



HAL
open science

**Analyse économique des politiques volontaires de
préservation de l'environnement en agriculture.
Synthèse en vue de l'obtention de l'Habilitation à
Diriger des Recherches**

Douadia Bougherara

► **To cite this version:**

Douadia Bougherara. Analyse économique des politiques volontaires de préservation de l'environnement en agriculture. Synthèse en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches. Sciences de l'Homme et Société. Université de Rennes 1, 2010. tel-02821103

HAL Id: tel-02821103

<https://hal.inrae.fr/tel-02821103>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

Université de Rennes 1

Analyse économique des politiques volontaires de préservation de l'environnement en agriculture

Douadia BOUGHERARA

INRA, UMR1302 Structures, Marchés, Agriculture, Ressources et Territoires, F-35000 Rennes

Synthèse en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches

Soutenue publiquement le 9 décembre 2010

Composition du jury :

Tim Cason	Professeur, Purdue University, Etats-Unis (IN) – <i>Rapporteur</i>
Pierre Combris	Directeur de Recherche, INRA – <i>Examineur</i>
Laurent Denant-Boèmont	Professeur, Université de Rennes 1 – <i>Examineur</i>
Stephan Marette	Directeur de Recherche, INRA – <i>Rapporteur</i>
Laura McCann	Professeure, University of Missouri, Etats-Unis (MO) – <i>Examineur</i>
Thierry Pénard	Professeur, Université de Rennes 1 – <i>Directeur</i>
Anne Rozan	Professeure, Université de Strasbourg et ENGEES – <i>Rapporteur</i>

Sommaire

Remerciements	3
Liste des travaux.....	4
1. Introduction	6
2. Rétablir la symétrie d'information par un label : une solution efficace ?	11
2.1. Test expérimental de l'efficacité des marchés avec coûts d'information sur la qualité	11
2.1.1. Les trois types de coûts d'information sur la qualité	12
2.1.2. Efficacité des marchés avec coûts d'information sur la qualité: une étude expérimentale	14
2.1.3. Test des mécanismes permettant de remédier à l'inefficacité du marché en présence de coûts d'information élevés	15
2.2. Caractéristiques des consommateurs quant à l'information fournie	17
2.2.1. L'information fournie à travers un label peut avoir un impact négatif	18
2.2.2. Surconsommation du produit vert	19
2.2.3. Environnement préservé vs. efforts pour préserver l'environnement	20
3. Les approches volontaires: des mécanismes de contribution volontaire à un bien public ?	21
3.1. Motivations à la sous-contribution dans les mécanismes de contribution volontaire aux biens publics	22
3.1.1. Effet d'assurance	22
3.1.2. Effets de contexte et seuils	23
3.2. Contributions volontaires aux biens publics: des motivations privées?	25
3.2.1. Les biens écolabellisés : des biens aux caractéristiques intrinsèques supérieures ?	26
3.2.2. Les préférences positionnelles augmentent-elles le bien-être ?	29
3.2.3. L'opposition aux "indulgences environnementales" : un effet "bien public local" ?	30
4. Le design de politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement	32
4.1. Echelle territoriale de financement des mesures agri-environnementales	32
4.2. Design et consentements à recevoir : mise en évidence du rôle de l'incertitude	33
4.3. Les politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement: des modes de gouvernance hybrides.....	35
4.3.1. Une analyse néo-institutionnelle du choix de politique environnementale.....	35
4.3.2. Analyse empirique à partir d'études de cas.....	39
4.3.3. Une analyse économétrique du choix d'adhésion à une AMAP.....	40
5. Perspectives	42
5.1. Risque, incertitude et modes de production respectueux de l'environnement.....	42
5.2. Contribution aux biens publics impurs et comportements de don	44
5.3. Design optimal de politiques agri-environnementales	45
Références bibliographiques	47

REMERCIEMENTS

J'aimerais commencer par remercier Thierry Pénard qui a accepté de diriger mon travail. Ses remarques constructives et pertinentes ont grandement amélioré cette synthèse. Je souhaiterais également remercier les membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'évaluer mon travail à cette étape de ma carrière.

Je remercie vivement tous mes co-auteurs. J'ai beaucoup apprécié de travailler avec eux notamment du fait de leurs qualités scientifiques et humaines.

Enfin, je suis reconnaissante à l'INRA pour les conditions de travail qu'elle offre à ses chercheurs et remercie tous les membres des deux laboratoires (documentation, informatique, personnel d'appui, secrétariat,...) dont j'ai fait partie : l'UMR CESAER (Dijon) et l'UMR SMART (Rennes).

LISTE DES TRAVAUX

Articles publiés dans des revues à comité de lecture

- [1] Potential Impact of the EU 2003 CAP Reform on Land Idling Decisions of French Landowners: Results from a Survey of Intentions, avec L. Latruffe, 2010, *Land Use Policy*, 27:1153–1159.
- [2] How to Make Promises Without Having to Fulfill Them? An Application to the Food Stamp Program (SNAP) and Rebate Schemes, avec G. Grolleau et N. Mzoughi, *Journal of Economic Issues*, à paraître.
- [3] Dealing with Aversion to the Sucker's Payoff in Public Goods Games, avec S. Costa, G. Grolleau et L. Ibanez, 2009, *Economics Bulletin*, 29(4):3194-3202.
- [4] Market Behavior with Environmental Quality Information Costs, avec V. Pigué, 2009, *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 7(2), Article 8. Doi: 10.2202/1542-0485.1272, available at: <http://www.bepress.com/jafio/vol7/iss2/art8>.
- [5] Eco-Labelled Food Products: What are Consumers paying for? avec P. Combris, 2009, *European Review of Agricultural Economics*, 36(3):321-341.
- [6] Buy Local, Pollute Less: What Drives Households to Join A Community Supported Farm?, avec G. Grolleau et N. Mzoughi, 2009, *Ecological Economics*, 68(5):1488-1495.
- [7] The 'Make or Buy' Decision in Private Environmental Transactions, 2009, avec G. Grolleau et N. Mzoughi, *European Journal of Law and Economics*, 27(1):79-99.
- [8] How Can Transaction Cost Economics Help Regulators Choose Between Environmental Policy Instruments?, avec G. Grolleau et N. Mzoughi, à paraître dans *Research in Law and Economics*.
- [9] Programmes d'éco-étiquetage et intervention publique, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, à paraître dans *Economie Publique*.
- [10] "Eviter le mal ou... faire le bien": gestion des biens environnementaux et politiques de développement durable, 2008, avec L. Denant-Boémont et D. Masclét, *Revue Economique*, 59(3):685-692.
- [11] Marchés avec coûts d'information sur la qualité des biens : Une application aux produits écolabellisés, 2008, avec V. Pigué, *Economie et Prévision*, 182:77-96.
- [12] Is more information always better? An analysis applied to information-based policies for environmental protection, 2007, avec G. Grolleau et N. Mzoughi, *International Journal of Sustainable Development*, 10(3):197-213.
- [13] Benefiting from a Clean Environment versus Undertaking Efforts to Protect the Environment, 2007, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *Review of Agricultural Economics*, 29(2):216-226.
- [14] Designing Ecolabels In Order To Mitigate Market Failures: An Application to Agrofood Products, 2005, avec G. Grolleau, *Journal of Interdisciplinary Economics*, 16:411-30.
- [15] Can Labelling Policies do More Harm Than Good ? An Analysis Applied to Environmental Labelling Schemes, 2005, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *European Journal of Law and Economics*, 19:5-16.
- [16] L'éco-étiquetage des produits est-il crédible ? Proposition d'un cadre d'analyse, 2004, avec G. Grolleau, *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 3:369-90.
- [17] Gestion et Environnement : Anatomie d'une relation, 2003, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *Innovation, Cahiers de l'Innovation*, 20:217-34.
- [18] Mise en perspective et discussion de l'exclusion des produits agro-alimentaires du dispositif d'écolabellisation, 2003, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *Economie Rurale*, 275:83-90.
- [19] Réputation environnementale en agro-alimentaire: "Milieu de production" versus "Processus de production"?, 2003, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, 1:121-44.
- [20] L'écolabellisation des produits agro-alimentaires : un complément aux autres instruments des politiques environnementales ?, 2002, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *Economies et Sociétés*, 36(9-10):1403-20.

- [21] Can Ecolabeling Mitigate Market Failures ? An Analysis Applied to Agro-Food Products, 2002, avec G. Grolleau, Proceedings of the Conference on Ecolabels and the Greening of Food Markets, Nov. 7-9th, Boston, Massachusetts (Etats-Unis), Tufts University, 111-19.

Articles soumis dans des revues à comité de lecture

- [22] Cooperation and Framing Effects in Provision Point Mechanisms: Experimental Evidence, avec L. Denant-Boèmont et D. Masclet, soumis à *Ecological Economics*.

Articles publiés dans des revues sans comité de lecture

- [23] Les consommateurs peuvent-ils protéger l'environnement par leurs achats? Une application aux produits agro-alimentaires, 2000, avec G. Grolleau, *Aménagement et Nature*, 138:17-25.

Chapitres d'ouvrage

- [24] Can Labelling Policies do More Harm Than Good ? An Analysis Applied to Environmental Labelling Schemes, 2007, with G. Grolleau and L. Thiébaud, Teisl, M. (Editor). *Labelling Strategies in Environmental Policy*. Ashgate Publishing, Aldershot (GBR), pp.29-40. [Reprise de l'article : Can Labelling Policies do More Harm Than Good ? An Analysis Applied to Environmental Labelling Schemes, 2005, avec G. Grolleau et L. Thiébaud, *European Journal of Law and Economics*, 19:5-16.]
- [25] Designing Ecolabels In Order To Mitigate Market Failures: An Application to Agrofood Products, 2007, with G. Grolleau, Teisl, M. (Editor). *Labelling Strategies in Environmental Policy*. Ashgate Publishing, Aldershot (GBR). [Reprise de l'article : Designing Ecolabels In Order To Mitigate Market Failures: An Application to Agrofood Products, 2005, avec G. Grolleau, *Journal of Interdisciplinary Economics*, 16:411-30.]

Travail en cours

- [26] Optimal design of agri-environmental schemes in France, avec P. Dupraz.
- [27] Farmers' Preferences over Conservation Contract Flexibility and Duration, avec G. Ducos.
- [28] Allocation des droits de décision et coûts de renégociation dans les contrats agri-environnementaux, avec G. Ducos
- [29] The Determinants of On-Farm Sewage Sludge Spreading, avec G. Grolleau et N. Mzoughi.
- [30] Welfare effects of positional preferences for public goods, avec S. Costa, G. Grolleau et L. Ibanez.
- [31] 'Organic' vs. 'Environmentally-Friendly Processed' Food Labelling: The Role of Selfish Motivations and of Incentive Compatibility, avec P. Combris.
- [32] Are Environmental Offsets Indulgences? Evidence from consumers' WTP for goods produced using offsetting, avec S. Costa et M. Teisl.
- [33] EU vs. CPT: a test using a field experiment on farmers, avec L. Piet.
- [34] On the Efficiency of Decentralized Conservation Policy, avec C. Gagné.

1. INTRODUCTION

Les pressions croissantes des activités économiques sur l'environnement ont entraîné une prise de conscience de la nécessité d'agir. Les pollutions des différents compartiments de l'environnement (eau, air,...) affectent en effet à la fois l'utilisateur final de l'environnement (promeneur par exemple), mais également les activités économiques. Du fait du caractère public des biens d'environnement (qualité de l'eau, de l'air,...), ce sont d'abord les pouvoirs publics qui ont mis en place des politiques visant à fournir ces biens. Ils n'ont pas été uniquement confrontés à leur caractère de bien public mais également à une autre de leurs propriétés essentielles: leur difficile mesure. La contribution individuelle d'une firme à la fourniture de biens d'environnement est en effet difficile à déterminer pour deux raisons principales. D'une part, la quantité de bien fournie est le fait de nombreux agents, ce qui rend difficile l'attribution de responsabilités dans cette fourniture. D'autre part, il existe un délai souvent important entre la mise en œuvre d'une pratique par un agent régulé et ses conséquences sensibles en termes de biens d'environnement fournis. Les politiques publiques d'environnement ont d'abord été réglementaires puis économiques.

Les politiques d'environnement ont pris une nouvelle forme depuis les années 80 : elles impliquent de plus en plus les agents privés. Ainsi, les producteurs et les consommateurs se voient proposer, et non plus imposer, des politiques de préservation de l'environnement. Le secteur agricole n'y échappe pas. Les effets externes de ce secteur sont particulièrement importants étant donné l'occupation de l'espace et les conflits d'usage que crée la concentration de productions dans certaines zones. L'entrée du concept de multifonctionnalité de l'agriculture (produisant à la fois des biens marchands agricoles et des biens non marchands) dans le débat politique a justifié la promotion de politiques agri-environnementales au niveau européen avec une déclinaison spécifique à chaque Etat membre. Le producteur agricole passe ainsi du rôle de producteur non intentionnel d'impacts environnementaux à celui de producteur intentionnel de biens d'environnement, donnant lieu à rémunération. Cependant, du point de vue du consommateur de produits agro-

alimentaires, les politiques volontaires d'écoblébellisation ont été plus frileuses ; et quand elles existent, elles sont peu souvent proposées par les pouvoirs publics contrairement à d'autres secteurs.

