

ÉCOLE DOCTORALE Augustin Cournot Ed221
UMR-GESTE- ENGEES

THÈSE présentée par :

Hamet SARR

soutenue le : 31 Mai 2013

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**
Discipline/ Spécialité : Sciences Economiques/ Economie de l'agriculture,
de l'environnement et de l'énergie

**Efficacité et acceptabilité de la régulation de
la pollution diffuse : Expériences sur des
variantes coopératives de type
« taxe ambiante »**

THÈSE dirigée par :
Mme ROZAN Anne

Professeure, Université de Strasbourg (ENGEES)

RAPPORTEURS :

Mme Millock Katrin Chargée de recherches CNRS, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

M. MASCLET David Directeur de recherches CNRS, Université de Rennes 1

AUTRES MEMBRES DU JURY :

M. WILLINGER Marc

Professeur, Université de Montpellier 1

M. COCHARD François Maître de conférences, Université de Franche-Comté

Résumé

L'objectif du travail de thèse a été de tester en laboratoire l'efficacité de deux variantes de taxe ambiante (Taxe Pigouvienne Moyenne et Taxe Ambiante Plafonnée) qui présentent l'avantage de réduire les charges en cas de taxation mais dont l'efficacité nécessite que les pollueurs coordonnent leurs efforts. Pour permettre cette coordination, trois formes de communication (communication gratuite ou « cheap talk », communication coûteuse endogène et exogène) ont été testées.

Les résultats montrent que le sucker's payoff et la taille des groupes sont déterminants dans le potentiel du cheap talk à induire de la coopération. Lorsque la communication est coûteuse et exogène, l'impact positif de la communication est limité dans le temps. Cependant lorsque la décision de communiquer moyennant un coût revient aux joueurs, ceux-ci choisissent de ne pas communiquer. Nous avons aussi montré que le cheap talk facilite la coordination vers l'équilibre Pareto-dominant et rend ainsi la Taxe Ambiante Plafonnée efficace.

Mots clés: pollution diffuse, taxe ambiante, acceptabilité sociale, dilemme social, coordination, communication.

Abstract

The purpose of this thesis was to test in laboratory the efficiency of two variants of the ambient tax (Average Pigovian Tax and Capped Ambient Tax) that present the advantage of reducing the financial burden imposed through taxation but whose efficiency requires that polluters coordinate their efforts. To enable this coordination, three types of communication ("cheap talk" or costless communication, exogenous costly communication and endogenous costly communication) are tested.

The results show that the sucker's payoff and the size of the groups are crucial in the potential of cheap talk to induce cooperation. When the communication is costly and exogenous, cooperation is limited in time. However when the decision to communicate for a price is up to the players, they decide not to communicate. We've also shown that cheap talk facilitates coordination towards the Pareto-dominant equilibrium and makes the Capped Ambient Tax efficient.

Keywords: non-point source pollution, ambient tax, social acceptability, social dilemma, coordination, communication laboratory experiments.

Remerciements

Cette thèse a été financée par un contrat doctoral de l'université de Strasbourg et a bénéficié de l'appui financier du centre de recherche IRSTEA.

Au terme de ce travail, je voudrai exprimer mes plus vifs remerciements à la Professeure Anne ROZAN et au Maître de Conférences François COCHARD pour leurs conseils avisés et leurs pertinentes remarques qui ont contribué à améliorer la qualité de ce travail. J'apprécie la constante disponibilité qu'ils m'ont témoignée. J'associe à ces remerciements Docteur Mohammed Ali MBCHIR.

Mes remerciements vont également à la Chargée de Recherches Katrin MILLOCK, au Directeur de Recherches David MASCLET et au Professeur Marc WILLINGER qui ont bien voulu accepté de faire partie des membres du jury et consacrer de leur temps pour évaluer le présent travail.

A tous les étudiants qui ont participé aux expériences ainsi qu'à M. Ken Boun MY qui a élaboré le programme informatique utilisé pour les réaliser, j'exprime toute ma reconnaissance.

Je remercie le Professeur Rémi BARBIER, Directeur du laboratoire GESTE et à travers sa personne toute l'équipe du GESTE.

Que tous ceux qui, ils sont nombreux et je ne pourrai les citer sans risquer d'en omettre certains, ont, de près ou de loin, contribué à ce travail de thèse et m'ont soutenu de leurs conseils et de leur amitié, trouvent ici toute ma reconnaissance. Une mention spéciale va à Libzo et à Sadie.

Enfin, je ne saurai terminer sans demander à mon frère Djibril ainsi qu'à ma sœur Awa de trouver ici l'expression de ma profonde gratitude. Vos constants encouragements m'ont été d'un grand soutien.

Sommaire

Introduction générale.....	13
Chapitre 1 : La taxe ambiante: instrument de gestion des pollutions diffuses	19
Introduction	19
1.1. Caractéristiques d'une pollution diffuse : Aléa moral et Incertitude	20
1.2. Présentation de la taxe ambiante	22
1.2.1. Les variantes de la taxe ambiante.....	24
1.2.1.1. La « taxe/subvention »	24
1.2.1.2. L' « amende collective »	25
1.2.1.3. La « taxe combinée »	25
1.2.2. Développements de la taxe ambiante	25
1.2.2.1. Développements théoriques sur la taxe ambiante	26
1.2.2.2. Développements sur le mode d'application de la taxe ambiante	27
1.3. Expériences de laboratoire sur l'efficacité de la taxe ambiante	28
1.3.1. Effet de l'hétérogénéité des firmes.....	31
1.3.2. Effet de la communication	35
1.3.3. Effet de l'attitude vis-à-vis du risque des sujets.....	36
1.3.4. Effet du seuil de déclenchement de la taxation	37
1.4. Expériences de terrain sur l'efficacité de la taxe ambiante	40
Conclusion.....	41
Chapitre 2 : L'acceptabilité sociale des taxes	43
Introduction	43
2.1. L'acceptabilité sociale dans la politique environnementale.....	44
2.1.1. Définitions de l'acceptabilité sociale	45
2.1.2. Les déterminants de l'acceptabilité sociale	47
2.1.2.1. Le contexte	47
2.1.2.2. La justice distributive et la justice procédurale.....	48
2.1.2.3. La confiance à l'égard des pouvoirs publics ou confiance verticale.....	49
2.1.3. Evaluation de l'acceptabilité sociale d'une politique.....	50
2.2. L'acceptabilité sociale des taxes pigouviennes	51
2.3. Etudes sur l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante	56
2.3.1. Insertion d'une dimension individuelle.....	58
2.3.2. Prise en compte de la possibilité de coopérer.....	59
Conclusion.....	60
Chapter 3: Impact of costly communication on the efficiency of the average pigouvian tax: an experimental study	63
Introduction	63
3.1. A brief review of the related literature	64
3.2. Theoretical model.....	67
3.3. The experiment.....	69
3.3.1. Practical procedures	69
3.3.2. Experiment treatments and parameters	71
3.3.3. Theoretical predictions and hypotheses	72
3.4. Results	74
3.4.1. Summary statistics.....	75
3.4.2. Econometric analysis.....	76
3.4.3. Results with endogenous costly communication	77
3.4.3.1. Impact of holding communication	78
3.4.3.2. Vote's effect on individual behaviour	80

3.5. Policy implications	81
Conclusion.....	82
Chapter 4: Cooperation under the Average Pigouvian Tax: effects of the group-size and the sucker's payoff	85
Introduction	85
4.1. Experimental design	86
4.1.1. Experiment treatments and parameters	86
4.1.2. Theoretical predictions and hypotheses	87
4.2. Results and analysis	88
4.2.1. Sample statistics	89
4.2.2. Econometric analysis.....	90
4.2.3. Measures of social efficiencies	93
Conclusion.....	94
Chapter 5: Cheap talk with the Capped Ambient Tax: An experimental study.....	97
Introduction	97
5.1. Theoretical model.....	98
5.2. Experimental design	99
5.3. Results	100
5.3.1. Summary statistics.....	100
5.3.2. Econometric analysis.....	103
Conclusion.....	104
Conclusion générale	105
Annexes	109
Communications.....	131
Références	132

Liste des Tableaux

Tableau 1.1: Description et paramètres de l'étude de Suter et al. (2009)	32
Tableau 1.2: Caractéristiques de l'étude de Suter et al. (2006).....	38
Table 3.1 Treatments characteristics	72
Table 3.2: Theoretical predictions.....	73
Table 3.3: Average emissions per treatment	75
Table 3.4: Results of the regression on the polluter's emissions	77
Table 3.5: Number of subjects who voted for communication in the HCV treatment.....	78
Table 3.6: Number of subjects who voted for communication in the LCV treatment.....	78
Table 3.7: Average individual emission in four periods that followed the communication sessions.....	81
Table 3.8: Average individual emission in periods that followed the communication sessions	81
Table 3.9: Results (p-values) of the two-tailed Mann–Whitney U-tests on average emissions per group.	119
Table 3.10: Results of the regression on the polluter's emissions in the ICC treatment	119
Table 3.11: Results of the regression on the polluter's emissions with variable <i>com</i>	120
Table 4.1: Overview of the three different treatments	87
Table 4.2: Experimental design parameters	87
Table 4.3: Theoretical predictions.....	88
Table 4.4: Difference in sucker's cost and gain of cooperation between treatments over one period.....	88
Table 4.5: Average emissions and deviation from the social optimum	89
Table 4.6: Result of the regression on the difference to the social optimum per subject.....	91
Table 4.7: Results of the regression with interactions terms.....	92
Table 4.8: Result of the regression on the difference to the social optimum per subject at specific periods.....	92
Table 4.9: Average efficiency per treatment.....	93
Table 5.1: Parameters per treatment.....	99
Table 5.2: Theoretical predictions.....	99
Table 5.3: Average emissions per treatment	100
Table 5.4: Results of the regression on the individual emissions	104

Liste des Graphiques

Figure 1.1: Exemple de pollution diffuse d'origine agricole	20
Figure 1.2: Distributions de probabilité du niveau ambiant avec ou sans effort de dépollution	21
Figure 1.3: Emissions moyennes par sujet (selon capacité), Taxe/Subvention, Instructions standards.....	34
Figure 1.4: Emissions moyennes par sujet, Taxe/Subvention, Instructions renforcées et tableau des gains	34
Figure 2.1: Required characteristics for the implementation of long-term resource management	45
Figure 2.2: The triangle of social acceptance of renewable energy innovation.....	47
Figure 2.3: The relationship between attitudes, perception of process and outcome legitimacy as reported by interviewees.....	49

Figure 3.1: Average emissions by period, sorted by treatment	76
Figure 3.2: Average emissions per group by period in the HCV treatment	79
Figure 3.3: Average emissions per group by period in the LCV treatment	79
Figure 4.1: Average group emissions over time, per treatment	90
Figure 4.2: Average group deviation from the social optimum	121
Figure 4.3: Individual deviation from the social optimum in the treatment L1	121
Figure 4.4: Individual deviation from the social optimum in the treatment S1	122
Figure 4.5: Deviation from the social optimum in the treatment Lh	122
Figure 5.1: Evolution of the emissions per group in the High treatment	102
Figure 5.2: Evolution of the emissions per group in the Low treatment	102
Figure 5.3: Emissions per player in group 3 and in the Low treatment	103
Figure 5.4: Individual emissions per group in the Low treatment	127
Figure 5.5: Individual emissions per group in the High treatment	128
Figure 5.6: Emissions per subject in Group 1	128
Figure 5.7: Emissions per subject in Group 2	129
Figure 5.8: Emissions per subject in Group 3	129
Figure 5.9: Emissions per subject in Group 4	130
Figure 5.10: Emissions per subject in Group 1	130

Liste des Annexes

Annexe 1.1: L'efficacité de la taxe ambiante sous l'hypothèse d'aversion au risque.....	109
Annexe 2.1: Le double dividende : un argument pour augmenter l'acceptabilité sociale des écotaxes	113
Appendix 3.1: Instructions in the LCV treatment.	115
Appendix 3.2: Non-parametric tests.....	119
Appendix 3.3: Exogenous costless communication vs. exogenous costly communication...	119
Appendix 3.4: Regression with the treatments HCV and LCV	120
Appendix 4.1: More figures on subjects' emissions	121
Appendix 5.1: Instructions in the CAT	123
Appendix 5.2: Evolution over the periods of the individual emissions per group.....	127
Appendix 5.3: Emissions per subject in groups	128
Appendix 5.4: Regression on individual emissions with the last four periods	130

Liste des abréviations

AC : Amende Collective
APT : Average Pigouvian Tax
AS : Acceptabilité Sociale
AV : Approche Volontaire
CAT : Capped Ambient Tax
CC : Costly Communication
CT : Cheap Talk
DCE : Directive Cadre sur l'Eau
EN : Equilibre de Nash
FDP : Fonction de Densité de Probabilité
SA : Social Acceptability
TAP : Taxe Ambiante Plafonnée
TC : Taxe combinée
TPM : Taxe Pigouvienne Moyenne
TS : Taxe/Subvention

Introduction générale

Avec une consommation moyenne de 76 kg par hectare¹, l'Europe est un des premiers consommateurs mondiaux d'engrais. L'augmentation de la production agricole consécutive à cette utilisation massive d'engrais ne doit cependant pas faire oublier les effets secondaires nocifs observés tels que la dégradation de la qualité des eaux. Il a été ainsi estimé que plus de 90 % des cours d'eau européens ont de fortes concentrations de nitrates et que 5 % d'entre eux présentent des concentrations au moins 200 fois supérieures à celles des cours d'eau non pollués².

