de Bangkok à réduire leur utilisation de pesticides. En effet, les producteurs maraîchers utilisent des pesticides de manière intensive (quatre à six cycles de production par an, et cinq à six applications de pesticides par cycle) générant de nombreuses externalités. Le contrôle des insectes nuisibles peut

être rendu plus difficile par l'élimination indiscriminée de l'ensemble des insectes, nuisibles et non nuisibles, et conduire à une spirale montante de l'utilisation des pesticides. Si l'application de pesticides peut s'avérer parfois nécessaire, le nombre d'applications peut être considérablement réduit, en appliquant un certain nombre de principes connus sous le nom de lutte intégrée contre les ravageurs. J'y ai développé une ébauche de modèle bioéconomique pour analyser l'impact de l'imposition de taxes sur les pesticides. L'approche repose sur l'identification des différents types de producteurs, et sur la modélisation par programmation mathématique de leurs choix productifs.

Les résultats indiquaient que le niveau des taxes sur les intrants devait être très important pour escompter un effet sur les pratiques des agriculteurs. Se pose alors le problème de l'acceptabilité de la taxe, et de l'impact fortement négatif sur les revenus des producteurs. J'avais alors envisagé au moins théoriquement la possibilité d'une taxe avec remise fixe par unité de surface qui permettait de provoquer un changement de comportement tout en ne pénalisant pas trop fortement les revenus des producteurs vertueux. Nous retrouverons cette idée dans la tarification de l'eau.

### 2.2.2 Tarification de l'eau

Au Mexique, le Bajío Guanajuatense est une large plaine fertile d'altitude du centre du Mexique où une agriculture céréalière très intensive en intrants externes s'est développée. Face à la surexploitation chronique des nappes phréatiques de la part de l'agriculture et à la compétition à venir avec les autres secteurs de la société, les institutions mexicaines cherchent à réduire la demande en eaux souterraines du secteur agricole. L'agriculture représente 80% des extractions et, dans la plupart des zones géo-hydrologiques, l'extraction annuelle dépasse largement la recharge, conduisant à une descente rapide du niveau des nappes phréatiques (CEAG, 2000). Les décideurs politiques veulent induire une exploitation plus durable des eaux souterraines. Parmi les différents utilisateurs des eaux souterraines, nous avons focalisé notre attention sur les petits périmètres irrigués gérés de manière collective par des groupes de producteurs (ci-après appelés *puits collectifs*). La plupart de ces puits collectifs utilisaient l'eau, soit pour des productions fourragères (luzerne, maïs ensilage), soit pour des productions céréalières (blé, maïs grain, orge). En 1998, le Bajío comptait 17 000 puits à usage agricole dont 60% étaient gérés par des groupes de producteurs.

L'État Mexicain est propriétaire des ressources naturelles présentes dans le sous-sol et consent des licences temporaires d'utilisation de ces ressources, éventuellement contre rémunération s'il veut capturer la rente de ces ressources ou s'il veut en assurer la gestion durable. Les producteurs n'ont pas un droit de propriété sur les eaux présentes dans le sous-sol des terres qu'ils cultivent. L'État n'a donc pas d'obligation morale ou légale de compenser le secteur agricole s'il décide de réduire les quantités d'eau qui lui sont allouées<sup>6</sup>. Je n'ai donc pas envisagé de politiques qui mettent en place des paiements aux agriculteurs qui consentiraient à réduire leurs consommations.

Dans une zone où la majorité de la population dépend de l'agriculture irriguée, le décideur politique peut vouloir réduire l'impact potentiel des réformes envisagées sur les revenus agricoles. Je me suis intéressé à la tarification de l'eau afin d'agir sur la demande. L'objectif était de construire une courbe de demande en eau en fonction des tarifs électriques. En effet, les producteurs étant reliés à un réseau électrique spécifique, on peut contrôler la consommation électrique des puits et transmettre un signal prix de l'eau au travers du signal prix de l'électricité. On s'intéresse alors à une tarification de type volumétrique, car les coûts de suivi et de révélation de l'information sont déjà réalisés.

---

<sup>6</sup> Nous ne discutons pas les justifications sociales en faveur d'une réallocation de l'eau vers d'autres usages. Celles-ci sont à trouver dans la descente rapide des nappes qui met en danger l'approvisionnement en eau des villes et des industries et plus généralement les générations futures.

A l'aide de modèles bioéconomiques, j'ai testé plusieurs modes de tarification. La tarification uniforme applique un prix unitaire de l'électricité indépendant des consommations. La tarification par paliers impose des prix unitaires qui dépendent des quantités consommées, ici avec des tarifs croissants. Cette tarification permet d'envoyer un signal prix plus fort aux plus gros utilisateurs, et permet d'imposer des tarifs relativement faibles pour les consommations indispensables ou considérées comme raisonnables, mais de pénaliser les usages plus importants. Enfin, la tarification uniforme avec redistribution forfaitaire, telle que proposée par Boland et Whittington (2000), consiste à fixer le prix de l'eau à son coût marginal, et de pratiquer une charge négative (une redistribution) forfaitaire par consommateur<sup>7</sup>.

La tarification électrique uniforme permet de transmettre un signal de rareté aux utilisateurs d'eau. Cependant, du fait de la faible élasticité prix, la tarification ne provoque un ralentissement de la demande qu'avec des augmentations des tarifs de l'électricité qui semblent trop importants pour être politiquement acceptables. Bien que les tarifs requis varient avec la configuration du groupe et l'état de la nappe, nos simulations montrent qu'une augmentation moyenne de 300% des tarifs actuels serait nécessaire pour amener les producteurs à réduire de 30% leur consommation en eau d'irrigation. Ce type de tarif engendre des pertes de revenus importantes chez tous les types de producteurs allant de 15 à 77% par rapport au revenu actuel. Ces résultats sont conformes avec la littérature. Par ailleurs, les effets de la tarification électrique sur les revenus sont plus importants chez les producteurs dont la ressource est la plus dégradée (nappes profondes), elle permet donc de cibler les zones les plus sensibles. Cependant, elle vise également les producteurs qui tiraient déjà un revenu moins important que les autres des superficies qu'ils cultivent, elle est donc susceptible de viser les ménages les plus pauvres.

Du fait de ces deux caractéristiques, il apparaît nécessaire d'associer la tarification à des mesures correctives. J'ai montré que l'utilisation de l'instrument tarifaire (tarification uniforme) couplé avec un système de remise fixe par unité de superficie équipée permettrait d'éliminer les principaux arguments en défaveur de la tarification<sup>8</sup>. Ce système, inspiré des « feebates<sup>9</sup> », consiste à augmenter le prix de l'électricité de manière suffisante pour que les producteurs réduisent leur consommation (sans se préoccuper des effets sur les revenus). Les revenus perçus par l'Etat sont ensuite redistribués aux producteurs sous une forme découplée de leur consommation en eau, par exemple par une remise fixe par unité de surface irriguée. Cette redistribution vers les producteurs permet, d'une part, de ne pas fragiliser l'agriculture irriguée en maintenant la rente de l'eau chez les producteurs et d'autre part de transférer les revenus des gros consommateurs d'eau vers les petits consommateurs. En ce sens, elle ne pénalise pas outre mesure les revenus des producteurs dont la ressource est en voie d'épuisement, tout en leur envoyant un signal de rareté adéquat.

J'ai comparé la tarification avec l'imposition de quotas électriques (réduction du nombre d'heures pendant lesquelles les puits sont alimentés en électricité). Les quotas sont relativement simples à mettre en place et conduit mécaniquement à une réduction de la consommation souhaitée. C'est la méthode qui garantit la réduction des consommations recherchées. Pour une réduction donnée de la disponibilité en électricité, elle introduit une légère distorsion entre les groupes du point de vue de la consommation, certains réduisant plus fortement que d'autres leurs consommations, liée aux capacités actuelles de pompage (débit des pompes). Les quotas sont facilement interprétables par les producteurs qui en perçoivent immédiatement les effets. De ce point de vue, elle est donc plus

---

<sup>7</sup> Pour des raisons évidentes, la redistribution forfaitaire s'effectue sur une autre base que celle de la tarification uniforme, comme par exemple, un remboursement par unité de superficie irriguée.

<sup>8</sup> On retrouve le même instrument que celui discuté pour la réduction de l'utilisation des pesticides en Thaïlande

<sup>9</sup> Contraction des termes *fee* : redevance et *rebate* : remise

facilement négociable entre l'Etat et les producteurs. De plus, cette mesure affecte beaucoup moins le revenu agricole des producteurs que la tarification électrique sans restitutions<sup>10</sup>. Dans le cadre d'une renégociation de la répartition de l'eau entre l'agriculture et les autres secteurs, l'imposition de quotas électrique aurait donc de grandes chances d'avoir la préférence des agriculteurs, mais également des décideurs politiques.

Cependant une telle politique appliquée isolément, au lieu de stimuler une utilisation plus efficiente de l'eau, risque de stimuler une course à la capacité de pompage afin de contourner la contrainte temps de pompage, et donc à long terme à une augmentation de la consommation en eau. Devant la rareté de la ressource électricité, les producteurs verront un intérêt à améliorer l'efficacité de pompage: par une meilleure efficacité hydraulique des pompes qu'ils utilisent et par une capacité plus importante (débit plus fort). Seuls les producteurs avec une capacité forte d'investissement pourront investir dans des nouvelles pompes leur permettant de retrouver leur capacité initiale de pompage. La mesure risque donc d'être discriminatoire envers les petits producteurs.

Le système de tarification uniforme avec remises semble donc mieux à même de pouvoir à la fois avec un impact sur les consommations,

### 2.2.3 Quelles perspectives pour les taxes avec remises forfaitaires ?

La mise en place des systèmes de taxes/tarification avec remise apparaît comme intéressante. Elle pose cependant un certain nombre de défis:

- La confiance dans le gouvernement : le problème face à l'introduction de taxes environnementales dont les recettes sont recyclées pour garantir la neutralité peut être le manque de confiance que le gouvernement ferait ce qu'il a promis avec les recettes : part importante pour la gestion de l'instrument, corruption, etc. A moins que le gouvernement n'arrive à produire une information claire et reconnue par les acteurs qu'une grande partie des taxes est retournée vers le secteur agricole, il risque de rencontrer une grande résistance de la part de ces acteurs ;
- La décentralisation nécessaire des décisions : dans le cas des eaux souterraines, les niveaux relatifs des tarifs électriques et des remises sont étroitement liés aux conditions de l'aquifère que l'on cherche à gérer. Or les décisions de tarification sont souvent prises à un niveau très centralisé, qui ne prendra pas en compte l'hétérogénéité des situations. Cette non-prise en compte de l'hétérogénéité des conditions des aquifères risque de créer des transferts monétaires entre producteurs des différents aquifères, selon les mêmes mécanismes qu'entre les producteurs d'un même aquifère. On risque alors de pénaliser inutilement certains producteurs dans des régions où la ressource n'est pas dégradée, pour éviter des problèmes dans les régions où celle-ci est dégradée. Il reste donc à imaginer un système de tarification décentralisée qui risque d'être coûteux et remis en cause par les producteurs du fait de la non-uniformité des règles.
- Une remise à négocier : dans les deux cas, le calcul des niveaux de taxes et de restitution nécessite un calibrage fin, car elle permet selon les niveaux respectifs de la taxe et du montant de la remise, d'avantager tel type d'agriculture au dépens d'une autre. On imagine donc que le pouvoir de négociation de l'Etat lui-même, mais aussi des différents types d'acteurs auront une influence sur les choix finalement adoptés. Le compromis adopté risque donc de représenter plus un compromis politique représentatif des forces en présence qu'un optimum économique.

---

<sup>10</sup> En évitant la « double peine » imposée par la taxation de la pollution souvent évoquée par les producteurs lors de la mise en place de taxes pour la réduction d'externalités négatives.

## 2.3 Subventionner et payer pour des services environnementaux

### 2.3.1 Introduction

L'introduction de taxes pour inciter à produire moins d'externalités négatives, ou de la tarification de l'eau pour diminuer la pression sur les aquifères sont tous deux sous-tendus par le principe pollueur-payeur. J'ai montré que dans le cas des pesticides en Thaïlande et des eaux souterraines au Mexique, le niveau des taxes requis pour obtenir un changement semblent peu acceptables politiquement. J'ai montré aussi que des mécanismes correctifs sont envisageables qui permettent à la fois l'envoi d'un signal prix conforme avec la rareté de la ressource ou le niveau de l'externalité et de ne pas extraire trop de revenus du secteur agricole par le moyen de remises forfaitaires. Cependant, ces mécanismes sont complexes et probablement difficiles à mettre en place, surtout là où une suspicion s'installe sur le retour réel des taxes collectées (Heres, *et al.*, 2017).

Une autre approche consiste à subventionner des comportements ou des pratiques permettant d'approcher un optimum social. En agriculture, il s'agit de subventionner des pratiques qui permettent de générer plus d'externalités positives ou moins d'externalités négatives, ces pratiques n'étant pas attractives pour les producteurs dans l'environnement économique initial.

La Figure 3 illustre la comparaison entre l'imposition de taxes qui rend l'usage A non attractif (gauche de la figure) au transfert/ paiement qui rend la technologie B attractive. Dans les deux cas, l'usage B est choisi et les externalités ne sont pas produites. Cependant, dans le cas de taxes ce sont les producteurs qui subissent le coût de réduction des externalités et dans le cas des subventions, ce sont les usagers des services (ou les contribuables) qui subissent ce coût.

Deux mécanismes sont envisageables pour la mise en place de paiement ciblé pour certaines pratiques agricoles: des subventions gérées par l'Etat ou la mise en place d'un marché entre fournisseurs et utilisateurs de services comme le paiement pour services environnementaux (PSE). Dans le premier cas, le budget provient de l'Etat et sera le résultat d'un arbitrage de l'usage des fonds publics. Dans le deuxième cas, le budget proviendra des bénéficiaires des services et devrait mener à un optimum social<sup>11</sup>.

J'ai rangé ces deux mécanismes dans une même section car le cas canonique de l'établissement d'un marché entre des utilisateurs et des fournisseurs de services écosystémiques est assez rare (Vatn, 2010, Vatn, 2015). Les États s'engagent fortement et certaines transactions ne peuvent pas être considérées comme des transactions volontaires de marché. C'est en particulier le cas pour les acheteurs de services. Le programme PSE que j'ai étudié récompenserait les gestionnaires des terres en amont pour améliorer leurs pratiques d'utilisation des terres : leur participation est volontaire. Mais les utilisateurs d'électricité, payeurs ultimes via une taxe sur les barrages hydroélectriques ne sont pas au courant du fait qu'ils payent des redevances plus élevées du fait du PSE. Ce cas n'est pas isolé (Kosoy, *et al.*, 2007).

---

<sup>11</sup> Rappelons que le Théorème de Coase qui sous-tend cette hypothèse repose de manière critique sur l'absence de coûts de transactions (Coase, 1960).

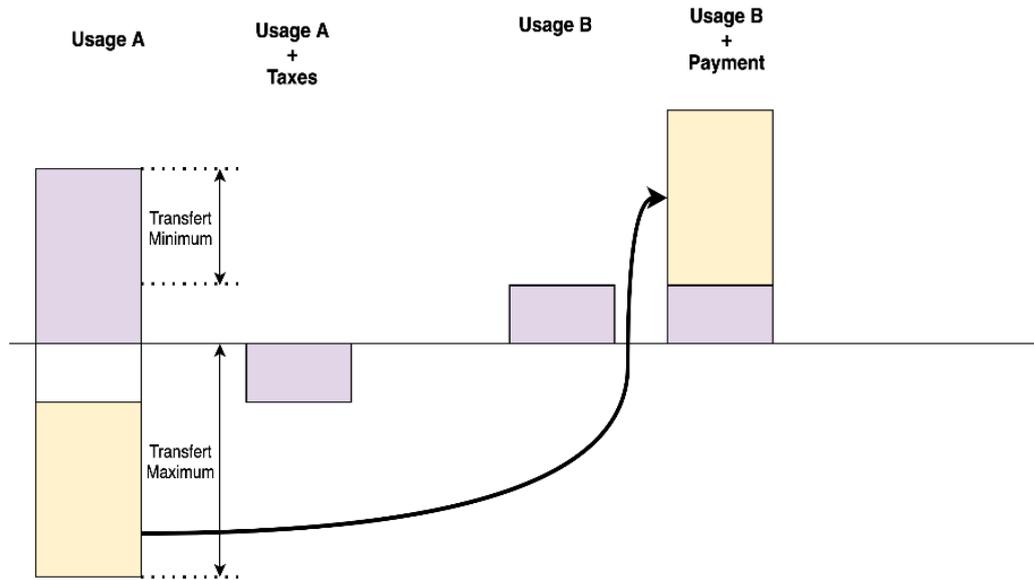


Figure 3 : Taxes ou subventions ?

J'ai surtout envisagé le cas des subventions pour les agricultures de montagne d'Asie du Sud-Est : Vietnam et Indonésie. Les agriculteurs des zones hautes ont défriché les zones forestières pour installer des cultures de rente : maïs au Vietnam, cultures maraîchères et maïs en Indonésie. En plus de la perte de biodiversité dans ces zones, elle génère une érosion qui affectent les zones basses, notamment en Indonésie où les infrastructures d'irrigation des systèmes rizicoles des zones basses sont affectées.

Dans la suite de cette section, je discute tout d'abord les changements de perspectives imposés par l'idée de subventionner ces agriculteurs pour des changements de pratiques ou d'usages des terres les amenant à produire moins d'externalités. Je présente ensuite deux contributions à ce débat : la première s'intéresse au développement d'un programme PSE alternatif qui permette à la fois d'améliorer l'environnement et de réduire la pauvreté ; la deuxième s'intéresse à la valeur des services écosystémiques associées à la riziculture irriguée en Thaïlande.

### 2.3.2 Pourquoi payer les agriculteurs pour arrêter de produire des externalités négatives ?

#### 2.3.2.1 Reconnaissance implicite d'un droit à polluer

Les écosystèmes tels que les forêts et certaines zones exploitées pour l'agriculture ou l'élevage fournissent non seulement des produits commercialisables, mais aussi des fonctions utiles à l'homme aux niveaux local, régional et mondial: séquestration et stockage du carbone, entretien et régénération de la biodiversité, protection des bassins versants, beauté des paysages, etc. Cette idée est présente dans le débat sur la multifonctionnalité de l'agriculture (OECD, 2001, Millennium Ecosystem Assessment, 2003, OECD, 2003, Millennium Ecosystem Assessment, 2005, Groenfeldt, 2006, Ferrari et Rambonilaza, 2008) et les travaux du Millennium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment, 2003, Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La plupart des services fournis par les écosystèmes sont des externalités positives que les bénéficiaires ne paient pas. Le cas des agroécosystèmes est plus ambigu car ils bénéficient des écosystèmes naturels environnants, et produisent à la fois de services positifs et négatifs (Zhang, *et al.*, 2007, Barot, *et al.*, 2017).

Un agriculteur qui coupe un hectare de forêt en amont d'un bassin versant pour implanter des cultures annuelles qui vont produire de l'érosion et dégrader les infrastructures d'irrigation dans les bas-fonds peut alternativement être vu comme augmentant la production d'externalités négatives

qu'il *génère* ou comme diminuant la production d'externalités positives qu'il *générerait* en maintenant des pratiques agro-forestières moins intensives. L'une ou l'autre vision est défendable et la définition de la valence des externalités est en fait le résultat de l'évolution historique et institutionnelle des droits de propriété. Il existerait donc une *situation de référence*, sorte de norme socialement acceptée sur l'état normal de l'environnement, qui permettrait de classer les écarts par rapport à cet état de référence comme nuisibles (négatifs) ou bénéfiques (positifs) et ainsi déterminer des droits environnementaux correspondants (Ellickson, 1973). Considérer l'agriculteur comme étant un fournisseur potentiel d'externalités positives est donc implicitement reconnaître que la situation de référence des parcelles qu'il gère serait une zone agricole.

Cependant, la qualification d'un état de référence pour les zones détenues par les agriculteurs est difficile. Nombre des terrains actuellement cultivés par les agriculteurs étaient des terrains initialement forestiers qui ont été défrichés de manière plus ou moins légales. Au Vietnam, les titres de propriétés ont souvent été donnés afin de régulariser des situations illégales sur des terrains où la forêt avait déjà disparue (Castella et Dang Dinh Quang, 2002). Doit-on récompenser les défricheurs une deuxième fois en leur fournissant un paiement pour reboiser terrains qu'ils n'auraient jamais dû défricher ou adopter des pratiques moins érosives ?

Un paiement pour des pratiques durables tient donc dans les cas évoqués d'un principe pollueur-payeur, et reconnaît implicitement un droit à polluer aux agriculteurs des zones hautes.

#### 2.3.2.2 *Efficacité*

Cette reconnaissance implicite de « droit à polluer » aux producteurs des zones hautes, ne semble cependant pas relever d'un choix politique en faveur des pollués, mais une reconnaissance de l'impossibilité de mettre en place des systèmes contraignants basés sur le principe pollueur payeurs. En effet, le paiement semble ici plus reposer sur du pragmatisme : les paiements seraient plus efficaces. L'efficacité est ici définie comme la capacité à réellement changer les pratiques des producteurs. Cependant, cette efficacité doit se lire à l'aune de l'inefficacité des autres instruments.

Les instruments réglementaires ou tarifaires conduisent à des pertes de revenus des producteurs. Il est donc probable que les producteurs résistent à ces pertes par le non-respect des normes ou le contournement des taxes, surtout si l'État est trop faible pour mettre en place un système de contrôle fiable. Les restrictions légales, interdictions de la coupe forestière et des pratiques de défriche-brulis, bien que basées sur un principe déforesteur-payeur ont déjà montré leur inefficacité. La taxation des produits forestiers, peut comme dans le cas des normes, être contournée par l'instauration de marchés parallèles. Enfin, taxer les productions agricoles des zones de montagne apparaît comme difficile à mettre en place, car on ne pourra pas différencier les produits venant de ces zones de celles venant des zones de plaines.

Si les paiements proposés dépassent les coûts d'opportunité des cultures annuelles, on peut raisonnablement penser que les paiements rencontreront moins d'opposition de la part des producteurs, car elles constituent une source additionnelle de revenus. Cependant, un contrôle des pratiques reste nécessaire, dans la mesure où un agriculteur pourra prétendre fournir un service pour recevoir un paiement et continuer à cultiver des cultures annuelles érosives (double bénéfice pour le producteur). Nous ne sommes donc pas vraiment assurés que les paiements soient de ce point de vue, plus efficaces à engendrer des comportements vertueux, si les capacités de contrôle restent faibles. Une partie des paiements fournis par les utilisateurs des services devrait donc être dédiée à augmenter les capacités de contrôle. Dans mes questions de recherche, je n'ai pas réellement abordé la question du contrôle des activités des acteurs. L'analyse des paiements que nous avons menée repose sur le postulat, non vérifié, que les producteurs seront moins enclins à dévier des comportements vertueux si les programmes considérés augmentent leurs revenus que s'ils les diminuent. Ce postulat part de l'idée qu'un producteur ne verra pas de problèmes à ce qu'un

programme affectant négativement son revenu soit abandonné faute d'efficacité, alors qu'il sera pénalisé si un programme affectant positivement son revenu est abandonné car les payeurs constatent des fraudes.

### 2.3.2.3 *Efficienc e et durabilité du mécanisme*

Une compensation légèrement supérieure aux pertes qu'engendreraient l'adoption d'un usage produisant moins d'externalités négative permet d'atteindre une situation socialement meilleure où tous les acteurs sont gagnants: le propriétaire adopte la pratique et voit son revenu légèrement augmenter; la société bénéficie de services écosystémiques nouveaux dont le coût d'obtention est inférieur aux bénéfices obtenus.

Dans le cas des PSE, l'efficienc e et la durabilité du mécanisme seront normalement assurés par le fait de la mise en relation entre des usagers et des fournisseurs des services qui permettra de révéler les consentements à recevoir des producteurs et les consentements à payer des usagers par l'intermédiaire d'instruments de marchés. Il faut cependant s'assurer que le consentement à payer des bénéficiaires des services (identifié comme le transfert maximum soit supérieur au consentement à accepter des producteurs (identifié comme le transfert minimum), une fois déduits les coûts de transaction. Cependant, la difficulté d'évaluer :

- La valeur des services fournis du fait de leur caractère de bien public,
- Le consentement à payer des agriculteurs du fait de l'asymétrie d'information sur les coûts et les bénéfices des pratiques agricoles.

On peut alors rencontrer des situations où le bien-être social n'est pas amélioré :

- Avoir sous-estimé la valeur des services du fait de leur caractère public. On ne peut alors pas offrir de paiements suffisants qui ne permettraient pas d'induire un changement de pratiques dont l'impact aurait pourtant été positif sur le bien-être social ;
- Payer pour une pratique ou un usage de la terre qui aurait été adopté même sans paiements. Les transferts ne se traduisent donc pas par la création de service nouveaux. Cette situation peut se rencontrer dans le cas où l'usage B est déjà plus profitable que l'usage A. Ce pourra être le cas d'un paiement pour des pratiques agricoles qui augmentent les bénéfices privés des agriculteurs.

Par ailleurs, comme évoqué plus haut, beaucoup de PSE ne sont pas basés sur de réelles transactions de marché, notamment dans le cas des acheteurs. En l'absence d'une rencontre entre acheteurs et vendeurs, on aura des difficultés à assurer l'efficienc e du mécanisme.

D'autres conditions peuvent conduire à des problèmes d'efficienc e. Par exemple, les paiements peuvent déplacer plutôt que résoudre le problème (fuites). Les agriculteurs changent leurs pratiques dans les zones où ils sont rémunérés, mais dégradent plus dans d'autres zones non-couvertes par le schéma de paiement. L'analyse de l'efficienc e des programmes doit donc s'assurer que le programme ne souffre pas de ces problèmes.

### 2.3.2.4 *Réduction de la pauvreté ?*

Les producteurs des zones de montagne, au moins dans le cas du Vietnam, pratiquent une agriculture ayant peu bénéficié des effets de la révolution verte. Il apparaît donc difficile, ou au moins discutable, de vouloir faire payer les agriculteurs des zones les plus pauvres du pays pour maintenir des services (ou au moins de leur faire supporter les coûts d'opportunit é) qui profiteront dans le court terme surtout aux habitants des zones les plus favorisées du pays (agriculture irriguée des zones basses, villes, etc.) ou même au-delà si on considère les services liés à la biodiversité et à la séquestration du carbone. D'un point de vue de justice sociale, les PSE semblent donc plus justifiés : la décision de rémunérer la production forestière au nom des services environnementaux ne

comporte pas que des aspects technico-économiques mais comporte également des aspects politiques (Van Hecken et Bastiaensen, 2010).

Ces mécanismes de paiement, permettant une meilleure efficacité dans la gestion des ressources naturelles, permettraient-ils également de réduire les inégalités et la pauvreté dans les zones marginales? Tinbergen (1956) suggère qu'il est difficile d'atteindre plus d'un objectif avec un seul outil de politique. Cependant, le cadre théorique développé par Zilberman, *et al.* (2006) puis Zilberman, *et al.* (2008) fournit des éléments de réflexion plus détaillés des effets potentiels des paiements pour changement d'usages ou de pratiques. Tout d'abord ils mettent en évidence que la nature du changement demandé – retrait de superficies versus changement d'activités sur les terres agricoles– influence les effets des paiements. En particulier, un programme qui diminue la demande en travail agricole – par exemple par un retrait des terres– aura des effets particulièrement négatifs sur les plus petits agriculteurs dont une part importante du revenu provient du travail dans les autres exploitations agricoles (le cas extrême étant celui des travailleurs sans terre).

Ils pointent ensuite la difficulté d'avoir un impact positif sur la pauvreté dans les zones où la répartition des terres est très inégalitaire. En particulier, si tous les agriculteurs peuvent participer au PSE, tous seront bénéficiaires, mais les agriculteurs avec de plus petites superficies seront moins bénéficiaires que les autres. Dans notre zone d'étude, du fait des récentes réformes agraires, la quantité de terre allouée à chaque ménage était relativement homogène. Cependant, une inspection plus fine des superficies m'a permis de mettre en évidence l'inégalité de l'accès aux terres de bas-fonds ou aux terres avec un accès à l'eau. Dans ce cadre, mon hypothèse a donc été que le problème principal pour les ménages les moins bien dotés était celui de l'accès au programme lui-même. Du fait du fonctionnement relativement imparfait des marchés, les ménages cherchent à ne pas dépendre du marché pour leur consommation en riz. Les agriculteurs disposant d'accès au bas-fond ont donc un coût d'opportunité de la terre beaucoup plus important et ne voudront donc pas participer à des programmes PSE.

#### 2.3.2.5 Conclusions

Le paiement des agriculteurs afin qu'ils adoptent des pratiques moins génératrices d'externalités négatives peut trouver ses justifications dans une efficacité relativement plus élevée, et dans le transfert du poids du maintien de l'environnement des producteurs des zones marginales vers les utilisateurs. On peut donc suspecter une diminution de la pauvreté dans les zones où ce paiement est proposé. Cependant, la volonté d'accéder au programme des agriculteurs les moins dotés en terres et en accès à l'eau n'est pas assurée, surtout dans le cadre de changement d'utilisation des terres.