Mes travaux s'organisent autour de trois grandes questions de recherche qui ont émergé du fait du débat social autour des politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement dans le secteur agricole. Afin de répondre à ces trois questions, je mobilise des théories économiques (économie de l'information, théorie des coûts de transaction et économie publique locale), des méthodologies (économie expérimentale, méthode des programmes, enquête) et des modèles empiriques (choix discrets, panels) divers.

Mes travaux partent du constat que les cadres théoriques utilisés pour analyser les formes plus classiques de régulation environnementales, bien que riches, ne sont pas suffisants pour analyser les politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement en agriculture. Dans la littérature, l'analyse économique de ces formes privées de fourniture de biens d'environnement a d'abord assez logiquement réinvestit les cadres théoriques utilisés pour l'analyse des politiques publiques telles que la réglementation et les instruments économiques. Ces analyses sont appropriées puisque les nouvelles formes de régulation de l'environnement se heurtent aux mêmes problèmes que les instruments plus classiques : l'asymétrie d'information entre agents et le caractère public des biens d'environnement. En effet, le principal (consommateur, les autorités publiques, etc.) ne connaît pas le type de l'agent (producteur), ni son niveau d'effort après contractualisation. Ces sources d'inefficacité sont traitées à l'aide du cadre de la théorie des incitations pour les politiques d'écoblébellisation (voir par exemple Cason et Gangadharan, 2002; Caswell et Mojduszka, 1996; Kirchhoff, 2000; Teisl et Roe, 1998) et pour les programmes agri-environnementaux (voir par exemple Moxey et al., 1999 ; Ozanne et al., 2001 ; Wu et Babcock, 1996). Par ailleurs, le cadre du mécanisme de contribution volontaire à un bien public (comportements de free riding) appliqué aux biens d'environnement fournis à travers les politiques volontaires est utilisé pour souligner soit la nécessité de l'intervention des pouvoirs publics

(programmes agri-environnementaux), soit la difficulté de comprendre que les agents privés ont un consentement à payer positif pour un bien public (consommateurs). Néanmoins, en m'appuyant sur les travaux existants, j'ai organisé ma réflexion en trois axes.

Un premier axe de mes travaux a consisté à remettre en question le cadre théorique de l'économie de l'information où la variable "information" est binaire (révélée ou non). J'ai en effet testé de manière expérimentale le modèle théorique de Bester et Ritzberger (2001) sur les marchés avec coûts d'information sur la qualité. La prise en compte de l'existence de coûts d'information sur la qualité, supportés par l'agent, me semble plus riche pour étudier l'écolabellisation. Par ailleurs, sur le plan académique, il n'existait pas de test empirique de l'efficacité de ces marchés. Enfin, notamment à l'aide d'un modèle théorique simple, je mets en évidence les implications qui découlent du fait de relâcher l'hypothèse de rationalité substantielle des consommateurs. Le consommateur est alors sujet à des biais cognitifs (traitement difficile de l'information) et à la confusion entre les différentes informations fournies par le label.

Dans un deuxième axe de mes travaux, tout en restant dans le cadre théorique de l'économie publique, j'ai souhaité mettre en évidence deux obstacles à la contribution volontaire, autres que le comportement de passager clandestin. Le premier est le problème d'assurance dans lequel les agents sont averses au fait d'être les seuls contributeurs au bien public. J'ai réalisé un test expérimental permettant sa mise en évidence. Le second obstacle est l'effet de contexte (création d'un bien public ou préservation d'un bien public existant). Il a été étudié par Andreoni (1995) dans le cadre d'un bien public pur. Je l'ai mis en évidence dans le cas d'un bien public avec seuil. Ainsi, si intervention publique il doit y avoir, elle peut se justifier par l'existence de comportements de passager clandestin mais également des problèmes d'assurance et potentiellement d'effets de contexte (même lorsque le bien public est non linéaire, situation où la coopération est généralement meilleure). Par ailleurs, si les obstacles à la coopération sont nombreux, la littérature montre largement l'existence de consentements à payer positifs pour des biens avec attributs environnementaux. Peu d'études cherchent à en déterminer les motivations. J'ai caractérisé ce consentement à payer,

notamment sa dimension privée, de manière empirique par des expériences d'évaluation de biens en laboratoire et des modèles de choix discrets, et de manière théorique par un modèle prenant en compte des motivations positionnelles (souci pour la position relative sur l'échelle des contributions au bien public).

Le troisième axe de ma recherche a consisté à considérer les paramètres institutionnels influençant l'adoption et la mise en œuvre de politiques volontaires de préservation de l'environnement. Dans cet axe, je suis sortie de la relation contractuelle entre principal et agent afin d'étudier le "design" de ces politiques environnementales selon trois orientations. D'abord, j'utilise l'économie publique locale afin de répondre à une question originale et non traitée dans la littérature qui est l'échelle optimale de financement des politiques volontaires de préservation de l'environnement. A l'aide d'un modèle théorique avec résidents mobiles et à préférences environnementales, je mets en évidence les gains de bien-être découlant de la centralisation. Dans le cas décentralisé, les juridictions sous-rémunèrent les agriculteurs immobiles en termes de paiement agri-environnemental afin de diminuer le niveau de taxe et d'attirer les résidents. Ensuite, dans le cadre de la théorie des coûts de transaction, j'étudie deux aspects qui correspondent à deux optiques utilisées dans ce cadre d'analyse. Une première optique consiste à déterminer, pour une forme de gouvernance donnée (un type de politique d'environnement), les attributs de cette forme qui minimisent les coûts de transaction. Je me suis associée à une étude sur le rôle de la flexibilité et de la durée des contrats agri-environnementaux dans le consentement à recevoir des agriculteurs. L'originalité du travail consiste dans l'utilisation combinée du modèle de choix discrets, de la méthode des programmes et de la théorie des coûts de transaction. Ainsi, le travail met en évidence le rôle de l'incertitude dans les freins à l'adoption de ces politiques volontaires. Une seconde optique dans la théorie des coûts de transaction consiste à déterminer la forme de gouvernance qui minimise les coûts de transaction. Dans ce travail, au-delà de la construction de typologies de formes de politiques environnementales, je m'intéresse aux paramètres qui déterminent le type de bien environnemental pour lequel une forme ou une autre est la plus adaptée. Ce travail théorique donne lieu à deux applications

empiriques : l'une à l'aide d'études de cas et l'autre à l'aide d'un modèle économétrique de choix d'achat par contractualisation à une association de maintien de l'agriculture paysanne plutôt que sur le marché.

La synthèse sera organisée en trois parties reprenant mes trois axes de recherche décrits ci-dessus. Dans la section 2, je présente les principaux résultats de recherche dérivant de la modélisation de l'écolabellisation environnementale dans un marché avec coûts d'information sur la qualité des biens. Dans la section 3, j'étends les obstacles à la contribution volontaire aux biens publics en considérant les effets d'assurance et de contexte ; puis, je cherche à mettre en évidence l'existence et l'impact de motivations privées à la participation aux politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement. La section 4 traite du design de ces politiques à travers l'analyse des aspects institutionnels. Enfin, la section 5 décrit mes perspectives de recherche.

2. RETABLIR LA SYMETRIE D'INFORMATION PAR UN LABEL : UNE SOLUTION

EFFICACE ?

Dans ce premier axe de mes travaux, j'ai souhaité enrichir le cadre d'analyse des politiques volontaires de préservation de l'environnement en considérant la présence de coûts de transaction. D'abord, plutôt que de considérer que le label est une solution au problème d'asymétrie d'information entre vendeur et acheteur, je considère que le label peut introduire des coûts de transaction qui réduisent l'efficacité du marché, soit sa capacité à permettre l'échange de biens de qualité supérieure. Ensuite, je considère les biais comportementaux de la part des consommateurs qui peuvent mener à des effets pervers sur l'environnement.

2.1. Test expérimental de l'efficacité des marchés avec coûts d'information sur la qualité

L'étiquetage a en effet souvent été analysé dans le cadre de la théorie des défaillances de marché, théorie qui identifie les situations pour lesquelles la "main invisible" des marchés est prise en défaut et ne peut mener à une allocation efficace. En ce qui concerne les attributs environnementaux, l'information étant asymétrique entre vendeurs et acheteurs, on aboutit à une situation de sélection adverse où les produits de haute qualité sont éliminés du marché (Akerlof, 1970). L'étiquetage des produits, en rétablissant la symétrie d'information entre vendeur et acheteur, permet de répondre à la demande de biens de qualité supérieure et donc de mener à des transactions plus efficaces (voir par exemple, Teisl et al., 2002 ; McCluskey, 2000 ; Caswell et Mojduszka, 1996). Or, l'information n'est souvent pas binaire mais est plutôt difficile à comprendre, à évaluer, à traiter, etc. Il m'a semblé alors plus pertinent de traiter des coûts d'information sur la qualité ([11],[4])¹.

¹ Dans cette synthèse, les numéros entre crochets renvoient aux numéros des travaux dans la liste des travaux pages 4-5.

2.1.1. Les trois types de coûts d'information sur la qualité

Nous identifions trois sources de coûts d'information sur la qualité ([11],[16]): des coûts de définition, de vérification et de signalement de la qualité.

Coûts de définition de la qualité environnementale. La définition de l'écoproduit n'est pas absolue mais relative. Elle est endogène au processus de qualification des produits (Nadaï, 1998). La difficulté provient du fait que le consommateur est dans l'incapacité de déterminer ce qu'est un produit respectueux de l'environnement, du fait par exemple de son manque de capacité à juger de la qualité du bien. Le problème n'est pas de vérifier si une pratique a été mise en œuvre (observabilité parfaite des actions du vendeur) mais de déterminer la pertinence de la pratique pour le respect de l'environnement (Plott et Wilde, 1982). Par exemple, au début des années 90, la société Henkel a lancé sa lessive "Le Chat" sans phosphates qu'elle présentait comme respectueuse de l'environnement, puisque les phosphates provoquent une eutrophisation des cours d'eau. Or, il s'est avéré que pour remplacer les phosphates, Henkel utilisait des zéolites qui présentent un risque pour l'environnement puisqu'ils ne sont pas biodégradables. Ceci montre bien que la question va au-delà de l'observabilité de l'utilisation ou non de phosphates mais nécessite des capacités d'expertise pour déterminer l'effet des pratiques sur l'environnement. Selon ses caractéristiques, un individu aura plus ou moins de difficultés à déterminer la pertinence d'une allégation environnementale. Ses coûts d'information seront plus ou moins élevés.

Coûts de vérification de la qualité environnementale. Il s'agit de la vérification ou de la mesure de la conformité avec la définition préalable. Cette phase est étroitement dépendante de la précédente, qui définit parfois de manière plus ou moins précise les modalités de la vérification. Cette seconde source de coûts est due à l'incapacité de l'acheteur à vérifier ou à observer la qualité du produit. Les caractéristiques environnementales se réfèrent souvent au processus de production. Par exemple, dans le cas de l'agriculture, Doussan (1998) souligne la difficulté, même pour les pouvoirs publics, de vérifier l'application de certaines pratiques environnementales "*sauf à imaginer bien entendu, un officier de police judiciaire ou un agent assermenté, chargé de surveiller l'agriculteur d'un*

bout à l'autre de sa parcelle, et armé des moyens techniques lui permettant de vérifier la teneur en azote du lisier épandu, par exemple." En l'absence d'indicateurs de qualité tels que la présence de l'écolabel, la réputation du vendeur ou la certification par une tierce partie lui garantissant la crédibilité de l'information qui lui est transmise, l'acheteur fera face à des coûts souvent prohibitifs de vérification de la qualité fournie. Et même si ces indicateurs existent, la confiance que l'acheteur leur accorde est très hétérogène.

Coûts de signalement de la qualité environnementale. Enfin, même si les consommateurs identifient leurs besoins (coûts de définition nuls) et ont confiance dans l'écolabel (coûts de vérification nuls), il peut exister une autre source de coûts. Nous souhaitons ici distinguer l'asymétrie d'information de la surcharge informationnelle, même si la distinction n'est pas toujours très nette. L'asymétrie d'information correspond à une répartition inégale d'information entre deux agents. Cette distribution inégale permet à l'agent le mieux informé, par exemple le vendeur, de tirer profit de son information privée. La surcharge informationnelle, elle, provient des capacités cognitives limitées des individus. Même dans un monde caractérisé par la symétrie d'information, les agents, ici, les consommateurs, sont submergés de flots croissants d'information. C'est l'attention du consommateur et non l'information qui devient une ressource rare (Van Zandt, 2004 ; Davenport et Beck, 2001). La prolifération des labels sur les produits et le peu de temps alloué aux achats par les consommateurs fait de la lecture et du traitement de l'information par les consommateurs une activité coûteuse, en efforts et en temps. L'efficacité d'un écolabel est ainsi, en grande partie, fonction de la clarté du message qu'il véhicule. Si les consommateurs ne peuvent traiter ce message alors leurs coûts d'information vont augmenter (Loader et Hobbs, 1999), alors que le dispositif d'écolabellisation vise justement à économiser sur les coûts.

Ainsi, l'apposition d'un écolabel sur le produit peut entraîner une recherche d'information plus ou moins coûteuse par les acheteurs. Maintenant, la question est de savoir comment ces coûts d'information sur la qualité affectent le marché des produits écolabellisés.