Afin de limiter cette pollution, la directive cadre sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000³ a fixé un objectif qui consiste à rétablir le bon état des eaux et des milieux aquatiques à partir de 2015. Pour atteindre cet objectif, chaque état membre choisit les méthodes qu'il juge adaptées. C'est dans ce cadre que la France avait mis en place la taxe générale sur les activités polluantes avant de la remplacer en 2006, par une redevance pour pollutions diffuses.

La redevance, qui repose sur la traçabilité des ventes réalisées par les distributeurs de produits phytosanitaires, est bâtie sur le principe du « pollueur-payeur ». Chaque usager de produits phytosanitaires s'acquitte d'une redevance proportionnelle aux impacts de cet usage sur l'environnement, conformément à la loi qui stipule que les redevances sont établies « *en application du principe de prévention et du principe de réparation des dommages à l'environnement* »⁴. Cependant, dans la pratique, l'esprit de la loi n'est souvent pas respecté. Entre 2007 et 2008, par exemple, les agences de l'eau ont engagé 144 millions d'euros au titre de la lutte contre la pollution agricole alors qu'elles n'ont encaissé qu'environ 11 millions (7,6 %) d'euros de redevance-pollution auprès des agriculteurs⁵. Ce décalage avec le principe du pollueur-payeur a pour conséquence de limiter le caractère incitatif des redevances. Dans son

¹ http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Fertiliser_consumption_and_nutrient_balance_statistics/fr

² <http://www.partagedeseaux.info/article15.html>

³ Loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 portant transposition de la directive 2000/60/ CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

⁴ Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

⁵ <http://www.letelegramme.com/ig/generales/france-monde/france/pollution-de-l-eau-le-rapport-explosif-du-ministere-11-10-2011-1460060.php>

rapport de 2010⁶ sur les instruments de gestion durable de l'eau, la cour des comptes a évoqué un « bilan décevant » et jugé « modestes » les instruments d'intervention mis en œuvre pour combattre la pollution due aux nitrates. Elle estime que la volonté d'atteindre les objectifs de la DCE doit se manifester de façon plus « crédible » et plus « forte »⁷ par une élaboration d'un nouveau contrat social avec les agriculteurs.

Face à la demande d'une application plus rigoureuse du principe pollueur-payeur au secteur agricole, le régulateur pourrait introduire une taxe sur les pollutions diffuses d'origine agricole.

La taxation des pollutions diffuses serait cependant difficile compte tenu de l'asymétrie d'information (aléa moral) entre le régulateur et les pollueurs : la seule variable observable à moindre coût est la pollution ambiante dont il est impossible de déduire les émissions individuelles.

Du point de vue informationnel, cette situation est comparable à celle que l'on observe dans le cadre d'un travail en équipe où les actions des employés sont imparfaitement observées par l'employeur. En exploitant l'idée de Holmström (1982) qui avait préconisé de résoudre l'aléa moral dans une telle situation par l'établissement de contrats alliant sanctions et récompenses en fonction du résultat final, Segerson (1988) a proposé un mécanisme similaire pour surmonter la contrainte informationnelle dans la régulation des phénomènes de pollution diffuse: au-dessus d'un niveau ambiant de pollution fixé au préalable par le régulateur, chaque pollueur est redevable d'une taxe basée sur la pollution du groupe de pollueurs. Ce mécanisme dénommé « taxe ambiante » permet au régulateur de faire des économies de coûts de contrôle tout en incitant les pollueurs à se conformer à l'optimum social.

A notre connaissance, la taxe ambiante n'a pas encore été appliquée sur le terrain. En revanche, elle a fait l'objet d'études en laboratoire qui ont montré qu'elle peut s'avérer efficace sous certaines conditions (voir entre autres Cochard et al. 2005; Spraggon, 2002,

⁶ http://participation.lacub.fr/IMG/pdf/eau_assainissement_010910/seminaire_mai2011/14_Rapport_Cour_Cptes_2010-gestion-durable-eau.pdf

⁷ « Les redevances devraient être plus en rapport avec le coût de la dépollution et l'Etat pourrait durcir l'encadrement réglementaire des pratiques agricoles, renforcer le contrôle de son effectivité et en sanctionner davantage la méconnaissance » (p.636)

2004). Cependant, malgré ses avantages (simplicité et économies de coûts de contrôle), sa mise en œuvre pourrait être entravée par un problème d'acceptabilité sociale.

La taxe ambiante introduit en effet une incertitude stratégique dans les fonctions de profit des pollueurs en raison de l'interaction qu'elle induit. En outre, le niveau ambiant de pollution dont dépend la taxe peut être influencé par les conditions climatiques et les caractéristiques naturelles du milieu considéré. A cela s'ajoutent les pénalités élevées que la taxe ambiante peut engendrer (Karp, 2005).

Si la taxation collective est inhérente à la taxe ambiante, réduire le montant des charges en cas de taxation est en revanche envisageable. Cela est d'autant plus nécessaire que les taxes vertes ont une meilleure chance d'être acceptées lorsqu'elles sont faibles (Buchanan et Tullock, 1975). Imposer d'importantes taxes à un pollueur est une mesure politiquement difficile à mettre en œuvre et susceptible de conforter l'argument majeur contre l'introduction des taxes environnementales qui est la crainte qu'elles ne créent des effets économiques négatifs qui en annihileraient les gains attendus.

L'objet du présent travail de thèse est de tester en laboratoire la performance de deux variantes de taxe ambiante qui ont la particularité de réduire les charges en cas de taxation mais dont l'efficacité requiert l'implication (coopération ou coordination) des pollueurs. Le régulateur responsabilise ainsi les pollueurs en considérant que, forts de leur savoir pratique, ils pourront s'organiser de manière à optimiser l'arbitrage entre efficacité économique à court terme et préservation de l'environnement.

Nous examinerons dans un premier temps la « taxe pigouvienne moyenne » (TPM) initialement testée par Suter et al. (2008). Sous la TPM, chaque pollueur est responsable du dommage total divisé par le nombre de pollueurs lors du franchissement du niveau ambiant de pollution fixé par le régulateur. En permettant ainsi à chaque firme de n'internaliser qu'une partie des dommages causés, la TPM semble socialement plus acceptable que les autres variantes de la taxe ambiante. En revanche, elle présente l'inconvénient d'induire un dilemme social.

La TPM n'est en effet efficace que lorsque le groupe de pollueurs coopèrent, c'est-à-dire lorsqu'ils coordonnent leurs efforts en vue d'atteindre l'optimum social. Celui-ci ne correspond pas à un équilibre de Nash du jeu statique. Le groupe maximise son profit en se coordonnant vers l'optimum social tandis que jouer l'équilibre est la stratégie dominante pour chaque joueur. Suter et al. (2008) ont néanmoins montré dans leur étude expérimentale que le

problème de la coopération pourrait être surmonté en permettant aux joueurs de communiquer. Les résultats obtenus montrent une efficacité élevée de la TPM. De plus, une faible variabilité des efforts de dépollution, aussi bien au sein des groupes qu'entre groupes, est observée.

Bien que ces résultats soient prometteurs dans la perspective d'une mise en pratique de la TPM, les hypothèses sous lesquelles ils sont obtenus, et plus particulièrement la nature de la communication utilisée, sont très peu probables dans la pratique. Suter et al. (2008) ont en effet eu recours à une communication à la fois gratuite (« cheap talk ») et « exogène », signifiant que la décision de la mettre en œuvre est déterminée par l'agent extérieur qu'est l'expérimentateur.

Si l'hypothèse que les pollueurs puissent communiquer dans la pratique est fort probable, la possibilité que la communication n'engendre pas de coût et soit décidée de façon exogène l'est beaucoup moins. Dans la pratique, l'organisation de réunions ou d'ateliers de discussion nécessite un minimum de coûts d'organisation qu'une partie des membres (au moins) doit volontairement accepter de supporter. Fort de ce constat, nous évaluons l'efficacité de la TPM dans un contexte où la communication est coûteuse et la décision de la mettre en place, endogène. Le groupe de pollueurs ne communique qu'après une séance de vote où la décision de communiquer moyennant un coût est approuvée par la majorité du groupe. Néanmoins, afin de séparer l'effet du « coût » de celui de « l'endogenéité », la situation où la communication est coûteuse et exogène a également été testée.

Ayant noté, à l'issue de cette expérience, une coopération significativement plus importante chez Suter et al. (2008) que celle obtenue dans notre traitement de référence où le cheap talk était mis en œuvre, nous avons comparé les protocoles et noté des différences au niveau de deux déterminants de la coopération: le niveau du « sucker's payoff » (le gain en étant le seul joueur du groupe à coopérer alors que les autres joueurs font défection) et la taille des groupes. Par la suite, nous avons testé leur impact sur l'efficacité de la TPM.

Une analyse approfondie du paramétrage de l'étude de Suter et al. (2008) montre un sucker's payoff relativement élevé. Ce sucker's payoff élevé peut expliquer la coopération obtenue car, il est, en principe, moins risqué de coopérer lorsque les coûts encourus en cas de défection des autres joueurs sont faibles. L'on peut donc poser l'hypothèse qu'un sucker's payoff faible impacterait négativement la disposition à coopérer. Nous avons testé cette hypothèse en faisant varier les sucker's payoff.

Par ailleurs, Suter et al. (2008) n'ayant utilisé dans leur étude que des groupes de même (et relativement faible) taille, nous avons également testé l'impact de la taille des groupes sur l'efficacité de la TPM. L'hypothèse que le potentiel de la communication à induire de la coopération sera inversement proportionnel à la taille des groupes est motivée par (i) le lien intrinsèque qui existe, dans le cas de la TPM, entre le taux d'imposition et la taille du groupe de pollueurs, et (ii) la plus grande difficulté de se coordonner dans des groupes de grande taille.

Nous proposerons dans un deuxième temps un nouvel instrument, la taxe ambiante plafonnée (TAP), dont le principe peut être formulé de la manière suivante: lorsque le seuil déterminé par le régulateur est franchi, chaque pollueur prend en charge la totalité des dommages causés mais seulement jusqu'à un niveau plafond de taxation. L'efficacité de la TAP pourrait être limitée par la multiplicité des équilibres qu'elle induit mais l'introduction de la possibilité de communiquer amène à nuancer cette crainte.

Ce travail de thèse, composé de 5 chapitres, s'articule autour de deux parties. La première (2 chapitres) passe en revue la littérature sur les notions de taxe ambiante et d'acceptabilité sociale tandis que la deuxième (3 chapitres) présente les différentes études expérimentales réalisées.

L'objectif du premier chapitre est d'exposer le contexte scientifique dans lequel s'inscrit le travail de thèse. Ainsi, il sera rappelé l'origine de la taxe ambiante, ses différentes variantes, les développements et les études expérimentales dont elle a fait l'objet ainsi que le problème d'acceptabilité sociale qu'elle pose.

Dans le deuxième chapitre, nous nous intéresserons au concept d'« acceptabilité sociale » dans la politique environnementale, aux motifs de rejet des taxes pigouviennes et aux solutions proposées pour améliorer l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante.

Le troisième chapitre sera consacré à l'étude expérimentale sur l'impact de la communication endogène et coûteuse sur l'efficacité de la TPM.

Dans le quatrième chapitre, nous testerons les effets de taille et du sucker's payoff sur l'efficacité de la TPM.