Je me suis intéressé à la participation potentielle des différents types d'agriculteurs à un programme de paiement pour la reforestation d'une partie des terres sous leur contrôle. L'analyse théorique de Zilberman *et al.* (2008) suggère cependant que les producteurs les moins bien dotés en terres irriguées seront incapables de participer à un tel programme. J'ai donc vérifié cette hypothèse et proposé un mode de paiement alternatif qui permette aux plus pauvres d'accéder au programme d'aide à la reforestation. Nous développons ces caractéristiques dans la prochaine section.

### 2.3.3 Améliorer l'environnement et réduire la pauvreté : le rôle clé de l'accès à l'eau

Après les changements politiques des années 90, le Vietnam a vu ses superficies forestières décliner rapidement (Castella et Dang Dinh Quang, 2002). L'agriculture de subsistance doit s'adapter aux nouvelles conditions découlant des réformes macro-économiques: reprivatisation partielle des terres agricoles accompagnée d'une limitation des superficies cultivables<sup>12</sup> dans les zones de montagne,

---

<sup>12</sup> Les terres un temps collective sont réattribuées aux ménages mais on limite théoriquement la possibilité d'ouvrir de nouvelles terres agricoles dans les zones forestières.

ouverture commerciale du pays et désenclavement des zones de montagne par la construction de routes. Avec une population en croissance forte et l'impossibilité d'augmenter les superficies qu'ils cultivent, les agriculteurs sont contraints d'intensifier l'utilisation du facteur le plus limitant pour eux: la terre. Les pratiques traditionnelles de défriche-brûlis ne pouvant plus être pratiquées sur de grandes surfaces, les temps de jachère diminuent ainsi que la proportion des terres forestières au sein des exploitations. Après l'échec des mesures coercitives telles que les interdictions d'exploitation forestière ou de la pratique de la défriche-brûlis, le gouvernement voulait tester la mise en place de paiements incitatifs de type PSE pour le maintien ou la réimplantation de forêts.

Pour rétablir des zones de forêts naturelles ou productives dans les zones montagneuses dans les zones les plus fragiles – pentes fortes, sols fragiles – il est proposé aux agriculteurs participants de ré-établir une zone forestière sur une partie de leurs terres de pente cultivées et de recevoir en contrepartie un paiement pour l'entretien des terres nouvellement boisées (Wunder, *et al.*, 2005, Hoang Minh Ha, *et al.*, 2008, UN-REDD, 2010). Pour minimiser les coûts de transaction et de surveillance, le programme verse un taux forfaitaire à tous les types d'agriculteurs pour tous les types de terres remises en forêt. Le gouvernement sert d'intermédiaire entre les utilisateurs réels –les ménages de l'aval– et les fournisseurs réels –les ménages agricoles de l'amont. Au moment de l'étude, le gouvernement vietnamien explorait le financement de ces paiements par l'intermédiaire d'une taxe sur les compagnies mixtes produisant de l'énergie hydroélectrique, elles-mêmes pouvant reporter ces coûts sur les consommateurs d'électricité<sup>13</sup>.

Mon hypothèse principale était que ce programme pouvait être efficace mais n'attirerait que les producteurs dont les superficies dans les zones de pentes étaient importantes. Cela pose tout d'abord un problème d'efficacité : les plus fortes dégradations proviennent des agriculteurs les plus contraints en terres et que ceux-ci continueront à dégrader s'ils ne participent pas. Cela pose ensuite un problème d'équité, les producteurs les moins favorisés sont exclus du programme. Ma recherche consistait donc à vérifier ces hypothèses et à proposer un programme alternatif qui soit plus efficace et plus équitable. C'était donc une recherche appliquée pour contribuer à la question largement débattue au moment de l'étude : *les programmes de PSE peuvent-ils à la fois contribuer à améliorer l'environnement et à réduire la pauvreté* (e.g., Kerr, 2002, Hope, *et al.*, 2005, Pagiola, *et al.*, 2005, Zilberman, *et al.*, 2006, Bulte, *et al.*, 2008, Lipper, *et al.*, 2008, Gauvin, *et al.*, 2010).

Alors que la plupart des programmes PSE se concentrent sur les zones pluviales (Engel, *et al.*, 2008, Quintero, *et al.*, 2009), une grande proportion des agriculteurs de la zone d'étude gèrent des agroécosystèmes composites qui combinent des parcelles de cultures pluviales en alternance avec des périodes de jachère dans des zones de pentes et des rizières humides permanentes dans les vallées (Lam, *et al.*, 2004, Nguyen, *et al.*, 2008, Vien, *et al.*, 2009). La complexité de ces systèmes (Bui et Hong, 2006) offre une possibilité de proposer des compensations autres que financières.

J'ai proposé un PSE alternatif dont l'idée principale est d'augmenter la demande en travail et la productivité des terres non-retirées de la production agricole sans augmenter les externalités négatives restées en culture. Cela peut être obtenu par l'introduction du changement technologique (semis sous couvert végétal), ou de la construction de terrasses permettant de capturer l'eau. En particulier, les terrasses génèrent une demande en travail importante, augmentent la productivité de la terre, permettent d'éviter les problèmes d'érosion dans les zones en pente, et de capturer une partie des flux d'eau durant la saison d'été. Cette augmentation de l'accès à l'eau devrait également permettre de rééquilibrer les disparités fortes de revenus observées du fait d'un accès différencié à

---

<sup>13</sup> On pourra argumenter que ce programme qualifié ici de PSE ne respectait pas l'idée d'une transaction de marché entre utilisateurs et fournisseurs de services environnementaux. En particulier le paiement par les utilisateurs n'était pas volontaire. En revanche, la participation des producteurs était volontaire.

l'eau. Par ailleurs, et même si je ne l'ai pas étudié dans le cadre de cette recherche, cette intensification par la création de terrasses permettra de ne pas réduire la production locale et devrait permettre d'éviter un des écueils envisagés sur les consommateurs quand les marchés alimentaires locaux sont imparfaits, car la production agricole locale ne diminue pas.

En construisant des terrasses, une partie des terres de pente pourraient être converties en parcelles irrigables au moins une partie de l'année<sup>14</sup>. La littérature indique que cela s'est déjà produit ailleurs en réponse à une pression démographique accrue (Boserup, 1981, Krautkraemer, 1994). Pourtant, bien que les possibilités de convertir les terres en terrasses n'aient pas été épuisées, le coût de construction des terrasses supplémentaires est prohibitif pour les agriculteurs individuels, et requiert également une certaine action collective difficile à mettre en place.

Les producteurs qui participeraient au PSE alternatif seraient aidés dans la construction de leurs terrasses et pourrait capturer une quantité d'eau plus importante. Ce faisant, leur coût d'opportunité des terres de pentes restantes diminuerait, ce qui permettrait aux agriculteurs aux superficies les plus réduites puissent d'accéder au programme. Le changement technique qui change l'utilisation d'une ressource, l'eau, permettrait alors d'améliorer les performances d'un programme visant à préserver une autre ressource: les forêts.

J'ai donc comparé deux programmes, le "Paiement pour les forêts" (PFF) et les "Terrasses pour les forêts" (TFF). Les deux programmes impliquent la mise en réserve de terres de pente pour la reforestation, mais diffèrent par le type et le montant de la compensation offerte. Les PFF offrent des paiements annuels par surface de terre transformée en zones forestières. Les TFF offrent de couvrir le coût de la conversion en terrasses d'une certaine partie des terres en pente d'une exploitation agricole, en combinaison avec des paiements annuels par unité de surface de terres transformées en zones forestières. L'élément central des programmes TFF est la conversion des terres de pente en terrasses avec accès à l'irrigation. Pour chaque zone A de terre convertie en forêt, une zone  $A \times tff$  supplémentaire de terre en pente appartenant à l'agriculteur est convertie en terrasses avec accès à l'eau en été. *tff*, le ratio terrasses/forêt, est un paramètre du programme compris entre 0,3 et 1. En outre, les agriculteurs reçoivent des paiements annuels pour l'entretien de la forêt également paramétrés entre 0 et 500 dollars US par hectare et par an. Dans les programmes PFF, le paiement en espèces est la seule compensation et varie de 300 à 700 dollars US par hectare et par an. La quantité de terres en pente pouvant être converties en terrasses a été limitée à 40 % des terres en pente des exploitations. Ce plafond de 40 % peut sembler élevé, mais les terrasses concernées ne recevraient de l'eau que pendant la saison estivale. En été, les contraintes hydriques ne sont pas aussi fortes que pendant l'hiver, la construction de terrasses est donc plus limitée par la topographie que par l'accès potentiel à l'eau. De la même manière, dans le cadre du programme PFF, la quantité de terres en pente pouvant être converties en zone forestière a été limitée à 70 % des superficies de la zone de pente.

Ce travail étant le résultat d'une collaboration avec l'IRRI et deux centres de recherches vietnamiens, j'ai pu mettre en place les enquêtes de ménages et les enquêtes sur les institutions au sein des communautés menant à une typologie fine des exploitations de la zone d'étude (Rakotofiringa, 2008 \*, Tran Pham Van, 2008 \*, Rakotofiringa, *et al.*, 2009 \*, Vidal, 2009 \*) et un premier travail de modélisation des exploitations de la région (Boere, 2010 \*). Je disposais donc d'une base empirique complète pour pouvoir simuler les effets *ex-ante* de l'introduction des programmes de PSE dans les communautés. Pour chaque simulation, les agriculteurs ont la possibilité de participer à un des deux programmes. Les résultats des simulations permettent de

---

<sup>14</sup> Il s'agit en fait d'une rétention plus importante des écoulements d'eau en saison des pluies. On ne peut pas vraiment parler de l'installation d'un système irrigué au sens classique du terme.

connaître l'impact potentiel de cette opportunité sur les choix des producteurs : quelles superficies mises dans les programmes, quelles conséquences en termes d'activités et de revenus.

La comparaison en termes d'efficacité et d'équité, nous permet de vérifier l'hypothèse que l'on puisse à la fois réduire les externalités négatives et réduire les inégalités.

### 2.3.3.1 Atteindre l'efficacité et simultanément réduire la pauvreté est possible

Les résultats montrent que le paiement sous forme d'aide à la construction de terrasses au lieu d'un paiement purement monétaire était plus efficace et permettait de réduire les écarts de revenus entre les différents types de producteurs (Figure 4).

Ce gain d'efficacité et la réduction des inégalités sont obtenus parce que la nouvelle configuration permet la participation des agriculteurs les plus défavorisés (identifiés sous l'appellation « water scarce, land scarce »). En effet, pour ceux-ci, le coût d'opportunité des terres de pente est très élevé, et sous les conditions réalistes de paiement par les programmes PSE en vigueur, il ne serait pas rationnel d'intégrer le programme PFF.

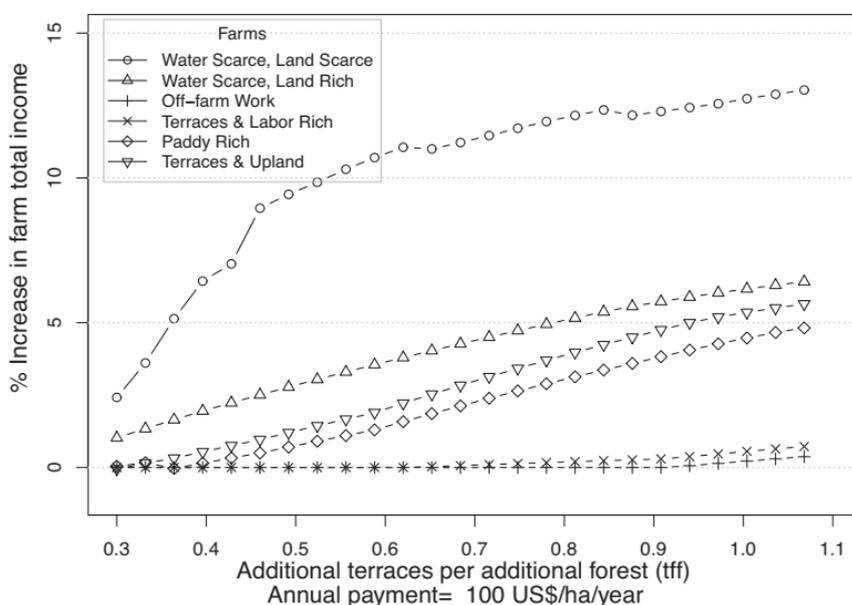


Figure 4 : Impact of PSE avec terrasses sur les revenus des différents types de producteurs

Cependant, la réduction des écarts de revenus entre les différents types de producteurs reste modeste. Dans un scénario avec un paiement annuel de 100 USD/ha/an, les revenus des ménages les plus défavorisés augmentent au mieux de 12.5% (Tableau 1). Le rapport entre le revenu moyen des 10% les plus riches sur le revenu moyen des 10% les plus pauvres passe donc de 2.11 à 1.92. Ce résultat est à comparer avec le programme PFF qui ne change pas la dispersion des revenus.

Tableau 2 : Comparaison de la dispersion des revenus au sein des communautés

	Decile dispersion <sup>a</sup>	Income share of the poorest 20%	Gini coefficient
Base scenario	2.11	11.9	0.143
TFF ( <i>tff</i> =0.43)	1.96	12.7	0.132
TFF ( <i>tff</i> =0.7)	1.92	13.0	0.130
PFF (500 USD/ha/year)	2.11	12.0	0.144

All TFF programs were evaluated with an annual payment of 100 USD/ha for forest maintenance.

<sup>a</sup> Average income of the richest 10 percent of the village divided by the average income of the poorest 10 percent of the village.

Par ailleurs, l'inclusion des agriculteurs les plus pauvres dans le schéma veut également dire que le programme devra gérer un plus grand nombre d'agriculteurs, chacun apportant des superficies assez faibles au programme. L'administration du programme (paiement annuels, vérification des déclarations et suivi des parcelles) risque donc d'augmenter fortement.

De plus, un des risques est le fait qu'une grande partie de l'attractivité du programme pour cette catégorie de producteur vient de l'aide à la construction de terrasses. Une fois l'accès à l'eau obtenue, les agriculteurs peuvent être incités à abandonner le projet. C'est pourquoi, un projet où le taux de récompense (le coefficient *tff*) reste modeste et un paiement annuel reste nécessaire pour assurer la participation continue des agriculteurs. Par ailleurs, l'introduction de terrasses va augmenter la demande en travail pour ces ménages. La productivité marginale du travail étant plus élevée pour ces terrasses que pour des zones en pente, l'agriculteur donnera la priorité à celles-ci. La situation idéale étant que les besoins en main d'œuvre des zones agricoles restantes permettent d'occuper complètement la main d'œuvre familiale et réduise les incitations à reconvertir les nouvelles zones forestières en zones agricoles. Par ailleurs, sur le moyen terme, l'obtention de services (ressources non-forestières) devrait également augmenter la coût d'opportunité des zones forestières.

### 2.3.3.2 *Le programme PSE ne diminue pas la demande en travail*

Une des faiblesses de notre modèle est que les opportunités de travail dans les autres exploitations sont exogènes au modèle. Pourtant, les modèles stylisés de Zilberman et al. (2008) montrent que cette offre en travail peut être impactée par le programme de PSE (surtout dans le cas d'un programme de réduction des superficies agricoles). Cependant, ce scénario ne devrait apparaître que dans le cas des programmes de type PFF. Dans le cas du programme TFF, l'introduction de terrasses devrait en fait augmenter la demande en travail au sein des petites exploitations et donc diminuer leur offre de travail sur le marché local. Dans le cas d'imperfections de marché, le coût de la main d'œuvre locale devrait donc augmenter, et réduire un peu plus les inégalités de revenus entre les différents types d'agriculteurs.

Une deuxième hypothèse du modèle est que le programme TFF construirait les terrasses pour les agriculteurs (contracteurs extérieurs). Une variante plausible est que ces terrasses seront construites par de la main d'œuvre locale payée par le programme. Dans ce cas, le programme risque d'affecter au moins temporairement le marché du travail local s'il est proposé qu'aux membres d'un village par exemple. Cependant, ils ne modifieront les comportements que des ménages riches en travail qui ne sont pas ceux qui adopteront le programme TFF. Par ailleurs, la construction de terrasses peut recruter de la main d'œuvre au-delà des seules communautés impliquées.

Enfin, nous n'avons envisagé que les effets à court et moyen termes. La préservation de zones boisées et la construction de zones de terrasses créent des paysages susceptibles d'attirer un tourisme agro-écologique. Nous n'avons pas du tout pris en compte cette possibilité, mais elle est pourtant

susceptible d'avoir un impact fort. J'ai étudié cet aspect du tourisme reposant sur la préservation d'écosystèmes dans le cadre de l'accompagnement de la thèse de doctorat de l'AIT de Mme Qian Chen sur un terrain d'étude en Chine (Qian, *et al.*, 2017 \*). Elle démontre l'effet possible de ce type de tourisme sur les livelihoods des communautés dans la mesure où les communautés locales restent impliquées dans la gestion des impacts de ce type de tourisme.

Depuis que ce travail a été effectué, le Vietnam a mis en valeur le district de Muc Cang Chai (Figure 7), proche de la zone d'études dont les paysages en terrasses attire un public de plus en plus large.



*Figure 5: Utilisation intensive des zones de pentes (Photo D. Jourdain, 2009)*



Figure 6 : Insertion de nouvelles terrasses dans le paysage dans la commune de Nam Bung (Photo D. Jourdain, 2009)



Figure 7: Paysage de terrasses dans le district voisin de Mu Cang Chai maintenu promu auprès des touristes (Photo D. Jourdain, 2009)

### 2.3.3.3 Conclusions et réflexions sur l'étude des PSE au Vietnam

Les travaux menés m'ont permis d'aborder la question de la relation agriculture-environnement sous un angle nouveau. Au début des années 2000, les PSE apparaissaient comme un instrument nouveau

dans la panoplie des politiques environnementales. Le concept de service écosystémique provenait de la nécessité de préserver les écosystèmes naturels. Les PSE méritaient d'être explorés dans le cas de systèmes agricoles impactant les écosystèmes. Il ouvrait donc la voie à de nouveaux instruments permettant de changer les incitations des agriculteurs. Cependant, il créait une rupture dans l'utilisation du principe pollueur-payeur. Cela demandait de trouver une population d'utilisateurs de ces services dont la valeur pour ces services était plus importante que la capacité à accepter des producteurs de ces services.

Cependant, dans le cas du Vietnam, comme dans le cas de beaucoup de projet labélisés PSE, les utilisateurs finaux des services ne sont pas rentrés librement dans le marché des services car ils n'étaient pas vraiment conscients de payer pour des services environnementaux. En l'absence d'une réelle négociation, les paiements observés ne sont pas les révélateurs d'une demande sociale pour les services fournis : l'efficacité du mécanisme n'est donc pas assurée. En l'absence de marché, on ne pourra atteindre l'efficacité quand s'assurant que les paiements à l'agriculture ne dépassent pas la demande sociale. L'évaluation de la valeur économique des services non marchands fournis par l'agriculture est donc nécessaire. J'explorerai cet aspect dans le cas de la riziculture irriguée en Thaïlande.

Enfin, comme pour les autres instruments, on arrive au constat que le paramétrage des instruments, ici les PSE, permet aux décideurs politiques des choix quant aux populations les plus affectées : qui va payer pour une amélioration de l'environnement. La modélisation peut donc s'avérer utile dans les discussions avec les acteurs affectés par les politiques. On reconnaîtra cependant que les décisions prises aux différents niveaux géographiques du Vietnam (pays, province, communes) n'étaient pas franchement mises en discussions avec les acteurs concernés.

#### 2.3.4 Valeur des services écosystémiques associés à la production agricole en Thaïlande

L'idée de subventionner des pratiques agricoles générant plus d'externalités positives et moins d'externalités négatives pose immédiatement une question sur la valeur de ces externalités. Pour un gain de bien-être global, il faut que les paiements requis soient inférieurs ou égaux à la valeur de ces externalités. En l'absence de marchés pour révéler la valeur de ces externalités, j'ai utilisé les outils permettant d'évaluer la valeur des biens non marchands associés ou créés par les systèmes agricoles.

Dans la suite de cette section, je décris les travaux de recherche menés sur les services fournis par la riziculture irriguée en Thaïlande. Dans le cadre de ces travaux, j'ai dirigé<sup>15</sup> une thèse de doctorat « The Value of Irrigated Agriculture: Social Preference and Willingness to Pay : A Case Study in Northeast Thailand » (Vivithkeyoonvong, 2016).

La riziculture irriguée est particulièrement subventionnée dans les pays d'Asie du Sud-est. Les pays à revenus intermédiaires ont mis en place des politiques de soutien aux prix à la production des produits agricoles, notamment le riz (Orden, *et al.*, 2007), et soutiennent financièrement les infrastructures d'irrigation qui est souvent gratuite pour les agriculteurs (Perret, *et al.*, 2013 \*). Par ailleurs, le soutien budgétaire à la riziculture irriguée n'est pas conditionné au respect des ressources qu'elle utilise et ne se préoccupe pas des externalités négatives éventuellement engendrées. Cela incite essentiellement les producteurs à augmenter leurs productions agricoles, souvent au détriment des autres services rendus par les agroécosystèmes agricoles (FAO, 2007, FAO, 2011).

Il est difficile d'établir si ce soutien fourni au secteur agricole focalisé uniquement sur l'augmentation de la production agricole est en phase avec une réelle demande sociale. En effet, ces pays ont connu une croissance économique rapide au cours des dernières décennies et ont vu

---

<sup>15</sup> L'AIT ne requiert pas une Habilitation à diriger des recherches pour diriger les thèses de Doctorat.

l'émergence d'une classe moyenne urbanisée dont les vues sur l'agriculture sont probablement en cours d'évolution, en particulier sur les services non marchands qu'elle peut fournir et sur les écosystèmes qu'elle affecte. La conception de politiques agro-environnementales qui prennent en compte les services écosystémiques publics fournis par l'agriculture est une tâche complexe puisque les différents agroécosystèmes – définis ici comme la combinaison d'un territoire et d'une mosaïque de cultures et de pratiques de gestion – produisent une combinaison de services et de dis-services. Par exemple, l'augmentation de la production alimentaire dans un territoire a souvent été associée à une diminution de la biodiversité (par exemple, la perte de l'habitat de la faune et de l'augmentation des champs mono-espèces) et à une augmentation de la pollution des sols et de l'eau, ou l'empoisonnement des espèces non-cibles (Power, 2010). Différentes politiques se traduiront par différentes combinaisons de services pouvant être interprétées comme des compromis entre services et dis-services. Les décideurs ont donc besoin d'informations sur les attentes et les priorités sociales pour ces différents services afin de s'approcher d'un compromis acceptable (Randall, 2002, Hall, *et al.*, 2004, Morrison et MacDonald, 2011).

Cependant, il n'existe pas de méthodologie unique pour identifier les préférences, tant individuelles que collectives, pour ces services non échangés sur les marchés. Les méthodes d'évaluation économique basées sur les préférences déclarées telles que les évaluations contingentes ou les enquêtes à base de choix discrets (ECD) ont déjà été utilisées pour calculer le CAP pour différents services fournis par l'agriculture, mais surtout dans des pays développés où la part de l'agriculture est faible tant en termes de populations que de participation à l'emploi et au PIB (Kallas, *et al.*, 2007, Moran, *et al.*, 2007, Vera-Toscano, *et al.*, 2007).

Les expériences de choix discret (ECD) reposent sur une représentation des choix fondée sur les théories de l'utilité aléatoire (McFadden, 1973, McFadden, 1974) et de l'utilité Lancastérienne (Lancaster, 1966). Cette méthodologie permet au chercheur d'estimer les valeurs marginales de divers attributs incorporés dans différents biens ou services, y compris les biens et services non marchands. Dans une ECD, les individus se voient présenter une série de scénarios de choix dans lesquels ils doivent choisir entre des choix décrits par différents attributs, chacun prenant un des niveaux préétablis. Grâce à l'analyse statistique des choix des participants, compte tenu des alternatives disponibles dans chaque scénario de choix, le chercheur est en mesure d'estimer les valeurs marginales pour les différents attributs incorporés dans les alternatives (Hensher, *et al.*, 2015). Les chercheurs doivent donc choisir un protocole expérimental qui fournisse la variation nécessaire dans les niveaux d'attributs (Rose et Bliemer, 2008).

Les ECD ont été développées initialement pour la compréhension des comportements de consommation et du marketing. Cependant elles sont devenues un mode d'étude des comportements économiques et des modèles de demande de plus en plus utilisés, notamment pour l'économie des transport (de Dios Ortúzar et Willumsen, 2011), l'économie environnementale (e.g., Hanley, *et al.*, 2001), et l'économie agricole et alimentaire (Aizaki, 2012). La méthodologie est particulièrement utile pour obtenir une évaluation de produits ou services pour lesquels il n'existe pas de marché fonctionnel, ce qui en fait une méthodologie particulièrement utile pour analyser les préférences pour des biens et services hypothétiques et pour analyser les effets sur le bien-être des changements de politiques multidimensionnelles.

J'ai donc cherché à identifier le CAP de la population au sens large pour les services écosystémiques liés à la riziculture irriguée. Nous avons inclus les services que l'agriculture peut préserver ou dégrader en fonction des modes de production qu'elle adopte comme les ressources en eau et la biodiversité. En d'autres termes, est-ce que la population est prête à payer pour le développement d'une agriculture qui préserve mieux les ressources qu'elle utilise et maintient les services

écosystémiques liés à la présence d'une agriculture irriguée (maintien du paysage et des traditions, tissu social dans les campagnes, adaptation aux effets des sécheresses, etc.).

La méthodologie et les résultats des modèles de base (MNL et modèle en classes latentes) sont présentés de manière détaillée dans Vivithkeyoonvong et Jourdain (2017 \*) et Jourdain et Vivithkeyoonvong (2017 \*). Ce dernier est ajouté en annexe de ce document. Je ne la répète pas ici.

Les résultats suggèrent qu'en plus de l'option d'augmenter le rendement du riz, les personnes interrogées valorisaient les services non marchands de l'agriculture irriguée, en particulier l'atténuation des problèmes liés à la sécheresse et le maintien et l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'environnement. Nous avons constaté que le CAP pour l'atténuation de la sécheresse était uniforme dans la population étudiée. En revanche, le CAP pour l'attribut environnemental – qualité de l'eau – n'était significatif que pour deux classes de population. Cependant, la probabilité d'appartenance à ces deux classes représentant environ 72% de notre échantillon, cela indique que la qualité de l'eau est largement reconnue et valorisée par l'ensemble de la population.

Tableau 3 : Consentements à payer pour les différents attributs pour les différentes classes latentes

Attribute <sup>(a)</sup>	Class 1 (s.e.)	Class 2 (s.e.)	Class 3 (s.e.)	Class 4 (s.e.)
Yield	13.035*** (2.419)	158.447* (65.774)	2.075 (1.752)	-115.840** (39.155)
Drought	1.215*** (0.127)	1.215*** (0.127)	1.215*** (0.127)	1.215*** (0.127)
Environment-M	11.101*** (3.012)	-8.571 (5.259)	15.970*** (3.482)	75.297 (49.244)
Environment-H	39.194*** (3.417)	5.152 (4.290)	3.351 (4.014)	-87.524 (73.446)
Rural landscapes	38.986*** (2.695)	2.606 (3.372)	20.236*** (3.518)	-56.715 (44.961)
ASC	-16.564*** (7.06)	-16.564*** (7.06)	-16.564*** (7.06)	-16.564*** (7.06)

Significance code: 0.001 \*\*\*\* 0.01 \*\*\* 0.05 \*\*

<sup>(a)</sup> Environment-M = maintaining water quality at medium level (water quality for agricultural purposes); Environment-H = maintaining water quality at high level (water quality for aquatic animals conservation and safe swimming purposes)

A partir des données expérimentales recueillies lors de la thèse, j'ai également contribué au débat sur la plausibilité des processus de choix prêtés aux personnes enquêtées et la détection de processus de choix alternatifs. Notamment, j'ai proposé une méthode pour identifier les personnes qui n'utilisent pas tous les attributs pour choisir entre les alternatives proposées. L'article (Jourdain et Vivithkeyoonvong, 2017 \*) est attaché en annexe. La discussion méthodologique sur ce dernier aspect est repoussée à la section 4.2.2.

## 2.4 Conclusions sur les instruments

L'analyse des instruments de politiques environnementales constitue une part importante de mes recherches. Du fait de la diversité des objectifs environnementaux et des contextes, j'ai été amené à analyser l'impact possible de l'application de trois grands principes : marchés, pollueur-payeur, pollueur-payé. Les instruments que j'ai le moins étudiés sont les mécanismes de marché. Deux types de marchés ont été envisagés : des marchés reliant des producteurs et des consommateurs de produits agricoles produits dans le respect de critères environnementaux, comme dans le cas du programme GAP, des marchés reliant des producteurs et des usagers des services environnementaux que l'agriculture fournit ou dégrade. Mais dans les deux cas, l'échange de valeurs entre offreurs et demandeurs est difficile à mettre en place du fait des coûts de transaction et de l'identification de ce qui est par les acteurs de ce qui est réellement échangé. Par exemple, le mécanisme des PSE, souvent

rangé dans les mécanismes de marché, relève pourtant dans le cas que j'ai étudié d'une transaction imposée aux consommateurs des services.