2.1.2. Efficacité des marchés avec coûts d'information sur la qualité: une étude expérimentale

De manière surprenante, j'ai constaté que la question de l'efficacité des marchés avec coûts d'information sur la qualité avait peu été traitée dans la littérature. Peu d'articles traitent de cette question en comparaison de ceux qui s'intéressent à la recherche coûteuse d'information sur les prix. Néanmoins, deux travaux théoriques sont à noter. Kihlstrom (1974) propose une théorie générale de la demande d'information sur la qualité des produits. Il prête à cette demande d'information deux caractéristiques. Premièrement, c'est une demande dérivée. Elle n'existe que parce qu'elle permet aux consommateurs d'effectuer de meilleurs choix dans l'achat d'autres biens. Deuxièmement, la demande d'information n'apparaît que lorsque la qualité des produits est incertaine. A partir du modèle de Grossman et Stiglitz (1980), Bester et Ritzberger (2001) développent un modèle de marché avec coûts d'information sur la qualité (jeu dynamique à information incomplète). Les vendeurs sont de 2 types (offreurs de biens de qualité inférieure q_L et offreurs de biens de qualité élevée q_H). Les acheteurs savent que les vendeurs fournissent la qualité q_H avec la probabilité $l \in [0,1]$ et la qualité q_L avec la probabilité $(1-l)$. Après avoir observé le prix du bien, chaque acheteur peut tester la qualité du bien en payant un coût fixe $k > 0$, révélant parfaitement la qualité. Les auteurs montrent que l'équilibre de ce type de jeu dépend des croyances des agents sur les comportements des autres agents. Sous certaines conditions, plus le coût d'information est faible, plus les prix révèlent l'information et donc moins les acheteurs auront tendance à investir dans l'information.

Nous utilisons l'économie expérimentale qui a l'avantage de permettre un contrôle des variables considérées. L'approche expérimentale est adaptée car il est dans la réalité difficile de mesurer le coût réel supporté par les acheteurs pour acquérir l'information sur la qualité des produits. Le temps passé à s'informer de la pertinence d'un label, à s'assurer que le vendeur n'est pas opportuniste ou à traiter l'information contenue dans le label a un coût d'opportunité variable d'un individu à l'autre. En laboratoire, l'intérêt est que ce coût est fixé

par l'expérimentateur afin d'observer la réaction du marché à des coûts croissants d'information. De plus, alors que la littérature expérimentale a très tôt considéré le comportement des marchés en asymétrie d'information, elle n'a jusqu'à présent pas considéré les marchés avec coûts d'information sur la qualité des produits. J'utilise un protocole proche de celui de Cason et Gangadharan (2002), protocole rédigé lors d'un séjour auprès de Tim Cason à Purdue University. L'expérience a impliquée 132 étudiants. Trois niveaux de coûts ont été choisis: "infini" (asymétrie totale), 66% et 10% du surplus le plus élevé tiré de la qualité supérieure plutôt qu'inférieure. J'analyse ainsi l'impact de ce coût d'information variable sur l'efficacité du marché, la probabilité d'offrir des unités de qualité supérieure ainsi que la demande d'information sur la qualité par les consommateurs. Grâce à une adaptation du modèle de Bester et Ritzberger (2001) aux paramètres de l'expérience, je suis à même de tirer des prédictions théoriques quant à la demande l'information sur la qualité en présence de coûts d'information.

L'analyse des données d'expérience révèle une inefficacité forte des marchés lorsque le coût d'information est élevé. Peu de biens de qualité supérieure sont échangés. Pour les acheteurs, même un coût d'information faible sur la qualité réduit considérablement le surplus retiré de l'achat. Pour les vendeurs, la probabilité de proposer de la qualité supérieure est d'autant plus forte que l'espérance de gain est élevée et que les coûts d'information sont faibles. Enfin, la probabilité pour les acheteurs de demander l'information sur la qualité est d'autant plus forte que l'information est peu coûteuse. Et elle dépend du prix des biens dans une relation non linéaire. Les résultats montrent bien les risques présentés par les écolabels si ceux-ci entraînent des coûts d'information élevés.

2.1.3. Test des mécanismes permettant de remédier à l'inefficacité du marché en présence de coûts d'information élevés

Face à ces constats d'inefficacité, plusieurs mécanismes, "counteracting institutions" dans la terminologie d'Akerlof (1970), peuvent être envisagés afin d'y remédier. J'ai examiné

trois aspects. Il a d'abord s'agit de tester l'impact de mécanismes tels que la réputation et l'auto-déclaration ([4]). Ensuite, j'ai examiné l'importance de veiller aux 'règles du jeu' régissant l'échange ([9]). Enfin, je tire des implications quant au ciblage des consommateurs et des produits ([11]).

Impact de la réputation et de l'auto-déclaration. Dans l'article ([4]) qui fait suite au travail de mise en évidence expérimentale des impacts des coûts d'information sur la qualité ([11]), j'examine l'impact de la réputation et de l'auto-déclaration. Les résultats indiquent que, lorsque les coûts d'information sur la qualité sont élevés, l'auto-déclaration permet d'augmenter l'efficacité du marché et augmente la probabilité pour les vendeurs de proposer des biens de qualité supérieure. Cependant, une analyse des effets distributionnels indique que seuls les vendeurs voient leur surplus augmenter. La probabilité de demander d'information sur la qualité diminue lorsque les vendeurs peuvent s'auto-déclarer : soit les consommateurs font confiance au label auto-déclaré, soient ils utilisent les effets réputationnels comme substitut à l'investissement dans l'information. Nous n'avons pas testé l'impact de la certification par tierce partie. Néanmoins, il est à prédire que celui-ci rétablit l'efficacité du marché comme le montre dans le cas d'une asymétrie totale Cason et Gangadarhan (2002). La question est bien sûr le coût de la certification, ses répercussions sur les prix et la question du niveau d'indépendance des organismes de certification. Ces questions intéressantes n'ont pas été explorées dans notre travail.

Garantir les 'règles du jeu'. L'article ([9]) se focalise sur l'importance de veiller aux 'règles du jeu' régissant l'échange. Etant donné les difficultés informationnelles posées par l'échange d'un produit dont les caractéristiques concernent surtout le mode de production, les pouvoirs publics peuvent intervenir en garantissant que toutes les parties ont été consultées, que la certification est crédible, etc. Ainsi, il s'agit d'établir des règles du jeu permettant d'assurer un certain niveau de loyauté des moyens mis en œuvre à défaut de garantir la qualité du résultat.

Ciblage des consommateurs et des produits. L'implication principale de notre travail ([11]) est que ce sont les caractéristiques individuelles des acheteurs et la nature des achats

qui doivent guider les décideurs dans le choix du type d'écolabel pour leur produit. En effet, les coûts d'information sur la qualité correspondent au temps investi ou aux efforts consentis pour s'informer de la pertinence du label ou pour s'assurer que le vendeur n'est pas opportuniste auprès d'amis ou d'autres personnes, dans des magazines consommateurs, etc. ou pour traiter l'information contenue dans le label. Le montant de ces investissements consentis par les acheteurs dépend de deux facteurs principaux qui interagissent entre eux: les caractéristiques individuelles des acheteurs et la nature des achats. Un même label demandera des coûts d'information sur la qualité différents d'un individu à l'autre. Ainsi, un acheteur au coût d'opportunité du temps élevé aura des coûts d'information élevés si le label est très détaillé par rapport à un acheteur dont le coût d'opportunité du temps est faible. De même, un acheteur à faible capital humain aura des coûts d'information élevés si le label consiste en une information factuelle sans interprétation (plantation de haies) alors qu'un acheteur à fort capital humain (connaissant la fonction de corridor biologique des haies) aura des coûts d'information faibles. D'autre part, prenons l'exemple d'un label très détaillé indiquant de manière précise les quantités de polluants émis dans l'air lors de la fabrication du produit. Les coûts de traitement de l'information sont alors élevés et sont d'autant plus élevés que le bien est acheté fréquemment (sous l'hypothèse que le coût n'est pas amorti sur plusieurs achats). Une stratégie efficace de labellisation consistera alors à réserver les labels détaillés pour des produits dont les achats sont peu fréquents tels que les voitures. Nos résultats nous ont amenés à la formulation d'hypothèses qui mériteraient bien sûr des investigations supplémentaires hors cadre expérimental où les labels existants et leur efficacité seraient mis en regard des produits sur lesquels ils figurent et des acheteurs cibles.

2.2. Caractéristiques des consommateurs quant à l'information fournie

Apposer un label ne permet pas toujours de rétablir la symétrie d'information du fait des caractéristiques des consommateurs. Ceux-ci diffèrent dans leur capacité à traiter l'information et la confusion est souvent de mise dans la perception des écolabels par les

consommateurs. Ainsi, comme abordé dans la sous-section précédente, les caractéristiques individuelles des consommateurs sont particulièrement importantes à prendre en compte. La littérature s'est penchée sur certains effets pervers potentiels des écolabels (Mattoo et Singh, 1994; Dosi et Moretto, 2001). Je me suis intéressée à trois types d'effets pervers, non traités dans la littérature et susceptibles d'intervenir lors de la mise en place d'un écolabel.

2.2.1. L'information fournie à travers un label peut avoir un impact négatif

Les programmes d'écolabellisation visent à fournir une information au consommateur afin de modifier ses décisions. Nous introduisons une distinction entre la fourniture d'information supplémentaire et la qualité des décisions prises par les agents visés par les politiques informationnelles ([12]). Nous analysons les cas où la présence d'un label peut avoir un effet négatif. Ainsi, nous introduisons la notion d'élasticité informationnelle : la variation proportionnelle de la qualité de la décision à une variation proportionnelle de la quantité d'information fournie au décideur. Le fait est que cette élasticité peut être positive (comme le supposent les politiques environnementales) mais également nulle et même négative. Par ailleurs, elle peut varier avec le niveau d'information. Ainsi, selon Khanna (1998), dans les politiques informationnelles destinées aux investisseurs (Toxic Release Inventory), "*the greater the prior environmental information that investors have about a firm, the smaller the impact of the provision of additional information on their stock market returns*". En empruntant à la psychologie, on utilise la loi de Yerkes-Dodson qui indique qu'il existe un niveau optimal d'information qui mène à une qualité optimale de décision. En effet, la qualité de la décision augmente d'abord avec la quantité d'information fournie puis elle décroît. A cet effet 'qualité de la décision', s'ajoute un effet 'contexte informationnel', toujours négatif. Dans le cas de l'écolabellisation, les consommateurs évoluent dans un contexte très riche en signes de qualité sur les produits, ce qui peut entraîner une surcharge informationnelle. Ainsi, l'effet total de l'apport d'information peut être négatif sauf dans le

cas où l'effet 'qualité de la décision' est positif (élasticité positive) et surpasse l'effet 'contexte informationnel'.

2.2.2. Surconsommation du produit vert

L'introduction d'un écolabel peut mener à un effet global négatif sur l'environnement également si les consommateurs surconsomment le produit vert. Dans l'article [15], nous montrons, à l'aide d'un modèle microéconomique simple (équilibre partiel), le type de comportements susceptibles de mener à un tel effet négatif. Ici, on peut montrer cet effet pervers à partir d'un exemple schématique. Supposons un marché en équilibre avec 2 biens X et Y échangés aux prix $p_x=10$ et $p_y=5$ et aux quantités $x=10$ et $y=120$ pour un revenu $R=700$. Une unité du bien X (resp. Y) a un impact environnemental négatif $i_x = 1$ (resp. $i_y = 0,2$). L'impact environnemental global de tous les produits est donc 34 ($=10 \times 1 + 120 \times 0,2$). Supposons maintenant qu'un écolabel soit introduit pour le bien X, avec maintenant un impact $i_x=0,8$, et que celui-ci soit vendu au même prix. Supposons que le consommateur du fait de l'écolabellisation du produit X décide d'en augmenter sa consommation car il se sent moins coupable de consommer ce produit. Si cette augmentation de la quantité consommée de bien X dépasse une certaine valeur, 15 unités dans notre exemple, l'impact environnemental global de tous les produits sera plus élevé qu'avant l'introduction de l'écolabel. L'augmentation de la consommation du bien X va conduire à une diminution de la consommation du bien Y. Pour un revenu constant, la quantité consommée du bien Y est maintenant 60 ($(700 - 10 \times 40) / 5$). Si la consommation du bien X est de 40 unités et celle du bien Y de 60 unités, alors l'impact environnemental est maintenant plus élevé, soit 44 ($40 \times 0,8 + 60 \times 0,2$). Le même raisonnement s'applique si le prix du bien X augmente. En résumé, l'amélioration de l'impact environnemental par produit est annulée par une augmentation de la quantité consommée. Cela est dû au fait que le consommateur ne prend pas en compte son impact global mais uniquement son impact par unité de bien. Ce travail mériterait toutefois une analyse plus large en termes de bien-être.

2.2.3. Environnement préservé vs. efforts pour préserver l'environnement

Un dernier effet pervers relatif à la confusion des consommateurs a été considéré dans l'article [13]. A partir d'exemples, nous montrons que les écolabels peuvent être de deux types. Un premier type de label est relatif à la qualité du lieu de production. Un second type de label est relatif aux efforts entrepris par le producteur pour préserver l'environnement. Dans le premier type, le producteur bénéficie d'un environnement préservé alors que dans le second type, il adopte des mesures dans son processus de production pour réduire ses impacts sur l'environnement. Cette distinction n'est pas anodine. Si dans le second cas, le producteur peut chercher à capter un surprix pour couvrir ses coûts de production plus élevés dus à l'internalisation d'externalités, dans le premier cas, il s'agit plutôt d'une allégation sanitaire. En substance, un bien produit dans un environnement sain est susceptible d'avoir de meilleures qualités sanitaires. Cette discussion est liée à la section 4 relative aux liens entre caractéristiques publiques et privées des biens. Dans l'article [19], à l'aide d'une représentation sous la forme de matrices de gains de la théorie des jeux, je croise les caractéristiques du consommateur, novice (confond les deux labels) ou expert (ne les confond pas) et la présence d'asymétries informationnelles. Cela me permet de déterminer les différents cas où le marché est défaillant et les moyens d'actions permettant que les efforts des producteurs soient rémunérés et que les préférences des consommateurs puissent s'exprimer sur le marché.