Enfin, dans le cinquième chapitre, nous présenterons la TAP.

Chapitre 1 : La taxe ambiante: instrument de gestion des pollutions diffuses

Introduction

Afin de résoudre le problème informationnel (aléa moral entre régulateur et pollueurs), caractéristique de la régulation des pollutions diffuses, Segerson (1988) a proposé dans un article fondateur, une taxation basée sur la concentration totale de pollution (taxe ambiante). Le régulateur fixe un niveau de pollution seuil dont le franchissement déclenche la taxation.

Il existe plusieurs variantes de taxe ambiante dont (i) la « taxe/subvention » où taxes et subventions sont proportionnelles à l'écart entre le niveau seuil et la pollution réellement constatée, (ii) l'« amende collective » (fixed penalty) sous laquelle les pollueurs paient un montant forfaitaire en cas de franchissement du seuil, (iii) la « taxe pure » qui, à la différence de la « taxe/subvention », ne comporte pas de subventions et (iv) la « taxe combinée » qui ajoute une pénalité fixe à la taxe pure.

Segerson (1988) a démontré la capacité de la taxe ambiante à inciter les firmes à se conformer à l'optimum social. Cependant, n'ayant pas encore été appliquée sur le terrain, l'efficacité empirique de la taxe ambiante n'a pas encore été prouvée. En revanche, les études expérimentales qui lui ont été consacrées, de manière « décontextualisée » ou dans un contexte de pollution, montrent qu'elle peut s'avérer efficace (Alpizar et al. 2004; Camacho-Cuena et Requate, 2012; Cochard et al. 2005, 2007; Poe et al. 2004; Reichhuber et al. 2009; Spraggon, 2002, 2004; Spraggon et Oxoby, 2010; Suter et al. 2008, 2009; Vossler et al. 2006). En effet, la taxe ambiante permet souvent d'améliorer le bien-être social en comparaison d'une situation d'absence de réglementation. Cependant, cette efficacité ne correspond pas toujours à la prédiction théorique (chaque joueur joue l'optimum social) et diffère selon les variantes et au sein même d'une variante (selon que certains paramètres sont pris ou non en compte). Des résultats assez généraux peuvent cependant être retenus : (i) dans un cadre non-coopératif (absence de communication), la taxe /subvention et la taxe pure sont efficaces contrairement aux autres variantes qui induisent une multiplicité d'équilibres; (ii) dans un cadre coopératif (avec communication), la taxe/subvention et la taxe combinée ne sont pas efficaces en raison de la collusion qu'elles suscitent tandis que la taxe pure et l'amende collective s'avèrent efficaces ; (iii) la taxe pure est la seule variante qui est efficace dans un cadre coopératif (Spraggon, 2002) comme dans un cadre non-coopératif (Poe et al. 2004).

L'objectif du présent chapitre est d'explorer la littérature sur la taxe ambiante. Nous nous intéresserons, dans un premier temps, aux caractéristiques des pollutions diffuses dont la régulation par une taxe ambiante a été préconisée. Ensuite, nous présenterons la taxe ambiante, ses différentes variantes ainsi que les développements et études expérimentales dont elle a fait l'objet.

1.1. Caractéristiques d'une pollution diffuse : Aléa moral et Incertitude

Le problème posé par les pollutions diffuses est qu'il est difficile et coûteux, en raison du déplacement diffus des polluants dans le sol, d'évaluer avec exactitude la part de responsabilité de chacun des potentiels pollueurs. A titre d'illustration, considérons un milieu naturel (lac, ruisseau...etc.) qui se trouve à côté d'exploitations agricoles pouvant générer des externalités environnementales. Ce milieu peut être affecté d'une pollution qualifiée de diffuse compte tenu du fait que la pollution peut provenir des émissions des différentes exploitations agricoles, et est influencée par les conditions naturelles du milieu dont les conditions climatiques. La Figure 1.1, ci-dessous, montre un exemple de pollution diffuse d'origine agricole.

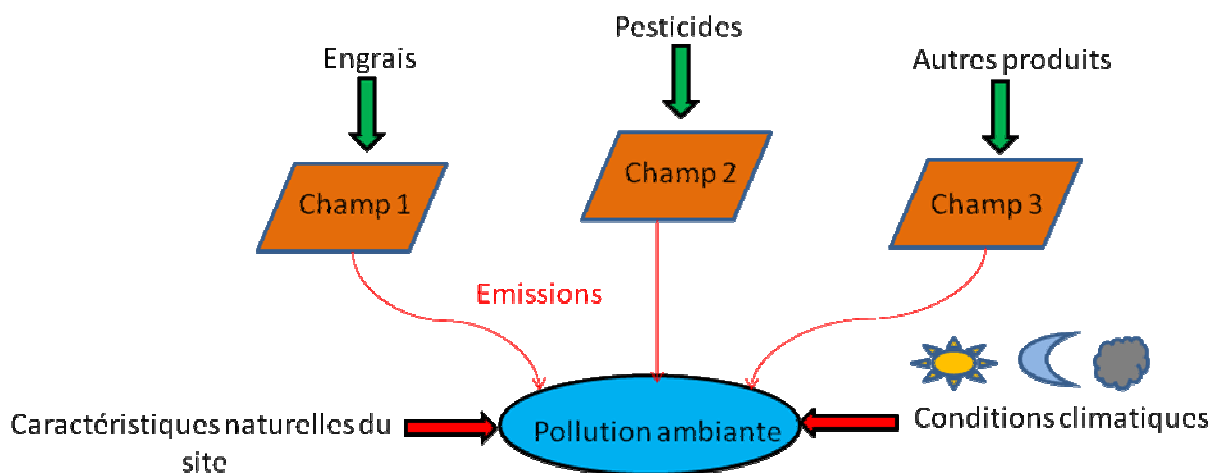


Figure 1.1: Exemple de pollution diffuse d'origine agricole

La seule variable observable est la pollution ambiante qui affecte la qualité du milieu et il est impossible de déduire de cette dernière les émissions individuelles en raison de deux facteurs :

- Quelque soit le niveau d'effort de dépollution considéré, son impact sur la qualité du milieu est incertain compte tenu des variables stochastiques. La relation entre l'effort de dépollution et la qualité du milieu n'obéit pas à un strict principe de causalité. Le niveau ambiant de pollution dépend des efforts consentis en matière de bonnes

pratiques environnementales mais aussi des conditions climatiques ou topographiques qui ne peuvent être prédites avec précision sans des coûts élevés.

- Les émissions de plusieurs pollueurs contribuent au niveau ambiant de pollution mais seul l'effet combiné de ces émissions est observable.

Une infinité de niveaux ambiants, pouvant être représentée par une fonction de densité de probabilité (fdp), est associée à chaque niveau de dépollution. Cependant, la fdp est conditionnelle à la réduction des émissions. Dès lors, l'objectif des politiques environnementales est d'augmenter la probabilité que les niveaux ambiants baissent en dessous d'un seuil de tolérance sachant que chaque source peut influencer la distribution de ses propres émissions qui sont fonction, entre autres, de ses efforts (bonnes pratiques). La Figure 1.2 montre le déplacement qui doit s'effectuer.

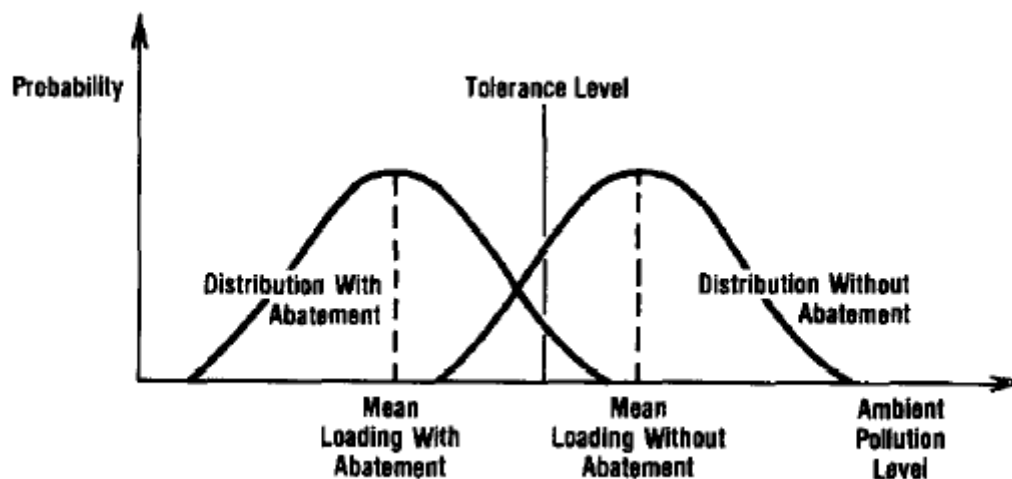


Figure 1.2: Distributions de probabilité du niveau ambiant avec ou sans effort de dépollution⁸

En résumé, incertitude et observabilité partielle sont les problèmes auxquels le régulateur est confronté en cas de pollution diffuse. Afin de surmonter l'asymétrie d'information, Segerson (1988) propose au régulateur d'appliquer une taxe qui soit fonction de la pollution ambiante. Une alternative serait une régulation basée sur les intrants. Théoriquement, elle peut être efficace mais elle serait complexe à mettre en pratique. En effet, il faudrait définir à la fois les intrants à contrôler mais aussi les taux de taxation à appliquer à chacun d'entre eux. En outre, les coûts de mise en œuvre de cette politique, qualifiés de coûts de transaction par analogie avec ce qui se passe sur le marché (Coase, 1960), peuvent s'avérer très importants. L'avantage de la taxe ambiante réside dans sa simplicité. Le régulateur se

⁸ Segerson (1988): *Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control* (p.89).

focalise davantage sur la qualité de l'environnement que sur les émissions individuelles. La taxe ambiante est également bénéfique pour le pollueur dans la mesure où elle est flexible : chaque pollueur utilise les méthodes qu'il juge adéquates.

1.2. Présentation de la taxe ambiante

On considère un milieu naturel (un lac, une nappe phréatique) pollué par du nitrate. Celui-ci provient de n firmes qui se trouvent sur un marché concurrentiel. La concentration ambiante du nitrate est donnée par $a = a(r_1, r_2, \dots, r_n, b, w, \lambda)$ avec :

$r_i (i = 1, 2, \dots, n)$ les émissions de nitrate des différentes firmes

b : la génération naturelle de nitrate

w : les variables stochastiques environnementales qui génèrent et influencent le transport du nitrate

λ : le vecteur représentant les paramètres et les caractéristiques du milieu naturel pollué

Les émissions de nitrate de la firme i sont données par : $r_i = r_i(x_i, v_i, \alpha_i)$

x_i : un vecteur ($m \times 1$) regroupant l'ensemble des variables de décision à la disposition de la firme i

v_i : les facteurs environnementaux sur le site de la firme i

α_i : un vecteur qui indique les caractéristiques naturelles du site de la firme i tels que le type de sol ou la topographie.

Les firmes sont supposées neutres au risque et la fonction de profit de chacune d'elles est donnée par $\pi_i(x_i)$.

Le dommage (en terme économique), D , causé par la pollution du lac est fonction des émissions de nitrate des firmes (a) et d'une variable aléatoire η . $D = D(a, \eta)$ avec $\partial D(a, \eta) / \partial a > 0$ et $\partial^2 D(a, \eta) / \partial a^2 \geq 0$. Le dommage augmente avec la concentration de nitrate à un rythme croissant.

L'objectif du planificateur social est de maximiser le bien-être social. Celui-ci est égal à la différence entre la somme des profits et le dommage social causé.

$$J = \sum_{i=1}^n \pi_i(x_i) - E\{D(a, \eta)\} \quad (1)$$

La condition de premier ordre donne :

$$\frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} = E \left\{ \frac{\partial D(a, \eta)}{\partial a} \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}} \right\} \forall i, j \quad (2)$$

A l'optimum social, le profit marginal de chaque firme i pour chaque variable de décision j , doit être égal à l'espérance du dommage social marginal (relation (2)). Or, en absence de régulation, cette condition n'est pas vérifiée. Les firmes maximisent leurs profits (dans un marché concurrentiel) en produisant jusqu'au point où leur revenu marginal sera égal à leur coût de production marginal (profit marginal nul). En conséquence, l'optimum social ne sera pas atteint. Pour l'induire, Segerson (1988) propose un mécanisme de taxation qui prend la forme suivante :

$$T_i(a) = \begin{cases} t_i(a - a_0) + k_i & \text{si } a > a_0 \\ t_i(a - a_0) & \text{si } a \leq a_0 \end{cases}$$

avec a_0 , le niveau de pollution seuil, est fixé par le régulateur.

t_i et k_i désignent respectivement le taux marginal d'imposition (de subvention) et l'amende forfaitaire. Ils sont également fixés par le régulateur et varient en fonction des pollueurs.