Pour une amélioration du bien-être social, les politiques publiques doivent donc corriger ces défaillances du marché. Le critère d'efficacité est alors central pour évaluer ces politiques. Deux critères sont également importants : le premier semble être celui de l'efficacité (sous-tendu lui-même par la capacité des états à mettre en place l'instrument sans qu'il soit contourné par les acteurs), et celui d'équité et de justice sociale. Sur ce dernier point, quand les services environnementaux sont fournis ou préservés par les populations les plus pauvres, des mécanismes alternatifs peuvent être mis en place qui permettent d'éviter que le payeur ultime soit la frange de la population la plus pauvre. Ce faisant, on s'écarte d'un principe économique pur, pour laisser la place à la négociation entre les différents secteurs de la société et à l'économie politique de la décision. Je n'ai fait qu'effleurer cet aspect des choses, en essayant de fournir des éléments quantitatifs à un arbitrage politique.

### **3 Aborder le changement technologique : approches empiriques, systémiques ou expérimentales**

Les instruments de politiques agroenvironnementales doivent permettre, par un principe principal-agent, de changer le contexte des producteurs afin qu'ils produisent un mix produits agricoles-externalités qui permettent d'optimiser le bien-être social. La production de ce mix passe par les choix d'activités et de technologies des agriculteurs. Un instrument à la disposition des décideurs est donc l'appui au changement technologique. Les nouvelles technologies offriront aux producteurs l'opportunité d'une utilisation différente de leurs facteurs de production et des écosystèmes. Elles interagiront avec les politiques mises en place et elles occupent donc naturellement une place centrale dans mes recherches.

Là encore, la diversité des contextes et des questions de recherche m'a conduit à considérer trois grands types d'approches pour analyser ces interactions entre les politiques agro-environnementales et les technologies :

- L'analyse *ex-post* de l'adoption de technologies basées sur l'observation des choix déjà effectués pour appréhender les facteurs d'adoption ou d'abandon de technologies ;
- La modélisation « systémique » basée sur des cycles répétés d'observation-modélisation-simulation de systèmes de production qui permettent d'analyser *ex-ante* l'impact potentiel des instruments de politiques agro-environnementales ;
- Les expérimentations basées sur l'observation de choix effectués dans le cadre d'un plan préétabli par le chercheur afin de comprendre *ex-ante* les composantes de la technologie qui suscitent l'intérêt des producteurs et les processus de décision des producteurs.

#### **3.1 L'analyse ex-post de l'adoption des technologies durables**

Ces approches consistent à observer les choix effectifs d'un échantillon large d'exploitations ayant eu l'opportunité d'opérer un changement technologique. On observe sur une ou plusieurs périodes un échantillon d'agriculteurs adoptants et non-adoptants. On cherche alors à expliquer les différences de comportements observés par des variables observables ou latentes. Cette approche ne peut donc pas s'intéresser à la réaction potentielle des agriculteurs face à une nouvelle technologie ou à un nouveau contexte institutionnel ou de politique publique. Travaillant principalement en collaboration avec des équipes développant des technologies nouvelles, je n'ai eu l'opportunité d'appliquer ces approches que sur un nombre limité de cas (Srisopaporn, 2013 \*, Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*, Ullah, *et al.*, 2015 \*, Jourdain, *et al.*, 2016 \*, Sakprachawut et Jourdain, 2016 \*).

L'exemple le plus représentatif de cette approche est l'analyse du programme Q-GAP dans les plaines centrales de Thaïlande (Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*) déjà évoqué en section 2.1.1. Etant un programme relativement ancien, nous avons pu conduire une analyse *ex-post* de l'adoption de ce standard de production. Nous avons également observé qu'un nombre important de producteurs qui avaient fait les investissements nécessaires pour obtenir ce label une première fois n'avaient pas renouvelé cet effort après quelques années. Nous nous sommes donc intéressés aux décisions successives de première participation et de décision de renouveler la participation au programme après une première participation (Srisopaporn, *et al.*, 2015 \*). Nous avons estimé les effets potentiels des caractéristiques des ménages agricoles et des canaux d'information sur l'adoption du QGAP. Nous avons utilisé un modèle probit bivarié avec sélection (*bivariate probit model with selection*) qui permet d'estimer le lien entre les caractéristiques des exploitations et des ménages et l'adoption et la poursuite de la participation au QGAP. La disponibilité en travail est un des facteurs important pour l'adoption et la désadoption. Bien que nous ayons constaté que les différents canaux d'information étaient importants pour convaincre les agriculteurs de participer, et contrairement à nos attentes, nous n'avons pas trouvé d'effet de diffusion significatif entre agriculteurs. L'article complet est présenté en annexe.

### 3.2 Les approches systémiques

Les approches systémiques se déroulent en trois phases : « observation–modélisation–simulation » (Figure 1). La phase d'observation comprend un échantillon large d'activités : diagnostics et interactions avec les acteurs, observation sur un échantillon large de producteurs pour capter la diversité des situations, simplification et typologie basée sur des variables observables, analyse détaillée d'un nombre limité de cas représentatifs des types identifiés, collecte des informations agronomiques, etc. Cette première phase permet généralement de redéfinir avec plus de précision les problématiques de recherche. Durant la deuxième phase, le chercheur construit une représentation simplifiée du fonctionnement et de la décision des systèmes de production qui, dans le cas des modèles bioéconomiques, repose des hypothèses compatibles avec la théorie micro-économique standard : maximisation d'une fonction d'utilité sous contrainte des différentes ressources. Cette phase requiert une calibration-validation des modèles qui permet de penser que les modèles représentent assez fidèlement les comportements observés. La troisième phase consiste à utiliser ces modèles simplifiés pour anticiper l'effet des différents instruments de politique. Enfin, les résultats des simulations sont validés et discutés avec les acteurs. De ces discussions peuvent émerger des nouvelles problématiques et des nouveaux besoins en données.

L'approche systémique décrite est assez générique et permet de nombreuses déclinaisons même quand on reste dans le cadre de l'économie standard. Les approches systémiques peuvent se révéler très utiles dans le cadre de l'analyse *ex-ante* des technologies, et de la coconstruction de l'offre technologique avec les acteurs (Jourdain, 2004 \*, Jourdain, *et al.*, 2004 \*, Jourdain, *et al.*, 2014 \*). Elles permettent une représentation détaillée des différentes activités des ménages, et des flux des facteurs au sein de l'exploitation et du ménage. Elles permettent également de représenter les interactions entre différents agriculteurs au sein d'un groupe, comme je le montrerai dans le cas d'étude du Mexique. Elles permettent enfin de représenter la diversité structurelle des exploitations et donc d'analyser finement les conséquences *ex-ante* des politiques proposées quand on ne dispose pas de données observées (par exemple quand la technique n'a pas encore été promue ou a été peu adoptée).

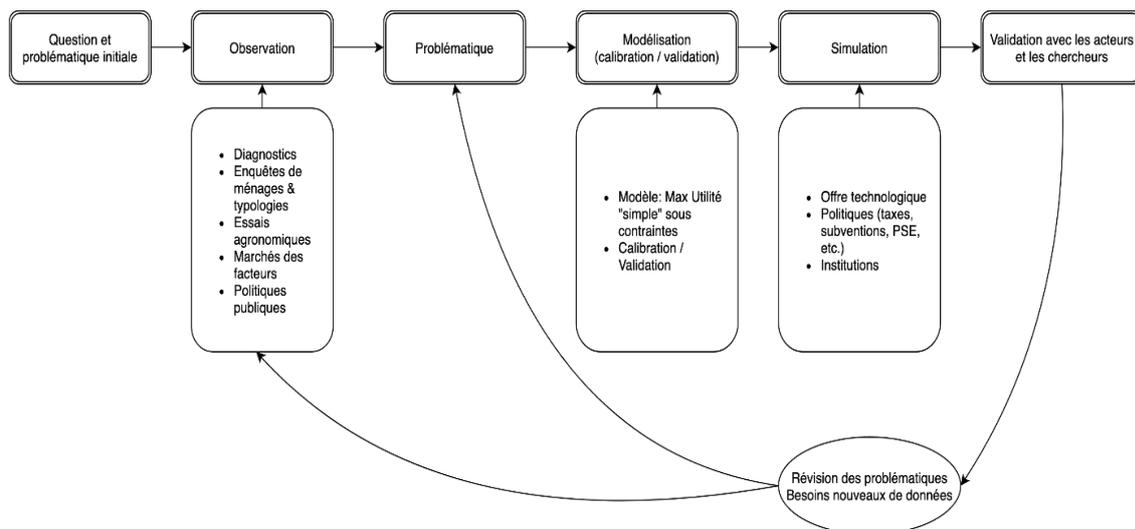


Figure 8 : Modélisation systémique et évaluation ex-ante de l'interaction entre politiques agro-environnementales et technologies agricoles

Dans la littérature économique, deux approches peuvent permettre d'aborder le changement technologique. L'approche duale estime des fonctions de coût des producteurs en fonction des prix, qui sont supposés comme exogènes (preneurs de prix). L'utilisation du Lemme de Shepard permet ensuite l'estimation des productions agricoles. L'approche repose sur des observations transversales, ou des séries temporelles. Cette approche pose deux problèmes : l'un théorique, l'autre pratique. Le problème théorique est lié à la difficulté d'intégrer de manière satisfaisante la mesure du progrès technologique dans l'analyse. Le problème pratique tient au manque de séries temporelles dans les pays où j'ai travaillé. En Europe, les travaux développés reposent sur le RICA qui constitue une base unique dont l'équivalent n'existe pas dans la plupart des pays du Sud. Les approches de Howitt (1995) utilisant la programmation mathématique positive pour estimer ces fonctions de coûts à partir de données agrégées était une possible voie de recherche, mais que je n'ai pas poursuivie.

L'approche primale passe par une représentation explicite de la relation entre les quantités d'intrants et les produits. Elle peut utiliser des fonctions de production plus ou moins complexes estimées économétriquement pour lesquelles il est surtout important de connaître l'élasticité croisée entre les différents facteurs de production (terre, travail, intrants). Cependant, l'estimation économétrique de technologies nouvelles n'est pas possible. Par ailleurs, la production des externalités comme coproduit des productions agricoles est rarement observable. Par contre, les modèles agronomiques permettent de simuler les techniques qui sont peu ou pas utilisées dans les contextes économiques actuels et de simuler d'autres outputs que les produits agricoles (mesure de l'érosion par exemple). Les sorties de ces modèles agronomiques, associées à des données d'enquêtes de ménages et de leur pratique peuvent constituer la base empirique des modèles économiques de simulation basés sur la programmation mathématique. En fait, les modèles agronomiques peuvent être considérés comme des fonctions de production très détaillées permettant de décrire avec précision la relation input-output. On peut donc obtenir les coefficients techniques d'un nombre important de combinaisons input-output qui représentent des points sur une fonction de production. Ils peuvent également générer des données qui correspondent à différentes situations climatiques.

Comme je m'intéresse à des techniques peu adoptées et que je travaille dans des équipes pluridisciplinaires, l'utilisation de fonctions de production estimées à la fois difficile et peu propice au dialogue avec les chercheurs des autres disciplines et avec les acteurs du développement d'autre part. Flichman et Jacquet (2003) montrent que cette approche est particulièrement pertinente pour l'étude des politiques agro-environnementales. J'ai donc opté pour le développement de modèles

bioéconomiques au moins pour les cas d'études du Mexique (réduction de la consommation en eau), et du Vietnam et de l'Indonésie (réduction de l'érosion).

Cependant, l'utilisation jointe de deux types de modèles n'est pas toujours aisée : les modèles biophysiques fonctionnent sur des unités homogènes d'un point de vue biophysique (sol, hydrologie, etc.) alors que les modèles économiques représentent des décisions prises à l'échelle de l'exploitation agricole. Par ailleurs, comme dans tout travail pluridisciplinaire, il est parfois difficile de réconcilier les objectifs de recherche entre les disciplines dans la construction d'un modèle joint et je souscris aux conclusions de Flichman et Jacquet (2003) : « *pour l'économiste agricole, le type de modèle agronomique le mieux adapté au couplage avec un modèle économique ne sera pas nécessairement celui qui sera le plus sophistiqué du point de vue des sciences agronomiques. De la même manière, les compétences économiques demandées par les agronomes ne sont pas toujours nécessairement à la pointe de la recherche économique* ».

### 3.3 Les approches expérimentales

#### 3.3.1 Scénarios réels versus scénarios hypothétiques

Les approches expérimentales visent à remettre l'observation empirique des décisions au cœur de l'analyse des innovations. Cependant, contrairement à la méthode que nous avons qualifiée d'empirique, ces observations sont générées selon un plan expérimental qui permet de pouvoir tester des hypothèses sur les déterminants des décisions observées (voir par exemple Duflo, *et al.*, 2011), ce qui est rarement envisageable à partir de données non-expérimentales<sup>16</sup>. Deux voies peuvent être empruntées pour observer des choix expérimentaux :

- Offrir des scénarios hypothétiques et observer les déclarations d'intention des décideurs vis-à-vis de ces technologies – les ECD rentrent dans cette catégorie. Les ECD permettent avec un budget et un temps relativement limité d'obtenir des informations détaillées sur la diversité des préférences pour différents attributs technologiques (par exemple Useche, *et al.*, 2009, Ward, *et al.*, 2014, Ortega, *et al.*, 2016), mais elles dépendent de la capacité du chercheur à engendrer des déclarations qui soient proches des comportements qui seraient observés dans la réalité (Johnston, *et al.*, 2017);
- Présenter des scénarios réels à un échantillon aléatoire et observer les comportements réels ; les essais aléatoires contrôlés et les enchères rentrent dans cette catégorie. Ces approches demandent un temps et un budget conséquents car il s'agit de faire une offre réelle (qui demande souvent des paiements réels aux personnes visées). Elles permettent également de faire des analyses d'impact plus rigoureuses. Par contre, l'expérience ne permet pas de travailler sur un grand nombre de facteurs ou d'attributs technologiques : contrairement aux ECD, on ne propose à chaque producteur qu'un nombre limité d'options et on génère en général que peu de répétitions.

En termes d'approches expérimentales pour l'analyse des innovations, j'ai travaillé uniquement sur l'observation des choix des producteurs face à des scénarios hypothétiques. Dans le cadre du coencadrement de la thèse de Mme Juliette Lairez, j'ai développé des expériences de choix afin de mieux comprendre les préférences en termes d'attributs technologiques des agriculteurs. Cette approche est complémentaire des approches basées sur la modélisation. Ces informations fournissent une information sur la diversité des préférences qui permet la construction de typologie d'attitudes potentielle vis-à-vis des technologies qui ne soit pas basé sur des critères structurels comme dans le cas des modèles de programmation mathématique mais sur des critères de

---

<sup>16</sup> Sauf dans les cas exceptionnels d'expériences dites « naturelles ».

préférences (Jourdain, *et al.*, 2020 \*). Elle permet également de discuter sur les processus de décision des producteurs (Jourdain, *et al.*, Under Review \*).

Dans le cas d'attributs de productions agricoles, il peut sembler inapproprié d'utiliser une approche empirique conçue dans le contexte de la théorie du consommateur pour comprendre le comportement des producteurs. Cependant, dans les situations où il manque des marchés ou lorsque les caractéristiques d'une technologie particulière présentent des effets non monétaires ou entraînent une non-séparabilité, les décisions de production et de consommation du ménage doivent être prises simultanément (Singh, *et al.*, 1986). On peut alors considérer les décisions d'adoption de technologies comme des composantes d'un problème de maximisation de l'utilité du ménage qui choisit une combinaison d'attributs technologiques parmi un ensemble d'alternatives réalisables (Useche, *et al.*, 2009, Useche, *et al.*, 2013). Cette approche par l'utilité est donc susceptible de prendre en compte des modes de décision que nous n'avons pas abordé par la modélisation mathématique (modèle de ménage séparable).

### 3.3.2 Focus : Préférences pour les technologies au Laos

J'ai réalisé une recherche basée sur cette méthodologie au Laos pour l'analyse des préférences des producteurs pour les technologies et son application aux technologies d'intensification écologique. Après une description du contexte, je détaille la méthode et les résultats pour illustrer l'information que l'on peut obtenir de ce genre d'approches.

#### 3.3.2.1 *Le contexte*

L'amélioration des infrastructures, l'ouverture des marchés et l'augmentation de la demande d'aliments pour bétail ont engendré des changements rapides des systèmes agricoles en Asie du Sud-Est en général, et dans les zones montagneuses du Laos en particulier (Vongvisouk, *et al.*, 2016, Lairez, *et al.*, 2020 \*). L'agriculture de subsistance basée sur la production de riz sur brûlis s'est transformée en une agriculture plus intégrée aux marchés et fortement dépendante de la culture continue de maïs hybride (Castella, *et al.*, 2012). L'introduction du maïs a ainsi joué un rôle clé pour sortir de nombreux ménages de la pauvreté. Toutefois, cette transition agricole rapide s'accompagne également d'effets négatifs sur l'environnement. De plus, la monoculture du maïs est une source potentielle d'endettement pour les ménages agricoles du fait des investissements qu'elle requiert (achat de semences, d'herbicides, d'engrais et de services de labourage) et des performances agronomiques décroissantes, résultat probable d'une diminution de la qualité des services de soutien et de régulation des écosystèmes. En outre, les revenus agricoles sont plus incertains lorsqu'ils reposent sur une seule source de revenus.

Ces problèmes de durabilité peuvent être réduits en apportant certaines adaptations aux systèmes de production existants (Garnett, *et al.*, 2013). En effet, de nombreuses technologies agricoles recherchées et promues au cours des dernières décennies, telles que l'agriculture de conservation, l'agriculture agro-écologique, l'agriculture biologique, l'agriculture climato-intelligente, ou même l'intensification conventionnelle peuvent contribuer à atteindre les objectifs de l'intensification durable, du moins dans des conditions adaptées aux spécificités locales. Toutefois, l'adoption de ces diverses techniques reste faible dans de nombreuses régions du monde tropical, malgré les avantages apparents pour les agriculteurs et les efforts déployés pour les promouvoir.

Dans le cadre d'un projet de développement travaillant sur ces thématiques, j'ai coencadré la thèse de doctorat de Juliette Lairez « Evaluer la durabilité des systèmes de culture dans un contexte de transition rapide d'une agriculture familiale s'intégrant au marché : cas de la monoculture du maïs dans une plaine » qui sera défendue le 2 Décembre 2020. J'ai apporté un appui au développement d'un modèle d'exploitation qui permet de discuter l'attractivité d'un certain nombre d'options technologiques pour différents types de fermes et sous différents scénarios de prix. Les principes

méthodologiques et les modèles étant assez proches de ceux déjà exposés, je ne les développerai pas ici. En revanche, je me concentrerai sur les travaux dédiés à la meilleure compréhension de la diversité des objectifs stratégiques, des préférences pour les attributs technologiques et des modes de décision des agriculteurs.

### 3.3.2.2 *Les préférences pour les attributs technologiques*

La problématique que nous nous étions fixée n'était pas tant d'évaluer si une technologie spécifique serait adoptée, mais de bien cerner les préférences et les modes de décision face à une offre technologique ; il s'agit alors d'évaluer si les caractéristiques d'un ensemble de technologies basés sur des principes agronomiques génériques provoqueront l'intérêt des agriculteurs. En conséquence, il est apparu plus intéressant de développer une expérience de choix qui permette d'identifier les préférences pour les différents attributs technologiques.

Les méthodes de préférences déclarées, telles que les expériences de choix discret (DCE) sont devenues un outil de plus en plus fréquemment utilisé pour étudier les préférences et discuter du comportement potentiel des agriculteurs lorsqu'on leur propose de nouvelles technologies (Birol, *et al.*, 2009, Blazy, *et al.*, 2011, Duke, *et al.*, 2012, Useche, *et al.*, 2013, Jaeck et Lifran, 2014, Knowler, 2015, Ortega, *et al.*, 2016).

Une expérience de choix a été conduite auprès de 120 agriculteurs (Jourdain, *et al.*, 2018 \*). Les alternatives proposées, présentées comme des activités alternatives au système de maïs intensif actuel, étaient décrites par les attributs suivants :

- Le revenu généré (rendements x prix). Etant donné la grande variabilité des rendements, nous avons également utilisé un pourcentage de variation par rapport à la situation moyenne des ventes moyennes par hectare de la région ;
- Le besoin en main-d'œuvre ;
- Le besoin de liquidités ;
- La perte économique maximale qui permet de prendre en compte les préoccupations des agriculteurs concernant la possibilité d'une perte économique importante qui pourrait mettre en péril la viabilité de leur entreprise. Nous avons fait l'hypothèse d'une prise de décisions des agriculteurs sous incertitude de type "safety-first" et "focus-loss" qui mettent en évidence le rôle majeur des situations extrêmes sans probabilités associées dans les décisions des agriculteurs (Roy, 1952, Boussard, 1969, Roumasset, *et al.*, 1979) ;
- L'impact sur la fertilité des sols comprenait trois modalités : augmentation de la fertilité des sols au fil du temps, neutre, diminution de la fertilité des sols au fil du temps.

### 3.3.2.3 *Une première analyse de l'hétérogénéité des préférences*

Nous avons analysé les données en utilisant un modèle logit mixte avec composante d'erreur (ML-EC) pour étudier la diversité des préférences (Scarpa, *et al.*, 2005, Van Loo, *et al.*, 2014). En ajoutant une composante d'erreur (CE) spécifique aux pratiques actuelles, le ML-EC permet de prendre en compte à la fois (i) l'hétérogénéité des préférences et (ii) la variance supplémentaire de l'utilité des technologies nouvelles. Les participants devaient choisir une alternative préférée parmi les trois options énumérées dans chaque tâche de choix qui comprenait deux "nouveaux" profils technologiques et une option de statu quo (conserver leur technologie actuelle). La technologie actuelle était effectivement pratiquée par les répondants, alors qu'ils ne pouvaient que faire des conjectures sur les alternatives conçues expérimentalement, de sorte que les utilités de ces dernières étaient susceptibles d'être plus corrélées entre elles qu'avec la technologie actuelle.

La composante d'erreur était un paramètre aléatoire normalement distribué de moyenne zéro attribué aux deux nouvelles technologies alternatives, mais pas à la technologie actuelle (CURR). L'utilité

que l'individu  $n \in (1, \dots, N)$  a obtenue de l'alternative  $i \in (1, \dots, J)$  lorsqu'il a été confronté à la situation de choix  $s \in (1, \dots, S)$  peut donc s'exprimer comme

$$U_{njs} = \beta_{0n} \cdot CURR_{njs} + \beta_{1n} \cdot INCOME_{njs} + \beta_{2n} \cdot LABOUR_{njs} + \beta_{3n} \cdot CASH_{njs} + \beta_{4n} \cdot MELLO_{njs} + \beta_{5n} \cdot MELHI_{njs} + \beta_{6n} \cdot FLO_{njs} + \beta_{7n} \cdot FHI_{njs} + \delta \cdot \theta \cdot E_n + \varepsilon_{njs}$$

où  $CURR$  est égal à 1 lorsque la technologie actuelle est choisie et à 0 lorsque l'une des deux nouvelles technologies proposées est choisie ;  $E_n \sim N[0,1]$  est la composante d'erreur aléatoire sous-jacente spécifique à l'individu ;  $\delta$  est égal à 1 pour les alternatives 2 et 3 et à 0 sinon ; et  $\theta$  est l'écart-type de la composante d'erreur  $E$ . Les autres variables correspondent aux attributs (MELLO, MELHI = Lower and Higher Max. Economic Loss , FLO, FHI = Lower and Higher fertility). Les variables MELLO, MELHI, FLO et FHI ont été codées sous une forme « effet ». En utilisant le théorème de Bayes, nous pouvons calculer la valeur moyenne de chaque paramètre qui intègre l'information fournie par les choix qu'il a effectués (Greene et Hensher, 2003, Greene, 2016, p. 578-583). À l'aide de ces coefficients, nous avons effectué une analyse en grappes hiérarchique pour identifier des groupes de préférences homogènes.

Les résultats de ces modèles ont été publiés et l'article est attaché en annexe de ce document (Jourdain, *et al.*, 2020 \*). Nous ne reprenons ici que les résultats principaux et les leçons tirées de cette approche.

Les résultats suggèrent la présence de quatre groupes de préférences, qui pourraient correspondre à quatre groupes de comportements potentiels distincts à l'égard des nouvelles technologies.

Tableau 4 : Typologie des utilités marginales conditionnelles

	Cluster 1 (n=29) "Fertility-minded"		Cluster 2 (n=50) "Constrained"		Cluster 3 (n=12) "Income maximisers"		Cluster 4 (n=29) "Risk-averse"		Kruskal – Wallis Test
	Median	Sd	Median	Sd	Median	Sd	Median	Sd	
Exp. Income	0.047	0.013	0.038	0.005	0.071	0.034	0.035	0.007	0.000
Labour	-0.021	0.007	-0.029	0.007	-0.015	0.017	-0.025	0.010	0.000
Cash outflow	-0.006	0.007	-0.028	0.009	-0.018	0.028	0.005	0.011	0.000
Lower Max Economic Loss	1.683	0.208	1.226	0.283	1.390	0.657	2.278	0.112	0.000
Higher Max Economic Loss	-1.374	0.312	-0.791	0.373	-0.856	0.843	-2.194	0.147	0.000
Lower Fertility	-5.386	0.229	-5.533	0.689	-3.575	0.862	-4.491	0.458	0.000
Higher Fertility	3.993	0.298	4.183	0.805	2.021	0.877	2.941	0.537	0.000

Les "agriculteurs soucieux de la fertilité" ont montré les plus grandes préférences pour les attributs de la fertilité et des utilités marginales faibles pour les besoins en main-d'œuvre et en argent. Ces agriculteurs seraient très réceptifs aux techniques de l'intensification durable et n'auraient pas de contraintes fortes.

Les "agriculteurs contraints" ont montré la plus faible préférence pour le revenu et la fertilité du sol, et ont les valeurs marginales plus élevées pour des besoins en argent ou en main-d'œuvre plus faibles. Ces agriculteurs seraient principalement intéressés par les technologies/pratiques qui permettraient d'alléger les besoins en liquidités et en main-d'œuvre.

Les "maximiseurs de revenus" montrent les préférences les plus marquées pour un revenu plus élevé. Leur coefficient médian pour les besoins en main-d'œuvre était inférieur à la moyenne. Cela suggère que la contrainte de travail est moins problématique pour eux et qu'ils ne sont pas particulièrement

intéressés par les technologies qui réduiraient les besoins en main-d'œuvre. Leurs coefficients médians pour les liquidités suggèrent également qu'ils se préoccupent peu des contraintes financières. Enfin, ces agriculteurs avaient des coefficients plus faibles pour la perte économique maximale et la fertilité des sols. Ils cherchent donc des possibilités d'augmenter leurs revenus, sans trop se soucier d'un éventuel risque d'échec ou d'un impact à long terme sur leurs sols. En tant que telles, les pratiques d'intensification durable ne les intéresseraient que si elles augmentaient leurs revenus.

Les "averses au risque" ont montré les préférences les plus marquées pour le risque des pertes (à la fois plus élevés et plus faibles) et l'utilité marginale de revenu la plus faible. Les agriculteurs de ce groupe ont également montré une faible désutilité marginale liée à l'augmentation des besoins de trésorerie. Cela suggère qu'ils sont plus soucieux que les autres membres de réduire la possibilité de pertes économiques élevées. Les agriculteurs de ce groupe seront probablement réticents à essayer des technologies dont les conséquences économiques sont incertaines.

Ces résultats devraient aider les développeurs à améliorer leur offre technologique, et les décideurs politiques à diversifier les mécanismes d'incitation pour promouvoir une intensification durable dans la région, car nos résultats suggèrent qu'une technologie unique ne fonctionnera pas pour tous les agriculteurs. Les types d'agriculteurs identifiés seront réactifs aux différents impacts attendus des techniques proposées.

Un premier résultat important est que nous n'avons pas pu associer ces différentes préférences aux caractéristiques sociodémographiques des ménages, ni aux variables structurelles des exploitations. Le DCE fournit donc des informations qui ne pouvaient pas être facilement déduites des typologies structurelles des exploitations. Ce premier résultat sur un échantillon relativement réduit méritera d'être approfondi sur des contextes agronomiques contrastés et des échantillons plus large. En effet, il interroge la validité de l'utilisation des simulations effectuées sur des modèles d'exploitations dont la diversité a été caractérisée à partir des seules différences de structures.

Un deuxième résultat important est la grande importance donnée aux critères de fertilité et de risque pour certaines classes. J'ai donc testé des représentations alternatives du processus de choix comme l'élimination des alternatives ne présentant pas certains critères. Nous présentons cette approche dans la section 4.2.2 de cette partie 2 consacrée aux analyses de l'identification des processus de décision.