3. LES APPROCHES VOLONTAIRES: DES MECANISMES DE CONTRIBUTION VOLONTAIRE A UN BIEN PUBLIC ?

Les approches volontaires de fourniture de biens d'environnement peuvent s'analyser comme des mécanismes de contribution volontaire à un bien public. La littérature mentionne à juste titre la difficulté de parvenir à une contribution optimale étant donné le problème du passager clandestin. Pour les politiques agri-environnementales, cela justifie une rémunération par les pouvoirs publics. Pour les politiques d'écolabellisation, cela suscite une interrogation quant aux nombreux résultats d'enquête indiquant un consentement à payer positif des consommateurs. Dans mes travaux, d'abord (section 3.1), tout en restant dans le cadre du mécanisme de contribution à un bien public, je me suis attachée à mettre en évidence deux raisons supplémentaires à la sous-contribution: l'effet d'assurance et l'effet de contexte en présence de non linéarités. Ensuite (section 3.2.), j'ai souhaité mettre en évidence la présence de motivations privées à la contribution volontaire à des biens publics qui seraient alors impurs. Ne considérer que la dimension publique surtout lorsqu'il s'agit de produits alimentaires est trop réducteur. En effet, c'est dans l'environnement lui-même que sont produits les biens alimentaires. Considérer les liens entre caractéristique environnementale et caractéristiques privées telles que le goût ou la santé est donc particulièrement pertinent quant à ce type de biens. Nos travaux se sont ainsi attachés à chercher à démontrer l'existence de motivations privées dans l'achat de produits verts, santé et goût mais également effets de position et préférences pour des biens publics locaux. La confusion du consommateur entre qualités intrinsèques et qualité environnementale a d'ailleurs été invoquée pour justifier l'exclusion des produits alimentaires du champ d'application de la plupart des écolabels officiels. D'ailleurs, dans l'article [18], nous reconstruisons ces raisons à partir de divers documents.

3.1. Motivations à la sous-contribution dans les mécanismes de contribution volontaire aux biens publics

Dans cette section, je présente mes résultats sur l'impact de l'incertitude sur la contribution des autres au bien public (3.1.1) et sur l'impact du contexte et de la présence de seuil (3.1.2).

3.1.1. Effet d'assurance

Les achats de produits verts sont souvent analysés sous l'angle de la contribution volontaire à un bien public et notamment du problème du dilemme du prisonnier. J'ai souhaité étudier de manière expérimentale un autre problème, l'effet d'assurance ([3]). Pour définir ce problème, considérons le jeu classique du bien public avec 2 joueurs et 2 stratégies (C: coopérer, D: faire défection). Chaque joueur préfère faire défection pour gagner plus aux dépens de l'autre joueur et c'est le problème d'opportunisme le plus souvent analysé. Il y a un seul équilibre (D,D). Mais, les joueurs peuvent également faire défection par peur de recevoir le 'sucker payoff' (paiement reçu par l'agent lorsqu'il coopère et que tous les autres font défection). Ici, si les agents étaient assurés de ne pas recevoir le 'sucker payoff', ils contribueraient volontiers. Il y a donc deux équilibres dans ce deuxième cas (C,C) et (D,D). La motivation à la défection est ici l'incertitude sur le comportement des autres (Ahn et al., 2001). Je mets en œuvre un jeu de bien public (64 sujets) comprenant un mécanisme d'assurance contre le gain 'sucker payoff' et j'analyse l'impact de ce traitement sur les niveaux de contribution. Ce traitement consiste à proposer un paiement, alternatif au paiement du jeu classique de bien public, qui assure au joueur un paiement minimal de 75% de sa contribution individuelle.

Je montre que l'effet du traitement 'assurance' est positif. Les participants ont effectivement une aversion pour le 'sucker payoff' soit une aversion pour l'incertitude sur le comportement des autres. Les attentes sur les contributions des autres ont un effet négatif et faible. Cela tend à indiquer de l'altruisme de la part des participants (Croson, 2007). C'est un effet de *crowding out* : lorsque l'individu anticipe des contributions plus élevées de la part des autres, il tend à diminuer sa contribution. Du fait de cet effet principal des attentes, nous

prédisons un effet négatif des attentes sur les contributions dans le traitement assurance. Or, le terme d'interaction entre les attentes et le traitement assurance est positif bien que faible. La présence d'une assurance implique que si les sujets anticipent une augmentation des contributions des autres joueurs, ils augmenteront leur propre contribution. La présence d'un mécanisme d'assurance joue donc à travers deux canaux : un effet direct positif et un effet indirect positif à travers les attentes.

Notre expérience gagnerait bien sûr à une paramétrisation du degré d'assurance (fixé à 75% ici). En termes d'applications, cette assurance peut correspondre à différents mécanismes (List and Lucking-Reiley, 2002). Par exemple, il peut s'agir de la présence dans la population de contributeurs assurés tels qu'une frange de la population avec de forte préférences environnementales ou particulièrement altruistes ou de contribution par des institutions telles que les achats publics.

3.1.2. Effets de contexte et seuils

Ici, je souhaite relater un travail de prise en compte de la dimension comportementale des agents par la mise en évidence d'effets de contexte dans les politiques de fourniture de biens d'environnement avec seuils ([10],[22]). La question du contexte posée dans ce travail est celle du niveau de fourniture du bien public, selon que celui-ci préexiste dans la collectivité ou au contraire qu'il doive être créé. Autrement dit, est-il plus facile pour un groupe de se coordonner afin de maintenir un bien public existant ou, au contraire, de constituer un nouveau bien public à partir de ressources privées ? Il s'agit alors de tester l'existence d'un effet de contexte en comparant un contexte de création de ressources avec un contexte de préservation de ces ressources. Pour ce faire, la méthode utilisée est l'économie expérimentale. Nos expériences s'appuient sur un jeu de contribution volontaire au financement de bien public. Le traitement avec contexte *Creating* correspond à un jeu de bien public standard où les participants doivent décider combien ils souhaitent contribuer au financement du bien public. Dans le traitement avec contexte *Maintaining*, le bien public est déjà créé et la décision des participants consiste alors à exercer un droit de retrait sur les

ressources affectées à ce bien public. Nous étudions cette question dans le cas d'un bien public avec et sans seuil.

Sur le plan théorique, le contexte *Creating* s'apparente à un jeu de bien public classique. La stratégie dominante des joueurs est de contribuer zéro alors que le gain optimal est atteint lorsque tous les joueurs contribuent toute leur dotation. Dans les expériences en laboratoire, on observe que les individus contribuent de manière positive au bien public mais les contributions diminuent au fil des périodes (Isaac et al., 1984; Andreoni, 1988; Isaac and Walker, 1988; Ledyard, 1995). Le contexte *Maintaining* est par contre proche des jeux de ressources communes. Dans ces expériences, un nombre donné d'individus reçoivent une dotation qu'ils allouent entre une activité d'extraction de ressources et une autre activité. Le revenu total tiré de l'extraction de la ressource dépend de la quantité allouée à cette activité. Les prédictions théoriques de ce jeu sont que les individus extraient trop de ressources par rapport à l'optimum. Cette sur-exploitation mène à la destruction de la ressource commune (Ostrom, Gardner and Walker, 1994).

Des études expérimentales ont tenté de mettre en évidence des effets de contexte. Andreoni (1995) compare un jeu de bien public classique (positive frame) dans lequel investir dans le bien public provoque une externalité positive sur les autres joueurs, et un jeu où l'investissement dans le bien privé provoque une externalité négative sur les autres joueurs (negative frame). Les résultats indiquent que les sujets contribuent plus dans le contexte positif que dans le contexte négatif malgré des prédictions théoriques identiques. Willinger and Ziegelmeyer (1999) testent la robustesse des résultats dans le cas d'une solution intérieure et trouvent des résultats similaires. Park (2000) répliquent les résultats d'Andreoni : ils les confirment de manière globale mais ne trouvent aucun effet de contexte chez les individus très coopératifs. Ces effets de contexte ont également été mis en évidence par López and Nelson (2005) et par Messer et al. (2007).

L'objectif de notre travail est d'étudier ces effets de contexte dans le cas de biens publics avec différents niveaux de seuil ("provision point mechanisms"). Dans le cas de contributions binaires, Sonnemans et al. (1998) et Kotani et al. (2008) ont étudiés les effets

de contexte dans les biens publics avec seuils ("threshold public goods"). Les premiers retrouvent un effet de contexte mais pas les seconds. Contrairement à ces auteurs, nous nous focalisons sur des contributions continues.

Nos résultats sont les suivants. Dans tous nos traitements, les individus coopèrent plus dans le traitement *Creating* par rapport au traitement *Maintaining*. Les résultats d'Andreoni sont donc robustes à la présence de seuils. Nos résultats indiquent également que les effets de contexte sont plus importants lorsque le bien public est avec seuil par rapport au bien public sans seuil et qu'ils augmentent avec le niveau du seuil. Cela peut s'expliquer par l'existence d'aversion à la perte. Les individus percevant une désutilité plus grande de la perte d'un bien existant par rapport au bien qu'ils ne possèdent pas encore. Préférant éviter les pertes, les individus préfèrent retirer plus vite les ressources placées dans le bien public en *Maintaining*. Enfin, la probabilité de fournir (de maintenir) le bien public décroît avec le niveau du seuil mais moins en *Creating* qu'en *Maintaining*.

3.2. Contributions volontaires aux biens publics: des motivations privées?

Le modèle de contribution à un bien public impur semble mieux caractériser les politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement. Plusieurs de mes travaux ont eu comme objectif de mettre en évidence l'existence de motivations privées à la participation volontaire à la fourniture de ces biens. J'ai d'abord souhaité considérer les comportements des consommateurs vis-à-vis du lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques des biens en utilisant un protocole expérimental original (3.2.1). Puis, j'ai considéré l'impact de préférences positionnelles dans la fourniture de biens publics à partir d'un modèle théorique (3.2.2). Enfin, j'ai souhaité examiner les préférences des consommateurs pour des politiques de compensation écologique en contrôlant pour des effets de préférences pour un bien public local à l'aide de la méthode des programmes (3.2.3).

3.2.1. Les biens écolabellisés : des biens aux caractéristiques intrinsèques supérieures ?

Beaucoup d'articles cherchent à révéler les préférences ou les consentements à payer des consommateurs pour des produits verts et leurs déterminants (Moon et al., 2002; Wessels et al., 1999; Blend and Ravenswaay, 1999; Thompson and Kidwell, 1998). Dans le même esprit que des travaux récents utilisant la méthode des programmes (Burton et al., 2001; Carlsson et al., 2007; Lusk et al., 2007), j'utilise pour ma part les méthodes expérimentales pour déterminer ce que recouvre le consentement à payer des consommateurs, soit un consentement à payer pour des caractéristiques intrinsèques, soit un consentement à payer pour les bénéfices environnementaux liés au mode de production écologique. Il y a eu beaucoup de débats sur la relation entre les caractéristiques environnementales des biens et les autres attributs des biens, sur le plan international et national autour de l'agriculture biologique, et au niveau français autour de l'agriculture raisonnée. Par ailleurs, comme discuté en [18], c'est l'une des raisons invoquées à l'exclusion des produits agro-alimentaires des écolabels officiels.

Dans l'article ([5]), afin de mieux cerner les motivations des consommateurs, je mets en œuvre une expérience utilisant le mécanisme BDM de révélation des préférences avec achat réel des produits (Becker et al., 1964). Je compare deux méthodes : la méthode séquentielle (*within*) et la méthode comparative (*between*). Dans la méthode séquentielle, également utilisée dans de nombreux travaux (Hayes et al., 1995; Rozan et al., 2004; Noussair et al., 2004), je procède en 3 étapes. Dans l'étape 1, les sujets évaluent 2 produits (conventionnel et écolabellisé). Dans l'étape 2, ils reçoivent une information sur les bénéfices privés associés au produit écolabellisé (absence de garantie d'un lien entre processus de production écologique et caractéristiques intrinsèques). Dans l'étape 3, les sujets évaluent à nouveau les produits. Je compare les évaluations dans l'étape 1 et l'étape 3 afin de déterminer l'effet du choc informationnel. Le design *within* a été le plus utilisé dans la littérature sur les enchères expérimentales. On peut toutefois anticiper un biais dû au fait que les sujets auront tendance à rester sur leur première évaluation pour ne pas se renier et au fait que l'objet de notre étude est relativement transparent en *within* pour les sujets. J'utilise donc un deuxième

protocole, en *between* avec 2 groupes de consommateurs. Le premier groupe évalue les produits une seule fois sans choc informationnel. Le second groupe reçoit d'abord le choc informationnel puis évalue les produits une seule fois. Le biais identifié ci-dessus disparaît. Seuls quelques rares articles sur les enchères expérimentales ont utilisé un design en *between* (Rousu et al., 2007; Lecocq et al., 2005; Rousu et al. 2002) ou ont comparé du *within* et du *between* (Goldberg et al., 2009).