Le régulateur doit chercher à calibrer t_i et k_i de sorte que le pollueur i soit incité à entreprendre le niveau de réduction d'émissions socialement souhaitable. Les émissions individuelles étant par définition non observables, le régulateur a besoin d'un certain nombre d'informations (estimations du coût des efforts, des dommages causés par la pollution, l'impact de la réduction des émissions d'une firme sur la distribution des niveaux ambiants⁹) pour fixer les paramètres du modèle. Cependant, le modèle est très souvent supposé symétrique, et dans ce cas t_i et k_i sont identiques pour tous les pollueurs.

Si a est supérieur à a_0 , alors toutes les firmes, quelque soit leur niveau d'émission, payent une taxe sur chaque unité de pollution supplémentaire en plus du montant forfaitaire k_i . En revanche, lorsque les émissions atteignent le niveau seuil, aucune taxe n'est collectée et inversement aucune subvention n'est accordée.

Compte tenu du mécanisme de la taxe ambiante, les firmes supposées neutres au risque intègrent la taxe dans leur choix de production et maximisent leur profit ex-ante. Ce qui donne pour la firme i :

$$\text{Max}_{x_{ij}} U_i = \pi_i(x_i) - E\{T_i(a)\} \quad (3)$$

⁹ Si les paramètres sont fixés de façon aléatoire, la taxe ambiante pourrait être perçue comme discriminatoire.

Sachant que : $E\{T_i(a)\} = t_i[E\{a\} - a_0] + k_i(1 - F(a_0, a))$ avec $F(a_0, a)$, la probabilité que a soit inférieur à a_0 . La condition de premier ordre nécessaire pour une solution intérieure est donnée par la relation suivante :

$$\frac{\partial U_i}{\partial x_{ij}} = \frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} - E\left\{T_i'(a) \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}}\right\} = 0, \quad \forall i, j$$

Ou

$$\frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} = t_i E\left\{\frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}}\right\} - k_i \frac{\partial F}{\partial x_{ij}}, \quad \forall i, j \quad (4)$$

Afin que l'optimum social soit implémenté par un équilibre de Nash (EN), c'est-à-dire une situation où aucune firme n'a intérêt à changer de stratégie compte tenu du choix des autres firmes, t_i et k_i doivent vérifier l'une des trois conditions suivantes :

$$k_i = 0, \quad t_i = \frac{E\left\{(\partial D^*/\partial a)(\partial a^*/\partial r_i)(\partial r_i^*/\partial x_{ij})\right\}}{E\left\{(\partial a^*/\partial r_i)(\partial r_i^*/\partial x_{ij})\right\}}, \quad \forall i \quad (5a)$$

$$t_i = 0, \quad k_i = -\frac{E\left\{(\partial D^*/\partial a)(\partial a^*/\partial r_i)(\partial r_i^*/\partial x_{ij})\right\}}{\partial F^*/\partial x_{ij}}, \quad \forall i \quad (5b)$$

$$\forall t_i, k_i = \frac{-E\left\{(\partial D^*/\partial a)(\partial a^*/\partial r_i)(\partial r_i^*/\partial x_{ij})\right\} + t_i E\left\{(\partial a^*/\partial r_i)(\partial r_i^*/\partial x_{ij})\right\}}{\partial F^*/\partial x_{ij}}, \quad \forall i \quad (5c)$$

pour tout $j = 1, \dots, m$. Le régulateur peut agir sur t_i et/ou k_i . Ce qui confère à l'instrument une certaine flexibilité.

1.2.1. Les variantes de la taxe ambiante

1.2.1.1. La « taxe/subvention »

Lorsque $k_i = 0$ (5a), on parle de « taxe/subvention ». Si a est supérieur à a_0 , chaque firme paye une taxe sur chaque unité de pollution supplémentaire. Inversement, si a est inférieur à a_0 , chacune des firmes reçoit une subvention proportionnelle à la différence entre a et a_0 .

Sous la taxe/subvention, se conformer à l'optimum social est la stratégie dominante pour chaque firme (la condition de premier ordre du régulateur est égale à celle de la firme). Néanmoins, les firmes peuvent maximiser le profit du groupe en fournissant des niveaux d'effort qui soient au dessus de l'optimum social afin de percevoir des subventions ; ce qui se

traduit par une réduction excessive de la production. On dit que la taxe/subvention n'est pas robuste à la collusion qui présente l'inconvénient de lui faire perdre son efficacité.

1.2.1.2. L' « amende collective »

Dans le cas où $t_i = 0$ (5b), la taxe est appelée « amende collective ». Lors du franchissement du seuil de pollution fixé, chaque firme est redevable du montant forfaitaire k_i . L'inconvénient de l'amende collective est qu'elle pose un problème de coordination en raison de la multitude d'EN inefficaces qu'elle induit. Le "laissez-faire" (ou situation d'absence de régulation), par exemple est un EN. Dans un cadre déterministe (pollution ambiante strictement égale à la somme des émissions individuelles), toute combinaison d'émissions individuelles qui conduit à ce que la concentration de pollution soit égale au seuil fixé par le régulateur constitue un EN. Ce qui ne facilite pas la coordination vers l'optimum social. En outre, atteindre l'optimum social requiert que le niveau seuil soit celui correspondant à l'optimum social.

1.2.1.3. La « taxe combinée »

Lorsque t_i est quelconque (5c), le régulateur combine à la fois la taxe/subvention et l'amende collective. Une pénalité fixe est ajoutée à la taxe en cas de franchissement du seuil requis. La taxe combinée n'est pas robuste à la collusion et conduit à une multiplicité des équilibres.

La taxe/subvention, l'amende collective et la taxe combinée sont les trois variantes initialement proposées par Segerson (1988) mais d'autres variantes ont été avancées par la suite.

1.2.2. Développements de la taxe ambiante

Hansen (1998) propose de modifier le principe de la taxe/subvention en supprimant l'aspect « subvention » afin d'éliminer le risque de collusion. Cette nouvelle variante s'appelle la « taxe pure ». Des subventions ne sont plus accordées en cas de non-franchissement du niveau seuil de pollution. Par conséquent, les firmes ne sont plus incitées à entrer en collusion.

Xepapadeas (1991) a aussi proposé une sous-variante de l'amende collective dénommée amende aléatoire, sous laquelle, en cas de non-conformité, la responsabilité des dommages incombe à une firme tirée au sort. L'amende perçue est ensuite redistribuée aux

autres firmes ; ce qui permet de respecter l'équilibre budgétaire. Toutefois, selon Kritikos (1993), l'amende aléatoire ne fournit pas les bonnes incitations (à moins que les firmes soient suffisamment averses au risque). De la même manière que l'amende collective, l'amende aléatoire souffre d'une multiplicité d'EN asymétriques et inefficaces. En revanche, elle est robuste à la collusion comme la taxe pure et l'amende collective.

1.2.2.1. Développements théoriques sur la taxe ambiante

La taxe ambiante a également fait l'objet de raffinements au plan théorique. Le modèle de Segerson (1988) souffre en effet de certaines restrictions, notamment dans les hypothèses posées : fonction de dommage linéaire, comportement non-coopératif, neutralité au risque, distribution des émissions déterminée par une seule variable intitulée « effort de dépollution » (abatement).

Afin de lever l'hypothèse selon laquelle la distribution des émissions est déterminée par une seule variable, Horan et al. (1998) explorent une situation plus générale où la distribution des émissions de chaque pollueur dépend de ses choix sur un ensemble de variables. Il a ainsi montré que le modèle linéaire de Segerson (1988) n'est efficace que sous deux conditions : (i) chaque firme a le choix sur une ou au maximum deux variables (sinon le modèle aboutit à un système d'équations indéterminé), (ii) la covariance entre le dommage marginal et la pollution ambiante marginale est égale à zéro pour chaque input et pour toutes les firmes. Si ces deux conditions ne sont pas réunies, le régulateur peut utiliser une taxe non linéaire¹⁰. Par ailleurs, une taxe non linéaire est proposée dans les situations où la fonction de dommage ne serait pas linéaire, une situation qui correspond probablement à beaucoup de bassins versants. La taxe ambiante ne serait plus basée sur le niveau de pollution ambiante mais sur le dommage causé par celle-ci à l'environnement. Hansen (1998) a démontré qu'une taxe égale au total des dommages, $T(a) = D(a)$ peut faire correspondre l'optimum social à un EN. Toutefois, pour que l'instrument soit robuste à la collusion, il faut définir un niveau de pollution seuil \bar{a} en dessous duquel il n'y aura pas de taxation. Ainsi, la taxe optimale prend la forme suivante:

$$T(a) = \begin{cases} D(a) - D(\bar{a}) & \text{si } a > \bar{a} \\ 0 & \text{si } a \leq \bar{a} \end{cases}$$

¹⁰ Il peut aussi utiliser une taxe linéaire déterminée ex-post (state dependent).

Si les dommages sont une fonction linéaire de la pollution ambiante qui elle-même est une fonction linéaire des émissions individuelles, le régulateur n'a besoin que de connaître le dommage marginal pour mettre en place une taxe optimale:

$$t_i = D'(a^*)$$

Une autre critique formulée à l'égard du modèle de Segerson (1988) porte sur l'hypothèse de neutralité vis-à-vis du risque des pollueurs. Horan et al. (2002) se sont penchés sur l'efficacité de la taxe ambiante en levant cette hypothèse (cf. Annexe 1.1) et ont conclu que la taxe ambiante seule n'est pas efficace face à des agents averses au risque. Pour remédier à cela, Xepapadeas (1995) préconisait déjà en 1995 d'ajouter un autre instrument à la taxe ambiante, une taxe sur les inputs par exemple¹¹. Cette taxe supplémentaire peut être interprétée comme une prime de risque. Etant donné le caractère aléatoire de la taxe ambiante, les agents averses au risque seront prêts à payer un montant supplémentaire pour se prémunir du risque associé à la taxe ambiante.

Millock et Salanié (2005) ont étendu la théorie sur les taxes ambiantes au cas où les pollueurs seraient susceptibles de coopérer. Ils ont montré que, le cas échéant, l'instrument de gestion optimal serait une taxe ambiante plus faible que celle qui est préconisée dans un cadre non-coopératif, diminuant ainsi le risque supporté par chaque agent.

Par ailleurs, les problèmes de l'accumulation de la pollution (dans le temps) ainsi que celui de l'asymétrie d'information entre régulateur et exploitants sur la fonction qui relie les émissions individuelles au niveau ambiant de pollution ont été traités (Xepapadeas, 1992; Cabe et Herriges, 1992; Horan et al. 2002).

A côté de ces raffinements, des propositions ont aussi été avancées sur la manière dont la taxation pourrait être mise en œuvre.

1.2.2.2. Développements sur le mode d'application de la taxe ambiante

Afin de combler le déficit d'information sur les efforts réels de dépollution entrepris par les pollueurs, Vossler et al. (2009) ont proposé une taxation dynamique, c'est-à-dire une taxation qui s'ajuste dans le temps. La taxe augmente si la production finale (les émissions) est supérieure à celle escomptée, et inversement, diminue si la production finale est en dessous du seuil désirable.

¹¹ Ce qui signifie que le régulateur doit non seulement contrôler la pollution ambiante mais aussi les inputs. Ce qui pourrait se traduire par des coûts additionnels d'information (contrôle des inputs).

Face à ce mécanisme, deux types de firmes peuvent être observés : des firmes stratégiques et des firmes myopes. Les firmes stratégiques tiennent compte du futur dans leurs décisions actuelles en saisissant l'opportunité de réduire la taxe future tandis que les firmes myopes ne cherchent qu'à maximiser les gains du présent. Le comportement myope peut être motivé par plusieurs facteurs dont l'intérêt de free-rider afin de rester compétitif en profitant du surinvestissement à court terme des firmes stratégiques. Cependant, même si les autres firmes se comportent de façon myope, une firme a toujours intérêt à surinvestir au début. La taxation dynamique fournit aux firmes des incitations fortes à se comporter de façon stratégique dans le court terme afin que la taxe soit réduite dans le futur.