### **3.4 Conclusions sur l'analyse du changement technologique**

Le changement technologique occupe une place centrale dans mes recherches car il devrait permettre aux agriculteurs d'atteindre de manière plus efficace un meilleur mix agro-environnemental. Comme j'ai travaillé dans le cadre de projets de développement, j'ai surtout abordé des technologies peu adoptées, et j'ai donc analysé leur impact *ex-ante* sans pouvoir me reposer sur une base statistique d'agriculteurs ayant déjà adopté et adapté ces technologies. J'ai donc privilégié deux approches : la première, plus ancienne, basée sur la simulation des exploitations agricoles à partir de données provenant des enquêtes de ménage et des sorties des modèles agronomiques ; la seconde, plus récente, en utilisant les ECD pour estimer les préférences vis-à-vis des critères technologiques.

Il ne s'agit pas de trancher sur l'une ou l'autre des méthodes chacune ayant leurs avantages-inconvénients. La simulation permet d'intégrer un grand nombre de données d'origines et collectées à des échelles différentes, et d'obtenir comme une des sorties des modèles des impacts environnementaux quantifiables (érosion, pollution, etc.). En revanche, la diversité des exploitations est surtout abordée par l'angle de la diversité de leurs structures (composition familiale, dotations en facteurs, etc.) et non par la diversité de leurs préférences. Enfin nos résultats ne sont pas basés

sur l'observation de comportements observés. De manière quasi symétrique, la seconde approche permet d'aborder la diversité des ménages agricoles par l'angle des préférences et des modes de décision : l'analyse en classes latentes permet en effet d'identifier des classes de préférence, et de discuter l'attrait des technologies pour ces différents types de ménages. En revanche, les ECD tels que je les ai utilisés jusqu'à présent ne permettent pas une discussion sur les impacts environnementaux. Un cadre permettant de combiner ces deux approches reste encore à développer.

Jusqu'à présent, j'ai présenté une utilisation « canonique » de l'une et l'autres méthodes. Cependant, face à la réalité de la prise de décision des agriculteurs dans le cadre de la propriété collective, ou aux premiers résultats des analyses économétriques de ECD, j'ai été amené à développer des approches de modélisation plus approfondies et originales. Je présente deux cas d'études représentatifs du développement des modèles initiaux pour une meilleure représentation de la décision des producteurs dans la section suivante.

## **4 Mieux identifier et représenter les processus de décisions**

Une représentation adéquate des processus décisionnels est un ingrédient indispensable pour obtenir des analyses *ex-ante* des instruments de politiques qui soient crédibles. Je présente maintenant deux cas d'études pour lesquels j'ai essayé de mieux représenter le contexte de la décision—le cas des puits collectifs au Mexique—ou d'identifier la diversité des processus de décision—le cas des choix de technologie au Laos.

### **4.1 Gestion d'une ressource en propriété collective : le cas du Mexique**

Les modèles en programmation mathématique de la décision représentent généralement la décision d'un agent unique qui ne prend pas en compte les décisions des autres agents. Cependant, dans le cadre d'une ressource naturelle en propriété collective, ce type de modèle ne représente pas la réalité de la décision. Contrairement aux biens communs, cette propriété collective est le fait d'agents qui interdisent l'accès de la ressource aux non-membres et qui déterminent des règles d'utilisation de cette ressource. Ces règles peuvent engendrer des comportements stratégiques que j'ai représenté à l'aide du concept d'équilibre de Nash.

#### **4.1.1 Le contexte**

J'ai étudié l'impact potentiel des politiques visant à réduire les extractions en eaux souterraines des petites exploitations agricoles gérant en commun des petits périmètres irrigués (ci-après puits collectifs) dans une zone d'agriculture intensive sur l'altiplano Mexicain. Ce travail de recherche s'est opéré dans le cadre d'un projet de développement copiloté par le CIRAD, le CIMMYT et l'INIFAP dans une région d'agriculture intensive basée sur les productions céréalières et les productions maraichères, le Bajío Guanajuatense. Les travaux ont été synthétisés dans ma thèse de Doctorat (Jourdain, 2004 \*). J'ai constaté une grande diversité des règles d'allocation de l'eau et des coûts de pompage, dont certaines pouvaient induire des interactions stratégiques entre les producteurs d'un même puits collectif. Par exemple, certains groupes ont opté pour une répartition des coûts déconnectée des consommations réelles de chacun des membres: division par le nombre de membres, répartition proportionnelle à la superficie irriguée, etc. Avec ce type de règles, l'utilisation accrue de l'eau par un producteur contribue entièrement à son revenu mais le coût de cette unité supplémentaire est divisé entre tous les membres. Comme dans le cas d'une propriété collective non régulée, chacun a donc une incitation à utiliser plus d'eau qu'il ne le ferait s'il était le gérant unique du puits.

Je suis donc parti de l'hypothèse que la diversité des choix individuels et les réactions de ces producteurs aux politiques ne pourraient se comprendre et se modéliser que par une prise en compte

de deux systèmes imbriqués: le système de production (l'agriculteur individuel), et le système puits collectif dont les règles liées aux interactions stratégiques devaient être modélisées. Ce deuxième degré d'organisation apporte des questions de recherche complémentaires ayant pour objectif d'explorer les effets croisés entre les politiques envisagées et les règles au sein des puits:

- Un changement des règles de partage de l'eau et des coûts amène-t-il une réduction significative des consommations en eau au sein des puits collectifs?
- Est-ce que ces changements de règles rendent les puits plus réactifs aux tarifs et aux quotas?
- Est-ce qu'un travail sur les règles collectives permet de diminuer l'impact des politiques envisagées sur les revenus agricoles?
- Quelles sont les interactions entre le changement technique et les règles collectives: les règles collectives ralentissent-elles le changement technique?

Dans sa forme la plus aboutie, la recherche a exploré les impacts croisés des trois familles de leviers permettant d'influencer les comportements de consommation des producteurs: coûts et disponibilité de l'eau (via des politiques tarifaires de l'électricité), changement technique et règles collectives de gestion des puits. Les impacts anticipés sont les quantités d'eau extraites, les revenus des producteurs. Dans cette section, je me focalise sur la représentation de la décision dans une propriété collective.

La présence de règles collectives qui permettent de ne pas payer l'eau en proportion de leurs consommations peut induire des comportements stratégiques et à une consommation non-efficace de l'eau par le puit collectif (Figure 9). Pour être opérationnel, il nous faut cependant pouvoir mesurer la différence de consommation en eau due aux interactions stratégiques, il nous faut d'une part définir le niveau de consommation efficace du puits collectif, et d'autre part décrire les conséquences des comportements stratégiques.

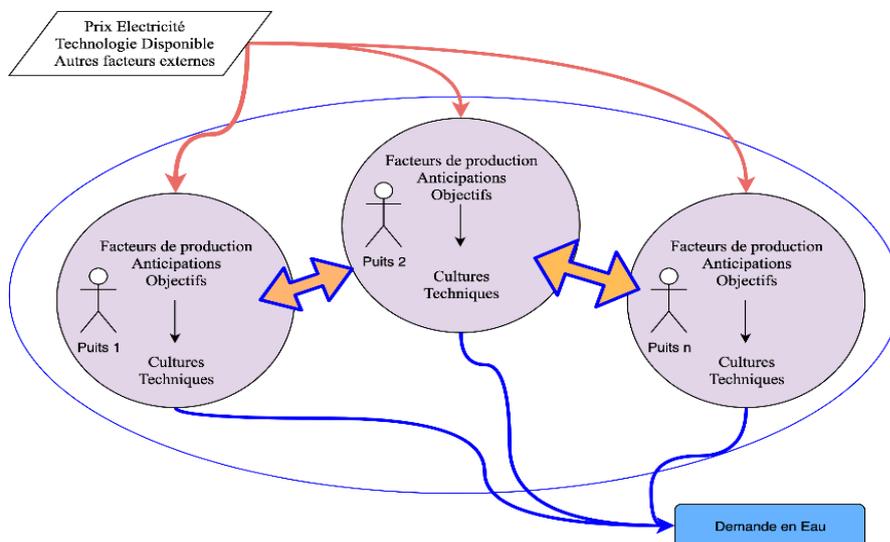


Figure 9: Représentation schématique des puits collectifs

Pour mesurer l'impact des interactions stratégiques sur les revenus et les quantités d'eau consommées, j'ai comparé un optimum social et un équilibre de Nash non-coopératif adapté de l'équilibre de Cournot-Nash (voir encadré). Pour l'optimum social, on maximise une fonction d'utilité égale à la somme des utilités des membres du puits, ce qui représente une coopération parfaite entre les différents producteurs et qui annule les effets des interactions stratégiques (Figure 10). A l'inverse, l'équilibre de Cournot-Nash représente un groupe d'individus ayant chacun un

comportement stratégique pur. Cet équilibre est trouvé en maximisant simultanément les différentes fonctions d'utilité de chacun des producteurs (Figure 11).

### Interactions stratégiques et équilibre de Cournot-Nash

L'oligopole de Cournot, dans sa version la plus simple, représente un petit nombre de producteurs en compétition sur un marché et qui choisissent les quantités de produits à mettre sur le marché. Du fait du faible nombre de producteurs, chaque producteur décidant d'augmenter son offre fait baisser les prix pour l'ensemble des producteurs: on peut alors parler d'interactions stratégiques. Un jeu de Cournot-Nash est caractérisé par un ensemble d'agents en interactions stratégiques sur un marché. Dans le cas, de jeux statiques à information parfaite, chaque joueur maximise son profit par rapport à la quantité qu'il produit, en faisant l'hypothèse que chacun des membres fera de même. L'équilibre définit alors un ensemble d'offres telles que chaque producteur pris séparément ne désire pas changer sa propre offre de manière unilatérale. L'équilibre de Cournot-Nash est donc un problème d'optimisation simultanée des profits de chacun des producteurs, ces profits étant affectés par les décisions des autres producteurs.

J'ai transposé la structure de l'oligopole de Cournot à la situation de nos puits collectifs: chaque producteur achète son eau sur un pseudo-marché de l'eau où, du fait des fonctions de répartition des coûts, le prix de l'eau dépend des décisions de consommation de l'ensemble du groupe.

Ces deux solutions représentent des configurations extrêmes non nécessairement conformes à une réalité observée. La coopération parfaite est illusoire et le comportement non-coopératif pur fait abstraction de toutes les possibilités de contrôle social sûrement présent dans les groupes.

Cependant, la différence entre les deux équilibres peut être interprétée comme le coût maximal de la non-coopération. En ce sens, la comparaison des deux équilibres fournit une information intéressante pour la recherche-développement dans la région: si ce coût est faible, les aspects institutionnels au sein des groupes ne sont pas susceptibles d'interférer avec les objectifs des politiques tarifaires ou de rationnement. Si ce coût est important ou augmente avec le changement du contexte physique (profondeur de la nappe), ou des politiques publiques, il est probable que les producteurs devront ajuster leurs règles collectives. Sur le terrain, certains groupes nous ont mentionné de tels ajustements dans les règles quand les coûts de la ressource en eau ont augmenté du fait de la profondeur de la nappe, les amenant à pouvoir s'adapter à leur nouveau contexte. D'autres groupes, en revanche, n'avaient pas eu cette capacité, amenant souvent quand la ressource devenait plus chère à des fortes pertes économiques. Une aide sur les aspects institutionnels apparaît alors nécessaire.

Les équilibres de Cournot-Nash ont été obtenus en utilisant les algorithmes de type Mixed Complementary Problem (MCP) (Ferris et Pang, 1997, Ferris et Munson, 2000). Pratiquement, on remplace les problèmes d'optimisation individuels par leurs conditions de premier ordre de Karush-Khun-Tucker. Ces conditions comprennent l'annulation de la dérivée première du Lagrangien du problème, auxquelles s'ajoutent les relations d'exclusion. La recherche de l'équilibre devient équivalente à la résolution d'un système d'inéquations avec contraintes de complémentarité et après avoir vérifié les contraintes de qualification (Figure 12).

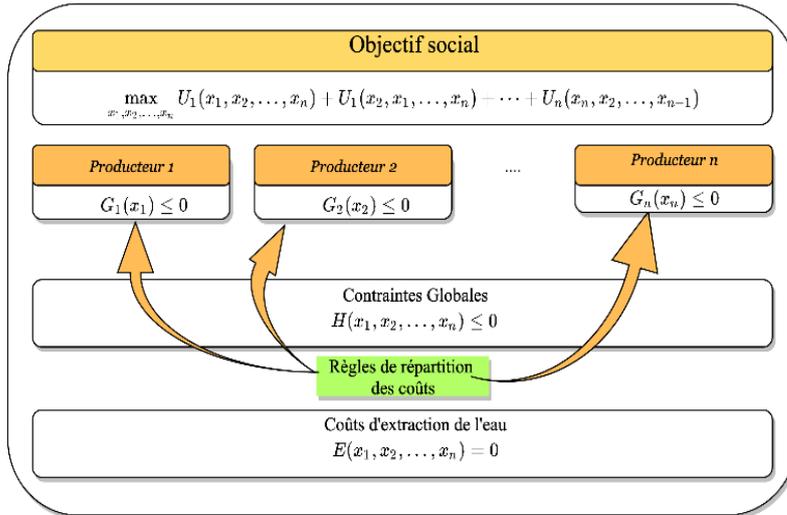


Figure 10 : Représentation schématique d'un puits coopératif

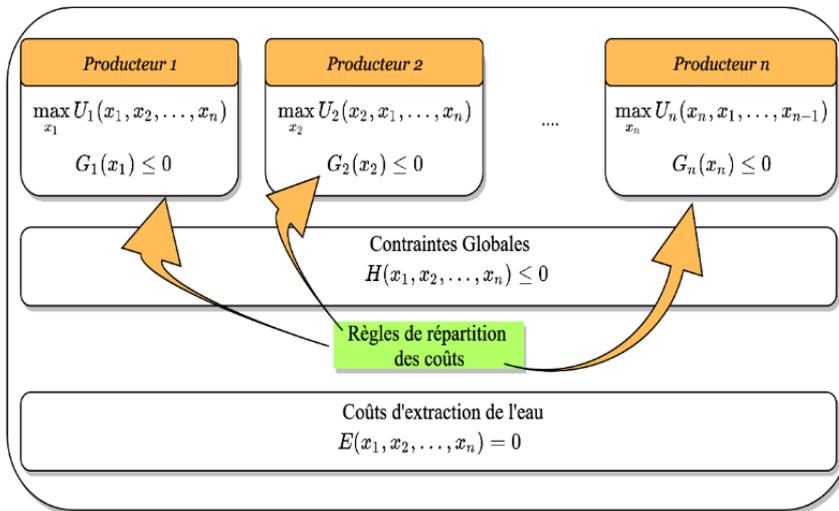


Figure 11 : Représentation schématique d'un puits non-coopératif.

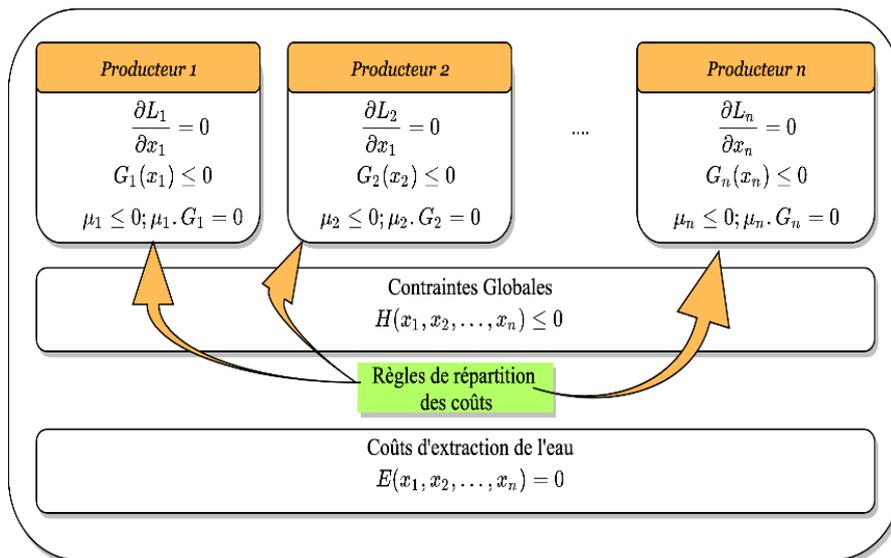


Figure 12 : Formulation MCP de l'équilibre non-coopératif

## 4.1.2 Principaux résultats

### 4.1.2.1 *Un outil opérationnel de modélisation de la propriété collective*

La démarche adoptée repose sur la caractérisation, la modélisation et la simulation des décisions prises au sein des puits collectifs afin de pouvoir anticiper *ex-ante* l'impact de politiques publiques ou de changements institutionnels. Les systèmes « puits collectifs », considérés au sens de Ostrom, comportent l'ensemble des infrastructures physiques, des producteurs utilisateurs d'eau, et des règles collectives, explicites ou non, qui permettent au système de fonctionner.

L'utilisation de la programmation mathématique permet de représenter de manière intégrée deux niveaux imbriqués d'analyse. Une première composante du modèle s'intéresse aux systèmes de production : chaque producteur opère des choix en fonction de ses propres facteurs, des règles collectives vues comme des contraintes, et du comportement attendu des autres producteurs. Une deuxième composante du modèle agrège les différents systèmes de production pour représenter le « comportement » du système irrigué. L'agrégation nous oblige à faire des hypothèses sur l'influence des interactions stratégiques sur les décisions individuelles.

En comparant un équilibre social –tous pour un– à un équilibre non-coopératif –chacun pour soi, la méthode permet d'identifier l'effet maximal de ces interactions stratégiques. L'intérêt de cette approche par la programmation mathématique est de pouvoir appréhender à la fois la complexité des décisions au sein d'une exploitation – notamment des fonctions de production complexes et les interactions entre les ressources/facteurs au sein du système de production– et les interactions stratégiques. L'univers des stratégies de chacun des producteurs est ici très large car il inclut les choix sur la superficie irriguée, les cultures implantées et les pratiques d'irrigation employées.

La représentation du fonctionnement du collectif est incomplète car le choix des règles reste déterminé de manière exogène. Cependant, il permet déjà de représenter les incitations individuelles ou collectives à changer ces règles sous les différents scénarios envisagés.

### 4.1.2.2 *Changer les institutions au sein des puits collectifs aura un impact sur la consommation globale du puits quand la ressource est chère*

La modélisation apporte une perspective quantitative et empirique originale au débat sur le rôle des organisations et des institutions dans la lutte contre la dégradation des ressources naturelles. Les simulations de ces puits, dans un cadre coopératif puis non-coopératif, considérés comme des cas extrêmes d'une réalité plus complexe, permettent d'identifier les inefficiences qu'engendrent potentiellement certains cadres institutionnels. Les comparaisons entre les deux équilibres donnent une mesure des enjeux d'un travail sur les institutions au sein des puits, tant en termes de consommation en eau que de distribution de la ressource et des revenus entre les différents producteurs.

Pour ce cas d'étude, un changement des institutions sans changement des tarifs électriques aura *un impact faible sur la consommation en eau globale des puits*. En revanche, le passage d'un équilibre non-coopératif à un équilibre social *aura un impact sur la répartition des quantités d'eau utilisées par les différents membres*, l'eau étant redirigée vers les producteurs les plus efficaces.

Par ailleurs, l'impact des règles collectives sur la consommation globale d'un puit dépendra de l'état de dégradation de la ressource, et de la configuration des groupes. Plus les coûts d'extraction sont importants, *plus la surconsommation engendrée par la non-coopération sera importante*. L'investissement dans des règles collectives apparaît peu valorisant quand la ressource est peu coûteuse, mais s'avérera payant quand elle le devient. Inversement, les membres des groupes auront plus d'incitations à réviser leurs règles collectives quand les gains de ces réajustements sont forts. L'augmentation des tarifs électriques devrait donc inciter les groupes à changer leurs règles de fonctionnement.

Par contre, l'incitation au changement de règle ne signifie pas forcément que les groupes seront à même de réaliser ce changement. En effet, l'observation des puits montre que quand la ressource devient rare ou coûteuse, certains groupes arrivent à mettre en place des nouvelles règles collectives. D'autres, par contre n'arrivent pas à mettre en place ces règles et arrivent à des situations où tous les producteurs sont perdants et l'irrigation en saison sèche n'est plus permise (équilibre non-coopératif).

#### 4.1.2.3 *Nécessité de changer les incitations avant de proposer le changement technologique*

Les systèmes irrigués que nous avons étudiés, du fait de leur caractère collectif, ne disposent pas d'un nombre très important d'options techniques. Par exemple, les systèmes d'arrosage par aspersion ou localisés (goutte à goutte) s'intègrent difficilement dans les systèmes étudiés, car ils supposeraient une organisation du travail et une coordination difficilement envisageable entre les producteurs<sup>17</sup>. En revanche, l'introduction de techniques à base de semis direct semble apporter une solution économiquement intéressante pour les producteurs, tant en termes de compétitivité que de consommation en eau. Etant donné les coefficients techniques dont je disposais, les simulations que nous avons effectuées montrent que l'introduction du semis direct permettrait des économies en eau substantielles, et que le caractère collectif des puits ne générerait pas de blocage particulier à l'adoption. En d'autres termes, au prix actuel de l'électricité, les interactions stratégiques entre les producteurs ne sont pas à l'origine de la non-adoption du semis direct.

La promotion du changement technique est une des solutions les plus avantageuses pour les producteurs de la région. Elle permet une diminution des consommations sans les réductions de revenus consenties par les autres méthodes. Les limites de cette approche apparaissent cependant quand on cherche des réductions importantes de la consommation en eau par l'agriculture. Le semis direct rendant les systèmes plus résilients, on diminue également leur élasticité aux instruments économiques, notamment la tarification.

En revanche, la combinaison entre le travail institutionnel et le changement technique présentait un grand intérêt. En effet, elle permettait d'augmenter le revenu des producteurs tout en diminuant les consommations de l'ordre de 30% en moyenne. Elle semble donc être une mesure intéressante en terme de politiques, car on bénéficie clairement de synergies entre les deux types d'instruments.

Elle présente cependant un certain nombre d'inconvénients, en partie hérités des instruments qui la composent:

- Ni le changement technique, ni les institutions au sein des groupes ne changent fondamentalement les incitations des producteurs en terme de consommation en eau. En ce sens, on ne résout pas les problèmes de consommation des groupes produisant des cultures fourragères ou les productions maraîchères au sein des puits individuels par exemple. On ne règle donc qu'un aspect de la question.
- Bien que l'on ait des synergies entre les deux types d'instruments, la combinaison atteint ses limites, quand on recherche une diminution importante de la consommation. La limite de réduction se situe aux environs de 30%, au-delà de cette limite, d'autres instruments sont à rechercher.
- Les changements techniques et institutionnels présentent toujours un certain degré d'incertitudes en termes de résultats attendus. Nous avons modélisé ici des systèmes de semis direct relativement parfaits, qui représentent des techniques telles que les chercheurs l'envisagent.

---

<sup>17</sup> De ce point de vue, on notera que les systèmes observés dans les zones de montagne d'Asie du Sud-est contourne cette contrainte par la construction de petits bassins de rétention d'eau dans lequel chacun des producteurs vient pomper sa part de la ressource captée collectivement. Cependant ces modèles sont appliqués sur des superficies beaucoup plus petites. Par ailleurs, ils posent d'autres questions sur la coopération entre les acteurs pour la gestion du réservoir commun qui débordaient largement le cadre de la thèse.

L'appropriation par les agriculteurs de la région de ces techniques peut réserver des surprises à leurs promoteurs:

- Le semis direct promu par les centres de recherche et celui tel qu'il est adopté à l'heure actuelle par les producteurs diffèrent sensiblement, notamment en ce qui concerne l'utilisation du paillis. Une des bases du semis direct sous couvert végétal, et ce qui lui confère toutes ses propriétés bénéfiques, est de couvrir le sol avec les résidus de la récolte précédente. Pourtant, la grande majorité des producteurs n'a pas adopté cet aspect de la technique. Or, l'absence de paillis enlève en grande partie les propriétés de conservation de l'eau.
- Une innovation même économiquement supérieure n'est pas forcément adoptée/adaptée par la population cible (Cowan et Jonard, 2003). Il n'est donc pas obligatoire qu'un changement technique à base de semis direct apparaisse dans la région qui nous concerne, même si ses propriétés intrinsèques sont intéressantes pour les producteurs de la région. L'histoire longue nous invite même plutôt à la prudence sur ce sujet, et les sauts technologiques importants semblent requérir des chocs extérieurs importants (Carey et Zilberman, 2002).
- La promotion des innovations, tant techniques qu'institutionnelles, est coûteuse. D'une part, elle suppose le maintien d'un système d'innovation important: chercheurs, vulgarisateurs, etc. D'autre part, l'Etat subventionne la technique par le biais d'aides directes à l'achat des équipements nécessaires (semoirs essentiellement). Subventions sur les tarifs électriques et promotion des innovations constituent en quelque sorte un double appui à l'agriculture irriguée au dépens des autres secteurs. De plus les deux instruments envoient des incitations antagoniques aux producteurs. Du seul point de vue de la réduction de la consommation de l'eau, la promotion des innovations techniques et institutionnelles isolée des autres instruments à la disposition du décideur politique ne devrait donc pas avoir la priorité.

## **4.2 Diversité des préférences et des processus de décision**

Pour le cas d'étude Lao dont le contexte et les premières analyses ont été présentées dans la section 3.3.2, nous avons approfondi notre compréhension des différents types de producteurs selon deux directions : tout d'abord, nous avons obtenu le classement des objectifs utilisés par les producteurs lors de leur prise de décision en utilisant une enquête de Best-Worst Scaling. Par ailleurs, dans le cas des ECD réalisés en Thaïlande puis au Laos, j'ai approfondi l'analyse économétrique des préférences à l'aide d'un modèle permettant d'évaluer la présence de plusieurs modes de sélection des alternatives. Ces deux approfondissements méthodologiques sont présentés dans les sections suivantes.

### **4.2.1 La diversité des objectifs stratégiques: une approche par le Best-Worst Scaling**

Afin de préparer un modèle de décision agricole multicritères, nous avons étudié les classements par les agriculteurs des principaux objectifs lors de la prise de décisions. Pour ce faire, nous avons identifié les principaux objectifs utilisés par les agriculteurs à l'aide d'entretiens approfondis avec des agriculteurs durant lesquels nous avons eu recours à des jeux sérieux pour déterminer les principaux objectifs qu'ils utilisent pour prendre des décisions au niveau de l'exploitation. Ensuite, nous avons mis au point une expérience de type visant à estimer une Echelle du Meilleur au Pire, Best-Worst Scaling (BWS) de type objet (Louviere, *et al.*, 2015) afin que les agriculteurs d'identifier les objectifs « les plus » et « les moins » importants mobilisés pour leurs prises de décision.

En général, lors d'une enquête BWS, on soumet aux répondants un sous-ensemble d'éléments d'une liste principale. Ils sont alors invités à indiquer le pire élément et le meilleur élément<sup>18</sup>. La tâche est répétée en faisant varier le sous-ensemble d'éléments de manière systématique selon un plan d'expérience. Comme pour les ECD, on suppose que les répondants font des choix selon un modèle d'utilité aléatoire (UA). Les préférences d'un répondant de l'élément A par rapport à l'élément B est révélée par la fréquence à laquelle l'élément A est préféré à l'élément B lors des choix répétés. En d'autres termes, les fréquences de choix permettent d'estimer les utilités associées aux objets sur une échelle latente (Louviere, *et al.*, 2015).

Comme on classait des objets non décrits par des attributs, j'ai utilisé un plan d'expérience en blocs incomplets équilibrés (PBIE) pour construire les comparaisons successives proposées aux agriculteurs. Un PBIE est un plan expérimental qui produit des ensembles de taille fixe et assure une occurrence et une cooccurrence égales des objets dans tous les ensembles de comparaison (Street et Street, 1986). Le plan expérimental retenu proposait sept scénarios contenant chacun trois objectifs à comparer. Dans ce plan, chaque objectif apparaît trois fois et qu'il coexiste une fois avec un des autres objectifs. Les scénarios obtenus sont présentés dans le Tableau 5.

Pour évaluer le classement moyen, les choix de tous les répondants sont regroupés en un ensemble et les indicateurs suivants sont calculés pour chaque objectif : (a) *B* : le nombre de fois où il a été mentionné comme le plus important, (b) *W* : le nombre de fois où il a été mentionné comme le moins important, (c) le score standard :  $SS = (B - W) / (N * 3)$  (où *N* est le nombre d'enquêtes, et 3 reflète le fait que chaque objectif est présenté trois fois aux répondants), (d) le « analytical best-worst » :  $ABW = (\log(1 + SS)) / (\log(1 - SS))$  (Marley, *et al.*, 2016), et enfin (e) le ratio score  $RS = \sqrt[3]{(B/W)}$  ajusté par un facteur de calibrage afin que le RS numériquement le plus élevé prenne la valeur 100. L'ABW est un bon indicateur des rangements moyens (Lipovetsky et Conklin, 2014, Marley, *et al.*, 2016), et le RS fournit un indicateur de l'importance relative des différents objectifs (Louviere, *et al.*, 2015).