Le produit choisi est relativement courant, le jus d'orange, et disponible en deux versions, conventionnel (CONV) et produit avec un processus de production respectueux de l'environnement (ECO). Le choix des sujets a été bien réfléchi. J'ai souhaité un échantillon de consommateurs représentatifs. Les participants ont donc été tirés au sort dans l'annuaire téléphonique et j'ai invité les consommateurs de jus d'orange et les responsables des achats alimentaires dans le foyer à participer à l'expérience.

Les résultats indiquent que le choc informationnel n'a aucun impact sur les prix de réserve des participants dans le design en *within*. Cela suggère que les consommateurs ne perçoivent pas le produit alimentaire écolabellisé comme ayant des attributs gustatifs ou sanitaires plus élevés. Ces résultats sont confirmés dans le design en *between* dans lequel le choc informationnel a un effet négatif à la fois sur le produit écolabellisé mais également sur le produit conventionnel.

Dans un travail en cours [31], j'étends le travail précédent à un produit biologique et je réalise le même type d'expérience. Il m'a semblé intéressant de comparer un produit biologique avec un produit ayant un étiquetage plus général sur la protection de l'environnement. Non seulement la démarche n'est pas la même (type de mesures très précises et encadrée pour l'agriculture biologique) mais les attentes en matière de qualité sanitaires sont très différentes. Les produits écologiques avec allégation générale correspondent souvent à une version moins exigeante de l'agriculture biologique. Par ailleurs, les produits biologiques jouissent d'une réputation santé très importante. On a donc des raisons de penser que le produit biologique bénéficiera d'un consentement à payer plus élevé et que le choc informationnel risquera d'impacter négativement le produit biologique

comparativement au produit écologique sur lequel l'information n'a pas eu d'impact significatif. Que ce soit en *within* ou en *between*, les résultats indiquent que les consommateurs ont des consentements à payer plus élevés pour le produit biologique mais que cet effet est non significatif, et que le choc informationnel n'a pas impacté le produit biologique de manière différenciée par rapport au produit écologique. Enfin, toujours dans l'article [31], nous avons réalisé le même type de travail uniquement avec la méthode séquentielle avec une enquête réalisée de manière hypothétique dans la rue de manière aléatoire (toutes les n personnes, une personne abordée). On trouve que les consommateurs ont des consentements à payer plus élevés pour le produit écologique cette fois-ci mais que cet effet est non significatif, et que le choc informationnel n'a impacté aucun produit. Par ailleurs, comme attendu, l'enquête hypothétique mène à des prix de réserve plus élevés que l'expérimentation à l'aide de la procédure BDM.

Enfin, nous avons étudié, dans l'article [6], un autre mode de fourniture de biens d'environnement : l'adhésion à une association de maintien de l'agriculture paysanne. Il s'agit d'un contrat de long terme dans lequel un consommateur s'engage à payer une somme fixe tous les mois et un producteur s'engage à fournir un panier de fruits et légumes toutes les semaines dont la composition varie en fonction de ce qui est disponible selon la saison et les conditions climatiques. Nous avons réalisé une enquête courrier auprès de 264 ménages en ayant soin d'enquêter des adhérents (48 réponses) et des non adhérents (121 réponses). Les principaux déterminants significatifs de l'adhésion à ce type de contractualisation sont la fraîcheur des produits, une caractéristique privée, mais également des caractéristiques sociales et environnementales. Cette étude est particulièrement novatrice car peu d'études existent sur ce mode de contractualisation de long terme des consommateurs qui est en plein développement.

3.2.2. Les préférences positionnelles augmentent-elles le bien-être ?

Dans l'article [30], nous nous intéressons à un bénéfice privé particulier tiré de la fourniture de biens d'environnement : les effets de position. De manière générale, les individus sont sensibles à leur position relative dans la société. A la question de choisir entre deux états de la nature (option A : votre revenu actuel est de 55 000\$, celui des autres de 25 000\$, ou option B : votre revenu est de 100 000\$, celui des autres de 200 000\$), 56% des interrogées préfèrent renoncer à un certain revenu pour maintenir un revenu relatif aux autres élevé (Solnick et Hemenway, 1998). Ces préférences peuvent être sources de diminution de bien-être global si elles coexistent avec des préférences non positionnelles pour d'autres biens. Selon Frank (2005, p.137), *"the conflict stems from the fact that concerns about relative consumption are stronger in some domains than in others. The disparity gives rise to expenditure arms races focused on positional goods—those for which relative position matters most. The result is to divert resources from non-positional goods, causing welfare losses."* Bien que les préférences positionnelles aient été identifiées très tôt (e.g. Veblen, 1899; Hirsch, 1976; Frank, 1985; Alpizar et al., 2005), les travaux théoriques et empiriques quant à leur importance sont plus rares notamment pour les biens publics (e.g. Holländer, 1990; Solnick et Hemenway, 1998 et 2005).

A l'aide d'un modèle théorique de contribution volontaire à un bien public, nous modélisons les préférences positionnelles des agents et déterminons leur impact sur le bien-être global. Nous considérons deux cas, l'homogénéité ou non des préférences positionnelles. Nos résultats sont les suivants. Lorsque les agents ont des préférences positionnelles homogènes pour le bien public, ils sur-contribuent au bien public. Les gains positionnels sont nuls car les individus conservent le même rang les uns par rapport aux autres. Mais, le bien-être global augmente car les préférences positionnelles pour le bien public atténuent le problème de free-riding et mènent à une fourniture du bien public plus optimale. Lorsque les agents ont des préférences positionnelles hétérogènes pour le bien public, le bien-être augmente également tant que les dotations sont homogènes. Lorsque les dotations sont identiques, les individus qui investissent le plus (resp. le moins) dans le bien public sont ceux

qui ont les préférences positionnelles les plus fortes (resp. les plus faibles) et donc ceux qui en tirent le plus d'utilité (resp. le moins d'utilité). L'effet global sur le bien-être est donc positif. Par contre, lorsque les dotations sont hétérogènes, l'effet est incertain. La notion d'homogénéité ou non des dotations est liée à la notion de groupe de référence. Les individus considèrent en effet souvent leur rang par rapport à un groupe de référence. Si leur groupe de référence est l'ensemble de la population, on est dans le cas des dotations hétérogènes. Si, par contre, le groupe de référence est un petit groupe avec un revenu relativement identique, on est dans le cas des dotations homogènes.

3.2.3. L'opposition aux "indulgences environnementales" : un effet "bien public local" ?

Le modèle de contribution volontaire aux biens publics purs peut *a priori* bien décrire la fourniture volontaire de biens d'environnement si on contrôle pour des effets privés associés. Dans l'article en cours [32], on s'intéresse également à la question du contrôle d'effets privés joints dans le cas des préférences pour des mesures de compensation écologique adoptées par les producteurs. Ces politiques, parmi lesquelles les crédits de carbone ou la compensation écologique pour la biodiversité, sont dénoncées par certaines associations environnementales. On les a comparés à des indulgences, système adopté par le clergé au Moyen-âge et par lequel les pécheurs pouvaient racheter leurs péchés en payant. Par exemple, le site satyrique cheatneutral.com dénonce cet aspect déculpabilisant de la compensation écologique en proposant de compenser l'infidélité en fournissant au partenaire lésé un certificat indiquant qu'un autre individu a été fidèle. Du point de vue économique, la notion de flexibilité et d'efficacité dans la fourniture d'un bien public global milite pour la mise en œuvre de systèmes de compensation écologique. Cependant, l'opposition du public peut être fondée sur d'autres raisons que le principe dénoncé dans l'argumentation sur les indulgences. Nous avons donc souhaité traiter de différentes raisons pour lesquels un individu pourrait s'opposer aux systèmes de compensation écologique. En effet, les mesures mises en œuvre par un producteur pour réduire ses impacts sur un bien public global sont

souvent également sources d'un bien public local lié. Ainsi, si le lieu de production d'un bien a peu d'importance si l'on considère le bien public global, il en a beaucoup si on considère le bien public local joint.

Nous avons réalisé une enquête par internet en utilisant la méthode des programmes. Les individus indiquent leurs préférences pour des biens qui varient par : leur lieu de production, le fait que le producteur ait fait des efforts environnementaux sur son exploitation ou qu'il ait utilisé la compensation écologique, le niveau d'émissions de gaz à effet de serre (bien public global), le niveau de pollution de l'eau (bien public local). L'utilisation par un producteur de la compensation écologique plutôt que de changer son propre mode de production n'a pas d'impact sur le bien public global mais il en a sur le lieu de production du bien public local (pollution de l'eau).

La méthode des programmes permet de déterminer les préférences des consommateurs pour la compensation écologique en contrôlant pour le niveau d'émissions de gaz à effet de serre et pour le niveau et le lieu de la pollution de l'eau (bien public local associé). Les premiers résultats indiquent que les consommateurs ont un consentement à payer négatif pour la compensation écologique. L'une des raisons principales invoquées est qu'il est inacceptable de payer quelqu'un d'autre pour éviter de réduire sa propre pollution. Cela correspond ainsi à l'argument des indulgences. Ainsi, lorsqu'on contrôle pour un effet bien public local joint, l'opposition pour la compensation écologique persiste.

4. LE DESIGN DE POLITIQUES VOLONTAIRES DE FOURNITURE DE BIENS D'ENVIRONNEMENT

Dans un objectif de préservation de l'environnement, les pouvoirs publics peuvent souhaiter favoriser l'adoption de modes de production ou de consommation plus respectueux de l'environnement. L'impact environnemental de politiques volontaires ne dépend pas uniquement des caractéristiques des agents privés. Il peut également être influencé par le design des politiques, design qui constitue un paramètre de choix pour les pouvoirs publics notamment. Trois domaines non explorés dans la littérature ont retenu mon attention: l'échelle territoriale de financement, le rôle des attributs des contrats agri-environnementaux et le rôle des caractéristiques du bien d'environnement.

4.1. Echelle territoriale de financement des mesures agri-environnementales

Dans la littérature, on sait peu de choses sur le niveau territorial optimal de financement des politiques agri-environnementales. Celles-ci sont proposées au niveau européen avec un cofinancement des Etats membres. Bien que le financement soit centralisé, la définition des mesures environnementales dans ces contrats est plus ou moins centralisée. Les politiques oscillent entre des approches top-down et bottom-up. Par ailleurs, le Plan de Développement Rural National 2007-2014 prévoit la possibilité de cofinancement régional des mesures agri-environnementales. La question du niveau territorial de financement de ces mesures n'est pas anodine. En effet, les politiques agricoles se verdissent et les questions environnementales comportent une dimension locale assez forte. Les conditions locales déterminent les priorités environnementales et les impacts environnementaux des mesures mises en œuvre. Aux Etats-Unis également, des programmes récents tels que le Conservation Reserve Enhancement Program et l'Environmental Quality Incentives Program permettent la prise en compte de caractéristiques locales. On peut alors penser que la décentralisation peut permettre d'augmenter le bien-être en prenant mieux en compte les conditions locales. D'un autre côté, la décentralisation peut avoir un coût en entraînant une mobilité des résidents

d'une région à une autre. La littérature sur la migration des ménages indique que les aménités, terres agricoles incluses, ont un effet sur la localisation des emplois, des travailleurs et des retraités (Clark et Hunter 1992; Booth 1999; Duffy-Deno 1997, Duffy-Deno 1998; Deller et al. 2001; Hailu et Rosenberg 2004; Rupasingha et Goetz 2004, Wu et Gopinath 2008). Les études utilisant la méthode des prix hédonistes indique également que les aménités paysagères influencent le prix des propriétés (Palmquist, Fritz et Vukina 1997; Irwin 2002; Herriges, Secchi et Babcock 2003; Ready et Abdalla 2005). Ainsi, les gouvernements locaux peuvent manipuler le niveau d'aménités afin d'attirer des résidents.

Dans l'article [34], je considère cette question à l'aide d'un modèle d'économie publique locale. Il y a deux régions, deux secteurs (agricole et industriel) et deux inputs spécifiques à chaque secteur. Pour se concentrer sur les effets que je souhaite mettre en évidence, je considère que les régions sont symétriques en termes de technologie et de type de biens produits. Le secteur industriel produit le numéraire en utilisant du travail tandis que le secteur agricole produit à la fois un bien agricole et un bien d'environnement en utilisant un input (travail ou terre). Le bien d'environnement est un bien public local (pas d'externalité dans la région adjacente). Je considère que chaque région choisit son paiement agri-environnemental de manière simultanée en anticipant la décision des agriculteurs et la décision consécutive des ménages. Je résous le modèle par induction à rebours.

Le modèle montre que la décentralisation de la politique agri-environnementale (i) est sous-optimale car les paiements sont trop faibles du point de vue du bien-être total, et (ii) mène à une augmentation du bien-être des résidents au détriment du profit des agriculteurs.