Un autre instrument de régulation qui tient compte des efforts du présent a été préconisé. Il s'agit de l'approche volontaire.

L'approche volontaire s'apparente à une injonction de se conformer à l'optimum social sous peine de la mise en place d'une taxe ambiante.

Segerson et Wu (2006) ont étudié, dans un modèle théorique, les implications de l'approche volontaire. Celle-ci doit-être constituée de deux phases. Dans la phase 1, le régulateur demande aux pollueurs de ne pas dépasser un certain seuil de pollution s'ils ne veulent pas être taxés dans le futur. Si les pollueurs sont en conformité avec cette injonction, rien ne se passe par la suite. Autrement, la phase 2 intervient. Celle-ci consiste en l'instauration d'une taxe ambiante dans les périodes à venir. La phase 2 n'intervient qu'à la suite de l'échec de la phase 1 et se justifie par le fait qu'une politique basée uniquement sur le volontariat ne peut induire de changements dans les comportements compte tenu du caractère coûteux des efforts à entreprendre. En revanche, informer les pollueurs que si le niveau désirable n'est pas atteint, une taxation ambiante sera mise en place dans les périodes suivantes peut les inciter à faire des efforts.

L'efficacité de ces approches ainsi que celle des différentes variantes de taxe ambiante ont été testées en laboratoire.

1.3. Expériences de laboratoire sur l'efficacité de la taxe ambiante

Les économistes s'appuient de plus en plus sur l'expérimentation en laboratoire comme méthode d'investigation empirique. Cette méthode n'est cependant pas exempte de critiques (Harrison et al. 2004 ; Harrison et List, 2004). Il lui est reproché un manque de « réalisme » qui proviendrait principalement de l'utilisation de petits échantillons non

représentatifs car composés, pour la plupart, d'étudiants. Ces critiques sont cependant à nuancer dans la mesure où comme le dit Plott (1982) «...*real people participate* [in laboratory experiments] *for real and substantial profits and follow real rules in doing so*” (p.1486). Plus tard, Falk et Heckman (2009) ajouteront que l'argument du manque de réalisme est basé sur une incompréhension de la nature de la preuve dans les sciences et de la nature des données collectées dans le laboratoire¹². Ils soulignent également l'ironie que la plupart des objections à l'encontre des études expérimentales en laboratoire (le faible nombre d'observations, les faibles incitations monétaires, la possibilité que les sujets se comportent différemment en raison de la présence de l'expérimentateur, l'inexpérience des sujets etc.), appellent en réalité à réaliser davantage d'expériences.

L'expérimentation en laboratoire consiste à créer une situation reflétant les conditions de la théorie économique, mais entièrement contrôlée par l'expérimentateur. La démarche expérimentale édicte les règles suivantes : (i) respect de l'anonymat des participants, (ii) rémunération en fonction des performances et (iii) diffusion de toutes les informations concernant le protocole et les données (Eber et Willinger, 2005).

A leur arrivée, les sujets sont affectés à des box individuels. Les instructions leur sont ensuite communiquées. Avant le démarrage de l'expérience, l'expérimentateur s'assure que tous les participants ont bien compris le jeu et les procédures qui seront mises en œuvre. Après cette phase, l'expérience proprement dite démarre.

L'objectif des expériences réalisées dans le cadre de la taxe ambiante est, entre autres, de tester l'efficacité de l'instrument ; vérifier si la prédiction théorique, l'atteinte de l'optimum social, se vérifie en laboratoire.

L'efficacité de la taxe ambiante se mesure en comparaison avec un point de référence, le statu quo, c'est-à-dire une situation de laisser-faire. Le taux d'efficacité est donné par le rapport suivant (Spraggon, 2002) :

$$\tau = \frac{E(BS_{\text{observé}}) - E(BS_{\text{laissez-faire}})}{E(BS_{\text{optimum-social}}) - E(BS_{\text{laissez-faire}})}$$

Note : BS : Bien-être Social

Il est maximal (100%) lorsque chaque pollueur entreprend le niveau d'effort optimal et minimal (0%) si aucun effort de réduction des émissions n'est entrepris. Le taux peut être

¹² Les auteurs soutiennent que le contrôle des variations est le fondement de la connaissance scientifique empirique or le laboratoire assure un étroit contrôle des environnements décisionnels.

négatif. Dans ce cas, l'instrument n'est pas efficace et entraîne une diminution du bien-être social.

Suter et al. (2008) ont décomposé l'efficacité en quatre composantes:

- L'efficacité théorique (theoretical efficiency) qui capture la différence entre le niveau d'émissions du groupe à l'équilibre de Nash et celui correspondant à l'optimum social.
- L'efficacité des émissions de groupe (emissions efficiency) qui mesure, sur une période, la différence entre les émissions de groupe observées et celles prédites à l'équilibre. Une efficacité élevée des émissions montre que le total des émissions de groupe observées lors de la période est très proche de celui prédit.
- L'efficacité du protocole (design efficiency) qui mesure la perte d'efficacité due au choix de variables discrètes dans les expériences (pour les décisions d'émissions) en lieu et place de variables continues. En effet, l'utilisation de variables discrètes diminue l'efficacité en comparaison avec ce qu'elle aurait été si les joueurs faisaient face à des variables continues.
- L'efficacité allocative (allocative efficiency) qui est la plus importante, et qui mesure la variabilité des émissions entre individus (dans une population hétérogène). Elle permet d'évaluer l'équité de l'instrument en mesurant la variabilité des efforts individuels au sein d'un même groupe. Si chaque joueur choisit le même niveau d'émission, l'efficacité allocative sera égale à 100%. En revanche, si les émissions au sein du groupe sont disparates l'efficacité allocative sera faible.

Deux types d'expériences sont particulièrement utilisés : des expériences de type « bien-public » (ou plutôt de « mal-public ») et des « expériences de marché » (markets experiments). La particularité de ces dernières réside dans le fait que les joueurs, considérés comme des firmes, interagissent dans un marché concurrentiel par le biais de ventes aux enchères (Plott, 1983). En revanche, dans les expériences de type bien-public, l'interaction entre les firmes est seulement due à l'externalité négative causée par la pollution ambiante. Dès lors en situation de laissez-faire, il n'y a pas d'interaction entre les firmes¹³.

Les expériences montrent que la taxation entraîne une diminution significative des émissions. Le niveau d'effort du groupe est en moyenne proche de l'optimum social.

¹³ Cochard et al. (2005) ont considéré une situation où les pollueurs sont en interaction même en absence de régulation. Pour ce faire, ils ont supposé que le dommage engendré par les activités des firmes affecte les pollueurs eux-mêmes.

Cependant, les niveaux d'effort pris individuellement, n'atteignent pas l'optimum social. Spraggon (2004) résume ce résultat en ces termes *“while ambient pollution instruments can be designed to induce the socially optimal outcomes at the aggregate level (...) there are significant inequities in the outcomes of firms (...) which results in inefficiencies”* (p.837). Par ailleurs, une variabilité de l'efficacité peut être notée selon que certains paramètres sont pris ou non en compte. C'est ainsi que l'impact de l'hétérogénéité (groupe de pollueurs disposant de capacités d'émission différentes), de la communication, de l'attitude vis-à-vis du risque des sujets ainsi que de la fixation du seuil qui déclenche la taxation, sur l'efficacité de la taxe ambiante, ont été mis en évidence.

1.3.1. Effet de l'hétérogénéité des firmes

Afin de vérifier le résultat théorique de Weersink et al. (1998) selon lequel une taxe ambiante n'est efficace que si le groupe de pollueurs est, entre autres conditions, homogène (capacité d'émissions identique), Spraggon (2004) a testé en laboratoire l'efficacité de la Taxe/Subvention auprès d'une population hétérogène. Il a ainsi pu comparer l'efficacité de la Taxe/Subvention entre groupes de pollueurs homogènes et hétérogènes.

Dans l'expérience décrite, un groupe de pollueurs hétérogène est composé de 3 « grands » pollueurs et de 3 « petits » pollueurs qui ont respectivement 125 et 75 unités d'émission (ue) et doivent, à l'optimum social, émettre respectivement 50 et 0 ue. Dans les groupes « homogènes », les 6 pollueurs ont chacun 100 ue et doivent à l'optimum social émettre 25 ue.

Les résultats ne montrent pas de différence significative au niveau des émissions totales entre groupes homogènes et hétérogènes. En revanche, une variabilité plus importante des efforts individuels est observée dans les groupes hétérogènes. Les pollueurs disposant d'une capacité d'émission élevée ont tendance à fournir plus d'efforts que celles à faible capacité. Les « grands » pollueurs (125) émettaient en effet beaucoup moins que 50 tandis que les émissions des « petits » pollueurs, censées être nulles, étaient positives. Cette disparité au niveau des efforts individuels se traduit par une perte d'efficacité.

Une explication possible à la différence de comportement entre « grands » et « petits » pollueurs est qu'en choisissant leurs niveaux d'émission, les sujets utilisent des heuristiques qui peuvent être basées sur des notions d'équité. Par exemple, le « petit » pollueur peut choisir un niveau d'émission proportionnel à sa capacité à polluer.

Les résultats de Spraggon (2004) pourraient cependant avoir été biaisés par deux facteurs : d'une part, la fonction de coût de dépollution ne varie pas selon la taille des firmes (ce qui suppose l'absence d'effet d'échelle) et d'autre part, la paramétrisation permet l'existence d'une solution en coin : à l'optimum social, les firmes de petite taille ne devraient pas émettre, ce qui suppose qu'elles doivent arrêter leurs activités¹⁴.

Suter et al. (2009) ont étudié l'efficacité de la taxe pure auprès d'une population hétérogène en levant ces deux restrictions. Dans le souci de se rapprocher davantage de la réalité, le paramétrage est basé sur les caractéristiques de l'industrie laitière de New-York.

L'expérience est « contextualisée » et décrite dans le Tableau 1.1. Elle comporte trois traitements : un traitement où les sujets sont homogènes et deux traitements où ils sont hétérogènes. La différence entre les deux traitements « hétérogènes » réside au niveau de l'hypothèse retenue sur les fonctions de coût de dépollution. En effet, compte tenu de l'absence de données empiriques sur les fonctions de coût de dépollution des firmes, deux hypothèses sont posées. Dans le traitement « hétérogène 1 », les petites exploitations s'engagent, à l'optimum, dans un effort de dépollution plus important en pourcentage que les autres firmes. L'inverse est soutenu dans le traitement « hétérogène 2 ».

Tableau 1.1: Description et paramètres de l'étude de Suter et al. (2009)

Paramètres pour une firme	Taille des exploitations		
	petite	moyenne	large
Capacité d'émissions totale	10	20	50
Emissions à l'optimum social dans « hétérogène 1 » (coût de la dépollution à l'optimum en %)	4 (17)	12 (9)	36 (6)
Emissions à l'optimum social dans « hétérogène 2 » (coût de la dépollution à l'optimum en %)	8 (4)	12 (9)	24 (12)
protocole: 3 traitements ; 4 groupes par traitement ; 6 firmes par groupe (3 « petites », 2 « moyennes » et 1 « large » dans les traitements « hétérogène »; 6 « moyenne » dans le traitement « homogène »).			

¹⁴ Le problème des solutions en coin a déjà été soulevé dans les jeux de bien-public linéaire. Des auteurs se sont interrogés sur le biais que pouvait induire le fait qu'à l'équilibre, la contribution au bien public doit être nulle. Cela réduit la marge de manœuvre des joueurs et plaide en faveur de l'approvisionnement du compte commun. Toute « erreur » dans la prise de décision ne peut en effet que profiter à la coopération. Afin de séparer les « erreurs » de la volonté réelle de coopérer, des expériences sur des jeux de bien-public non linéaire ont été effectuées (Laury et Holt, 2008). Isaac et Walker (1998), par exemple, ont considéré une situation où une seule combinaison de contributions positives au compte commun constituait l'équilibre du jeu. Ils ont trouvé que les contributions individuelles moyennes dans le compte commun sont au-dessus de l'équilibre dans les traitements où celui-ci est relativement éloigné de l'optimum social. Willinger et Ziegelmeyer (2001) ont confirmé ces résultats. L'on peut donc retenir que dans un contexte de pollution, fixer l'équilibre à un faible niveau ne contribue pas à la réduction des émissions.