Tableau 5: Scénarios présentés aux agriculteurs

	Goal 1	Goal 2	Goal 3
Set 1	HI	LC	RR
Set 2	RI	LC	LL
Set 3	TR	HI	RI
Set 4	TR	LL	RR
Set 5	TR	LC	SU
Set 6	HI	LL	SU
Set 7	RI	RR	SU

TR: Having a transmissible farm capital; HI: Having high incomes punctually (even discontinuous); RI: Having regular incomes (even small); LC: Minimize cash out; LL: Reducing work & efforts ; RR: Reduce risk; SU: Being self-sufficient in rice

L'hétérogénéité des classements individuels des agriculteurs peut être analysée à l'aide de méthodes basées sur la régression logistique multinomiale (MNL). Pour étudier l'hétérogénéité des préférences, nous avons utilisé un modèle en classes latentes pour lequel le facteur d'échelle est endogène (Magidson et Vermunt, 2007). Un modèle de classe latente standard suppose que les individus appartiennent à *C* classes de préférences homogènes. Il utilise deux sous-modèles pour calculer la probabilité qu'un individu choisisse une alternative spécifique. Un sous-modèle estime la probabilité que chaque individu appartienne aux classes, tandis que l'autre sous-modèle estime les

18 Ou les plus et les moins importants, ou les plus et les moins attrayants, etc. On classe donc les éléments le long d'une échelle unidimensionnelle latente représentant les préférences.

probabilités de classe de choisir une alternative sous réserve des préférences au sein de chaque classe. Les deux sous-modèles utilisent une formulation logistique multinomiale.

La probabilité qu'un individu  $n$  qui appartient à une classe spécifique  $c \in (1, \dots, C)$  choisisse une alternative  $j \in (1, \dots, J)$  proposée dans la situation de choix  $t$  s'écrit (Greene & Hensher, 2003) :

$$\Pr(y_{n,j,t} = 1 | i \in c) = \frac{\exp(\lambda \beta_c' X_{n,j,t})}{\sum_{j'=1}^J \exp(\lambda \beta_c' X_{n,j',t})} \quad (1)$$

où  $y_{i,j,t}$  est une variable indicatrice qui prend la valeur 1 lorsque le répondant  $n$  choisit l'alternative  $j$  et 0 sinon,  $X_{i,j,t}$  est un vecteur décrivant les attributs de la situation de choix, et  $\beta_c$  est un vecteur de paramètres d'utilité spécifiques à la classe  $c$ . Comme notre étude est une expérience de type Objet<sup>19</sup>, le vecteur  $X_{i,j,t}$  est composé de zéro (lorsque l'objectif  $j$  n'est pas présent dans le scénario  $t$ ), et de un (lorsque l'objectif  $j$  est présent dans le scénario  $t$ ). La variance de réponse est inversement liée à  $\lambda$ , connue sous le nom de paramètre d'échelle, et est interprétée comme une mesure du manque de certitude des répondants lorsqu'ils font des choix (Swait et Louviere, 1993, Hess et Train, 2017). Le second sous-modèle représente la probabilité d'appartenance à chacune des classes, représentée à partir d'un modèle logistique.

Ce modèle a été adapté pour utiliser les deux choix exprimés par les agriculteurs : le plus important et le moins important. Comme les agriculteurs ont d'abord été invités à choisir l'objectif le plus important parmi trois choix possibles, puis à choisir l'objectif le moins important parmi les deux objectifs restants, nous avons agrégé les deux situations de choix successives, la première où l'objectif choisi (parmi trois) avait un impact positif sur l'utilité, et la seconde (la moins importante parmi les deux objectifs restants) où l'objectif choisi avait un impact négatif sur l'utilité (Louviere, *et al.*, 2015).

Pour améliorer la qualité des modèles, nous avons également testé l'existence de classes avec différents paramètres d'échelle, ce qui signifie que certains répondants peuvent être plus sûrs de leurs choix que d'autres. Enfin, nous avons testé l'hypothèse que les paramètres d'échelle sont potentiellement différents lorsqu'on considère les choix « le plus important » et « le moins important ». Le dernier type de modèle correspondrait à une situation où les agriculteurs, en général, auraient un niveau de certitude différent pour les deux types de choix à faire.

Comme mentionné précédemment, on ne peut pas tester de manière simultanée le nombre de classes et les paramètres des classes. J'ai donc comparé les résultats des modèles comprenant 2 à 5 classes de préférences. La solution avec 4 classes de préférences a donné les meilleurs résultats. Les résultats sont présentés en Tableau 6. A la date de ce rapport, le papier est soumis au Journal of Multi-Criteria Decision Analysis (Jourdain, *et al.*, Submitted \*).

Ce type de modélisation permet d'obtenir une description très fine des profils de producteurs. Elle fournit donc une information importante pour le développement ultérieur de modèle de comportement, mais permet également d'avoir une première évaluation qualitative des réactions potentielles vis-à-vis des technologies. Je ne développe pas le détail des résultats obtenus ici.

Il me semble cependant important de souligner un aspect original de la méthode qui accepte et cherche à évaluer la possibilité que certaines personnes aient des réponses plus ou moins cohérentes.

---

<sup>19</sup> Dans ce type d'analyse, les objets ne sont pas décrits par des attributs.

Cette évaluation est rendue possible par l'évaluation de facteurs d'échelles différenciés au sein de la population.

Tableau 6: Paramètres estimés

Attributes	Class 1	s.e.	Class 2	s.e.	Class 3	s.e.	Class 4	s.e.
Class size	43%		20%		19%		18%	
SU	1.64	0.255	1.70	0.370	1.01	0.256	0.30	0.215
TR	1.16	0.199	2.05	0.426	0.59	0.213	0.55	0.208
RI	-0.01	0.148	-0.01	0.238	-1.68	0.400	1.56	0.333
RR	-0.29	0.162	-1.61	0.362	-0.04	0.221	0.48	0.242
HI	-0.70	0.177	-0.37	0.254	0.81	0.213	-0.76	0.284
LL	-0.39	0.166	-1.47	0.413	-0.71	0.276	-0.48	0.262
LC	-1.39	0.242	-0.29	0.235	0.01	0.229	-1.63	0.387
Scale Models		Overall	s.e.	Wald	p-value			
Worst log-scaling factor		-0.291	0.075	15.138	1.0E-04			
Preference log-scaling factor		-1.037	0.258	16.222	5.6E-05			
Log-likelihood	-1226.44	p= 0.000						
AIC3	2650.87							

SU: Self-sufficient rice production; TR: Transmittable farm capital ; RI: Regular income (even small); RR: Reduce risk by diversifying; HI: High income (even if irregular), LL: Low Labour requirements; LC: Low cash requirements

Les résultats suggèrent que la probabilité de donner des réponses moins cohérentes était de 30%. Une cohérence moindre pourrait être liée à des difficultés à comprendre les tâches à accomplir, à la plus grande difficulté de faire des choix, à un malentendu sur les objets à comparer, ou à une moins grande concentration des répondants<sup>20</sup>. Ces difficultés pourraient provenir des répondants, par exemple du fait de leur niveau d'éducation plus faible, mais nous n'avons pas trouvé de relation significative entre le niveau d'éducation et la probabilité d'appartenance aux classes donnant des réponses moins cohérentes<sup>21</sup>. Il suggère également que mener une recherche devant s'appuyer sur des traductions (de l'anglais au laotien à l'anglais) peut rencontrer ce genre de difficultés. Malgré toutes les précautions prises pour décrire les concepts (discussion préalable et accord sur les concepts utilisés, utilisation de pictogrammes, etc.), certaines ambiguïtés avec au moins certains des agriculteurs interrogés ont pu persister. Ces difficultés d'échange avec les personnes interrogées sont présentes dans la plupart des études sur le développement, car les chercheurs sont souvent en contact avec des personnes dont la langue et le milieu culturel sont différents. Cependant, le problème est rarement reconnu et évalué de manière explicite. Nous considérons donc comme un avantage la possibilité donnée par notre méthodologie d'évaluer l'incertitude des choix faits par les personnes interrogées.

#### 4.2.2 Hétérogénéité des processus de décision

J'ai utilisé les ECD pour évaluer le CAP pour les services écosystémiques associés à l'agriculture irriguée, et pour une analyse des préférences pour les attributs des technologies au Laos. Dans les deux cas, j'ai d'abord réalisé une estimation économétrique classique : *conditional logit*, *latent class logit* and *random parameter model*. Nous les avons déjà présentés dans les sections 2.3.4 et 3.3.2.2.

<sup>20</sup> Ce manque d'attention pouvant lui-même être lié à la fatigue ou au manque d'intérêt pour les questions posées.

<sup>21</sup> Notons cependant que l'échantillon que nous avons pu mettre en place était, pour des raisons logistiques, limité à 120 enquêtes.

Dans les deux cas, j'ai approfondi l'analyse des données expérimentales pour tester la possibilité de comportements non-conformes aux hypothèses initiales faites sur le processus de choix : observation de tous les attributs, et compensation possible entre les différents attributs.

#### 4.2.2.1 *La détection des attributs non pris en compte*

Les analyses des ECD reposent sur l'hypothèse d'une homogénéité de la population en termes de traitement des données pour arriver à un choix. Ils supposent tout d'abord que tous les attributs présentés sont traités avec la même attention et avec le même but de les comparer deux à deux afin d'évaluer les compromis présents entre les différentes alternatives. Le choix final représente donc le meilleur compromis possible entre les différents attributs.

Pourtant il s'agit d'une hypothèse forte de comportement des agents au regard des recherches en économie comportementale et en psychologie qui suggèrent que les attributs ne sont pas traités de manière homogène durant le processus de décision. En effet, la plupart des théories psychologiques de la décision adoptent un modèle de processus décisionnel en deux phases (Kahneman et Tversky, 1979 , Houston, *et al.*, 1989 , Ursic et Helgeson, 1990, Thaler, 1999 , Gilbride et Allenby, 2004 ). La première phase concerne l'édition du problème qui consiste à organiser et éventuellement reformuler les options afin de simplifier l'évaluation et le choix. La deuxième phase concerne l'évaluation du problème édité afin de sélectionner l'alternative préférée. Parmi les opérations possibles d'édition du problème, on peut envisager l'élimination de certains attributs avant de effectuer le choix sur la base d'un ensemble plus restreint d'attributs à comparer. Ce processus est connu dans la littérature sous le nom de « *Attribute non-attendance* » que l'on pourra traduire en français par la « non prise en compte d'attributs ». On retiendra l'acronyme anglo-saxon ANA pour la suite de ce texte.

Il est donc important de tester l'hypothèse selon laquelle les agents analysent les compromis entre tous les attributs est vérifiée. Si on constate la présence d'ANA, on doit alors analyser les conséquences de ce processus de décision mis en évidence sur notre capacité à évaluer le CAP pour les différents attributs: quels biais dans l'estimation et peut-on évaluer cette CAP pour l'ensemble de la population.

Dans la littérature sur la présence d'ANA, plusieurs voies ont été envisagées. La première consiste à demander directement aux agents comment ils ont fait leurs choix, et notamment si ils ont ignorés volontairement certains attributs, et à intégrer cette information dans le traitement des choix (Hensher, 2008, Puckett et Hensher, 2008). Puckett et Hensher (2008) et Hensher (2008) ont demandé les attributs ignorés de manière globale: « Quand vous avez effectués vos choix, quels sont les attributs que vous avez ignorés? ». Cependant, cette approche a été mise en doute. par Hess et Hensher (2010) qui montrent que les déclarations des répondants ne sont pas forcément compatibles avec les choix observés, ce que l'on pourrait expliquer par le fait qu'il semble difficile à la personne enquêtée d'avouer qu'elle n'a pas considéré tous les attributs comme il lui était suggéré.

Une deuxième approche a donc cherché à estimer la présence de l'ANA à partir des seules données de choix. L'hypothèse principale pour mener cette évaluation économétrique est qu'une personne ignorant un attribut  $k$  a une utilité marginale nulle pour cet attribut. Cet attribut  $k$  ne peut donc pas être utilisé pour compenser les effets d'un autre attribut. On peut tester si des individus correspondant à ce type de fonction d'utilité ont une probabilité non-nulle d'exister au sein de la population par une analyse en classes latentes dans laquelle on impose la présence de classes dont certains des coefficients de la fonction d'utilité sont contraints à être nuls permet de calculer cette probabilité.

En première approche, on suppose un ensemble unique de préférences au sein de la population, c'est à dire un vecteur  $\beta$  unique (comme dans le modèle MNL), mais des classes qui diffèrent par les

attributs qu'elles ignorent. Pour une première intuition sur un exemple simple, si on considère trois attributs et que l'on fait l'hypothèse que les agents ignorent un seul attribut, alors on va évaluer la présence de 4 classes de préférences basées sur le vecteur de préférence  $\beta$  ( $\beta_1, \beta_2, \beta_3$ ). Les quatre vecteurs sont  $\beta, \beta^1 = (0, \beta_2, \beta_3), \beta^2 = (\beta_1, 0, \beta_3)$ , et  $\beta^3 = (\beta_1, \beta_2, 0)$ . Le modèle doit donc estimer le vecteur  $\beta$  et les paramètres liés aux probabilités des quatre classes d'ANA. Pour une ECD comportant des choix décrits par  $K$  attributs, l'agent peut ignorer entre 0 et  $K$  attributs simultanément. On a donc  $A=2^K$  processus possibles de traitement des attributs. Le modèle doit donc prédéfinir  $2^K$  classes ANA. Si on appelle  $A$  la matrice où chaque ligne correspond à l'une des  $2^K$  combinaisons de  $k$ -uplets ordonnés. A partir d'un vecteur unique  $\beta$ , on peut donc construire  $A=2^K$  vecteurs de coefficients  $\beta_a = \beta \circ \Lambda_a$  où la fonction  $\circ$  correspond à la fonction multiplication élément à élément de deux vecteurs.

La probabilité d'une séquence  $y_{n,T}$  de  $T$  choix effectués par le répondant  $n$  devient donc:

$$P(y_{n,T}) = \sum_{a=1}^A \Pi_a \prod_{t=1}^T P(j_{n,t} | \beta_a) \quad (2)$$

où  $j_{n,t}$  est l'alternative choisie par l'individu  $n$  pour la situation de choix  $t$ .

Il reste donc à estimer  $\beta$  et les  $\Pi_a$  selon la même procédure que pour une analyse en classes latentes. La probabilité que l'individu  $n$  fasse la séquence de choix  $y_{n,T}$  qui sert à construire la fonction de vraisemblance à maximiser devient:

$$P(y_{n,T}) = \sum_{a=1}^A \frac{\exp(\theta_a' \cdot z_n)}{\sum_{\alpha=1}^A \exp(\theta_\alpha' \cdot z_n)} \prod_{t=1}^T \frac{\exp(\beta_a' \cdot X_{jnt})}{\sum_{m=1}^{J_T} \exp(\beta_a' \cdot X_{mnt})} \quad (3)$$

Cette approche, parfois qualifiée d'analyse en classes contraintes, rencontre cependant un certain nombre de problèmes, certains d'ordre pratique, d'autres d'ordre méthodologique.

Pour l'aspect pratique, le modélisateur bute rapidement sur le nombre de classes à estimer simultanément. Pour un modèle à six attributs, on doit considérer l'estimation simultanée de  $2^6=64$  classes. Cela nécessite l'estimation des 6 paramètres du vecteur  $\beta$  et les 63 coefficients associés aux probabilités. 69 coefficients pour une enquête auprès de 300 personnes, chaque personnes ayant été confrontée à 6 situations de choix laisse un degré de liberté suffisamment important ; cependant, l'estimation des modèles LC comportant un nombre élevé de classes pose des problèmes de calculs (Yuan, *et al.*, 2015, cité par Vij and Krueger, 2017) et la plupart des modèles estimés dans la pratique se limitent à un maximum d'une vingtaine de classes. Pour éviter ce problème pratique, on peut soit limiter le nombre de classes en faisant l'hypothèse *ad-hoc* que les agents n'ignorent pas simultanément plus de 1 ou 2 attributs, ce qui permet de réduire le nombre de classes à estimer (e.g., Campbell, *et al.*, 2011). Cependant, ce sont des hypothèses fortes sur les processus de décision qui sont difficilement justifiables et introduisent potentiellement des biais d'estimation. La littérature montre que le phénomène de ANA peut prendre des proportions importantes, notamment en ce qui concerne la non prise en compte de l'attribut coût. Ainsi, et en ne considérant que la non-prise en compte que d'un maximum de deux attributs par classes, (Campbell, *et al.*, 2011) trouve que 92% de son échantillon ignore un attribut et que 60% ignore l'attribut coût. Appliqué à notre jeu de données, nous avons constaté également des proportions similaires avec des classes n'ignorant qu'un seul attribut (Jourdain et Vivithkeyoonvong, 2017 \*). Si les hypothèses du modèle sont respectées, cela implique que ces répondants ont une utilité marginale nulle pour l'argent, ce qui rend impossible l'évaluation de leur CAP pour les autres attributs et remet sérieusement en cause l'utilité de

l'approche par ECD. Cependant, nous montrons également que quand on passe à des modèles ignorant jusqu'à 2 attributs simultanément, la proportion de l'échantillon ignorant l'attribut paiement est réduite à 44%, alors que la proportion de personnes utilisant tous les attributs passe à 21%. Cette première stratégie consistant à limiter arbitrairement le nombre d'attributs ignorés simultanément n'est donc pas satisfaisante. Une autre stratégie consiste à construire de manière *ad-hoc* les classes ANA envisageables. C'est la technique employée par exemple par Thiene, *et al.* (2015). La construction *ad-hoc* est plus satisfaisante quand cela est possible et justifiable sur la base d'heuristiques logiques. Cependant, il peut être difficile de trouver des mécanismes vraisemblables d'élimination de certaines classes ANA pour d'autres problématiques.

De manière plus convaincante, Lagarde a proposé de prendre en considération de manière progressive les différentes classes ANA (Lagarde, 2013). Le modèle itératif de Lagarde repose sur l'hypothèse que si la probabilité d'existence d'une classe ANA n'est pas significative dans un modèle où les agents ignorent un seul attribut à la fois, alors la probabilité d'existence de cette classe sera également nulle dans un modèle où les agents ignorent jusqu'à deux ou plus d'attributs simultanément. Cette hypothèse permet donc de construire l'ensemble des classes à considérer de manière itérative. On considère tout d'abord un premier modèle incluant seulement les classes ANA où un seul attribut est ignoré. Ce premier modèle permet d'établir les probabilités postérieures d'existence de ces différentes classes. Les classes dont la probabilité est non-significative sont donc identifiées. On construit alors un second modèle incluant les classes du premier modèle dont la probabilité est significativement différente de zéro et les classes ANA ignorant simultanément deux attributs. Selon le même mécanisme, les résultats de ce deuxième modèle permettent de construire un troisième modèle incluant les classes du deuxième modèle dont la probabilité est significativement différente de zéro, et les classes ANA ignorant simultanément trois attributs. On répète ce mécanisme pour développer les modèles suivants jusqu'à inclure la possibilité que les agents ignorent tous les attributs simultanément. J'ai appliqué cette approche aux données d'enquêtes réalisées en Thaïlande (Jourdain et Vivithkeyoonvong, 2017 \*). Je montre tout d'abord que l'approche est faisable avec un échantillon raisonnable mais limité de données. Nous avons également montré que la prise en compte du phénomène d'ANA a des conséquences sur les estimations de la CAP pour les différents attributs.

Au-delà de l'aspect pratique, réglé par l'application du modèle de Lagarde, les modèles ANA en classes latentes avec contraintes posent un problème méthodologique. Hess, *et al.* (2013) notent qu'en forçant l'utilité marginale d'un attribut à être nulle dans une classe donnée, on mélange deux populations différentes que le modèle ne permet pas de distinguer: d'une part les agents pour lesquels l'utilité marginale pour cet attribut est nulle, d'autre part les agents qui ne prennent pas en compte cet attribut dans leur décision (éventuellement pour d'autres raisons qu'une utilité marginale nulle). En particulier, la classe va inclure les agents dont l'utilité marginale pour cet attribut est faible, ou trop faible au regard des autres pour qu'il intervienne dans le choix, mais non nulle. Cette impossibilité à séparer les deux types de populations conduit à surestimer la présence d'ANA (Alemu, *et al.*, 2013, Hess, *et al.*, 2013 ).

Hess, *et al.* (2013) proposent de séparer ces deux populations en introduisant de l'hétérogénéité au sein des classes latentes ANA. Ils utilisent donc un modèle de LC-ML (voir annexe méthodologique pour une description du type de modèle) où les classes latentes sont fixées mais permettent une hétérogénéité des préférences au sein des classes latentes. L'estimation au sein des classes ANA d'une variabilité de l'utilité marginale permet ainsi de pouvoir identifier les agents dont l'utilité marginale est faible mais pas nulle. Utilisant ce modèle LC-ML adapté à l'ANA, ils montrent que la présence d'ANA est surévaluée dans les modèles de type ANA-LC. Thiene, *et al.* (2015) adoptent une stratégie similaire, mais basée sur une analyse en classes latentes. Ils développent ainsi un

modèle en classe latentes, où chaque classe latente est la combinaison d'un pattern ANA, d'un niveau d'utilité marginale et d'un facteur d'échelle. Cependant, le nombre de classes à estimer devient très important. Si l'on considère un modèle à 2 classes de préférences (utilité marginales), 6 attributs et deux classes d'échelle, on doit potentiellement estimer  $2^6 \times 2 \times 2 = 256$  classes. Thiene, *et al.* (2015) ont recours à des heuristiques *ad-hoc* pour justifier la réduction du nombre de combinaisons possibles et pouvoir estimer leur modèle (voir notre discussion précédente sur le côté pratique de la méthode, qui ne nous apparaît pas complètement satisfaisante pour des problématiques où ces simplifications ne sont pas envisageables). J'ai développé un modèle de type LC-ML-ANA proposé par Hess, *et al.* (2013), mais au vu de la complexité du modèle et de la relative petite taille de l'échantillon, les modèles étaient instables et n'arrivaient pas à converger. Je n'ai donc pas pu poursuivre cette approche.

#### 4.2.2.2 Hétérogénéité des processus de choix

Comme pour les préférences pour les services écosystémiques en Thaïlande, j'ai testé la présence de processus de choix alternatifs dans les données de choix des producteurs Lao.

Une ECD est basée sur la théorie économique standard et suppose que le décideur est un agent rationnel maximisant l'utilité qui choisit l'alternative qui lui fournit la plus grande utilité. L'ECD standard suppose également que le décideur est désireux et capable de faire des compromis entre les aspects désirables et indésirables de chaque alternative. Enfin, on suppose également que les répondants envisagent toutes les alternatives de la même manière. Toutefois, il est de plus en plus évident qu'un large éventail de stratégies de simplification non conformes à ces hypothèses sont utilisés par les décideurs (Hensher, *et al.*, 2005, Scarpa, *et al.*, 2009, Hensher, 2014b, Erdem, *et al.*, 2015, Sandorf et Campbell, 2016).

Deux stratégies ont été particulièrement étudiées. Premièrement, la stratégie ANA lorsque les répondants ignorent un ou plusieurs attributs (Scarpa, *et al.*, 2009, Hensher, *et al.*, 2012, Scarpa, *et al.*, 2013, Hensher, 2014a). Nous l'avons déjà abordé dans nos travaux sur la valeur des biens non marchands associés à la riziculture irriguée en Thaïlande. Deuxièmement, la stratégie de l'élimination par aspects (EBA), qui apparaît lorsque les répondants éliminent toute alternative qui comporte un aspect indésirable ou ne comporte pas un aspect souhaitable (voir par exemple Tversky, 1972, Batley et Daly, 2006, Hess, *et al.*, 2012, Erdem, *et al.*, 2014a, Erdem, *et al.*, 2014b). L'ANA et l'EBA correspondent à des comportements non compensatoires : dans le cas de l'EBA, la personne interrogée n'acceptera aucune compensation pour l'aspect indésirable présent dans l'ensemble de choix ; dans le cas de l'ANA, le décideur ne trouve aucune valeur pour un des aspects et ne pourra donc pas l'utiliser comme compensation. Les deux processus de décision pourraient être présents lorsque les agriculteurs choisissent entre les technologies.

Pour vérifier si les de tels processus décisionnels étaient utilisés par les agriculteurs que nous avons enquêtés, j'ai construit un modèle en classes latentes s'appuyant sur la formulation de l'EBA trouvée dans Erdem, *et al.* (2014b) et Daniel, *et al.* (2018) et sur la formulation de l'ANA à l'aide d'un modèle ANA proposé par (Scarpa, *et al.*, 2013). La révélation des processus d'ANA butent cependant sur les écueils évoqués dans la section 4.2.2.1.

Pour éviter un nombre important de classes ANA et pour éviter toute heuristique difficilement justifiable j'ai utilisé l'approche de modélisation proposée par Vij et Krueger (2017). Vij et Krueger (2017) proposent un modèle logit mixte estimé à l'aide d'un mélange fini de distributions multivariées non paramétriques. Les supports de la distribution sont spécifiés comme une grille multidimensionnelle sur l'espace des coefficients. Le modèle estime l'emplacement des points sur la grille et leur masse de probabilité. L'analyste ne doit donc pas choisir un type de distribution (comme dans le cas du logit mixte estimé par simulation). L'estimation est basée sur un algorithme de type

EM (expectation – maximisation). Vij et Krueger (2017) montrent en outre la capacité du modèle proposé à récupérer de manière endogène la présence d'ANA.

Pour le modèle en classes latentes, nous avons supposé que le répondant  $n$  utilisait un processus décisionnel  $m$  caractérisé par un vecteur de paramètres  $\beta_m$ . Soit  $P(y_n | m)$  la probabilité d'observer la séquence de choix  $y_n = [i_{n1}, i_{n2}, \dots, i_{nT}]$  faite par le répondant  $n$  sous réserve que  $n$  utilise le processus décisionnel  $m$ . Nous faisons l'hypothèse que  $M$  processus décisionnels sont présents dans les données, chacun basé sur son propre vecteur de paramètres et sa propre structure de modèle. Comme le choix de la règle de décision pour un répondant donné n'est pas observé, il est traité comme une composante latente. La probabilité de la séquence de choix observée pour le répondant  $n$  devient :

$$P(y_n) = \sum_{m=1}^M \pi_{n,m} \times P(y_n|m) \quad \text{où} \quad \sum_{m=1}^M \pi_{n,m} = 1 \quad \text{et} \quad \pi_m \in [0,1] \quad (4)$$

J'ai recherché la présence de trois processus décisionnels.

Le premier processus de décision correspondait à une stratégie standard et a été modélisé à l'aide du modèle d'utilité aléatoire standard.

Le deuxième processus de décision testé est une forme adaptée d'élimination par aspects. Dans sa forme pure, l'EBA est une stratégie de simplification dans laquelle les gens éliminent successivement des alternatives de leur ensemble de choix en fonction du niveau d'un ou de quelques attributs jusqu'à ce qu'il ne reste qu'une seule alternative (Tversky, 1972). Elle suppose un ordre et un classement complets des attributs et des niveaux. Comme cela pose des problèmes d'estimation, une stratégie de décision hybride a été évaluée en supposant qu'un répondant commence par éliminer les alternatives indésirables de son ensemble de choix pour former un ensemble de considérations plus petit, puis choisit entre les alternatives restantes de manière compensatoire (Swait, 2001, Gilbride et Allenby, 2006). C'est l'approche adoptée par plusieurs chercheurs dans le domaine du marketing (Gilbride et Allenby, 2004, Gilbride et Allenby, 2006, Laurent, 2007), de la santé (Erdem, *et al.*, 2014b) et de l'énergie (Daniel, *et al.*, 2018). Avec trois alternatives dans l'ensemble de choix, le modèle RUM calculera la probabilité de choisir les trois alternatives. Cependant, si la personne interrogée a éliminé une alternative sur la base d'une règle EBA, la probabilité de choisir cette alternative devrait être nulle, et les probabilités de choix sont réparties entre les deux alternatives restantes. À la suite de Erdem *et al.* (2014) et Daniel *et al.* (2018), nous développons un modèle en deux étapes où la première étape est décrite par un processus EBA basé sur un attribut et la deuxième étape par un processus UA compensatoire parmi les choix restants. En fait, le modèle intègre les deux étapes simultanément. Pour une formulation donnée du modèle EBA, la probabilité d'observer une séquence de choix par un agriculteur devient :

$$P(y_n | \beta, EBA_q) = \prod_{t=1}^T \frac{\exp(\beta' \cdot X_{nit}) \cdot (1 - I_{x_{knjt}|q})}{\sum_{j=1}^J \exp(\beta' \cdot X_{njt}) \cdot (1 - I_{x_{knjt}|q})} \quad (5)$$

Où  $I_x(knit|q)$  est une fonction indicatrice prenant la valeur 1 si la restriction du niveau d'attribut telle que donnée par la règle de décision  $q$  de l'EBA est présente dans l'alternative  $i$ . Cette approche limite à zéro la probabilité d'élimination des alternatives et garantit que la règle de décision de l'EBA est valable pour toute la séquence de choix. Avec cinq attributs décrivant les systèmes de culture, chacun ayant trois niveaux, il serait possible d'envisager de nombreuses combinaisons de règles de décision de l'EBA. Cependant, nous n'avons examiné qu'un sous-ensemble de cinq règles, chacune

ne concernant qu'un seul attribut. Chaque classe EBA correspondait à une règle écartant l'alternative contenant le niveau absolu le plus élevé pris par cet attribut. La règle EBA-income a éliminé les options où les revenus diminueraient de 20 % ; EBA-labour a éliminé les options où le besoin en main-d'œuvre augmenterait de 50 % ; EBA-cashout a éliminé les options où les décaissements augmenteraient de 50 % ; EBA-maximum economic loss a éliminé les options où la perte économique maximale serait de 2 millions de LAK ; EBA-FertilityLow a éliminé les options où la fertilité des sols diminuerait.