4.2. Design et consentements à recevoir : mise en évidence du rôle de l'incertitude

Les politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement nécessitent de satisfaire les contraintes d'incitation et de participation. Cependant, les attributs des contrats proposés peuvent influencer le taux d'adoption en déterminant les coûts d'adoption. Il est

donc intéressant d'examiner l'impact de variations des attributs des contrats afin de prédire les niveaux d'adoption par les agents. C'est l'objet de l'article [27]. Je m'intéresse ici à deux attributs des contrats: la durée et à la flexibilité. Ces attributs sont étudiés à l'aide de la méthode des programmes. J'ai mobilisé la théorie afin d'interpréter les résultats. Concernant la durée des contrats, Crocker and Masten (1988) proposent un modèle permettant de déterminer la durée optimale des contrats. Pour ces auteurs, la durée optimale des contrats est un arbitrage entre deux alternatives: (i) contractualiser pour un nombre de périodes défini *a priori* (et subir des coûts dus à la rigidité du contrat c'est-à-dire aux incertitudes sur l'offre et la demande) puis période par période (et subir les coûts de négociation à chaque période), (ii) contractualiser période par période uniquement (et subir les coûts de négociation à chaque période). Ainsi, *"the optimal contract length reflects a trade-off between the costs of negotiating the terms of the trade on a period-by-period basis and the hazards of being bound to an inflexible agreement for an additional length of time"*. Les coûts de négociations sont fonction de la spécificité des actifs investis. Ainsi, la présence d'actifs spécifiques implique des contrats plus longs. Sur le plan empirique, Joskow (1987) montre que la durée des contrats est une fonction croissante de la spécificité des actifs. Crocker and Masten (1988) et Saussier (1998, 1999) confirment ces résultats empiriques et ajoutent une autre variable: l'incertitude. Plus l'incertitude est grande, plus les agents préféreront des contrats courts.

Les contrats agri-environnementaux sont généralement proposés dans le cadre d'un règlement européen qui impose certains attributs tels que la durée des contrats. D'autres attributs sont par contre fixés au niveau national ou même départemental. La variabilité des attributs des contrats agri-environnementaux est assez faible et ne permet pas d'étudier l'influence des niveaux des attributs. Il est donc pertinent d'utiliser la méthode des programmes. L'enquête a été réalisée auprès de 171 agriculteurs. Les attributs choisis et leur niveau étaient les suivants (en gras, les attributs des contrats réels): durée du contrat (**5**, 10 ou 20 ans), possibilité de choisir le site (**non** ou oui), possibilité de choisir certains éléments du cahier des charges (**oui** ou non), temps passé à des tâches administratives (< **30 min**, 30-

75 min ou > 75 min), augmentation du paiement par rapport au paiement du contrat de base moyen de 117€/ha (0, 5, 10 ou 20%).

Les résultats indiquent que les agriculteurs préfèrent des contrats courts. Les contrats agri-environnementaux souffrent donc de beaucoup d'incertitudes et impliquent peu d'investissements spécifiques. Ils ont aussi une préférence pour des contrats flexibles, ce qui pointe également le problème de l'incertitude. Enfin, les tâches administratives diminuent bien sûr les consentements à recevoir des agriculteurs ; aspect intéressant, la magnitude de ce consentement à recevoir ramené à l'heure correspond au smic horaire. Un travail en cours ([28]) vise à examiner comment prendre en compte cette incertitude par l'examen d'un contrat permettant la renégociation en fonction des événements à l'aide de la théorie des contrats incomplets. Des contrats agri-environnementaux sur obligation de résultats sont analysés en considérant l'asymétrie d'information entre, d'une part, les deux parties (Etat et agriculteur) et, d'autre part, toute tierce partie. L'objectif est de fournir les premiers éléments d'analyse des arbitrages de l'agriculteur lorsqu'on lui propose des contrats avec différents niveaux de flexibilité et dont les bénéfices environnementaux ne peuvent être anticipés au moment de la signature. En montrant les coûts d'opportunité et de renégociation ont un rôle essentiel dans le choix du niveau de flexibilité du contrat, nous apportons une nouvelle perspective sur l'analyse économique des contrats agri-environnementaux.

4.3. Les politiques volontaires de fourniture de biens d'environnement: des modes de gouvernance hybrides

Cette section rendra compte de travaux visant à appliquer la théorie des coûts de transaction au domaine environnemental. Elle est à la fois théorique (4.3.1) et empirique: études de cas (4.3.2) et analyse économétrique à partir d'une enquête (4.3.3).

4.3.1. Une analyse néo-institutionnelle du choix de politique environnementale

La théorie des coûts de transaction semble très appropriée pour traiter des questions d'environnement pour trois raisons. Premièrement, le cadre d'analyse de la théorie des coûts

de transaction permet de répondre à la question du choix du mode de gouvernance en fonction des caractéristiques de la transaction entre deux parties. Or, en économie de l'environnement, la question du choix de l'instrument de politique d'environnement (réglementaire, économique ou autre) est au centre des réflexions. Coase (1937) montre que si des transactions ont lieu à l'intérieur des firmes, c'est qu'il existe un coût à l'utilisation du marché. L'approche de la théorie des coûts de transaction considère que toute forme d'organisation des transactions (du marché pur à la hiérarchie pure) implique des coûts de transaction. La forme la plus adaptée est celle qui minimise les coûts de transaction. Dans le domaine industriel, la question du "make or buy" traitée à l'aide de cette théorie a d'ailleurs donné lieu à de riches travaux. Deuxièmement, l'économie de l'environnement s'appuie sur les travaux de Coase (1960) dont l'apport principal a été de mettre en évidence la nature réciproque de l'impact d'un agent sur un autre et le rôle des coûts de transaction : ce qui est un coût pour une partie peut être un bénéfice pour l'autre (il y a donc de la place pour une négociation). Or, la question des coûts de transaction introduite par Coase (1937) au cœur des travaux de la théorie des coûts de transaction a peu été étudiée en relation avec les politiques environnementales. Enfin, l'analyse des politiques environnementales s'appuie souvent uniquement sur les coûts d'abattement et ne prend pas toujours en compte les coûts de transaction dans leur ensemble. Le cadre théorique étudié ici permet de prendre en compte les coûts de transaction des politiques environnementales. Dans l'article [8], nous avons procédé en trois étapes.

La première a été de caractériser l'objet de la transaction. Alors que l'économie de l'environnement s'intéresse à l'externalité comme unité d'analyse, la théorie des coûts de transaction s'intéresse à la transaction. La notion d'externalité a très tôt été critiquée (Coase, 1960, 1988 ; Cheung, 1970 ; Dahlman, 1979 ; Randall, 1993 ; Zerbe and McCurdy, 2000). Elle conduit à une analyse en termes de défaillance du marché et d'intervention publique, sans considérer la possibilité pour les deux parties de contractualiser. Les travaux de Coase (1960) conduisent à considérer plutôt l'échange de droits de propriété. La transaction que nous allons considérer est *l'échange de droits de propriété sur l'usage de ressources naturelles*.

C'est la définition utilisée par Coase (1992, p.717): "*what are traded on the market are not, as is often supposed by economists, physical entities but the rights to perform certain actions*". Nous ne considérons pas qu'il existe un bien nommé "environnement" et qui est échangé.

Dans une seconde étape, nous avons déterminé les caractéristiques de la transaction. La théorie des coûts de transaction caractérise la transaction par trois paramètres (spécificité des actifs, incertitude, fréquence des transactions). Bien que s'appliquant à l'environnement, d'autres paramètres caractérisent plus finement la relation qui nous intéresse. Dans le domaine de l'environnement, c'est surtout les difficultés de mesure qui caractérisent la transaction.

Enfin, dans une troisième étape, nous avons caractérisés les outils de politiques d'environnement. La démarche de la théorie des coûts de transaction consiste à caractériser les 'structures de gouvernance' c'est-à-dire les formes possibles de gouvernance de la transaction et de les caractériser. Ici, pour répondre à notre question d'origine, nous nous intéressons à trois formes qui correspondent aux instruments de politiques d'environnement. D'abord, le "free market environmentalism" (Anderson et Leal, 2001) est une approche qui consiste à laisser les agents contractualiser sur des ressources naturelles en supposant que le marché permettra une gestion efficace de la ressource à condition de bien allouer les droits de propriété (Grossman et Hart, 1986). L'état intervient très peu dans ce type de politiques et en particulier, il ne fixe aucun objectif sur le plan de la préservation de la ressource. Dans cette politique, les différends entre parties sont réglés par les tribunaux. Le signal prix des marchés est très important et l'identité des parties compte peu. Les incitations sont élevées et requièrent peu de contrôles administratifs. A l'autre extrême, on trouve les politiques où le degré d'intervention de l'état est très fort. Il s'agit des politiques réglementaires 'command and control' et des politiques économiques (taxes, droits à polluer). Celles-ci utilisent le marché mais les objectifs sont définis par l'Etat et les entités régulées y sont soumises qu'elles décident de dépolluer ou de payer la taxe, ou qu'elles décident de vendre ou d'acheter des droits à polluer. Les politiques réglementaires et économiques s'appuient sur le pouvoir

discrétionnaire de l'Etat (forme de hiérarchie) et les désaccords sont généralement réglés en interne. Les incitations des parties sont relativement faibles et les contrôles administratifs nécessaires. Enfin, la troisième forme de politiques environnementale est la contractualisation. Ces politiques, volontaires, ne s'imposent pas automatiquement aux agents. Les agents économiques ne contractent que s'ils y voient un avantage. L'objectif est souvent fixé de manière consensuelle entre les différentes parties. L'identité des parties est très importante, notamment la réputation et le niveau de dépendance (investissements spécifiques). Les contrats sont rédigés de manière à anticiper les conflits en fonction des parties en présence.

Les caractéristiques du problème d'environnement et des parties subissant des coûts et bénéfices de l'utilisation d'une ressource vont déterminer le type de 'structure de gouvernance' à mettre en œuvre. Ainsi, à mesure que les difficultés de mesure mentionnées ci-dessus augmentent, la structure de gouvernance qui minimisait les coûts de transaction devient de moins en moins adaptée. Lorsque les coûts de mesure sont relativement faibles le "free market environmentalism" permet de minimiser les coûts de transaction. Le marché décide du niveau de préservation de la ressource et de la manière de la préserver. Si les coûts de mesure augmentent, la contractualisation devient plus adaptée du fait de sa capacité à garantir l'allocation des droits d'usage en fonction de la situation à un coût peu élevé. Cependant, lorsque les coûts de mesure deviennent particulièrement élevés, les instruments économiques, en fixant l'objectif environnemental, ou réglementaires, en fixant la technologie par exemple, permettent de garantir l'usage des ressources naturelles lorsque l'évaluation des conséquences de la pollution est particulièrement difficile ou lorsque l'usage des ressources pose des menaces particulièrement graves.

Ce cadre d'analyse permet de renouveler l'analyse du choix d'instrument de politiques d'environnement. En effet, alors que les instruments économiques sont supérieurs économiquement du point de vue des coûts d'abattement de la pollution du fait de leur

flexibilité, ils peuvent s'avérer inadaptés lorsque l'on prend en compte à la fois les coûts d'abatement et les coûts de transaction. Notre analyse constitue une première étape et il s'agit de mieux définir les sources de coûts de transaction afin d'opérationnaliser la notion de coût de mesure que nous avons défini dans ce travail. Nous avons réalisé une étude empirique à partir d'études de cas afin de déterminer les facteurs de succès de certaines solutions privées de gestion de l'environnement. C'est l'objet de la section suivante.

4.3.2. Analyse empirique à partir d'études de cas

Dans le monde 'réel', il existe des initiatives privées de gestion de l'environnement assez éloignées des instruments économiques proposés par les pouvoirs publics. L'examen de solutions coasiennes, des études de cas, peut être très instructif. Comme Coase (1974) le mentionne, il s'agit de montrer *"the richness of the social alternatives among which we can choose"*. Ainsi, sous quelles conditions une solution privée émerge-t-elle ? Comment minimise-t-elle les coûts de transaction ? Les droits de propriété sont souvent faibles dans le domaine de l'environnement. Pour les renforcer, trois paramètres doivent être assurés : ils doivent être définis, protégés et échangeables. Les deux premiers critères dépendent des caractéristiques physiques de la ressource alors que le troisième dépend du cadre légal et institutionnel.

Dans l'article [7], nous utilisons l'analyse des études de cas comme stratégie empirique. Comme l'indique Klein (2005), *"the main variables of interest [...] are difficult to measure consistently across firms and industries"*. En effet, on n'observe que la structure de gouvernance choisie. L'analyse empirique des structures de gouvernance nécessitera donc souvent le recours à des études de cas. Nous considérons quatre études de cas : le marché de l'air pur dans les villes polluées, l'arrangement contractuel entre la firme *La Esperanza* et l'association environnementale *The Monteverde Conservation League*, la contractualisation de Vittel avec des agriculteurs et la contractualisation des propriétaires fonciers avec des fondations environnementale, les *land trusts*, aux Etats-Unis. Nous montrons que les

paramètres clés pour la réussite de ces solutions coasiennes sont : le type de technologie disponible (qui garantit ou non l'excludabilité), le rôle des autorités publiques dans la garantie des droits de propriété ou dans les économies d'échelle, la possibilité de lier les droits de propriété à d'autres droits mieux définis, le rôle de l'information, et donc d'intermédiaires compétents, et enfin les structures de marché (monopsonie). La question qui reste en suspens et qui caractérise beaucoup d'études empiriques, c'est le test de théories alternatives comme l'indique Klein (2005), *"empirical research on vertical boundaries is also subject to the problem found in empirical work generally: alternate hypotheses that could also fit the data are rarely stated and compared. Usually, the data are found only consistent or inconsistent with the hypothesis at hand. Undoubtedly, studies that explicitly compare competing, observationally distinct hypotheses about contractual relationships are needed, because rival theories commonly posit mutually exclusive outcomes."*

4.3.3. Une analyse économétrique du choix d'adhésion à une AMAP

Comme déjà évoqué dans la section 3.2.1., nous avons étudié dans l'article [6] les déterminants de l'adoption par les consommateurs de la contractualisation de long terme pour l'achat de leurs produits alimentaires. L'apparition de ces associations pour le maintien de l'agriculture paysanne constitue une forme très originale d'organisation des relations entre consommateurs et producteurs. Les consommateurs s'engagent pour plusieurs mois et partagent le risque quantité et qualité avec le producteur. La composition du panier varie en fonction de ce qui est disponible selon la saison et les conditions climatiques. A ce titre, les AMAP, en plein développement dans de nombreux pays, constituent une forme intermédiaire entre le marché spot et la production dans son jardin familial. Notre objectif a été d'expliquer le choix des consommateurs entre le marché et l'AMAP. Le cadre théorique présenté en section 4.3.1. nous permet de prédire que la probabilité d'adhésion à une AMAP sera d'autant plus grande que les attributs qui semblent importants aux consommateurs sont difficiles à mesurer. Nous avons réalisé une enquête courrier auprès de 264 ménages en ayant soin

d'enquêter des adhérents (48 réponses) et des non adhérents (121 réponses). On teste l'effet de caractéristiques faciles (fraicheur, goût, aspect, prix, aspects pratiques) et difficiles (environnement, social) à mesurer pour le consommateur.