Les résultats obtenus confirment celui de Spraggon (2004) qui stipule que dans une population hétérogène soumise à une taxe ambiante, ceux qui sont dotés de capacités d'émission élevées sont plus enclins à consentir des efforts que ceux dotés d'une faible capacité. Ce qui est encore plus évident dans le traitement « hétérogène 2 ». L'explication sur les causes de cette différence n'est pas fournie mais l'argument de Spraggon (2004), relatif au choix d'un niveau d'émissions proportionnel à la capacité à polluer, a été écarté. Sous cette heuristique, les petites (larges) firmes devraient sous-investir (surinvestir) en effort de dépollution dans le traitement « hétérogène 1 » et adopter le comportement inverse dans le traitement « hétérogène 2 ».

En revanche, contrairement à Spraggon (2004) qui n'avait pas noté, au niveau global, de différence significative entre groupes homogènes et hétérogènes, Suter et al. (2009) trouvent que les groupes hétérogènes sont plus enclins à se conformer au niveau seuil (optimum social). Cette observation pourrait s'expliquer par la moindre capacité des pollueurs, dans les traitements hétérogènes, à augmenter leurs émissions pour manifester leur frustration aux membres du groupe qui ne se conforment pas à l'optimum social. Les petites firmes qui sont les plus nombreuses dans le groupe par exemple, ne peuvent pas influencer sur l'émission totale comme pourraient le faire quelques firmes de taille moyenne ou la grande firme qui, en se comportant en prédateur, peut sortir les petites firmes du secteur.

Afin de comprendre les raisons pour lesquelles les émissions individuelles s'éloignaient de l'optimum social, Spraggon et Oxoby (2010) ont réalisé une étude expérimentale en tentant de répondre à deux questions: était-ce en raison de caractéristiques inhérentes à la taxe ambiante ou était-ce lié à la conception que se font les participants de l'instrument ? En effet, si les participants ne comprennent pas (bien) le mécanisme de la taxe ambiante, ses implications en termes de gains, ils peuvent se résoudre à prendre des décisions de façon « non-rationnelle ». Ce qui aura pour conséquence d'affecter négativement l'efficacité.

L'expérience imaginée pour tester cette hypothèse a consisté à comparer deux traitements. Un premier traitement où les instructions sont standards et un second traitement où celles-ci sont renforcées (explications détaillées) en plus d'une présentation du tableau des gains. La différence entre les deux instructions réside dans la description des gains. Dans le traitement non-standard, on insiste sur l'impact d'une émission supplémentaire en termes de gain (« marginal decision making »). La comparaison montre qu'une meilleure

compréhension du dispositif réduit les « erreurs » dans la prise de décision et améliore l'efficacité. Les Figures 1.3 et 1.4 donnent les résultats obtenus.

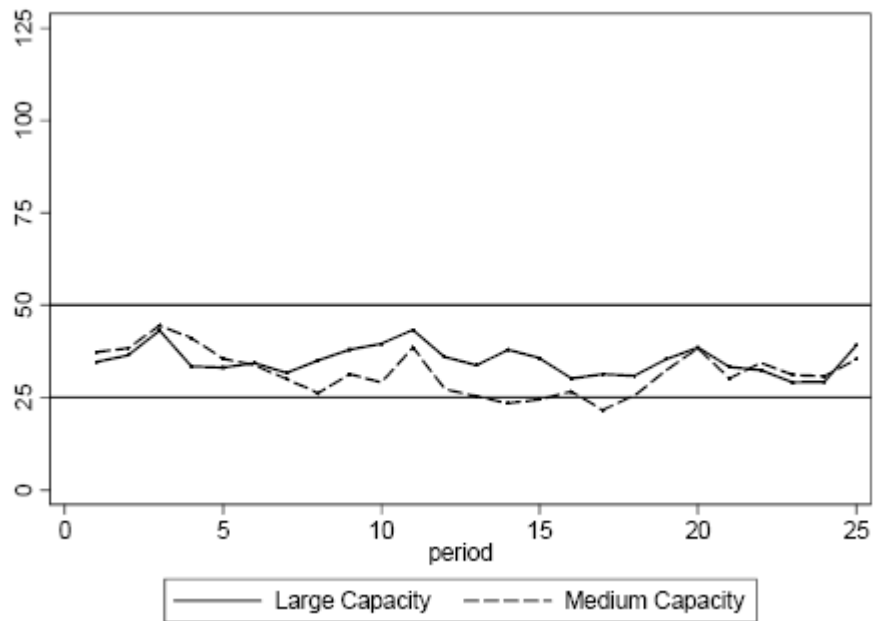


Figure 1.3 : Emissions moyennes par sujet (selon capacité), Taxe/Subvention, Instructions standards¹⁵

L'optimum social est égal à 25 pour les « petits » pollueurs et 50 pour les « grands » pollueurs.

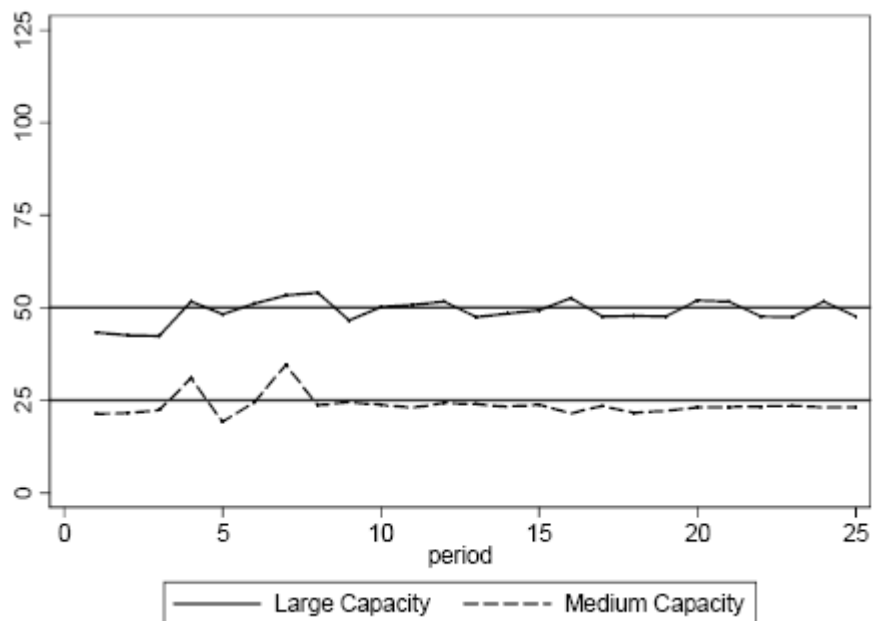


Figure 1.4 : Emissions moyennes par sujet, Taxe/Subvention, Instructions renforcées et tableau des gains

¹⁵ Spraggon et Oxoby (2010): Ambient-Based Policy Instruments: The Role of Recommendations and Presentation (p. 268).

La taxe /subvention, avec une meilleure compréhension du dispositif de la taxe ambiante conduit (presque) à l'optimum social. Ce résultat est assez prometteur puisqu'il est probable que l'hypothèse posée, une bonne compréhension du mécanisme de la taxe ambiante, se vérifie dans la pratique. Une autre hypothèse non prise en compte dans le modèle standard et très plausible dans la réalité, est la possibilité de comportements collusifs entre les firmes. Parmi les facteurs qui peuvent favoriser la collusion, la communication est communément citée.

1.3.2. Effet de la communication

Vossler et al. (2006) ont étudié l'effet de la communication et donc de la possibilité de coopérer, sur l'efficacité de la taxe ambiante en introduisant la notion de « cheap talk ». Les participants sont autorisés à discuter mais avec quelques restrictions. Les menaces sont prohibées et, en dehors du temps imparti, toute communication est interdite.

Ils ont comparé l'efficacité de trois instruments avec et sans communication: la taxe/subvention (TS), l'amende collective (AC) et la taxe combinée (TC).

L'expérience comporte 6 sessions et chacune d'elle est décomposée en deux parties: une première partie (10 premières périodes) où aucun instrument n'est mis en place et une seconde partie (20 dernières périodes) où les sujets interagissent avec l'un des trois instruments. Un traitement de référence (sans communication) est effectué pour chaque instrument. Dans les traitements avec communication, les sujets ne communiquent qu'à deux reprises.

A chaque période, les six membres d'un groupe jouent le rôle de firmes, identiques et indépendantes, qui peuvent produire et vendre jusqu'à 5 unités chacune. Le coût de production ainsi que la pollution augmentent avec le nombre d'unités produites. Le nombre d'unités vendues dans une période donnée et le prix de vente sont déterminés par une vente aux enchères à prix unique. A l'optimum, chacun devrait vendre 3 unités et à l'équilibre, 4 unités.

Dans les traitements où aucune communication n'est possible, les résultats sont mitigés. Le nombre de produits vendus décline à longueur de périodes excepté pour l'AC où le nombre de produits vendus est resté au niveau correspondant à l'équilibre (24). L'optimum social est induit par la TS (avec un nombre moyen de produits vendus égal à 18,35) et dans une moindre mesure par la TC (20,19). Une importante variabilité est cependant notée au

niveau individuel. L'AC (21,55) en revanche n'induit pas l'optimum social. Ce qui est conforme avec les résultats de Spraggon (2002).

La communication s'est révélée avoir un impact sur l'efficacité de tous les instruments. La TS a incité à la collusion avec un nombre moyen de produits vendus réduit à 6,88. Avec l'AC les sujets ont établi un accord permettant de maximiser leurs revenus et qui consistait à ne pas dépasser 17 produits. Cependant, en termes de proximité du nombre moyen de produits vendus par rapport à l'optimum social, la TC s'est révélée plus efficace avec un nombre moyen de produits vendu égal à 17,25.

Plus tard, Poe et al. (2004)¹⁶ ont reproduit cette étude (même dispositif expérimental) en introduisant, entre autres, la taxe pure (T). Auparavant, Spraggon (2002) l'avait étudié dans un cadre non-coopératif et avait trouvé un taux d'efficacité égal à 91% ; ce qui n'était pas significativement différent de l'optimum social. Avec la possibilité de communiquer, ce résultat s'est amélioré avec un taux d'efficacité égal à 94%. Les résultats concernant les autres variantes ont été confirmés. L'expérience a montré une nette augmentation de l'efficacité de l'AC. L'optimum social étant égal à 17, la production est passée de 21,3 (sans communication) à 16,9 (avec communication). La TC et la T donnent un résultat similaire. En revanche, la communication rend inefficace la TS. Le niveau de production est proche de zéro. En d'autres termes, l'effort fourni est très élevé. Les participants se coordonnent vers la solution collusive.

Un facteur non pris en compte dans le modèle initial de taxe ambiante et pouvant impacter sur l'efficacité de la taxe ambiante est la possibilité que, face au risque, les sujets adoptent des attitudes différentes. Camacho-Cuena et Requate (2012) ont réalisé une étude allant dans ce sens.

1.3.3. Effet de l'attitude vis-à-vis du risque des sujets

L'étude de Camacho-Cuena et Requate (2012) est un prolongement de celle effectuée par Alpizar et al. (2004) qui visait à comparer l'efficacité de trois instruments : AC, AA (amende aléatoire) et TS. Le nombre de membres dans un groupe passe de 2 à 5. Ce procédé permet d'introduire de l'incertitude sur les décisions des autres.

Afin de mesurer les préférences individuelles en matière de risque et éventuellement leur impact sur l'efficacité des trois instruments proposés, les participants étaient appelés à

¹⁶ L'article de Vossler et al. (2006) est antérieur à celui de Poe et al. (2004) mais a été publié en dernier.

faire un choix parmi une série de loteries établie selon la méthode du Multiple Price List (MPL), élaborée par Holt et Laury (2002).

Les résultats montrent que l'amende collective et l'amende aléatoire ne sont pas significativement différentes en termes d'efficacité. Elles conduisent à un sous-investissement (en termes d'effort de dépollution) tandis que la taxe subvention conduit à un surinvestissement.

Les agents neutres au risque ne changent pas leur comportement entre les deux systèmes d'amende. En présence d'agents riscophiles, l'efficacité de l'AA se détériore tandis que la présence d'agents riscophobes tend à atténuer la collusion en cas de mise en place de la TS. En revanche, la préférence des agents vis-à-vis du risque n'influe pas sur la performance de l'AC. Celle-ci n'est efficace que lorsque le montant de l'amende est élevé.

Dans une étude antérieure, Cochard et al. (2005) notaient que l'AC peut être efficace même en l'absence de communication. Pour cela, il suffit que l'amende soit très élevée. Cette situation peut cependant poser un problème d'équité. En effet, les firmes les plus averses au risque (forte crainte de payer l'amende) vont émettre beaucoup moins que le niveau requis. Et inversement, les autres firmes produiront plus qu'elles ne le devraient.