Pour le modèle ANA, nous reprenons le modèle décrit en section 4.2.2.1. Cependant, afin de choisir de manière non arbitraire les classes d'ANA à estimer, et de discriminer entre les ANA et les ANA à faible préférence, nous avons d'abord analysé les données en utilisant le modèle logit mixte développé par Vij et Krueger (2017). Ce modèle permet une représentation non-paramétrique de la distribution des préférences. Appliqué à notre ensemble de données, il nous a également permis de limiter le nombre de classes ANA à trois.

En réintroduisant les différents modèles dans l'équation 1, et en testant la présence de 2 classes de préférences (p=2), on obtient :

$$\sum_{p=1}^2 \left[ \pi_{1,p} \cdot P(y | \beta_p, RUM_p) + \sum_{a=1}^2 \pi_{a,p} \cdot P(y | \beta_p, ANA_a) + \sum_{e=1}^3 \pi_{e,p} \cdot P(y | \beta_p, EBA_e) \right] \quad (6)$$

Le processus de décision réel utilisé par un agriculteur donné n'est pas observable, mais nous pouvons estimer l'utilisation de chacun des six processus jusqu'à une certaine probabilité en utilisant une formulation en classes latentes (Greene et Hensher, 2003) où chaque classe représente une combinaison de préférence et de processus de décision. La probabilité pour un agriculteur d'appartenir à une classe de préférence  $p$  et de suivre la règle de processus  $m$  est estimée à l'aide d'un modèle logit multinomial.

L'estimation du modèle final demande une première estimation des modèles ANA et EBA afin de valider le nombre de classes dans chacune de ces types de processus. Le modèle final comprenait deux classes de préférences prises en compte par des modèles MNL standard, deux classes d'ANA (ANA-cashout et ANA-maxEconomicLoss) et trois classes d'EBA (EBA-income, EBA-labour, EBA-lowfertility), soit 12 classes latentes. Nous avons donc estimé deux vecteurs de préférences (2 x 7 paramètres) et 12 paramètres  $\theta$  liés aux probabilités de classe.

Un des résultats important de ce travail est que les répondants ont une très faible probabilité d'utiliser un processus de décision compensatoire complet standard assumé dans les modèles standard d'ECD. Dans l'ensemble, les résultats indiquent que les répondants avaient une forte probabilité d'utiliser l'un des trois processus décisionnels : EBA-lowfertility (p=0,35), ANA-maxEconomicLoss (p=0,24) ou EBA-labour (p=0,15). Les autres processus testés étaient également susceptibles d'être présents, mais avec une probabilité beaucoup plus faible (p < 0,05 pour chaque processus).

Ce résultat a des conséquences importantes pour l'analyse *ex-ante* des technologies agroécologiques car il ne faut pas s'attendre à ce que tous les agriculteurs évaluent les technologies en termes de compromis entre les aspects positifs et négatifs de l'adoption. En particulier, ces résultats suggèrent que pour proportion importante des agriculteurs, une amélioration apportée par la technologie sur un des aspects n'augmentera pas mécaniquement la probabilité d'adoption de cette technologie si elle ne résout pas leurs contraintes "dures". Dans notre cas d'étude, les technologies qui augmentent le risque d'échec ou les besoins en main-d'œuvre seront probablement rejetées par une grande partie

des agriculteurs (25 % + 15 %), quels que soient les autres effets bénéfiques que ces technologies pourraient avoir. Les implications devraient intéresser à la fois les décideurs politiques et les développeurs de technologies. Pour cette part relativement importante d'agriculteurs, des environnements favorables (par exemple, la création de mécanismes assuranciers pour les adoptants, l'amélioration du fonctionnement du marché du travail) devront être des facteurs que les décideurs politiques pourraient prendre en considération afin d'accroître l'adoption des technologies agricoles. Symétriquement, les développeurs de ces technologies devront porter leur attention sur la réduction des besoins en main-d'œuvre et la réduction des besoins en investissements pour rendre attractives les technologies qu'ils mettent en avant.

## **5 Conclusions**

Engager des travaux dans des contextes économiques et agroécologiques très contrastés (Amérique Centrale, Asie du Sud Est et Afrique Australe), être enseignant-chercheur, et encadrer des étudiants au sein des Universités du Sud, requiert une certaine versatilité dans les types d'approches que l'on peut développer avec les étudiants ou dans le cadre de projets conjoints. Le bilan de mes recherches montre l'utilisation de trois types de cadres méthodologiques : analyse ex-post de l'adoption des technologies, simulations des systèmes agricoles et leurs réactions aux stimuli extérieurs, et expérimentations utilisant les ECD.

Les deux approches les plus utilisées sont la modélisation bioéconomique et les ECD. Cependant, l'analyse des choix technologiques par les ECD permet à la fois d'envisager les aspects d'adoptabilité des technologies dans un contexte plus flexible et compatible avec des hypothèses des modèles de ménages non-séparables, et de discuter des effets potentiels des politiques par le calcul des CAP des producteurs, et des effets en termes de surplus. Je vais donc privilégier des recherches utilisant le cadre méthodologique des ECD.

C'est que je vais développer dans une troisième partie.

## **Partie 3 :**

### **Projet de recherche**

## **1 Introduction**

Mes recherches continueront à se situer à l'interface des politiques agro-environnementales et du changement technologique pour stimuler une agriculture à la fois plus productive et plus respectueuse des ressources naturelles.

Au vu de l'évolution des problématiques de terrain (notamment avec l'importance croissante accordée à l'adaptation des producteurs aux changements climatiques), de mon positionnement institutionnel au sein de l'équipe « Pratiques, REprésentations sociales et COMportementS au sein des socio-hydrosystèmes » (PRECOS) de l'UMR G-EAU, et enfin de mon nouveau positionnement géographique en Afrique Australe, je prévois trois grandes lignes de recherche, toutes centrées sur une meilleure compréhension de la décision des ménages agricoles dans ces nouveaux contextes.

La première ligne de recherche sera liée à l'analyse de l'impact des incertitudes croissantes sur les décisions de production et d'adaptation des producteurs. Du fait de la variabilité climatique et de l'augmentation d'événements climatiques extrêmes, les effets des technologies seront encore plus difficiles à anticiper pour les producteurs. Les probabilités d'occurrence des différents scénarios peuvent être plus ou moins connues du décideur, ou ambiguës. Il me semble donc important de mieux intégrer les attitudes vis-à-vis du risque et de l'ambiguïté dans le cadre des ECD.

Deuxièmement, lors des enquêtes ECD, nous ciblons le « chef de ménage » censé représenter les arbitrages effectués au sein du ménage agricole. Lorsqu'on lui présente des scénarios de technologies nouvelles, on suppose qu'il sera à même de représenter les arbitrages du ménage. Cette hypothèse mérite cependant d'être vérifiée, en particulier dans les contextes africains. Les études empiriques tendent à montrer plusieurs types de modes de décision au sein des ménages agricoles : coopératif avec partage des ressources vs. non coopératifs. On cherchera donc à intégrer les avancées des ECD pour l'analyse des décisions des ménages à nos problématiques des préférences pour les technologies.

Troisièmement, l'analyse des ECD permet de mesurer l'influence des caractéristiques socio-économiques des ménages sur les préférences pour les différents attributs. Cependant, d'autres caractéristiques non observables directement peuvent influencer ces préférences. On pense à des variables attitudinales vis-à-vis de la société et de l'environnement, et aux préférences pro-sociales (confiance, altruisme, etc.). C'est particulièrement le cas dans des pays comme l'Afrique du Sud, où les relations entre membres d'une communauté ont été affectés par des années d'apartheid. On cherchera donc à intégrer les apports de l'économie expérimentale, ainsi qu'à développer des modèles hybrides permettant d'intégrer l'influence de variables latentes sur les préférences.

Je développe successivement ci-après ces trois lignes de recherche.

## **2 Analyse de l'impact de l'incertitude sur l'adoption des technologies nouvelles et l'adaptation des producteurs**

Les travaux menés au Laos ont confirmé que les DCE peuvent apporter une information riche sur les préférences en termes d'attributs technologiques et leur diversité. Ils ont également mis en évidence l'importance de la possibilité de pertes économiques élevées sur les choix de technologies. Cependant, j'ai fait l'hypothèse que les producteurs étaient en incertitude totale et se concentraient sur la perte économique maximale. Cette approche avait l'avantage de la simplicité et se basait sur les théories de la décision sous incertitudes. Mais elle faisait abstraction des avancées sur la prise de décision en univers risqué, incertain ou ambigu.

Les trois types d'univers peuvent se définir par rapport au type d'information disponible sur les événements possibles. Pour une situation incertaine, le décideur ne peut associer des probabilités

aux événements pertinents pour la prise de décision. Pour une situation risquée, tous les événements pertinents pour la prise de décision sont associés à des probabilités pour lesquelles tout le monde est d'accord (Knight, 1921). Pour une situation ambiguë, certains événements n'ont pas d'assignation de probabilité évidente et unanimement acceptée (Ellsberg, 1961). Pour les questions qui nous concernent, il existe une grande ambiguïté dans les effets possibles du changement climatique sur les différentes activités du producteur. Par ailleurs, les différents experts ou les différents agriculteurs ayant déjà essayé la technologie nouvelle sont susceptibles en fonction de leurs premières expériences d'envoyer des messages contradictoires sur les effets des technologies. Cette ambiguïté est susceptible d'avoir des effets importants sur la volonté des producteurs de s'adapter aux changements (Yoshioka, *et al.*, 2020), d'adopter des nouvelles technologies (Crentsil, *et al.*, 2020), ou affecter leurs comportements vis-à-vis des instruments d'assurance (Bryan, 2019).

Une ligne de recherche importante sera donc de travailler à une meilleure identification des comportements vis-à-vis du risque, de l'incertitude ou de l'ambiguïté pour mieux appréhender les décisions des producteurs.

## **2.1 Une rapide revue des représentations de la décision en univers risqué**

Le problème est de comprendre et de représenter comment une personne choisit entre plusieurs actions possibles lorsque le résultat de chaque action est incertain. De nombreuses études ont porté sur la manière dont l'incertitude ou le risque au sens de Knight (1921) intervient dans le processus de décision des agriculteurs. On peut les classer en fonction des hypothèses formulées concernant : a) les informations disponibles sur les gains de chaque alternative, notamment sur la possibilité d'établir des probabilités d'occurrence des différents états de nature, b) la valeur donnée aux divers gains (ou pertes), et c) la manière dont l'arbitrage entre le risque pris et le gain attendu est effectué.

L'idée n'est pas d'en faire une présentation exhaustive, et je retiendrai trois grandes familles d'approches qui peuvent nous concerner et seront éventuellement utilisables dans le cadre des ECD.

La première famille d'approche fait l'hypothèse que le décideur ne peut ou ne veut pas associer une probabilité aux événements. Les modèles de types « maxi-min », « mini-max », et « focus-loss » se rangent dans cette famille (Roy, 1952, Shackle, 1961, Boussard, 1969, Roumasset, *et al.*, 1979, Bigman, 1996). L'approche par les ECD que j'ai développée au Laos s'inspirait de l'approche focus-loss (Jourdain, *et al.*, 2020 \*) dans la mesure où l'on proposait aux agriculteurs de considérer des pertes maximales sans leur associer de probabilité d'occurrence. Nos résultats montraient que ce critère était parfois ignoré (pour les agents neutres au risques) et jamais considéré comme une contrainte dure (le processus EBA-MEL n'ayant qu'une probabilité faible et non significative d'occurrence dans la population). Une grande partie de la population était donc averse au risque et faisait des compromis entre la possibilité d'une forte perte économique et les autres avantages fournis par les alternatives technologiques.

La deuxième famille d'approche repose sur l'hypothèse d'utilité espérée (von Neumann et Morgenstern, 1944) qui a donné lieu à une littérature abondante (pour quelques exemples voir Barry, 1984, Robison, *et al.*, 1984, Anderson et Dillon, 1992) et à un nombre non moins important de représentations mathématiques de la décision en univers risqué— Espérance Variance, MOTAD, target-MOTAD, etc. (pour quelques exemples, Markowitz, 1952, Hazell, 1971, Tauer, 1983, Obben, 1992, Berbel, 1993). Cependant, un grand nombre de résultats empiriques contredisent cette théorie (Allais, 1953, Munier, 1989).

Une troisième famille d'approches a alors été développée comme modèle alternatif pour expliquer les anomalies empiriques de la théorie de l'utilité espérée (Kahneman et Tversky, 1979, Quiggin,

1982). La théorie a été développée plus avant par Tversky et Kahneman (1992) et Schmidt, *et al.* (2008). Les points importants sont que les événements sont évalués par :

- Une fonction d'utilité en deux parties pour saisir la différence de comportement vis-à-vis des gains et des pertes (d'où la nécessité de définir un point de référence). Les hypothèses sont que l'utilité est concave pour les gains et convexe pour les pertes, et que les courbures plus raides pour les pertes que pour les gains,
- Une fonction de pondération des probabilités non linéaire. Les hypothèses sont que les décideurs surpondèrent la probabilité d'événements extrêmes mais peu fréquents (forme de S inverse).

L'approche la plus utilisée fait la synthèse entre le modèle de Prospect Theory (PT) (Kahneman et Tversky, 1979) et le modèle d'utilité espérée dépendant du rang (UEDR) (Quiggin, 1982). Cette synthèse est connue sous l'appellation de *Cumulative Prospect Theory* (CPT) (Tversky et Kahneman, 1992). L'une des principales distinctions entre l'UEDR et la CPT est que la première ne spécifie pas de point de référence : tous les résultats ne peuvent être considérés que comme des pertes (Razo et Gao, 2013). Les études empiriques (Loomes, *et al.*, 2002, Tanaka, *et al.*, 2010, Bocquého, *et al.*, 2013, Liu, 2013) permettent notamment de revisiter les mesures d'aversion au risque et d'élaborer de nouvelles hypothèses sur le choix entre alternatives risquées. Cependant il existe encore une discussion sur l'identification du point de référence pour le calcul des gains et des pertes, notamment quand la situation de base est elle-même incertaine. Schmidt, *et al.* (2008) adaptent formellement la CPT dans un modèle connu sous l'appellation PT3 ou le point de référence est autorisé à dépendre de l'état. Schmidt (2016) discute les conséquences de cette nouvelle flexibilité sur l'adoption des contrats d'assurance.

## **2.2 Influence de l'ambiguïté sur les décisions des producteurs**

L'aversion pour l'ambiguïté peut être définie (Klibanoff, *et al.*, 2005) comme l'aversion vis-à-vis de l'incertitude sur les probabilités des différents états de nature (soit par le fait que des sources d'informations donnent des informations contradictoires, soit que l'information est inexistante). En outre, l'aversion pour l'ambiguïté semble être également largement présente chez les décideurs (Berger, *et al.*, 2017). Pour les nouvelles technologies, l'ambiguïté provient du fait que les nouvelles technologies sont inconnues et non prouvées dans l'esprit des adoptants potentiels. Comme pour le risque, l'aversion pour l'ambiguïté peut conduire à des décisions d'adoption différentes en fonction des degrés d'aversion.

Les résultats empiriques semblent ambigus et dépendre des caractéristiques des technologies. Ross, *et al.* (2012) dans une étude d'adoption au Laos montrent que l'aversion à l'ambiguïté réduit la probabilité d'adoption plus fortement que l'aversion au risque. Ils en concluent qu'une meilleure information aux producteurs pour réduire les incertitudes pourrait améliorer l'adoption. Barham, *et al.* (2014) montrent que l'aversion à l'ambiguïté augmente la probabilité d'adoption des maïs génétiquement modifiés, mais n'a pas d'effets sur l'adoption des sojas eux aussi génétiquement modifiés. Ward et Singh (2015) ne trouvent pas d'influence de l'aversion à l'ambiguïté sur les préférences sur les riz résistants à la sécheresse. Il est donc difficile de faire une synthèse des effets de l'aversion à l'ambiguïté sur l'adoption des technologies qui nous concernent. Des études empiriques sont donc nécessaires sur les technologies durables que nous avons étudiées jusqu'ici.

## **2.3 Intégration du risque et de l'ambiguïté dans notre analyse des préférences par les ECD**

Plusieurs études récentes ont montré que l'intégration de l'incertitude entourant les résultats des politiques environnementales (due, par exemple, à une compréhension limitée des aspects techniques d'une politique ou le contexte social, économique et environnemental) dans des ECD

affecte de manière significative les estimations des préférences (Lundhede, *et al.*, 2015, Rolfe et Windle, 2015, Torres, *et al.*, 2017). Il est donc important de tenir compte de l'incertitude dans nos approches des préférences technologiques.

Dans le cadre de l'analyse des choix discrets, deux stratégies ont été employées pour mesurer l'impact de l'attitude vis-à-vis du risque qui mériteront d'être comparées.

Une première stratégie consiste à séparer les deux questions en créant deux temps d'enquêtes : l'une pour la mesure de l'attitude vis-à-vis du risque, l'autre pour la mesure des préférences. Par exemple, Ward, *et al.* (2014) ont appliqué séparément une méthode basée sur le choix de loteries inspirée de Tanaka *et al.*, 2010 pour l'obtention des paramètres du modèle CPT, et une expérience de choix dans laquelle certains attributs sont incertains. Les loteries permettent d'estimer les paramètres qui déterminent les courbures de la fonction d'utilité, de l'aversion au risque, et de la fonction des poids des probabilités. L'interaction de ces paramètres d'aversion au risque avec les attributs dans le modèle économétrique d'analyse des choix (MNL or ML) permet d'évaluer l'impact de l'aversion au risque sur les préférences en matière d'attributs. Cette approche mobilise donc l'attention des répondants successivement sur les aspects d'attitude par rapport au risque, puis d'attitude vis-à-vis des technologies. De même, Ward et Singh (2015) réalisent successivement trois expériences : la première pour déterminer l'aversion au risque, la deuxième pour déterminer l'attitude vis-à-vis de l'ambiguïté et la troisième pour mesurer les préférences technologiques.

Une deuxième stratégie consiste à analyser directement les paramètres d'aversion au risque à partir des données de choix où apparaissent des paramètres risqués pondérés par leur probabilité d'occurrence. Cette stratégie est déjà utilisée dans le domaine du transport (Wen, *et al.*, 2019, Li et Hensher, 2020) et de l'environnement (Larue, *et al.*, 2017, Faccioli, *et al.*, 2018). Mais, à ma connaissance, cette deuxième stratégie n'a pas été utilisée dans l'évaluation des innovations agricoles et mériterait donc une recherche plus approfondie. Par ailleurs, Li et Hensher (2020) proposent de développer des modèles qui permette d'estimer simultanément des attitudes à l'égard du risque (aversion au risque), de la déformation des probabilités (qu'ils rangent dans la catégorie des croyances) et des heuristiques de choix (ANA, EBA, etc.).

Ces deux stratégies méritent d'être développées dans le cadre de l'analyse des préférences pour les technologies.

### **3 Analyse des décisions au sein des ménages et changement technologique**

#### **3.1 Un objectif : ouvrir la boîte noire de la décision intra-ménage**

Pour des raisons pratiques et administratives, la cible des politiques se réduit souvent à une personne le « chef de ménage ». De même, pour le chercheur il est souvent plus aisé de considérer le ménage comme piloté par un décideur unique. La décision au sein du ménage reste donc une boîte noire dont on ne cherche pas à comprendre le fonctionnement interne. Or la décision du ménage peut être considéré comme le résultat d'un processus de décision entre ses différents membres : chacun ayant ses préférences et ses contraintes propres. On imagine alors que des arbitrages seront nécessaires et que chacun des membres aura un poids différent dans la décision ultime.

Avec un regard critique sur mes travaux, on peut identifier un certain nombre de points où une meilleure compréhension de l'hétérogénéité des préférences au sein des ménages mériterait des recherches supplémentaires.

Récemment, j'ai utilisé les ECD pour révéler les préférences des agriculteurs Lao pour les différents traits technologiques. Pour des raisons essentiellement logistiques et méthodologiques, je me suis

concentré sur les réponses du chef déclaré du ménage. Implicitement, j'ai donc fait l'hypothèse que même si les préférences pouvaient être hétérogènes au sein du ménage, son chef serait à même de représenter les préférences du ménage. Cette hypothèse peut être valide dans deux cas de figures : a) le chef de ménage prend seul sa décision ou b) le chef de ménage est à même d'anticiper la négociation entre les différents membres du ménage et de représenter les préférences finales du ménage.

Ces hypothèses méritent cependant d'être vérifiées, et à ma connaissance n'ont pas été traitées dans la littérature sur les préférences technologiques. On peut donc envisager plusieurs hypothèses nouvelles de recherche qui mériteraient d'être testées dans le cadre d'ECD :

1. Les différents membres ont-ils des préférences technologiques différentes. Intuitivement, on peut faire l'hypothèse qu'elles sont effectivement hétérogènes.
2. En présence d'hétérogénéité des préférences, introduit-on un biais important dans l'évaluation des préférences et du CAP pour les différents traits technologiques si on se focalise sur les seules déclarations du chef du ménage ? Pour tester cette affirmation, nous devons pouvoir tester la différence entre les préférences individuelles, notamment celle du chef du ménage, et les préférences du groupe.
3. Les membres du ménage ont des attributs pour lesquels ils sont prêts à faire des concessions (changer de préférence s'ils s'aperçoivent que les autres ont des préférences différentes), et d'autres attributs pour lesquels ils sont plus inflexibles. Peut-on délimiter un espace de négociation ?
4. Les membres du ménage ont des poids différents pour influencer la décision finale du groupe.

Nous voyons donc que d'ouvrir la boîte noire du ménage ouvre des questions de recherche peu explorées à ce jour, notamment dans le domaine des innovations. Nous pensons que cette ligne de recherche devrait apporter des résultats intéressants pour les différents acteurs concourant au développement de nouvelles technologies : quels sont les membres des ménages à cibler, doit-on reconsidérer l'offre technologique une fois prise en compte les préférences de l'ensemble du ménage, etc.

On notera enfin que ces mêmes hypothèses de recherche pourraient se décliner sur l'attitude des ménages par rapport au risque et à l'ambiguïté et sur les décisions en termes d'adoption des technologies durables. Il semble cependant plus raisonnable, au moins dans un premier temps de sérier les problèmes dans des recherches différentes.

## **3.2 Processus de décision intra-ménage : estimation et modélisation**

### **3.2.1 Eclairer le processus de décision au sein des ménages ?**

Les ECD ont déjà été utilisées pour comprendre l'hétérogénéité des préférences au sein des ménages ou de petits groupes et leur influence sur les préférences déclarées et les décisions du groupe. Cependant les applications sont relativement peu nombreuses et se sont focalisées sur des décisions sur les préférences d'activités au sein d'un groupe (Arentze, 2015), de choix de résidence (Marcucci, *et al.*, 2011) ou de qualité des eaux (Rungie, *et al.*, 2014). On peut identifier trois grands types d'approches.

Le premier type d'approche réalise des ECD en deux étapes. Tout d'abord, on identifie les préférences individuelles par l'observation des choix faits par chacun des membres pris séparément. On observe ensuite les choix faits par le groupe après confrontation et discussion préférences/choix (comme par exemple dans Rungie, *et al.*, 2014). Les différences entre les choix exprimés à l'origine par les individus lors de la première étape et le choix final effectué par le groupe lors de la seconde

étape représentent les changements qui ont été négociés par les membres individuels de sorte qu'une décision du groupe puisse être prise (Figure 13). En général, ces recherches ont montré que les préférences des groupes diffèrent des préférences individuelles, et que les individus ont du mal à prédire le choix qui sera fait par le groupe, suggérant l'intérêt de recueillir des décisions du groupe (Beck, *et al.*, 2012, Beck et Rose, 2019).

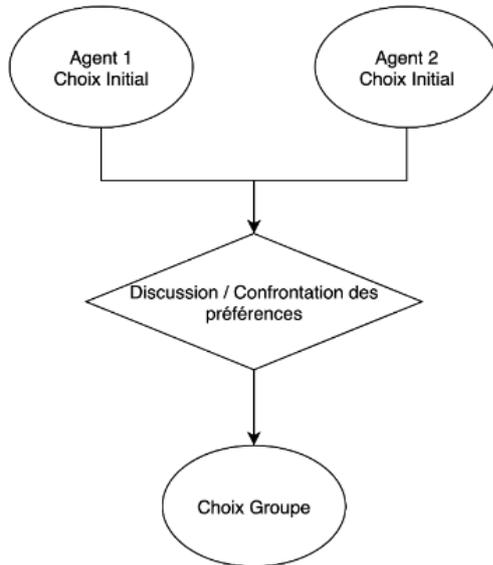


Figure 13 : Comparaison simple des choix individuels et du choix du groupe

Le deuxième type d'approche recueille les préférences aux différentes étapes du processus de décision. On organise des cycles successifs comprenant une phase de choix individuels que l'on alterne avec une phase de confrontation/ délibération des choix (Figure 14). La confrontation des préférences/choix peut mener à un accord (équilibre). Mais comme il est possible que le groupe n'arrive pas à un accord même après plusieurs cycles décisions/révisions, le nombre de phases est décidé par avance par le chercheur (Brewer et Hensher, 2000, Rose et Hensher, 2004, Hensher, *et al.*, 2008). Cette approche, connue sous l'appellation de « *Interactive Agency Choice Experiment* » (IACE) permet d'identifier les différents aspects de la décision de groupe – préférences initiales et révisions successives, poids relatifs des différents agents dans la décision. Mais elle est difficile à mettre en place (travail expérimental avec des groupes, interview longues, etc.).

Une troisième approche, connue sous l'appellation de « *Minimum Information Group Inferences* » (MIGI) est plus rapide mais moins riche en information fournie (Hensher et Puckett, 2008). Au lieu d'avoir une information complète sur le processus de négociation, ils proposent d'obtenir une délimitation de l'espace de négociation. Les enquêtes sont toujours réalisées pour des individus ayant à faire des choix, mais elle ne nécessite pas les différentes phases de l'approche précédente. L'expérience de choix se réalise normalement auprès de chaque membre, mais pour chaque situation de choix on demande également, quelle alternative serait choisie si la solution préférée n'était pas disponible afin d'identifier les concessions possibles. On demande enfin s'il existe des alternatives qui ne seront jamais choisies, c'est-à-dire pour lesquelles il n'y a pas de négociation possible. La partie expérimentale n'est donc pas beaucoup plus contraignante que dans le cas d'une enquête ECD traditionnelle<sup>22</sup>. Cependant, comme il n'y a pas d'interactions demandées entre les répondants, la

<sup>22</sup> A part le fait que l'on doit trouver des groupes de répondants plutôt que des répondants individuels. Comme on travaillera sur des groupes formés (ménages agricoles ou petits groupes de producteurs), il ne semble en effet pas opportun de faire des interviews individuelles et d'apparier *ex-post* les répondants comme développé dans Hensher et Puckett (2008).

décision du groupe est estimée : la décision du groupe se trouvera entre les deux extrêmes où l'un des acteurs est considéré comme dominant et l'autre faisant les concessions (Beck et Rose, 2019).

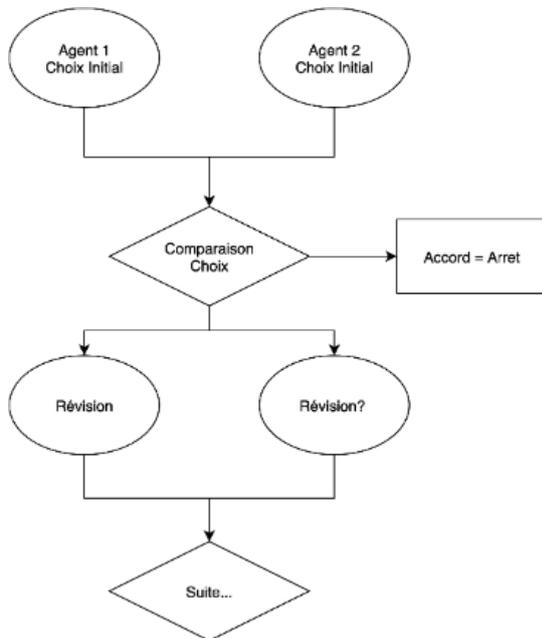


Figure 14 : Flux d'enquête pour une approche « Interactive Agency Choice Experiment »

Les différentes approches passées en revue permettent d'utiliser les ECD pour répondre aux questions de recherches que nous nous sommes fixées. Cependant, ces méthodes sont lourdes à mettre en place car elles nécessitent la présence simultanée de plusieurs membres du ménage et des enquêtes longues auxquelles tous les membres du ménage devront consentir à participer. Il sera donc important de pouvoir tester si l'utilisation du chef de ménage en représentant des préférences des ménages apporte des informations radicalement différentes.