Les résultats indiquent que l'adhésion à une AMAP est négativement influencée par l'aspect et la faible étendue de la gamme de produits, et positivement influencée par les attributs environnementaux et sociaux. Les consommateurs semblent donc rechercher un contrôle sur des caractéristiques difficilement mesurables en adhérant à une AMAP.

5. PERSPECTIVES

Mon thème de recherche est l'analyse des politiques de fourniture de biens d'environnement en agriculture. Les travaux que j'ai menés jusqu'à présent m'amènent à décliner mes futurs travaux selon trois directions.

5.1. Risque, incertitude et modes de production respectueux de l'environnement

La question du risque et de l'incertitude est apparue dans plusieurs de mes travaux. L'analyse des consentements à recevoir des agriculteurs pour des attributs des contrats agri-environnementaux a mis en évidence le rôle de l'incertitude dans l'adoption de ces contrats; tandis que l'analyse de la demande d'information coûteuse sur la qualité a révélé l'importance du risque d'achat de produits de mauvaise qualité. Je souhaite donc étudier la question du risque et de l'incertitude côté producteur et côté consommateur.

Concernant le producteur, je souhaite d'abord traiter la question du rôle des préférences individuelles face au risque et à l'incertitude à travers les décisions de production. Il s'agit d'un croisement naturel entre les méthodes d'économie expérimentale que j'utilise dans mon travail et la question des impacts environnementaux des décisions de production des agriculteurs. Je souhaite étudier l'attitude des producteurs vis-à-vis du risque (événements probabilisables) et de l'ambiguïté (non probabilisables) en lien avec l'adoption de pratiques respectueuses de l'environnement (un premier travail [33] a été réalisé en juin 2010 et est en cours d'analyse). Des travaux expérimentaux récents renouvellent cette analyse en agriculture. Des travaux récents en économie expérimentale intéressants pour traiter la question de l'adoption de technologies environnementales consistent à (1) tester la validité de la théorie de l'utilité espérée et sa représentation de l'aversion au risque (Tanaka et al., 2009 ; Liu, 2009), (2) la prise en compte des préférences temporelles (Andersen et al., 2008 ; Duflo et al., 2009) ainsi que (3) l'analyse de l'ambiguïté (Engel-Warnick et al., 2007). L'aversion au risque et à l'ambiguïté des agriculteurs sont des variables inobservables, qu'il

faut révéler. On dispose de différentes méthodes de mesure. La plus utilisée en économie agricole pour l'attitude face au risque est la méthode indirecte (préférences révélées) qui déduit des choix de production le paramètre d'aversion au risque. Une autre méthode, directe est l'économie expérimentale où le paramètre d'aversion au risque et l'aversion à l'ambiguïté sont révélées par des choix de loteries. Dans ces perspectives, nous souhaitons (i) déterminer les paramètres d'aversion au risque et à l'ambiguïté des agriculteurs par ces différentes méthodes (que nous comparerons), (ii) afin de mesurer leurs impacts sur l'adoption de technologies environnementales, (iii) ce qui permettra de déterminer les leviers d'action des pouvoirs publics afin de favoriser l'adoption de ces technologies. Un contrat de recherche sur ce thème démarrera fin 2010 et un sujet de thèse est proposé (j'en assurerai le co-encadrement avec A. Reynaud, DR, INRA Toulouse).

Concernant le consommateur, le risque et l'incertitude quant à la qualité environnementale des produits implique un rôle important des paramètres d'attitude face au risque et à l'incertitude. J'aimerais étudier le rôle de ces préférences dans la contractualisation de type AMAP, forme que j'ai commencé à étudier dans l'article [6]. Les AMAP sont particulièrement marquées par un partage de risque entre le producteur et le consommateur ; mais, la définition du type de risques couverts par les adhérents n'étant pas toujours très claire, des considérations d'équité semblent également entrer en jeu. Par exemple, il a été rapporté que dans une AMAP, à la suite d'une erreur involontaire par le producteur à l'origine d'une perte de production, le producteur a offert de rembourser les frais engagés par les adhérents. Mais, la moitié des adhérents ont refusé cette option ne comprenant pas qu'elle soit proposée. Je souhaite étudier le rôle non seulement des attitudes face au risque et à l'incertitude mais également le rôle de considérations autres telles que l'équité dans la ligne de Fehr et al. (2007). Ce travail permettrait de mieux comprendre la capacité de formes d'organisation des transactions comme les AMAP à favoriser des modes de production plus respectueux de l'environnement.

5.2. Contribution aux biens publics impurs et comportements de don

La seconde direction vers laquelle diriger mes travaux consiste à replacer l'adhésion à une politique volontaire de préservation de l'environnement dans un cadre plus général. Mes travaux ont considéré ces politiques d'abord comme un mécanisme de contribution volontaire à un bien public pur (effets d'assurance et de contexte), puis comme un mécanisme de contribution volontaire à un bien public impur (motivations privées des consommateurs). Il s'agira de considérer la possibilité pour les agents de contribuer à la préservation de l'environnement par des mécanismes volontaires parallèles aux politiques de préservation de l'environnement considérées jusqu'à présent dans mes travaux.

En cela, il s'agira d'utiliser le cadre proposé par M. Kotchen notamment dans son article de 2006. Dans une généralisation du modèle de Cornes et Sandler (1984), il considère que les individus font face à trois alternatives: contribuer au bien privé (fournissant une caractéristique privée), contribuer au bien impur (fournissant une caractéristique privée et une caractéristique publique) et contribuer au bien public (fournissant une caractéristique publique). Dans le cas d'un consommateur, ces trois actions s'apparentent à acheter un bien conventionnel, acheter un produit vert ou contribuer à une association de défense de l'environnement. Dans ce cadre plus général, il existe des cas où la présence du produit vert a un effet de *crowding-out* sur les contributions directes au bien public et peut avoir un effet global négatif. Le travail sur cette question peut prendre deux formes.

D'abord, il s'agit de tester les propositions de Kotchen (2006) par l'expérimentation. C'est, en effet, un cadre idéal pour tester les théories du fait du contrôle sur les paramètres du modèle. Ensuite, on peut envisager une application empirique sur données réelles. L'ensemble des travaux que j'ai réalisé jusqu'à présent a nécessité une collecte de données fastidieuse par enquête ou expérimentation. La plupart des travaux sur les produits verts dans la littérature sont également basés sur des données d'enquêtes. Les données de consommation intégrant les produits écolabellisés étant rares, les articles les utilisant sont peu nombreux. Citons, par exemple, Teisl et al. (2002), Bjørner et al. (2004) et Dhar et Foltz (2005) qui mesurent un impact positif respectivement du label "Dolphin-safe", de l'écolabel

officiel des pays nordiques et du label biologique sur les achats respectivement de thon, de papier toilette/serviettes en papier et de lait. Néanmoins, en France, les données de consommation des ménages commencent à intégrer des données relatives aux labels environnementaux et éthiques. Il s'agira donc d'exploiter ces bases de données récemment acquises par l'INRA. Une première exploitation permettra de déterminer les élasticités des produits écolabellisés, notamment de substitution. On pourra également déterminer l'impact des écolabels sur les comportements d'achats de produits écolabellisés mais également sur les comportements de restriction des quantités achetées de produits polluants; en effet, Kotchen et Moore (2008) apportent une optique tout à fait novatrice en mettant en évidence dans leur échantillon des comportements de restriction, en quantité, de la consommation de produits polluants (à la manière des quotas) qui coexistent avec des comportements de consentement à payer plus cher des produits écologiques (à la manière des taxes). Ensuite, il faudra réfléchir à la manière de tester le modèle de Kotchen (2006). On sait qu'il existe des données sur les dons des français aux associations. Il nous faudra déterminer dans quelle mesure elles peuvent être connectées aux comportements d'achats de produits écolabellisés. Sinon, on peut envisager des expériences d'évaluation de biens en laboratoire en offrant aux consommateurs les trois alternatives ci-dessus.

5.3. Design optimal de politiques agri-environnementales

La dernière direction de recherche concerne le design de politiques environnementales. Trois questions seront traitées. D'abord, le travail réalisé sur l'échelle optimale de financement des politiques agri-environnementales ([34]) reste à étendre. Pour l'instant, nous avons uniquement considéré les forces tirant vers la centralisation. Le modèle prend en compte la mobilité des ménages à la recherche de travail et de biens d'environnement localisés mais ne prend pas encore en compte la spécificité de la relation entre juridiction et producteurs agricoles. Il reste en effet à introduire les forces qui tirent vers la décentralisation. Par exemple, je souhaite introduire une asymétrie d'information

entre régulateur et agriculteur. La rente informationnelle serait plus faible dans le cas décentralisé du fait de la meilleure connaissance des conditions locales. Ensuite, j'ai également amorcé un travail très préliminaire ([26]) sur le design des politiques environnementales en termes de fonction objectif du régulateur. Les stratégies des pouvoirs publics en agri-environnement sont variées (minimisation des coûts de mise en conformité des agriculteurs, maximisation des bénéfices environnementaux ou maximisation du surplus social). Nous souhaitons comparer ces politiques en cherchant à déterminer leur efficacité environnementale et économique, leur impact sur les structures agricoles, leur impact différencié en fonction de la localisation (zone en excédent structurel, zone Natura2000) en utilisant des données spatialisées et environnementales disponibles à l'INRA. Enfin, je souhaite étudier le rôle des mécanismes de renégociation dans les contrats agri-environnementaux. En effet, l'économie de l'information (contrats complets) considère l'asymétrie d'information entre le producteur et l'Etat. Or, il existe une autre forme d'asymétrie d'information: l'asymétrie d'information entre les agents (producteur et Etat) et toute tierce partie. Les mesures agri-environnementales n'ont jamais à notre connaissance été analysées sous cet angle. Ce travail mettrait en évidence le rôle fondamental de la renégociation afin de maximiser la fourniture de biens d'environnement. Un premier travail ([28]) est en cours de réalisation sur ce thème.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Akerlof G., 1970, The Market for 'Lemons': Quality Uncertainty and the Market Mechanisms, *Quarterly Journal of Economics*, 84:488-500.
- Alpizar F., Carlsson F., Johansson-Stenman O., 2005, How Much Do We Care About Absolute versus Relative Income and Consumption?, *Journal of Economic Behavior & Organisation*, 56(3): 405-421.
- Andersen, S.; Harrison, G.W.; Lau, M.I., and Rutström, E., 2008, Eliciting Risk and Time Preferences, *Econometrica*, 76(3):583-618.
- Anderson T.L., Leal D.R., 2001, *Free market environmentalism*, New York, Palgrave.
- Andreoni J., 1995, Warm-glow versus cold-prickle: The effects of positive and negative framing on cooperation in experiments, *Quarterly Journal of Economics*, 110:1-21.
- Andreoni J., 1988, Why free ride? Strategies and learning in public goods experiments, *Journal of Public Economics*, 37:292-304.
- Becker G.M., DeGroot M.H., Marschak J., 1964, Measuring utility by a single-response sequential method, *Behavioral Science*, 9:226-232.
- Bester H., Ritzberger K., 2001, Strategic Pricing, Signalling, and Information Acquisition, *International Journal of Industrial Organization*, 19:1347-1361.
- Bjørner T., Hansen L., Russel C., 2004, Environmental labeling and consumers' choice: An empirical analysis of the effect of the Nordic Swan, *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(3):411-434.
- Blend J., Van Ravenswaay E.O., 1999, Measuring consumer demand for ecolabeled apples, *American Journal of Agricultural Economics*, 81:1072-1077.
- Booth D.E., 1999, Spatial Patterns in the Economic Development of the Mountain West, *Growth and Change*, 30(3):384-405.
- Burton M., Rigby D., Young T., James S., 2001, Consumer attitudes to genetically modified organisms in food in the UK, *European Review of Agricultural Economics*, 28:479-498.
- Carlsson F., Frykblom P., Lagerkvist C.J., 2007, Consumer Benefits of Labels and Bans on GM Foods – Choice Experiments with Swedish Consumers, *American Journal of Agricultural Economics*, 89:152-161.
- Cason T., Gangadharan L., 2002, Environmental Labeling and Incomplete Consumer Information in Laboratory Markets, *Journal of Environmental Economics and Management*, 43:113-134.
- Caswell J., Mojduszka E., 1996, Using Informational Labeling to Influence the Market for Quality in Food Products, *American Journal of Agricultural Economics*, 78:1248-1253.
- Cheung S., 1970, The Structure of a Contract and the Theory of a Non-Exclusive Resource, *Journal of Law and Economics*, 13, 49-70.
- Clark D.E., Hunter W.J., 1992. The Impact of Economic Opportunity, Amenities and Fiscal Factors on Age-Specific Migration Rates, *Journal of Regional Science*, 32 (3):349-365.
- Coase R.H., 1992, The Institutional Structure of Production, *American Economic Review*, 82(4):713-719.
- Coase R.H., 1988, *The Firm, the Market, and the Law*, The University of Chicago Press, Chicago.
- Coase R.H., 1974, The Lighthouse in Economics, *Journal of Law and Economics* 17(2):357-376.
- Coase R.H., 1937, The nature of the firm, *Economica*, 4:386-405.
- Coase R.H., 1960, The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics*, 3:1-43.
- Cornes R., Sandler T., 1984, Easy riders, joint production, and public goods, *Economic Journal*, 94:580-598.
- Crocker K.J., Masten S.E., 1988, Mitigating contractual hazard: unilateral options and contract length, *Rand Journal of Economics*, 19(3):327-343.
- Croson, R., 2007, Theories of Commitment, Altruism and Reciprocity: Evidence from Linear Public Goods Games, *Economic Inquiry*, 45(2):199-216.
- Dahlman C.J., 1979, The problem of externality, *Journal of Law and Economics*, 22:141-162.
- Davenport T.H., Beck J.C., 2001, *The Attention Economy*, Harvard Business School Press.