Le régulateur serait ainsi appelé à faire un arbitrage entre efficacité et équité en cas d'application de l'amende collective. Il pourrait aussi être confronté à un choix entre efficacité et sévérité dans la fixation du niveau de pollution seuil qui déclenche la taxation.

1.3.4. Effet du seuil de déclenchement de la taxation

Dans la plupart des études expérimentales, le niveau seuil de pollution dont le franchissement déclenche la taxation (niveau seuil dans la suite) est fixé au niveau de celui correspondant à l'optimum social. Dans le cas de l'amende collective, cette condition est même nécessaire pour que l'optimum social soit atteint. Toutefois, dans certains cas, en particulier lorsque la pollution ambiante est soumise à des chocs aléatoires, le seuil efficace peut différer de l'optimum social. Par ailleurs, fixer le niveau seuil à l'optimum social ne permet pas de distinguer les sujets qui répondent aux incitations économiques de ceux qui jouent juste l'optimum social parce qu'il s'agit d'un point focal

La problématique du niveau seuil est encore plus cruciale lorsque la politique combinée (approche volontaire + menace d'instaurer une taxe ambiante si l'optimum social n'est pas atteint) décrite dans la partie 1.2.2.2 est mise œuvre. Théoriquement, l'efficacité de

la politique combinée nécessite que le régulateur menace de sévir si les pollueurs ne se conforment pas volontairement à l'optimum social lors de la phase 1. Cela passe par abaisser (par rapport au niveau requis à l'optimum social) le niveau seuil qui sera instauré suite à l'échec de l'approche volontaire. En effet, lorsque le niveau seuil est égal au niveau requis à l'optimum social, les pollueurs doivent être indifférents entre la politique combinée et la taxation directe et auront intérêt à ne fournir aucun effort dans la phase 1 et jouer l'équilibre dans la phase 2. Pour contrecarrer cet inconvénient, Suter et al. (2010) proposent une taxe où le seuil de déclenchement de la taxation collective sera fonction de l'ampleur de l'échec observé dans la phase 1. Ainsi, l'équilibre où les pollueurs n'ont aucun effort à fournir dans la phase 1 disparaît.

L'étude expérimentale réalisée par Suter et al. (2010) pour tester la performance de la politique combinée est résumée dans le Tableau 1.2.

Le régulateur se fixe pour objectif de réduire la pollution totale de 40% par rapport à son niveau maximum. Sachant qu'un joueur dispose d'une capacité d'émission maximale de 20 unités d'émission, il doit émettre 12 unités à l'optimum social.

Tableau 1.2: Caractéristiques de l'étude de Suter et al. (2010)

Traitements	Instruments	Pollution seuil (\bar{X})	Communication autorisée
1	Taxe pure	66	Non
2	Taxe pure	50	Non
3	AV/Exogène	66	Non
4	AV/ Exogène	50	Non
5	AV/ Exogène	0	Non
6	AV/ Exogène	50	Oui
7	AV/Endogène	$\Phi = 1/3$	Non
8	AV/ Endogène	$\Phi = 1$	Non
9	AV/ Endogène	$\Phi = 3$	Non
10	AV/ Endogène	$\Phi = 1$	Oui

Rappel : AV/ Exogène : Approche Volontaire + taxe pure avec seuil exogène en cas d'échec.
4 groupes par traitement, 6 participants par groupe, $k=3$ i.e. si la pollution ambiante est supérieure à la pollution seuil, la taxe pure est mise en œuvre pendant les 3 périodes suivantes ; Φ : paramètre d'ajustement du seuil lorsqu'il est endogène. Plus il est élevé, plus les joueurs sont incités à se conformer volontairement au seuil et d'éviter ainsi la mise en place de la taxe pure.

Les résultats montrent que les joueurs se conforment volontairement à l'optimum social lorsque le niveau seuil est endogène ou suffisamment bas (menace sévère). Dans les traitements 3, 4, 7 et 8 où la menace était théoriquement susceptible d'inciter à la conformité

mais pas très sévère, l'efficacité de l'approche volontaire (la conformité avec l'optimum social) est comprise entre 18,2 et 61,1%. En revanche, lorsque la menace est devenue plus sévère dans les traitements 5 et 9, l'efficacité de l'approche volontaire s'est respectivement fixée à 93,5% et à 78,3%. Cette amélioration s'explique par la diminution significative du nombre de joueurs qui n'entreprennent aucun effort qu'induit l'abaissement du niveau ou le rendre homogène.

En outre, en cas d'échec de l'approche volontaire/seuil endogène, les joueurs se conforment à l'optimum social suite à la mise en place de la politique de régulation. En revanche, abaisser le niveau seuil comme c'est le cas dans les traitements 1, 2, 3 et 4 (menace non sévère) incite les joueurs à surinvestir et impacte négativement sur l'efficacité de l'instrument mis en place.

Ces résultats sont à la fois confirmés et infirmés par Suter et al. (2008) qui ont évalué l'impact de la variation du niveau seuil dans l'efficacité de la taxe pure en imaginant trois situations : (i) une situation où le seuil est égal à l'optimum social (30), (ii) une situation où le seuil est nul (0), et enfin (iii) une situation intermédiaire où le seuil est égal à 18. Leurs résultats montrent que lorsque le seuil de déclenchement est fixé de loin en dessous de l'optimum social, la variation plus importante des émissions individuelles entraîne une perte d'efficacité. La variation des émissions individuelles est apparue comme une fonction croissante de la différence entre le niveau seuil et celui à l'optimum social. Ce qui contredit l'idée qu'un faible seuil assure l'efficacité mais confirme le résultat selon lequel fixer le seuil à un niveau intermédiaire entraîne une perte d'efficacité.

Les résultats des études expérimentales citées pourraient être limités sur un point: les participants étaient, à chaque fois, des étudiants.

Afin d'évaluer les différences de comportement entre sujets standards (étudiants) et non-standards, Alpizar et al. (2004) ont testé l'efficacité de l'amende collective et de l'amende aléatoire à la fois chez des étudiants et chez des gestionnaires de moulins à café. L'expérience conduite est constituée de deux parties : l'amende collective, mise en place dans la première partie et l'amende aléatoire, dans la seconde partie. Chaque partie est jouée pendant cinq périodes.

- seize groupes de deux gestionnaires (amende collective suivie d'une amende aléatoire)
- vingt-et-un groupes d'étudiants (amende collective suivie d'une amende aléatoire)
- seize groupes d'étudiants (amende aléatoire suivie d'une amende collective)

Bien que les deux instruments se révèlent efficaces en moyenne, les étudiants et les gestionnaires de moulins à café ne se comportent pas de la même façon. Les étudiants ont tendance à sous-investir (en termes d'effort de dépollution) tandis que les gestionnaires surinvestissent (plus que ce qui est requis à l'optimum social). Une autre différence entre étudiants et gestionnaires réside dans leur comportement face à l'amende aléatoire. Chez les gestionnaires, quelqu'un qui a payé l'amende a tendance à surinvestir dans les périodes qui suivent ; ce qui n'est pas observé chez les étudiants. Le fait de payer l'amende ne modifie pas leurs comportements d'investissement.

Ce résultat semble suggérer que des sujets de statuts différents ne réagissent pas de la même manière aux incitations de la taxe ambiante. En outre, il amène à relativiser les résultats obtenus avec les étudiants et conforte les critiques (citées plus haut) formulées à l'égard de l'économie expérimentale. Dans la pratique, d'autres acteurs tels que les agriculteurs seront les véritables agents ciblés par la taxe ambiante et il est possible voire même probable que les agriculteurs, dans leur processus de prise de décision utilisent des heuristiques spécifiques qui diffèrent de ceux des étudiants. Bchir (2011) a, par exemple, montré que les agriculteurs étaient plus coopératifs que les étudiants dans un jeu de contribution volontaire à un bien-public. Ce résultat prouve l'intérêt de s'adresser directement aux populations concernées afin d'intégrer des éléments de contexte *naturel* dans les expériences. C'est le principe des expériences « de terrain » ou « en situation » (fields experiments) (Levit et List, 2007).

1.4. Expériences de terrain sur l'efficacité de la taxe ambiante

Reichhuber et al. (2009) ont testé, en Ethiopie, avec des agriculteurs, l'efficacité de l'amende collective (avec une taxe faible et une taxe élevée) et de la taxe/subvention pour atténuer la récolte excessive de miel dans la forêt. Les résultats ont confirmé ceux obtenus avec les étudiants. L'amende collective avec une taxe élevée s'est révélée plus efficace. La taxe/ subvention incitait, quant à elle, à la collusion. Dans la même lignée, Cochard et Rozan (2010) ont testé l'efficacité de la taxe/subvention dans le contexte des coulées de boue par le biais d'un « framed field experiment », c'est-à-dire une expérience réalisée dans un laboratoire expérimental, mais avec un groupe de sujets non-standards (agriculteurs) et une information contextualisée. A chaque période, les agriculteurs avaient la possibilité de fournir un niveau d'effort moyennant un coût afin de réduire les dommages en cas de coulée de boue. Le cas échéant, chaque agent payait le montant des dommages diminué d'un montant

forfaitaire. Deux traitements ont été réalisés. Dans le premier traitement (10 premières périodes), les sujets observent uniquement l'effort entrepris par l'ensemble du groupe s'il y a une coulée de boue alors que dans le deuxième traitement (20 dernières périodes), les efforts individuels de chacun sont observables, qu'il y ait ou non coulée de boue. La taxe/subvention s'est avérée relativement efficace, surtout pendant les dix premières périodes (sur un total de 30).

La même expérience réalisée avec des étudiants, dans le cadre de mon mémoire de fin d'études, n'a pas donné de résultats significativement différents.

Conclusion

Les instruments classiques de régulation de la pollution tels que la taxe pigouvienne ou le marché de droits à polluer reposent sur l'observabilité des émissions individuelles et ne peuvent être mis en œuvre dans le cadre de la lutte contre les pollutions diffuses. Dans ce contexte, Segerson (1988) a proposé une taxe qui soit fonction, non des émissions individuelles, mais du niveau ambiant de pollution : la taxe ambiante. Elle a montré que la taxe ambiante peut inciter les pollueurs à se conformer à l'optimum social.

Compte tenu de ses avantages, la taxe ambiante a fait l'objet de plusieurs raffinements et d'études expérimentales. Ces dernières ont montré, sous certaines conditions (possibilité de communiquer, explication approfondie du système de fonctionnement de la taxe, menace d'une taxation sévère etc.), l'efficacité de la taxe ambiante. Cependant, dans la pratique, elle pourrait-être confrontée à un problème d'acceptabilité sociale.

Shortle et Horan (2001) estiment que la taxe ambiante comporte deux caractéristiques qui pourraient en faire un instrument impopulaire. D'une part, elle opère un transfert de la recherche d'informations du régulateur aux pollueurs, d'autre part, elle accorde des subventions ou taxe les firmes non en fonction de leur performance individuelle mais en fonction de celle du groupe, des conditions climatiques et des caractéristiques naturelles du milieu. Les firmes doivent ainsi rechercher des informations sur leurs concurrents (opération coûteuse) et sont, de plus soumises à l'arbitraire. A cela s'ajoutent les pénalités élevées que la taxe ambiante peut engendrer (Karp, 2005). Autant d'éléments qui amènent à s'interroger sur l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante.

Bien que le terme « acceptabilité sociale » soit souvent utilisé dans la littérature sur les politiques publiques, les facteurs sur lesquels son appréciation est formée, soutenue et modifiée ne sont pas toujours précisés. Afin d'avancer des éléments pouvant améliorer la

portée pratique de la taxe ambiante nous nous attellerons à préciser ces facteurs dans le prochain chapitre.

Chapitre 2 : L'acceptabilité sociale des taxes

Introduction

La mise en place de nouvelles politiques pose aux pouvoirs publics de multiples défis. Aux problèmes de faisabilité technique et d'efficacité économique, s'ajoute celui de l'acceptabilité sociale (AS) (Clawson, 1975). Il ne suffit pas en effet qu'une politique soit validée par des « experts » pour que les populations l'adoptent en retour. La réforme fiscale écologique¹⁷ en est un exemple. Malgré un large consensus parmi les économistes sur l'efficacité des taxes environnementales (voir entre autres Baumol et Oates, 1988; Stiglitz, 2006; Izzo, 2007), leur mise en place reste très limitée en raison de leur impopularité liée à des motifs psychologiques et « rationnels » (Thalmann, 2004; Dresner et al. 2006).