### 3.2.2 Utilisation des résultats pour le développement d'un modèle coopératifs/non-coopératif des ménages ?

La prise en compte de la diversité des préférences et des poids dans la décision au sein des groupes et des ménages agricoles n'est cependant pas nouvelle. Des travaux empiriques montrent que la dynamique et la répartition des ressources et du pouvoir au sein du ménage influencent les décisions des ménages agricoles (par exemple, Doss, 1996, Doss et Morris, 2001). Des modèles de décision collective coopératifs ou non-coopératifs ont été envisagés : dans les modèles coopératifs, chaque membre du ménage a des préférences propres, mais les ressources sont mises en commun et les individus négocient sur la manière de les allouer (Jones, 1983, Koopman, 1991), les modèles non coopératifs reposent sur l'hypothèse que les ressources au sein du ménage ne sont pas mises en commun et que les individus au sein du ménage prennent des décisions séparées. Les individus conservent le contrôle de leurs propres ressources, y compris le travail, et prennent les décisions d'allocation individuellement (Udry, 1996). Doss et Meinzen-Dick (2015) s'intéressent aux facteurs pour lesquels l'une ou l'autre des approches est la plus pertinente.

En fonction des cas d'études, il sera intéressant d'utiliser les résultats obtenus en termes de préférences dans des modèles mathématiques de la décision des ménages. Au Mexique, dans le cas des puits collectifs, la problématique de recherche nous avait amené à développer un modèle de propriété collective qui reproduisait des comportements coopératifs ou non-coopératifs au sein des puits collectifs. Si les résultats expérimentaux semblent indiquer que l'hétérogénéité des préférences

au sein des ménages a un impact sur leur comportement vis-à-vis des technologies ou des politiques, il sera envisagé de développer des modèles de ménages comportant plusieurs décideurs en interactions stratégiques.

## **4 Attitudes, normes pro-sociales et choix de technologie**

Les ECD que j'ai conduites jusqu'à présent travaillent sur deux types d'informations : les attributs des technologies ou des produits, et les caractéristiques observables des personnes enquêtées (genre, âge, revenus, etc.). On peut cependant raisonnablement penser que les attitudes et les croyances des personnes auront également une influence sur les choix qu'ils vont effectuer. De même, leurs normes pro-sociales (confiance, altruisme, réciprocité, aversion à l'inégalité) peuvent influencer des choix qui concernent des décisions ayant des impacts sur les autres (externalités) ou requérant une action collective. Comme pour le cas du risque et de l'ambiguïté, on peut essayer de mesurer des variables latentes représentant ces attitudes et normes pro-sociales et tester s'ils modifient les préférences.

### **4.1 Intégration des variables attitudinales dans l'analyse des choix de technologies**

Les facteurs psychologiques, notamment les attitudes, les perceptions, les croyances, les connaissances, les émotions et l'apprentissage sont de plus en plus mobilisés pour expliquer l'hétérogénéité des choix observés (Hess, 2012). En effet, les avancées de l'économie comportementale tendent à montrer que l'hétérogénéité des comportements n'est pas seulement attribuable aux différences socio-économiques et démographiques que l'on inclue traditionnellement dans les modèles de choix mais est également en raison des différences dans les facteurs psychologiques sous-jacents.

La modélisation hybride des choix, également connue comme la modélisation intégrée des variables latentes et des choix (Ben-Akiva, *et al.*, 2002, Kim, *et al.*, 2014) permet d'intégrer de manière adéquate des données provenant de questions liées aux perceptions et attitudes (en général obtenues sous la forme de positionnement sur une échelle de Likert) avec des observations de choix dans le cadre d'un ECD. Elle intègre un modèle à variables latentes dans un modèle à choix discret, les deux modèles étant estimés simultanément. Une approche alternative seraient d'estimer tout d'abord les variables latentes attitudinales, et les intègre ensuite dans un modèle de choix. Cependant, on ignore le fait que les variables latentes ainsi obtenues contiennent des erreurs de mesure, et que variables latentes et l'erreur de l'utilité peuvent être corrélées.

Il sera intéressant d'utiliser ce cadre pour analyser l'impact des perceptions et attitudes par rapport à l'environnement sur les traits technologiques liées l'impact des technologies sur les ressources naturelles.

### **4.2 Intégration des normes pro-sociales dans l'analyse des choix de technologies**

Les normes pro-sociales – confiance, altruisme, réciprocité, aversion pour l'inégalité – sont susceptibles d'avoir une grande influence sur les décisions prises au sein de communautés ou de propriété collectives, ou plus largement pour préserver l'environnement. Ils doivent donc influencer les choix technologiques des agriculteurs.

La relation entre normes pro-sociales et choix technologiques peut être appréhendée selon deux points de vue. Est-ce que des normes pro-sociales plus élevées chez les agriculteurs conduisent à des décisions d'activités et de pratiques qui soient plus durables et créant moins d'externalités. A l'inverse, les projets de développement de technologies agroécologiques au sein de communautés, en faisant expérimenter des nouvelles technologies améliorent-elles le capital social des communautés dans lesquelles se déroulent le projet. Si c'est le cas, les dividendes des projets participatifs seraient alors autant à rechercher dans l'augmentation du capital social de la

communauté (mesurée par la confiance, la réciprocité et l'aversion pour l'inéquité) que par l'adoption des technologies agroécologiques. C'est ce que nous voulons tester dans le cadre d'une collaboration quadripartite entre le CIRAD, l'Université de Pretoria, le LEEM et l'ONG AWARD en Afrique du Sud. Le projet fait en effet le pari, que l'augmentation du capital social dans la communauté, permettra à ses membres et sur le moyen terme d'adapter de manière plus autonome des technologies agroécologiques.

La mesure des normes pro-sociales pourra bénéficier des avancées de l'économie expérimentale que l'on adaptera pour leur utilisation avec des communautés paysannes. Par exemple, le jeu d'investissement de Berg, *et al.* (1995) ou le jeu de confiance de Güth, *et al.* (1997) ont été largement utilisés. Toutefois, nous devons prêter attention au fait que ces mesures peuvent être confondues par une série de facteurs tels que les attitudes à l'égard du risque ou de l'ambiguïté, et les autres préférences pro-sociales (altruisme et réciprocité) et les croyances subjectives sur les probabilités de retour (par exemple, Corcos, *et al.*, 2012, Chetty, *et al.*, 2020).

La confiance est liée à l'incertitude, voire à la vulnérabilité, de la personne qui fait confiance et ne peut qu'espérer qu'il n'a pas été (ou ne sera pas) abusé par la personne à qui il a fait confiance. Ostrom (2010) considère que « la peur d'être un pigeon est le principal obstacle à la coopération dans un dilemme social ». Cela est clairement exprimé dans la définition utilisée par Mayer, *et al.* (1995) qui ont défini la confiance comme « la volonté d'une partie d'être vulnérable aux actions d'une autre partie en s'attendant à ce que l'autre partie accomplisse une action particulière importante pour elle, indépendamment de la capacité à surveiller ou à contrôler cette autre partie ». Cette définition de la confiance s'applique à une relation avec une autre partie identifiable qui est perçue comme agissant et réagissant avec volition à l'égard de la personne de confiance. Cette relation entre la confiance et l'incertitude/le risque sera importante à prendre en compte lorsque l'on tentera de mesurer la confiance, car la confiance exige que celui qui fait confiance prenne le risque d'être trahi ; une faible propension à faire confiance aux autres peut donc être confondue avec une aversion pour le risque (Schechter, 2007, Chetty, *et al.*, 2020), ou une aversion pour l'ambiguïté (Corcos, *et al.*, 2012). Les chercheurs ont testé si le jeu de confiance mesurait en fait aussi la confiance et l'aversion au risque de l'expéditeur. Cependant, la littérature a produit des résultats ambigus. Eckel et Wilson (2004) n'ont trouvé aucune relation statistique entre les mesures de risque comportemental qu'ils ont utilisées et la décision de faire confiance ; un fait qui semble corroboré par des études biologiques montrant que les décisions de confiance sont mises en œuvre différemment par le cerveau que les décisions risquées (McCabe, *et al.*, 2001, Kosfeld, *et al.*, 2005, Baumgartner, *et al.*, 2008). Cependant, ces résultats antérieurs ont été remis en question. Les liens biologiques avec la confiance semblent plus complexes que ce qui avait été prévu (Bethlehem *et al.* 2014). Sur le plan économique, une distinction claire entre confiance et aversion au risque a été proposée par Bohnet *et al.* (Bohnet et Zeckhauser, 2004, Bohnet, *et al.*, 2008). Houser, *et al.* (2010) ont fait valoir que la confiance implique une incertitude stratégique (vous dépendez de la décision de quelqu'un d'autre), tandis que les décisions risquées impliquent une incertitude d'état (vous dépendez de la probabilité qu'un événement se produise). Ils ont montré que les jeux de confiance joués contre des êtres humains (incertitude stratégique) donnaient lieu à des investissements significativement différents de ceux des jeux joués contre des ordinateurs (incertitude d'état). Avec une tournure légèrement différente, Corcos, *et al.* (2012) ont soutenu que dans un jeu de confiance unique, l'investisseur interagit avec un fiduciaire anonyme, et que sa décision de faire confiance est une décision sous ambiguïté plutôt qu'une décision sous risque. Ils ont trouvé une relation entre les mesures d'aversion à l'ambiguïté et la confiance.

Cependant, Chetty, *et al.* (2020) ont utilisé des spécifications plus élaborées du risque dans la fonction d'utilité (utilité dépendante du rang par rapport à l'utilité espérée) et ont trouvé des preuves

statistiquement et économiquement significatives d'un facteur de confusion risque-confiance. Toutefois, cette dernière méthode exige des répondants qu'ils fassent de nombreux choix entre les loteries et, bien que réalisable dans un contexte de laboratoire, elle ne sera pas pratique pour les expériences sur le terrain. Cox (2004) a également proposé une méthode qui permet de dissocier la mesure de la confiance dans le jeu d'investissement de Berg et al. (1995) avec d'autres préférences pro-sociales comme la réciprocité et l'altruisme.

Une voie de recherche est de poursuivre la voie tracée par les travaux de Chetty et al. (2020) mais qui soit faisable en dehors du laboratoire expérimental. On voit que cette méthode comporte des éléments croisés avec l'analyse de l'aversion au risque et à l'ambiguïté. Les premiers travaux réalisés en Afrique du Sud dans le cadre d'une collaboration avec le Laboratoire d'Economie Expérimentale de Montpellier vont dans cette direction.

Comme dans le cas de la mesure pour l'aversion au risque, il reste à étudier le lien entre la mesure de normes pro-sociales chez les agriculteurs et leur choix de technologies. Un travail à l'interface des approches de type ECD et les « field experiments » de l'économie expérimentale pour la mesure des normes pro-sociales devrait être porteur de résultats de recherche originaux. Cependant, comme dans le cas de la modélisation bioéconomique, les deux approches ne travaillent pas forcément aux mêmes échelles ou avec la même approche des personnes enquêtées. Par ailleurs, comme dans le cas des variables attitudinales, l'intégration des variables liées aux normes pro-sociales et les choix doit être réalisée en tenant compte des problèmes d'erreurs de mesure et des corrélations entre variables représentant les normes et l'erreur de l'utilité.

## **5 Conclusions**

L'analyse des choix des producteurs face à une offre technologique deviendra donc le thème central de mes recherches. Je me concentrerai sur l'analyse des choix par le biais des expériences de choix. Je prévois trois lignes de recherche qui permette d'améliorer notre représentation et notre compréhension de la diversité des préférences et des processus de décision : une meilleure appréhension du risque, des arbitrages intra-ménages, et des attitudes et normes pro-sociales.

Il existe sûrement des connexions entre les différentes lignes de recherche : le risque peut être perçu différemment au sein des ménages, les normes pro-sociales varier également. Mais une approche pragmatique devra être suivie en fonction des contextes. Des approches combinées seront également envisageables. Cependant, la sophistication des modèles conduira sans doute à un besoin d'échantillons plus grands, et de sessions de travail avec les agriculteurs plus longues. Dans le contexte de l'agriculture du sud, il faudra garder un équilibre entre sophistication des approches et difficultés pratiques des enquêtes.

Enfin, nous n'avons que peu évoqué les recherches basées sur l'expérimentation contrôlée de la dissémination des technologies. Ces approches sont basées sur la proposition réelle de technologies ou d'instruments comme les assurances de manière réellement aléatoire. Elles ont donc l'avantage de travailler sur des observations réelles. Cependant, elles travaillent sur des instruments ciblés et avec peu de possibilités de répétitions. Sur le moyen terme, des collaborations entre les deux types de recherche seront sûrement envisageables pour mettre à profit les avantages comparatifs de chacune de ces approches.

# Bibliographie

## Travaux personnels cités

- Affholder, F., Jourdain, D., Morize, M., Quang, D. D., et Ricome, A. (2008). Eco-intensification sur les versants montagneux au Vietnam. Contraintes et opportunités d'adoption des SCV par les agriculteurs. *Cahiers Agricultures*, 17 (3), 290-296.
- Affholder, F., Jourdain, D., Quang, D. D., Tuong, T. P., Morize, M., et Ricome, A. (2010). Constraints to farmers' adoption of direct-seeding mulch-based cropping systems: A farm scale modeling approach applied to the mountainous slopes of Vietnam. *Agricultural Systems*, 103 (1), 51-62.
- Boere, E. (2010). Water for Forest: Potential impact of PES-like programs at village and farm levels in the mountainous areas of Vietnam. Wageningen: Wageningen University, MSc.
- Jourdain, D. (1995). Utilisation des modèles bio-économiques pour l'analyse des stratégies de protection des plantes: faisabilité, problèmes théoriques. Montpellier: Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier.
- Jourdain, D. (1996). Tradeoffs between environmental and economic impact of agricultural policies: application to agricultural inputs, Conference on integrating environmental assessment and socio-economic appraisal in the development process, Bradford, England.
- Jourdain, D. (2004). Impact des politiques visant à réduire la consommation brute en eau des systèmes irrigués: le cas des puits gérés par des collectifs de producteurs au Mexique. Montpellier: Université Montpellier I, Faculté des Sciences Economiques, pp. 366.
- Jourdain, D. (2006). Impact of institutional changes within small-scale collective irrigated systems : A case-study in Mexico, in S. Perret, S. Farolfi et R. Hassan eds., *Water Governance for Sustainable Development: Approaches and Lessons from Developing and Transitional Countries*. (pp. 223-238). London: Earthscan.
- Jourdain, D., Benoit-Cattin, M., Lidon, B., et Triomphe, B. (2004). Qui paiera la facture de la réduction de la stabilisation des nappes : le cas des aquifères du Bajío Guanajuatense, Mexique., in P. Caron, J. Y. Jamin, A. Richard et T. Ruf eds., *Coordinations hydrauliques et justices sociales*. CIRAD, Montpellier, France.
- Jourdain, D., Benoit-Cattin, M., et Triomphe, B. (2002). La réduction du gaspillage de l'eau souterraine par l'agriculture ne serait-elle qu'une simple question de prix de l'énergie d'extraction? Le cas des producteurs du Bajío Guanajuatense, Mexique, *Irrigation Water Policies: micro and macro considerations*, Agadir, Maroc.
- Jourdain, D., Benoit-Cattin, M., et Triomphe, B. (2003). Electricity pricing to reduce agricultural water demand: impacts on collectively-managed wells in Mexico (poster), 25th International Conference of International Association of Agricultural Economists, Durban, South Africa.
- Jourdain, D., Boere, E., Dang Dinh Quang, van den Berg, M., Cu Phuc Thanh, et Do Anh Tai (2010). Water for Forest: Potential impact of alternative land set-aside programs at village and farm levels in the mountainous areas of Vietnam, *Sustainable Land Use and Rural Development in Mountainous Regions of Southeast Asia*, Hanoi, Vietnam.
- Jourdain, D., Boere, E., van den Berg, M., Dang, Q. D., Cu, T. P., Affholder, F., et Pandey, S. (2014). Water for forests to restore environmental services and alleviate poverty in Vietnam: A farm modeling approach to analyze alternative PES programs. *Land Use Policy*, 41 (2014), 423-437.
- Jourdain, D., Lairez, J., et Affholder, F. (Submitted). Identify Lao farmers' goals and their ranking using Best-Worst Scaling Experiment and Scale-adjusted Latent Class Models. *Journal of Multi-criteria Decision Analysis*.
- Jourdain, D., Lairez, J., et Lundhede, T. (Under Review). Sustainable intensification: a choice experiment approach to evaluate maize farmer's decision-making process in Laos *Environment and Development Economics*.

- Jourdain, D., Lairez, J., Striffler, B., et Affholder, F. (2018). Farmers preference for cropping systems and the development of sustainable intensification: a choice experiment approach, 12es Journées de Recherches en Sciences Sociales, Nantes (FR).
- Jourdain, D., Lairez, J., Striffler, B., et Affholder, F. (2020). Farmers' preference for cropping systems and the development of sustainable intensification: a choice experiment approach. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*. 10.1007/s41130-020-00100-4.
- Jourdain, D., Tai, D. A., Quang, D. D., et Pandey, S. (2009). Payments for environmental services in upper-catchments of Vietnam: will it help the poorest? *International Journal of the Commons*, 3 (1), 64-81.
- Jourdain, D., et Vivithkeyoonvong, S. (2017). Valuation of ecosystem services provided by irrigated rice agriculture in Thailand: a choice experiment considering attribute non-attendance. *Agricultural Economics*, 48 (5), 655-667.
- Lairez, J., Affholder, F., Jourdain, D., Lienhard, P., Lopez-Ridaura, S., et Wery, J. (2018). Assessing sustainability in maize-based farms undergoing rapid transition: a case-study in Northern Laos. PoS2-36. *Agroscope*.
- Lairez, J., Lopez-Ridaura, S., Jourdain, D., Falconnier, G. N., Lienhard, P., Striffler, B., Syfongxay, C., et Affholder, F. (2020). Context matters: Agronomic field monitoring and participatory research to identify criteria of farming system sustainability in South-East Asia. *Agricultural Systems*, 182 (102830).
- Perret, S.-R., Saringkarn, P., Jourdain, D., et Babel, M. S. (2013). Can rice farmers pay irrigation costs? An investigation of irrigation supply costs and use value in a case study scheme in Thailand. *Cahiers Agricultures*, 22 (5), 1-8.
- Qian, C., Sasaki, N., Jourdain, D., Kim, S. M., et Shivakoti, P. G. (2017). Local livelihood under different governances of tourism development in China—A case study of Huangshan mountain area. *Tourism Management*, 61 (221-233).
- Rakotofiringa, A. (2008). Diagnostic et typologie des systèmes irrigués de montagne : cas du district de Van Chan, Yen Bai, Vietnam. Montpellier: Institut des Régions Chaudes, Sup Agro, Montpellier, Ingénieur en Agronomie Tropicale, option Gestion sociale de l'eau, pp. 118.
- Rakotofiringa, A., Jourdain, D., Dang Dinh Quang, Jamin, J.-Y., et Valony, M.-J. (2009). Diagnosis and typology of mountainous irrigated systems: Van Chan District, Yen Bai Province, Vietnam. Working Document. Hanoi, IIRI/CIRAD/TUEBA/NOMAFSI.
- Sakolwitayanon, H., Peeyush, S., et Jourdain, D. (2018). Attributes determining consumer preference for organic rice in Bangkok, Thailand. *British Food Journal*, 120 (9), 2017-2032.
- Sakprachawut, S., et Jourdain, D. (2016). Land titles and formal credit in Thailand. *Agricultural Finance Review*, 76 (2), 270-287.
- Srisopaporn, S. (2013). Investigating the factors and patterns of Q-GAP adoption by rice farmers in Ayutthaya Province, central region of Thailand. Bangkok, Thailand: Asian Institute of Technology (AIT), School of Environment, Resources and Development, MSc. in Natural Resources Management, pp. 76.
- Srisopaporn, S., Jourdain, D., Perret, S., et Shivakoti, G. (2015). Adoption and continued participation in a public Good Agricultural Practices program: the case of rice farmers in the Central Plains of Thailand. *Technological Forecasting and Social Change*, 96 (2015), 242-253.
- Ullah, R., Jourdain, D., Shivakoti, G. P., et Dhakal, S. (2015). Managing catastrophic risks in agriculture: Simultaneous adoption of diversification and precautionary savings. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 2015 (12), 268-277.
- Vivithkeyoonvong, S. (2016). The Value of Irrigated Agriculture: Social Preference and Willingness to Pay : A Case Study in Northeast Thailand. Bangkok, Thailand: Asian Institute of Technology, School of Environment, Resources and Development, PhD.
- Vivithkeyoonvong, S., et Jourdain, D. (2017). Willingness to pay for ecosystem services provided by irrigated agriculture in Northeast Thailand. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13 (1), 14-26.

### **Bibliographie citée**

- Aizaki, H. (2012). Choice Experiment Applications in Food, Agriculture, and Rural Planning Research in Japan. *Choice*, 2 (1), 1-46.

- Alemu, M. H., Morkbak, M. R., Olsen, S. B., et Jensen, C. L. (2013). Attending to the reasons for attribute non-attendance in choice experiments. *Environmental and Resource Economics*, 54 (3), 333-359.
- Allais, M. (1953). Le comportement de l'homme rationnel devant le risque: critique des postulats et axiomes de l'école américaine. *Econometrica*, 21 (4), 503-546.
- Anderson, J. R., et Dillon, J. L. (1992). *Risk analysis in dryland farming systems*. Rome: FAO.
- Andriyani, I., Jourdain, D., Lidon, B., Soni, P., et Kartiwa, B. (2016). Upland Farming System Erosion Yields and Their Constraints to Change for Sustainable Agricultural Conservation Practices: A Case Study of Land Use and Land Cover (LULC) Change in Indonesia. *Land Degradation & Development*.
- Arentze, T. A. (2015). Individuals' social preferences in joint activity location choice: A negotiation model and empirical evidence. *Journal of Transport Geography*, 48 (October 2015), 76-84.
- Barham, B. L., Chavas, J.-P., Fitz, D., Salas, V. R., et Schechter, L. (2014). The roles of risk and ambiguity in technology adoption. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 97 (January 2014), 204-218.
- Barot, S., Yé, L., Abbadie, L., Blouin, M., et Frascaria-Lacoste, N. (2017). Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering. *Ecological Engineering*, 99 (February 2017), 486-495.
- Barry, P. J. (Ed.) (1984). *Risk management in agriculture*. Ames (USA): Iowa State University Press.
- Batley, R., et Daly, A. (2006). On the equivalence between elimination-by-aspects and generalised extreme value models of choice behaviour. *Journal of Mathematical Psychology*, 50 (5), 456-467.
- Baumgartner, T., Heinrichs, M., Vonlanthen, A., Fischbacher, U., et Fehr, E. (2008). Oxytocin Shapes the Neural Circuitry of Trust and Trust Adaptation in Humans. *Neuron*, 58 (4), 639-650.
- Beck, M. J., et Rose, J. M. (2019). Stated preference modelling of intra-household decisions: Can you more easily approximate the preference space? *Transportation*, 46 (4), 1195-1213.
- Beck, M. J., Rose, J. M., et Hensher, D. A. (2012). The accuracy of proxy responses in a stated choice setting: A re-examination and some controversial conclusions. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 46 (1), 226-239.
- Ben-Akiva, M., McFadden, D., Train, K., Walker, J., Bhat, C., Bierlaire, M., Bolduc, D., Boersch-Supan, A., Brownstone, D., et Bunch, D. S. (2002). Hybrid choice models: Progress and challenges. *Marketing Letters*, 13 (3), 163-175.
- Berbel, J. (1993). Risk programming in agricultural systems: a multiple criteria analysis. *Agricultural Systems*, 41 (3), 275-288.
- Berg, J., Dickhaut, J., et McCabe, K. (1995). Trust, reciprocity, and social history. *Games and economic behavior*, 10 (1), 122-142.
- Berger, L., Emmerling, J., et Tavoni, M. (2017). Managing catastrophic climate risks under model uncertainty aversion. *Management science*, 63 (3), 749-765.
- Bigman, D. (1996). Safety-first criteria and their measures of risk. *American Journal of Agricultural Economics*, 78 (1), 225-235.
- Birol, E., Villalba, E. R., et Smale, M. (2009). Farmer preferences for milpa diversity and genetically modified maize in Mexico: a latent class approach. *Environment and Development Economics*, 14 (4), 521-540.
- Blazy, J.-M., Carpentier, A., et Thomas, A. (2011). The willingness to adopt agro-ecological innovations: Application of choice modelling to Caribbean banana planters. *Ecological Economics*, 72 (2011), 140-150.
- Bocquého, G., Jacquet, F., et Reynaud, A. (2013). Expected utility or prospect theory maximisers? Assessing farmers' risk behaviour from field-experiment data. *European Review of Agricultural Economics*, 41 (1), 135-172.
- Bohnet, I., Greig, F., Herrmann, B., et Zeckhauser, R. (2008). Betrayal aversion: Evidence from brazil, china, oman, switzerland, turkey, and the united states. *American Economic Review*, 98 (1), 294-310.
- Bohnet, I., et Zeckhauser, R. (2004). Trust, risk and betrayal. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 55 (4), 467-484.
- Boland, J. J., et Whittington, D. (2000). The political economy of water tariff design in developing countries: increasing block tariffs versus uniform price with rebate, in A. Dinar ed., *The political economy of water pricing reforms*. (pp. 105-120). Oxford: Oxford University Press.

- Boserup, E. (1981). *Population and technological change: a study of long-term trends*. Chicago, USA: University of Chicago Press.
- Boussard, J.-M. (1969). The introduction of risk into a programming model: different criteria and the actual behavior of farmers. *European Economic Review*, 1 (1), 92-121.
- Brewer, A. M., et Hensher, D. A. (2000). Distributed work and travel behaviour: the dynamics of interactive agency choices between employers and employees. *Transportation*, 27 (1), 117-148.
- Bryan, G. (2019). Ambiguity aversion decreases the impact of partial insurance: evidence from African farmers. *Journal of the European Economic Association*, 17 (5), 1428-1469.
- Bui, D. T., et Hong, B. N. (2006). Payments for Environmental Services in Vietnam: Assessing an economic approach to sustainable forest management. Research report, 2006-RR3. Singapore, Economy and Environment Program for Southeast Asia (EEPSEA).
- Bulte, E. H., Lipper, L., Stringer, R., et Zilberman, D. (2008). Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. *Environment and Development Economics*, 13 (3), 245-254.
- Campbell, D., Hensher, D. A., et Scarpa, R. (2011). Non-attendance to attributes in environmental choice analysis: a latent class specification. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54 (8), 1061-1076.
- Carey, J. M., et Zilberman, D. (2002). A model of investment under uncertainty: modern irrigation technology and emerging markets in water. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (1), 171-183.
- Castella, J.-C., Jobard, E., Lestrelin, G., Nanthavong, K., et Lienhard, P. (2012). *Maize expansion in Xieng Khouang province, Laos: what prospects for conservation agriculture?* Paper presented at the The 3rd International Conference on Conservation Agriculture in Southeast Asia, Hanoi, 10-15/12/2012
- Castella, J. C., et Dang Dinh Quang (2002). *Doi Moi in the Mountains: Land Use Changes and Farmer's Livelihood Strategies in Bac Kan Province, Viet Nam*: The Agricultural Publishing House Hanoi.
- CEAG (2000). Estudios hidrogeológicos y modelos matemáticos de los acuíferos del Estado de Guanajuato. CD-ROM. Guanajuato, Comisión Estatal del Agua de Guanajuato.
- Chetty, R., Hofmeyr, A., Kincaid, H., et Monroe, B. (2020). The Trust Game Does Not (Only) Measure Trust: The Risk-Trust Confound Revisited. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*. 10.1016/j.socec.2020.101520, 101520.
- Corcos, A., Pannequin, F., et Bourgeois-Gironde, S. (2012). Is trust an ambiguous rather than a risky decision. *Economics Bulletin*, 32 (3), 2255-2266.
- Cowan, R., et Jonard, N. (2003). The dynamics of collective invention. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 52 (4), 513-532.
- Cox, J. C. (2004). How to identify trust and reciprocity. *Games and economic behavior*, 46 (2), 260–281.
- Crentsil, C., Gschwandtner, A., et Wahhaj, Z. (2020). The effects of risk and ambiguity aversion on technology adoption: Evidence from aquaculture in Ghana. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 179 (November 2020), 46-68.
- Daniel, A. M., Persson, L., et Sandorf, E. D. (2018). Accounting for elimination-by-aspects strategies and demand management in electricity contract choice. *Energy Economics*, 73 (June 2018), 80-90.
- de Dios Ortúzar, J., et Willumsen, L. G. (2011). *Modelling transport*: John wiley & sons.
- Doss, C. R. (1996). Do households fully share risk? Evidence from Ghana. Staff Paper Series, P96-10. St Paul, Department of Applied Economics, University of Minnesota.
- Doss, C. R., et Meinzen-Dick, R. (2015). Collective Action within the Household: Insights from Natural Resource Management. *World Development*, 74 (171-183).
- Doss, C. R., et Morris, M. L. (2001). How does gender affect the adoption of agricultural innovations? The case of improved maize technology in Ghana. *Agricultural Economics*, 25 (1), 27-39.
- Duflo, E., Kremer, M., et Robinson, J. (2011). Nudging farmers to use fertilizer: Theory and experimental evidence from Kenya. *American Economic Review*, 101 (6), 2350-90.
- Duke, J. M., Borchers, A. M., Johnston, R. J., et Absetz, S. (2012). Sustainable agricultural management contracts: Using choice experiments to estimate the benefits of land preservation and conservation practices. *Ecological Economics*, 74 (Feb. 2012), 95-103.