- Deller S.C., Tsai T., Marcouiller D.W., English D.B.K., 2001, The Role of Amenities and Quality of Life in Rural Economic Growth, *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (2):352-365.
- Dhar T., Foltz J., 2005, Milk by any other name...Consumer benefits from labeled milk, *American Journal of Agricultural Economics*, 87(1):214-228.
- Dosi C., Moretto M., 2001, Is Eco-labelling a Reliable Environmental Policy Measure?, *Environmental and Resource Economics*, 18(1):113-127.
- Doussan I., 1998, La production négociée du droit des pollutions agricoles, in *Les transformations de la régulation juridique*, LGDJ, pp.137-149.
- Duffy-Deno K.T., 1997, Economic Effect of Endangered Species Preservation in the Non-Metropolitan West, *Growth and Change*, 28(3):263-288.
- Duffy-Deno, K.T., 1997, The Effect of State Parks on the County Economies of the West. *Journal of Leisure Research*, 29(2):201-224.
- Duffy-Deno K.T., 1998, The Effect of Federal Wilderness on County Growth in the Intermountain Western United States, *Journal of Regional Science*, 38(1):109-136.
- Duflo E., Kremer M., Robinson J., 2009, Nudging Farmers to Utilize Fertilizer: Theory and Experimental Evidence from Kenya, MIT Department of Economics Working Paper No. 09-19.
- Engle-Warnick J., Escobal J., Laszlo S., 2007, Ambiguity aversion as a predictor of technology choice: experimental evidence from Peru, Working Paper 2007s-01, CIRANO, Montreal, January 2007.
- Frank R.H., 1985, The Demand for Unobservable and Other Nonpositional Goods, *American Economic Review*, 75(1):101-116.
- Frank R.H., 2005, Positional Externalities Cause Large and Preventable Welfare Losses, *American Economic Review*, 95(2):137-141.
- Goldberg I., Roosen J., Nayga R.M. Jr., 2009, Parental response to health risk information: Experimental results on willingness-to-pay for safer infant milk formula, *Health Economics*, 18(5) :503-518.
- Grossman S., Hart O., 1986, The Costs and Benefits of Ownership: A Theory of Vertical and Lateral Integration, *Journal of Political Economy*, 94(4):691-719.
- Grossman, S.J., Stiglitz J.E., 1980, On the Impossibility of Informationally Efficient Markets, *American Economic Review*, 70:393-408.
- Hailu Y.G., Rosenberger R.S., 2004, Modeling Migration Effects on Agricultural Lands: A Growth Equilibrium Model, *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(1):50-60.
- Hayes D.J., Shogren J.F., Shin S.Y., Kliebenstein J.B., 1995, Valuing food safety in experimental auction markets, *American Journal of Agricultural Economics*, 77:40-53.
- Herriges J.A., Secchi S., Babcock B.A., 2003, Living with Hogs in Iowa: The Impact of Livestock Facilities on Rural Residential Property Values, CARD Working Papers [03-WP 342] (<http://www.card.iastate.edu/publications/DBS/PDFFiles/03wp342.pdf>).
- Hirsch F., 1976, *Social Limits to Growth*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Holländer H., 1990, A Social Exchange Approach to Voluntary Cooperation, *American Economic Review*, 80(5):1157-1167.
- Irwin E.G., 2002, The Effects of Open Space on Residential Property Values, *Land Economics*, 78(4):465-480.
- Isaac M.R., Walker J.M., 1988, Communication and free riding behavior: The voluntary contributions mechanism, *Economic Inquiry*, 26(4):585-608.
- Isaac M.R., Walker J.M., Thomas S.H., 1984, Divergent evidence on free-riding: An experimental examination of possible explanations, *Public Choice*, 43:113-149
- Joskow P.L., 1987, Contract Duration and relationship-specific investment: Empirical evidence from coal markets, *American Economic Review*, 77(1):168-185.
- Khanna M., Quimio W.R.H., Bojilova D., 1998, Toxic Release Information: A Policy Tool for Environmental Protection, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36:243-266.
- Kihlstrom R.E., 1974, A General Theory of Demand for Information about Product Quality, *Journal of Economic Theory*, 8(4):413-439.
- Kirchhoff S., 2000, Green Business and Blue Angels: A Model of Voluntary Overcompliance with Asymmetric Information, *Environmental and Resource Economics*, 15:403-420.

- Klein P., 2005, The Make-or-Buy Decision: Lessons from Empirical Studies, in C. Ménard and M. Shirley (eds), *Handbook of New Institutional Economics*, Section V, pp.435-464, Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Kotani K., Managi S., Tanaka K., 2008, Further investigations of framing effects on cooperative choices in a provision point mechanism, *Economics Bulletin*, 51:1-9.
- Kotchen M., 2006, Green markets and private provision of public goods, *Journal of Political Economy*, 114:816-834.
- Kotchen M., Moore M., 2008, Conservation: From voluntary restraint to a voluntary price premium, *Environmental and Resource Economics*, 40:195-215.
- Lecocq S., Magnac T., Pichery M.C., Visser M., 2005, The impact of information on wine auction prices: results of an experiment, *Annales d'Economie et de Statistique*, 77:37-54.
- Ledyard J., 1995, Public goods: A survey of experimental research, In Kagel, J. and Roth A. (eds), *Handbook of Experimental Economics*. Princeton: Princeton University Press, 111-194.
- List J., Lucking-Reiley D., 2002, The Effects of Seed money and refunds on Charitable Giving: Experimental Evidence from a university Capital Campaign, *Journal of Political Economy*, 110(1):215-233.
- Liu E., 2009, Time to change what to sow: Risk preference and technology adoption decisions of cotton farmers in China, Job market paper, Princeton University.
- Loader R., Hobbs J.E., 1999, Strategic Responses to Food Safety Legislation, *Food Policy*, 24(6):685-706.
- López E.J., Nelson R.W., 2005, The endowment effect in a public good experiment, Experimental 0512001, EconWPA, <http://129.3.20.41/eps/exp/papers/0512/0512001.pdf>
- Lusk J.L., Alexander C., Rousu M.C., 2007, Designing experimental auctions for marketing research: The Effect of values, distributions, and mechanisms on incentives for truthful bidding, *Review of Marketing Science*, 5, Article 3.
- Mattoo A., Singh H., 1994, Eco-Labeling: Policy Considerations, *Kyklos*, 47(1):53-65.
- McCluskey J., 2000, A Game Theoretic Approach to Organic Foods: An Analysis of Asymmetric Information and Policy, *Agricultural and Resource Economics Review*, 29(1):1-9.
- Messer K.D., Zarghamee H., Kaiser H.M., Schulze W.D., 2007, New Hope for the Voluntary Contribution Mechanism: The Effects of Context, *Journal of Public Economics*, 91:1783-1799.
- Moon W., Flokowski W.J., Brückner B., Schonhof I., 2002, Willingness to pay for environmental practices: implications for eco-labeling, *Land Economics*, 78:88-102.
- Moxey A., White B., Ozanne A., 1999, Efficient contract design for agri-environmental policy, *Journal of Agricultural Economics*, 50:187-202.
- Nadaï, A., 1998, Concurrence dans la Qualification Environnementale des Produits, *Revue d'Economie Industrielle*, 83:197-212.
- Noussair C., Robin S., Ruffieux B., 2004, Do consumers really refuse to buy GMO food?, *Economic Journal*, 114:102-120.
- Ostrom E., Gardner R., Walker J., 1994, *Rules, games and common-pool resources*, University of Michigan Press.
- Ozanne A., Hogan T., Colman D., 2001, Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy, *European Review of Agricultural Economics*, 28:329-347.
- Palmquist R.B., Fritz M.R., Vukina T., 1997, Hog Operations, Environmental Effects, and Residential Property Values, *Land Economics*, 73:114-124.
- Park E.S., 2000, Warm-glow versus cold-prickle: a further experimental study of framing effects on free-riding, *Journal of Economic Behavior and Organisation*, 43:405-421.
- Plott C., Wilde L., 1982, Professional Diagnosis vs. Self-Diagnosis: an Experimental Examination of Some Special Features of Markets with Uncertainty, *Research in Experimental Economics*, 2:63-112.
- Randall A., 1993, The Problem of Market Failure, In Robert Dorfman and Nancy S. Dorfman, *Economics of the Environment: Selected Readings* (New York: W.W. Norton, 1993), 144-161.
- Ready R.C., Abdalla C.W., 2005, The Amenity Impacts of Agriculture: Estimates from a Hedonic Pricing Model, *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (2):314-326.

- Rousu M., Huffman W.E., Shogren J.F., Tegene A., 2002, The value of verifiable information in a controversial market: Evidence from lab auctions of genetically modified food, Working Paper # 02003, Department of Economics Working Paper Series. Ames: Iowa State University.
- Rousu M., Huffman W.E., Shogren J.F., Tegene A., 2007, Effects and value of verifiable information in a controversial market: Evidence from lab auctions of genetically modified food, *Economic Inquiry*, 45:409-432
- Rozan A., Stenger A., Willinger M., 2004, Willingness-to-pay for food safety: An experimental investigation of quality certification on bidding behaviour, *European Review of Agricultural Economics*, 31:409-425.
- Rupasingha A., Goetz S., 2004, County Amenities and Migration, *Agricultural and Resource Economics Review*, 33:245-254.
- Saussier S., 1998, La durée des contrats interentreprises, *Economie et Prévisions*, 135:137-146.
- Saussier S., 1999, Transaction cost economics and contract duration: an empirical analysis of EDF coal contracts, *Louvain Economic Review*, 65:3-21.
- Solnick S., Hemenway D., 1998, Is More Always Better?: A survey on positional concerns, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 37(3):373-383.
- Solnick S., Hemenway D., 2005, Are Positional Concerns Stronger in Some Domains than in Others?, *American Economic Review*, 95(2):147-151.
- Sonnemans J., Schram A., Offerman T., 1998, Public good provision and public bad prevention: The effect of framing, *Journal of Economic Behavior and Organization*, 34:143-161.
- Tanaka T., Camerer C.F., Nguyen Q., 2009, Risk and Time Preferences: Experimental and Household Survey Data from Vietnam, *American Economic Review*, à paraître.
- Teisl M.F., Roe B., Hicks R.L., 2002, Can Eco-labels Tune a Market? Evidence from Dolphin-Safe Labeling, *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(3):339-359.
- Teisl M.F., Roe B., 1998, The Economics of Labeling: An Overview of Issues for Health and Environmental Disclosure, *Agriculture and Resource Economics Review*, 27:140-150.
- Thompson G.D., Kidwell J., 1998, Explaining the choice of organic produce: cosmetic defects, prices, and consumer preferences, *American Journal of Agricultural Economics*, 80:277-287.
- Van Zandt T., 2004, Information Overload in a Network of Targeted Communication, *Rand Journal of Economics*, 35(3):542-560.
- Veblen T., 1899, *The Theory of the Leisure Class*, Reprinted, Modern Library, New-York, 1934.
- Wessels C.R., Johnson R.J., Holger D., 1999, Assessing consumer preferences for ecolabeled seafood: The influence of species, certifier, and household attributes, *American Journal of Agricultural Economics*, 81:1084-1089.
- Willinger M., Ziegelmeyer A., 1999, Framing and cooperation in public good games: An experiment with an interior solution, *Economics Letters*, 65:323-328.
- Wu J., Gopinath M., 2008, What Causes Spatial Variations in Economic Development in the United States?, *American Journal of Agricultural Economics*, 90:392-408.
- Wu J., Babcock B.A., 1996, Contract Design for the Purchase of Environmental Goods from Agriculture, *American Journal of Agricultural Economics*, 78:935-945.
- Zerbe RO., McCurdy H., 2000, The End of Market Failure, *Regulation*, 23(2):10-14.