- Ellickson, R. C. (1973). Alternatives to zoning: covenants, nuisance rules, and fines as land use controls. *The University of Chicago Law Review*, 40 (4), 681-781.
- Ellsberg, D. (1961). Risk, ambiguity, and the Savage axioms. *The quarterly journal of economics*, 643-669.
- Engel, S., Pagiola, S., et Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65 (4), 663-674.
- Erdem, S., Campbell, D., et Hole, A. R. (2015). Accounting for Attribute-Level Non-Attendance in a Health Choice Experiment: Does it Matter? *Health Economics*, 24 (7), 773-789.
- Erdem, S., Campbell, D., et Thompson, C. (2014a). Addressing elimination and selection by aspects decision rules in discrete choice experiments: does it matter?, 2014 Annual Meeting, July 27-29, 2014, Minneapolis, Minnesota. Agricultural and Applied Economics Association.
- Erdem, S., Campbell, D., et Thompson, C. (2014b). Elimination and selection by aspects in health choice experiments: prioritising health service innovations. *Journal of Health Economics*, 38 (Dec 2014), 10-22.
- Faccioli, M., Kuhfuss, L., et Czajkowski, M. (2018). Stated Preferences for Conservation Policies Under Uncertainty: Insights on the Effect of Individuals' Risk Attitudes in the Environmental Domain. *Environmental and Resource Economics*, 73 (2), 627-659.
- FAO (2007). *The state of Food and Agriculture 2007: Paying farmers for environmental services*. Rome: FAO.
- FAO (2011). *Payments for Ecosystem Services and food security*. Rome: FAO.
- Ferrari, S., et Rambonilaza, M. (2008). Agricultural multifunctionality promoting policies and the safeguarding of rural landscapes: How to evaluate the link? *Landscape Research*, 33 (3), 297-309.
- Ferris, M. C., et Munson, T. S. (2000). Complementarity problems in GAMS and the PATH solver. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 24 (2), 165-188.
- Ferris, M. C., et Pang, J. S. (1997). Engineering and economic applications of complementarity problems. *SIAM Review*, 39 (4), 669-713.
- Flichman, G., et Jacquet, F. (2003). Le couplage des modèles agronomiques et économiques: intérêt pour l'analyse des politiques. *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, (67), 51-69.
- Flichman, G., et Jourdain, D. (1998). Economic policy and water pollution, in G. A. A. Wossink, G. C. van Kooten et G. H. Peters eds., Symposium of the International Association of Agricultural Economists: Economics of Agro-chemicals. An international overview of use patterns, technical and institutional determinants, policies and perspectives. Ashgate, Wageningen, Netherlands.
- Garnett, T., Appleby, M. C., Balmford, A., Bateman, I. J., Benton, T. G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P. K., Toulmin, C., Vermeulen, S. J., et Godfray, H. C. J. (2013). Sustainable Intensification in Agriculture: Premises and Policies. *Science*, 341 (6141), 33-34.
- Gauvin, C., Uchida, E., Rozelle, S., Xu, J., et Zhan, J. (2010). Cost-effectiveness of Payments for Ecosystem Services with dual goals of environment and poverty alleviation. *Environmental Management*, 45 (3), 488-501.
- Gilbride, T. J., et Allenby, G. M. (2004). A choice model with conjunctive, disjunctive, and compensatory screening rules. *Marketing Science*, 23 (3), 391-406.
- Gilbride, T. J., et Allenby, G. M. (2006). Estimating Heterogeneous EBA and Economic Screening Rule Choice Models. *Marketing Science*, 25 (5), 494-509.
- Groenfeldt, D. (2006). Multifunctionality of Agricultural Water : Looking Beyond Food Production and Ecosystem Services. *Irrigation and Drainage*, 55 (1), 73-83.
- Güth, W., Ockenfels, P., et Wendel, M. (1997). Cooperation based on trust. An experimental investigation. *Journal of economic Psychology*, 18 (1), 15-43.
- Hall, C., McVittie, A., et Moran, D. (2004). What does the public want from agriculture and the countryside? A review of evidence and methods. *Journal of Rural Studies*, 20 (2), 211-225.
- Hanley, N., Mourato, S., et Wright, R. E. (2001). Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation? *Journal of Economic Surveys*, 15 (3), 435-462.

- Hazell, P. B. R. (1971). A linear alternative to quadratic and semivariance programming for farm planning under uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 53 (4), 53-62.
- Hensher, D. (2014a). Attribute processing as a behavioural strategy in choice making, in S. Hess et A. Daly eds., *Handbook of choice modelling*. (pp. 268-289). Cheltenham, UK and Northampton, USA: Edward Elgar Publishing.
- Hensher, D., et Puckett, S. (2008). Power, concession and agreement in freight distribution chains: subject to distance-based user charges. *International Journal of Logistics*, 11 (2), 81-100.
- Hensher, D., Rose, J., et Greene, W. (2012). Inferring attribute non-attendance from stated choice data: implications for willingness to pay estimates and a warning for stated choice experiment design. *Transportation*, 39 (2), 235-245.
- Hensher, D. A. (2008). Joint estimation of process and outcome in choice experiments and implications for willingness to pay. *Journal of Transport Economics and Policy*, 42 (2), 297-322.
- Hensher, D. A. (2014b). Process heuristics in choice analysis: An editorial. *Journal of Choice Modelling*, 11 (June 2014), 1-3.
- Hensher, D. A., Rose, J., et Greene, W. H. (2005). The implications on willingness to pay of respondents ignoring specific attributes. *Transportation*, 32 (3), 203-222.
- Hensher, D. A., Rose, J. M., et Black, I. (2008). Interactive agency choice in automobile purchase decisions: the role of negotiation in determining equilibrium choice outcomes. *Journal of Transport Economics and Policy (JTEP)*, 42 (2), 269-296.
- Hensher, D. A., Rose, J. M., et Greene, W. H. (2015). *Applied choice analysis*. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Heres, D. R., Kallbekken, S., et Galarraga, I. (2017). The Role of Budgetary Information in the Preference for Externality-Correcting Subsidies over Taxes: A Lab Experiment on Public Support. *Environmental and Resource Economics*, 66 (1), 1-15.
- Hervieu, B. (2002). La multifonctionnalité de l'agriculture: genèse et fondements d'une nouvelle approche conceptuelle de l'activité agricole. *Cahiers Agricultures*, 11 (6), 415-419.
- Hess, S., et Hensher, D. A. (2010). Using conditioning on observed choices to retrieve individual-specific attribute processing strategies. *Transportation Research Part B: Methodological*, 44 (6), 781-790.
- Hess, S., Stathopoulos, A., Campbell, D., O'Neill, V., et Caussade, S. (2013). It's not that I don't care, I just don't care very much: confounding between attribute non-attendance and taste heterogeneity. *Transportation*, 40 (3), 583-607.
- Hess, S., Stathopoulos, A., et Daly, A. (2012). Allowing for heterogeneous decision rules in discrete choice models: an approach and four case studies. *Transportation*, 39 (3), 565-591.
- Hess, S., et Train, K. (2017). Correlation and scale in mixed logit models. *Journal of Choice Modelling*, 23 (2017), 1-8.
- Hoang Minh Ha, Van Noordwijk, M., et Pham Thu Thuy (Eds.) (2008). *Payment for environmental services: experiences and lessons in Vietnam*. Hanoi: VNA Publishing House.
- Hope, R. A., Porras, I. T., et Miranda, M. (2005). Can payments for environmental services contribute to poverty reduction? A livelihoods analysis from Arenal, Costa Rica. Working Document, Centre for Land Use and Water Resources Research (CLUWRR).
- Houser, D., Schunk, D., et Winter, J. (2010). Distinguishing trust from risk: An anatomy of the investment game. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 74 (1), 72-81.
- Houston, D. A., Sherman, S. J., et Baker, S. M. (1989). The influence of unique features and direction of comparison of preferences. *Journal of Experimental Social Psychology*, 25 (2), 121-141.
- Howitt, R. E. (1995). Positive mathematical programming. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (May 1995), 329 - 342.
- Jaeck, M., et Lifran, R. (2014). Farmers' Preferences for Production Practices: A Choice Experiment Study in the Rhone River Delta. *Journal of Agricultural Economics*, 65 (1), 112-130.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., et Vossler, C. A. (2017). Contemporary Guidance for Stated Preference Studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4 (2), 319-405.

- Jones, C. (1983). The mobilization of women's labor for cash crop production: A game theoretic approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 65 (5), 1049-1054.
- Jourdain, D., Srisopaporn, S., Perret, S. R., et Shivakoti, G. (2016). The Role of Information Provision on Public GAP Standard Adoption: The Case of Rice Farmers in the Central Plains of Thailand, in G. P. Shivakoti, U. Pradhan et Helmi eds., *Redefining diversity and dynamics of natural resources management in Asia : Sustainable natural resources management in dynamic Asia*. (pp. 331-350). Amsterdam: Elsevier.
- Kahneman, D., et Tversky, A. (1979). Prospect theory: an analysis of decision making under risk. *Econometrica*, 47 (2), 263-291.
- Kallas, Z., Gomez-Limon, J. A., et Arriaza, M. (2007). Are citizens willing to pay for agricultural multifunctionality? *Agricultural Economics*, 36 (3), 405-419.
- Kerr, J. (2002). Watershed development, environmental services, and poverty alleviation in India. *World Development*, 30 (8), 1387-1400.
- Kim, J., Rasouli, S., et Timmermans, H. (2014). Hybrid Choice Models: Principles and Recent Progress Incorporating Social Influence and Nonlinear Utility Functions. *Procedia Environmental Sciences*, 22 (Supplement C), 20-34.
- Klibanoff, P., Marinacci, M., et Mukerji, S. (2005). A smooth model of decision making under ambiguity. *Econometrica*, 73 (6), 1849-1892.
- Knight, F. H. (1921). *Risk, uncertainty and profit*. Boston: Houghton Mifflin Co.
- Knowler, D. (2015). Farmer Adoption of Conservation Agriculture: A Review and Update, in M. Farooq et K. H. M. Siddique eds., *Conservation Agriculture*. (pp. 621-642). Heidelberg: Springer.
- Koopman, J. (1991). Neoclassical household models and modes of household production: Problems in the analysis of African agricultural households. *Review of Radical Political Economics*, 23 (3-4), 148-173.
- Kosfeld, M., Heinrichs, M., Zak, P. J., Fischbacher, U., et Fehr, E. (2005). Oxytocin increases trust in humans. *Nature*, 435 (7042), 673-676.
- Kosoy, N., Martinez-Tuna, M., Muradian, R., et Martinez-Alier, J. (2007). Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 61 (2-3), 446-455.
- Krautkraemer, J. A. (1994). Population growth, soil fertility, and agricultural intensification. *Journal of Development Economics*, 44 (2), 403-428.
- Lagarde, M. (2013). Investigating attribute non-attendance and its consequences in choice experiments with latent class model. *Health Economics*, 22 (2013), 554-567.
- Lam, N. T., Patanothai, A., et Rambo, A. T. (2004). Recent changes in the composite swidden farming system of a Da Bac Tay ethnic minority community in Vietnam's northern mountain region. *South-East Asian Studies*, 42 (3), 273-293.
- Lancaster, K. J. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74 (2), 132-157.
- Larue, B., West, G. E., Singbo, A., et Tamini, L. D. (2017). Risk aversion and willingness to pay for water quality: The case of non-farm rural residents. *Journal of Environmental Management*, 197 (296-304).
- Laurent, R.-A. (2007). Le modèle « Élimination par attributs » de Tversky: Une application à la différenciation des produits. *Revue économique*, 58 (3), 545-554.
- Li, Z., et Hensher, D. (2020). Understanding risky choice behaviour with travel time variability: a review of recent empirical contributions of alternative behavioural theories. *Transportation Letters*, 12 (8), 580-590.
- Lipovetsky, S., et Conklin, M. (2014). Best-Worst Scaling in analytical closed-form solution. *Journal of Choice Modelling*, 10 (March 2014), 60-68.
- Lipper, L. M., Sakuyama, T., Stringer, R., et Zilberman, D. (Eds.) (2008). *Payment for environmental services in agricultural landscapes: Economic policies and poverty reduction in Developing Countries*. New York: Springer-Verlag Inc & FAO.
- Liu, E. M. (2013). Time to change what to sow: Risk preferences and technology adoption decisions of cotton farmers in China. *Review of Economics and Statistics*, 95 (4), 1386-1403.

- Loomes, G., Moffatt, P. G., et Sugden, R. (2002). A microeconomic test of alternative stochastic theories of risky choice. *Journal of Risk and Uncertainty*, 24 (2), 103-130.
- Louviere, J. J., Flynn, T. N., et Marley, A. (2015). *Best-worst scaling: Theory, methods and applications*: Cambridge University Press.
- Lundhede, T., Jacobsen, J. B., Hanley, N., Strange, N., et Thorsen, B. J. (2015). Incorporating outcome uncertainty and prior outcome beliefs in stated preferences. *Land Economics*, 91 (2), 296-316.
- Magidson, J., et Vermunt, J. K. (2007). *Removing the scale factor confound in multinomial logit choice models to obtain better estimates of preference*. Paper presented at the Sawtooth Software Conference, Santa Rosa, California, USA, October 17-19, 2007
- Marcucci, E., Stathopoulos, A., Rotaris, L., et Danielis, R. (2011). Comparing single and joint preferences: a choice experiment on residential location in three-member households. *Environment and Planning A*, 43 (5), 1209-1225.
- Markowitz, H. (1952). Portfolio selection. *Journal of Finance*, 7 (Mar. 1952), 77-91.
- Marley, A., Islam, T., et Hawkins, G. (2016). A formal and empirical comparison of two score measures for best-worst scaling. *Journal of Choice Modelling*, 21 (December 2016), 15-24.
- Mayer, R. C., Davis, J. H., et Schoorman, F. D. (1995). An integrative model of organizational trust. *Academy of management review*, 20 (3), 709-734.
- McCabe, K., Houser, D., Ryan, L., Smith, V., et Trouard, T. (2001). A functional imaging study of cooperation in two-person reciprocal exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 (20), 11832-11835.
- McFadden, D. (1973). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior, in P. Zarembka ed., *Frontiers in Econometrics*. (pp. 105-142). New York: Academic Press.
- McFadden, D. (1974). The measurement of urban travel demand. *Journal of Public Economics*, 3 (4), 303-328.
- Milder, J. C., Scherr, S. J., et Bracer, C. (2010). Trends and future potential of payment for ecosystem services to alleviate rural poverty in developing countries. *Ecology and Society*, 15 (2), art 4 (online).
- Millennium Ecosystem Assessment (2003). *Ecosystems and human well-being: A framework for assessment*. Washington D.C.: Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*. Washington D.C.: Island Press.
- Moran, D., McVittie, A., Allcroft, D. J., et Elston, D. A. (2007). Quantifying public preferences for agri-environmental policy in Scotland: A comparison of methods. *Ecological Economics*, 63 (1), 42-53.
- Morrison, M., et MacDonald, D. H. (2011). A comparison of compensating surplus and budget reallocation with opportunity costs specified. *Applied Economics*, 43 (30), 4677-4688.
- Munier, B. (1989). Calcul économique et révision de la théorie de la décision en avenir risqué. *Revue d'Economie Politique*, 99 (2), 276-306.
- Nguyen, V. D., Tran, D. V., Nguyen, T. L., Tran, M. T., et Cadisch, G. (2008). Analysis of the sustainability within the composite swidden agroecosystem in northern Vietnam: 1. Partial nutrient balances and recovery times of upland fields. *Agriculture, ecosystems and environment*, 128 (1-2), 37-51.
- Obben, J. (1992). Modelling risk in rural banking: target MOTAD versus MOTAD. *Malaysian Journal of Economic Studies*, 29 (2), 63 - 88.
- OECD (2001). *Multifunctionality: towards an analytical framework*. Paris, France: OECD.
- OECD (2003). *Multifunctionality: The Policy Implications*. Paris, France: OECD.
- Orden, D., Cheng, F., Nguyen, H., Grote, U., Thomas, M., Mullen, K., et Sun, D. (2007). Agricultural Producer Support Estimates for Developing Countries: Measurement Issues and Evidence from India, Indonesia, China, and Vietnam. Research Report 152. Washington, D.C., International Food Policy Research Institute.
- Ortega, D. L., Waldman, K. B., Richardson, R. B., Clay, D. C., et Snapp, S. (2016). Sustainable Intensification and Farmer Preferences for Crop System Attributes: Evidence from Malawi's Central and Southern Regions. *World Development*, 87 (2016), 139-151.

- Ostrom, E. (2010). Revising theory in light of experimental findings. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 73 (1), 68-72.
- Pagiola, S., Arcenas, A., et Platais, G. (2005). Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, 33 (2), 237-253.
- Pigou, A. C. (1932). *The economics of welfare*. London: MacMillan Publishing.
- Power, A. G. (2010). Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365 (1554), 2959-2971.
- Puckett, S. M., et Hensher, D. A. (2008). The role of attribute processing strategies in estimating the preferences of road freight stakeholders. *Transportation research part E: logistics and transportation review*, 44 (3), 379-395.
- Quiggin, J. (1982). A theory of anticipated utility. *Journal of Economic Behavior and Organisation*, 3 (4), 323-343.
- Quintero, M., Wunder, S., et Estrada, R. D. (2009). For services rendered? Modeling hydrology and livelihoods in Andean payments for environmental services schemes. *Forest Ecology and Management*, 258 (9), 1871-1880.
- Randall, A. (2002). Valuing the outputs of multifunctional agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 29 (3), 289-307.
- Razo, M., et Gao, S. (2013). A rank-dependent expected utility model for strategic route choice with stated preference data. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 27 (February 2013), 117-130.
- Robison, L. J., Barry, P. J., Kliebenstein, J. B., et Patrick, G. F. (1984). Risk attitudes: concepts and measurement approaches, in P. J. Barry ed., *Risk management in agriculture*. (pp. 11-30). Ames (USA): Iowa State University Press.
- Rolfe, J., et Windle, J. (2015). Do respondents adjust their expected utility in the presence of an outcome certainty attribute in a choice experiment? *Environmental and Resource Economics*, 60 (1), 125-142.
- Rose, J., et Hensher, D. A. (2004). Modelling agent interdependency in group decision making. *Transportation research part E: logistics and transportation review*, 40 (1), 63-79.
- Rose, J. M., et Bliemer, M. C. J. (2008). Stated preference experimental design strategies. *Handbook of transport modelling*, 151-180.
- Ross, N., Santos, P., et Capon, T. (2012). *Risk, ambiguity and the adoption of new technologies: Experimental evidence from a developing economy*. Paper presented at the International Association of Agricultural Economists (IAAE) Triennial Conference, Foz do Iguau, Brazil, 18-24 August, 2012
- Roumasset, J. A., Boussard, J.-M., et Singh, I. (Eds.) (1979). *Risk, uncertainty and agricultural development*. Laguna, Philippines: Southeast Asian Regional Center for Graduate Study and Research in Agriculture and Agricultural Development Council.
- Roy, A. D. (1952). Safety first and the holding of assets. *Econometrica*, 20 (3), 431-449.
- Rungie, C., Scarpa, R., et Thiene, M. (2014). The influence of individuals in forming collective household preferences for water quality. *Journal of Environmental Economics and Management*, 68 (1), 161-174.
- Sandorf, E. D., et Campbell, D. (2016). Accommodating satisficing behavior in stated choice experiments, 2016 Annual Meeting, July 31-August 2, 2016, Boston, Massachusetts. Agricultural and Applied Economics Association.
- Scarpa, R., Ferrini, S., et Willis, K. (2005). Performance of error component models for status-quo effects in choice experiments, in R. Scarpa et A. Alberini eds., *Applications of simulation methods in environmental and resource economics*. (pp. 247-273). Dordrecht: Springer.
- Scarpa, R., Gilbride, T. J., Campbell, D., et Hensher, D. A. (2009). Modelling attribute non-attendance in choice experiments for rural landscape valuation. *European Review of Agricultural Economics*, 36 (2), 151-174.
- Scarpa, R., Zanoli, R., Bruschi, V., et Naspetti, S. (2013). Inferred and Stated Attribute Non-attendance in Food Choice Experiments. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (1), 165-180.
- Schechter, L. (2007). Traditional trust measurement and the risk confound: An experiment in rural Paraguay. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 62 (2), 272-292.

- Schmidt, U. (2016). Insurance demand under prospect theory: A graphical analysis. *Journal of Risk and Insurance*, 83 (1), 77-89.
- Schmidt, U., Starmer, C., et Sugden, R. (2008). Third-generation prospect theory. *Journal of Risk and Uncertainty*, 36 (3), 203.
- Shackle, G. L. S. (1961). *Decision, Order, and Time in Human Affairs*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Singh, I., Squire, L., et Strauss, J. (Eds.) (1986). *Agricultural households models: extensions, applications and policy*. Baltimore and London: John Hopkins University Press.
- Street, A. P., et Street, D. J. (1986). *Combinatorics of experimental design*: Oxford University Press, Inc.
- Swait, J. (2001). A non-compensatory choice model incorporating attribute cutoffs. *Transportation Research Part B: Methodological*, 35 (10), 903-928.
- Swait, J., et Louviere, J. (1993). The Role of the Scale Parameter in the Estimation and Comparison of Multinomial Logit Models. *Journal of Marketing Research*, 30 (3), 305-314.
- Tanaka, T., Camerer, C. F., et Nguyen, Q. (2010). Risk and time preferences: Linking experimental and household survey data from Vietnam. *American Economic Review*, 100 (1), 557-71.
- Tauer, L. W. (1983). Target MOTAD. *American Journal of Agricultural Economics*, 65 (3), 606-610.
- Thaler, R. H. (1999). Mental accounting matters. *Journal of Behavioral decision making*, 12 (3), 183.
- Thiene, M., Scarpa, R., et Louviere, J. J. (2015). Addressing Preference Heterogeneity, Multiple Scales and Attribute Attendance with a Correlated Finite Mixing Model of Tap Water Choice. *Environmental and Resource Economics*, 62 (3), 637-656.
- Tinbergen, J. (1956). *Economic Policy: Principles and Design*: North-Holland.
- Torres, C., Faccioli, M., et Font, A. R. (2017). Waiting or acting now? The effect on willingness-to-pay of delivering inherent uncertainty information in choice experiments. *Ecological Economics*, 131 (231-240).
- Tran Pham Van, C. (2008). Relationship between access to water, livelihood strategies and poverty of households in Nam Bung and Suoi Giang communes, Van Chan district, Yen Bai province. Thai Nguyen, Vietnam: Thai Nguyen University of Economics and Business Administration, MsC, Economics.
- Tversky, A. (1972). Elimination by aspects: A theory of choice. *Psychological Review*, 79 (4), 281-299.
- Tversky, A., et Kahneman, D. (1992). Advances in prospect theory: Cumulative representation of uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty*, 5 (4), 297-323.
- Udry, C. (1996). Gender, agricultural production, and the theory of the household. *Journal of Political Economy*, 104 (5), 1010-1046.
- UN-REDD (2010). Design of a REDD-Compliant benefit distribution system for Vietnam. Hanoi, UN-REDD Program,.
- Ursic, M. L., et Helgeson, J. G. (1990). The impact of choice phase and task complexity on consumer decision making. *Journal of Business Research*, 21 (1), 69-90.
- Useche, P., Barham, B. L., et Foltz, J. D. (2009). Integrating technology traits and producer heterogeneity: a mixed-multinomial model of genetically modified corn adoption. *American Journal of Agricultural Economics*, 91 (2), 444-461.
- Useche, P., Barham, B. L., et Foltz, J. D. (2013). Trait-based adoption models using ex-ante and ex-post approaches. *American Journal of Agricultural Economics*, 95 (2), 332-338.
- Vagneron, I., Jourdain, D., Myint, T., et Ferrand, P. (2018). Urban consumer perceptions of food in Myanmar: between tradition and modernity, in University of Michigan ed., Sustainability and Development Conference, Ann Arbor, Michigan, U.S.A.
- Van Hecken, G., et Bastiaensen, J. (2010). Payments for ecosystem services: justified or not? A political view. *Environmental Science & Policy*, 13 (8), 785-792.
- Van Loo, E. J., Caputo, V., Nayga, R. M., et Verbeke, W. (2014). Consumers' valuation of sustainability labels on meat. *Food Policy*, 49 (2014), 137-150.
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69 (6), 1245-1252.

- Vatn, A. (2015). Markets in environmental governance. From theory to practice. *Ecological Economics*, 117 (2015), 225-233.
- Vera-Toscano, E., Gomez-Limon, J. A., Moyano Estrada, E., et Garrido Fernandez, F. (2007). Individuals' opinion on agricultural multifunctionality. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5 (3), 271-284.
- Vidal, R. (2009). Adoption des innovations dans les périmètres irrigués des zones de montagne du Nord du Vietnam (Adoption of innovations in irrigated systems of mountainous areas of Northern Vietnam). Montpellier: Institut des Régions Chaudes (IRC, Sup' Agro Montpellier), Mastère Développement Agricole Tropical, option Gestion Sociale de l'eau.
- Vien, T. D., Rambo, A. T., et Lam, N. T. (Eds.) (2009). *Farming with Fire and Water: The Human Ecology of a Composite Swiddening Community in Vietnam's Northern Mountain*. Kyoto, Japan: Kyoto University Press.
- Vij, A., et Krueger, R. (2017). Random taste heterogeneity in discrete choice models: Flexible nonparametric finite mixture distributions. *Transportation Research Part B: Methodological*, 106 (Dec. 2017), 76-101.
- von Neumann, J., et Morgenstern, O. (1944). *Theory of games and economic behavior*. Princeton (USA): Princeton University Press.
- Vongvisouk, T., Broegaard, R. B., Mertz, O., et Thongmanivong, S. (2016). Rush for cash crops and forest protection: Neither land sparing nor land sharing. *Land Use Policy*, 55 (2016), 182-192.
- Ward, P. S., Ortega, D. L., Spielman, D. J., et Singh, V. (2014). Heterogeneous demand for drought-tolerant rice: Evidence from Bihar, India. *World Development*, 64 (2014), 125-139.
- Ward, P. S., et Singh, V. (2015). Using Field Experiments to Elicit Risk and Ambiguity Preferences: Behavioural Factors and the Adoption of New Agricultural Technologies in Rural India. *The Journal of Development Studies*, 51 (6), 707-724.
- Wen, C.-H., Wu, W.-N., et Fu, C. (2019). Preferences for alternative travel arrangements in case of major flight delays: Evidence from choice experiments with prospect theory. *Transport Policy*, 83 (November 2019), 111-119.
- Wunder, S., The, B. D., et Ibarra, E. (2005). *Payment is good, control is better: Why payments for forest environmental services in Vietnam have so far remained incipient*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Yoshioka, N., Yokoo, H.-F., Saengavut, V., et Bumrungrit, S. (2020). Ambiguity Aversion and Individual Adaptation to Climate Change: Evidence from a Farmer Survey in Northeastern Thailand. Discussion Paper No.2020-06. Tokyo, Graduate School of Economics, Hitotsubashi University.
- Yuan, Y., You, W., et Boyle, K. J. (2015). *A guide to heterogeneity features captured by parametric and nonparametric mixing distributions for the mixed logit model*. Paper presented at the 2015 Agricultural and Applied Economics Association (AAEA), San Francisco, July 26-28, 2015
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., et Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2), 253-260.
- Zilberman, D., Lipper, L., et McCarthy, N. (2006). When are payments for environmental services beneficial to the poor? ESA Working Paper 06-04. Rome, FAO.
- Zilberman, D., Lipper, L., et McCarthy, N. (2008). When could payments for environmental services benefit the poor? *Environment and Development Economics*, 13 (3), 255-278.