Dans une étude empirique sur les théories comportementales relatives aux biais de raisonnement, Hsu et al. (2008) trouvent que les lacunes cognitives qui conduisent à des prises de décision « irrationnelles » sont déterminantes dans le rejet des taxes environnementales. Les heuristiques telles que les effets de formulation¹⁸ ou de mesure¹⁹ empêchent le public d'évaluer objectivement les mérites des taxes environnementales. La perception que les taxes ne peuvent changer les comportements que de façon marginale, le biais de conservatisme qui se traduit par une aversion au changement ainsi que la méfiance vis-à-vis des pouvoirs publics sont autant d'éléments qui ne plaident pas en faveur des taxes environnementales (voir entre autres Thalmann, 2004).

A ces facteurs psychologiques, s'ajoute la privation de propriété privée qu'engendrent les taxes environnementales. Leur non-acceptation peut ainsi être motivée par la crainte chez les industriels, d'une perte de compétitivité et chez les consommateurs, d'un renchérissement des biens de consommation (Boemare, 2001).

Vautier et al. (2009) définissent l'AS « *comme la possibilité de régulation sociale sans risque de blocage du fait des changements proposés* » (p.18) ; ce qui appuie l'idée de Shindler et al. (2002) que l'AS est « *une forme de consentement général du public ; une situation où*

¹⁷ Selon l'OCDE, c'est « l'intégration du souci environnemental dans la conception des systèmes fiscaux ».

¹⁸ Les effets de formulation se réfèrent à la propension des individus à prendre des décisions différentes lorsqu'ils sont confrontés à un même choix mais formulé différemment (Tversky et Kahneman, 1981).

¹⁹ L'effet de mesure (metric effect) exprime la propension des individus à percevoir les choses de manière différente selon qu'elles sont exprimées en pourcentage ou en valeur absolue (McCaffery et Baron, 2005).

les jugements sont articulés et partagés par un segment identifiable et politiquement pertinent de la population » (p.4). En faisant une synthèse de ces différentes propositions, on peut définir l'AS comme l'acceptation provisoire, par les citoyens, de mesures contraignantes émanant du pouvoir public en vue d'atteindre un objectif d'intérêt général.

Des études visant à comprendre les mécanismes d'acceptation ou de refus d'une nouvelle taxe, il ressort que l'approbation des taxes est en grande partie liée à la confiance que témoignent les citoyens aux pouvoirs publics. Les valeurs de l'individu ainsi que le fait qu'il soit affecté ou non par la taxe constituent également des éléments clés dans son jugement (Kirchler, 1997)²⁰. Au sujet des valeurs, par exemple, Thalmann (2004)²¹, confirmant le résultat de Deacon et Shapiro (1975)²², a constaté que les citoyens qui sont politiquement de gauche et qui ont une meilleure éducation sont les plus favorables à la taxation pour des objectifs environnementaux. Parmi les pistes avancées pour améliorer l'acceptabilité sociale d'une taxe, une faible taxation (Buchanan et Tullock, 1975), une participation des individus dans le processus de prise de décision (Gross, 2007; Deroubaix et Lévêque, 2006) ainsi qu'un recyclage des recettes tirées de la taxe au profit des pollueurs (Hsu et al. 2008; Kirchgässner, 1997) sont préconisés.

Dans la suite de ce chapitre, nous passerons en revue le concept d'acceptabilité sociale et étudierons l'acceptabilité sociale des « taxes pigougiennes » et de la taxe ambiante.

2.1. L'acceptabilité sociale dans la politique environnementale

La nécessité de protéger les ressources naturelles a poussé les pouvoirs publics à tenter de réglementer leur utilisation en mettant en place des organismes de gestion des ressources naturelles. C'est ainsi par exemple que sont mis en place dès 1905 l'USDA Forest Service aux USA et, les agences de l'eau en 1964 en France. Ces structures doivent cependant faire face à une multiplication des conflits avec le public impacté par leurs décisions très souvent jugées inacceptables. L'abandon aux USA, d'environ 1.200 plans d'aménagement

²⁰ Il s'est penché sur l'acceptation par les contribuables d'une nouvelle taxe en étudiant la réaction de deux groupes : 120 personnes qui seront directement affectées par la future taxe et 113 autres qui ne le seront pas. Chacune d'elles est invitée à répondre à une série de questions.

²¹ L'étude s'agissait d'une enquête réalisée par téléphone auprès de neuf cent quatre-vingt-dix citoyens suisses et visait à comprendre les facteurs déterminant le rejet des différentes propositions de taxes environnementales.

²² Ils ont analysé les données issues de deux votes effectués en Californie et ont trouvé que la taxe était mieux acceptée par les 334 villes qui avaient le niveau d'éducation le plus élevé et qui votaient le plus pour le candidat démocrate lors des élections présidentielles.

forestier depuis 1983 (Steelman et Maguire, 1999) illustre cette relation conflictuelle et confirme l'idée de Firey (1960) que des politiques de développement durable exigent que les organismes chargés des ressources naturelles génèrent des plans qui ne soient pas seulement « biologiquement » possibles et économiquement faisables mais aussi socialement acceptables²³. La Figure 2.1 souligne les trois conditions qui doivent être simultanément réunies afin qu'une politique soit durable. Par sa capacité à réduire les conflits entre les différentes parties prenantes (pouvoirs publics et citoyens), l'AS permet de mettre en place des politiques efficaces et durables (Firey, 1960).

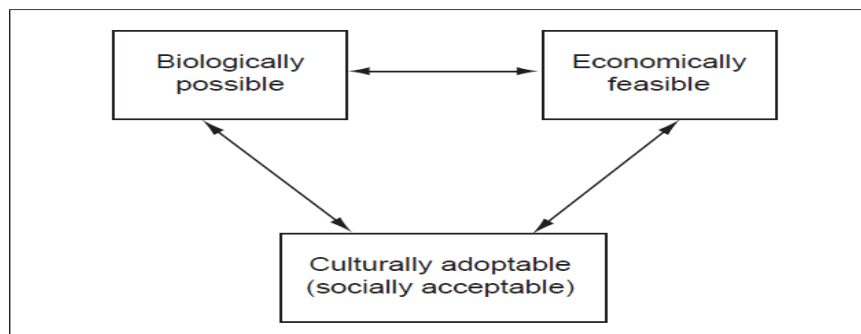


Figure 2.1: Required characteristics for the implementation of long-term resource management²⁴

2.1.1. Définitions de l'acceptabilité sociale

Shindler et al. (2002) définissent l'acceptabilité sociale comme une forme de consentement général du public, une situation où les jugements sont articulés et partagés par un segment identifiable et politiquement pertinent de la population. L'acceptabilité sociale est ainsi un jugement évaluatif positif rendu par la majorité sur un « objet », un « phénomène » ou une politique. Ce jugement dépend d'un ensemble de facteurs et évolue dans le temps. Il suffit que les conditions initiales changent pour que l'opinion, à son tour, réviser son jugement. Des projets initialement approuvés peuvent être désapprouvés et inversement. Ainsi, l'acceptabilité sociale ne constitue pas un avis définitif mais est toujours provisoire. Ce caractère provisoire de l'acceptabilité sociale est aussi souligné par Brunson (1996) qui s'est penché sur l'acceptabilité sociale dans la gestion des ressources naturelles en insistant sur

²³ Plus tard, Clawson (1975) estimera que des politiques efficaces doivent remplir cinq conditions: (1) la faisabilité biologique et physique, (2) l'efficacité économique, (3) le bien-être économique (economic welfare or equity) (4) l'acceptabilité sociale ou culturelle, et (5) la faisabilité opérationnelle ou administrative.

²⁴ Kakoyannis et al. (2001): Understanding the Social Acceptability of Natural Resource Decisionmaking Processes by Using a Knowledge Base Modeling Approach (p.4).

l'impact décisif de l'information mise à la disposition des agents. Il définit l'AS d'une politique comme une condition résultant d'un processus de jugement par lequel les individus comparent cette politique avec ses alternatives connues et jugent si cette politique est supérieure ou suffisamment similaire à l'alternative la plus favorable. D'après la définition donnée par Brunson (1996), l'AS est avant tout une question d'informations sur la nouvelle politique et ses alternatives. En effet, parmi les facteurs qui rendent les populations sceptiques quant à l'intérêt de nouvelles mesures, il y a souvent le manque d'informations sur celles-ci. Shindler et al. (1996) par exemple ont constaté que les populations ne disposent pas toujours d'assez d'éléments de comparaison pour savoir si la nouvelle politique proposée constitue ou non une avancée sur le plan individuel et/ou collectif. Or, faire des arbitrages équilibrés nécessite d'être suffisamment informé. Ehrenhalt (1994) qui a examiné les préférences des agents par le biais d'un vote pour des politiques publiques alternatives a constaté un manque général de compréhension sur les politiques alternatives mais aussi un manque de choix réels offerts par les institutions.

Si des études se sont prononcées en faveur de la fourniture d'informations comme moyen d'accroître l'acceptabilité sociale d'une politique, Winslott-Hiselius et al. (2009) ont tiré une conclusion quelque peu différente en se basant sur l'expérience de la mise en place des péages urbains à Stockholm. Ils estiment que « *les essais, en général, peuvent être un outil plus utile que l'information dans le processus de mise en œuvre de mesures politiques «difficiles», comme les péages de congestion* » (p.3 in Kallbekken et Sælen, 2010).

Dans une étude plus récente, Wüstenhagen et al. (2007) se sont penchés sur l'acceptabilité en lui attribuant trois dimensions: une dimension sociopolitique, une dimension communautaire et enfin la dimension du marché²⁵ (Figure 2.2). La dimension sociopolitique constitue l'AS au sens large tandis que la dimension communautaire se réfère à l'acceptabilité au niveau local. La dimension communautaire est la plus décisive parce qu'elle reflète l'opinion de ceux qui sont directement concernés par la nouvelle mesure. L'opinion publique dans sa majorité peut-être favorable à un projet alors que les agents concernés directement s'y opposent. C'est le syndrome « not-in-my-backyard » (NIMBY).

²⁵ Le processus d'adoption par le marché d'une innovation.



Figure 2.2: The triangle of social acceptance of renewable energy innovation²⁶

A partir de ces différents éléments, il est possible de déduire les facteurs latents qui sous-tendent le jugement sur l'acceptabilité sociale.

2.1.2. Les déterminants de l'acceptabilité sociale

Le contexte, la nécessité d'impliquer les individus concernés dans le processus décisionnel, ainsi que l'importance de la confiance à l'égard des pouvoirs publics sont autant d'éléments qui favorisent l'approbation d'une politique.

2.1.2.1. Le contexte

Brunson (1992) estime que trois contextes influencent le jugement des individus : les contextes actuel, spatial et social. Ce dernier est le plus déterminant et se réfère aux caractéristiques sociodémographiques d'un individu telles que le sexe, l'âge, l'éducation, le revenu et l'idéologie politique. Il est ainsi montré que les femmes, les jeunes, ceux qui ont un niveau d'instruction élevé et/ou des revenus élevés se préoccupent davantage de l'environnement (Perry et Pope, 1995).

Les contextes actuel et spatial font référence à l'importance des décisions antérieures (les gens s'opposent davantage aux politiques lorsqu'une décision qui leur paraît préjudiciable a été prise dans le passé) et à l'intérêt qu'un individu ou un groupe accorde à un domaine ou un site particulier.

²⁶ Wüstenhagen et al. (2007): Social acceptance of renewable energy innovation: An introduction to the concept (p.2684).

Ces contextes ne doivent pas être ignorés sous peine de « ternir l'image » du processus décisionnel. En effet, le régulateur se base sur l'information scientifique lorsqu'il élabore ses politiques. Il conçoit les problèmes liés aux ressources naturelles comme des questions techniques qui nécessitent des connaissances techniques et par conséquent, fait souvent fi des expériences personnelles et des connaissances traditionnelles alors que celles-ci entrent en considération dans le jugement du public (Kearney et al. 1996). La non-implication des agents de terrain peut être vécue par le public comme un manque de respect et créer ainsi une fracture avec le régulateur. La politique énergétique allemande en est un exemple. Lors du développement des premiers programmes d'implantation d'éoliennes, seuls les avis des compagnies d'énergie, des autorités publiques et des investisseurs privés avaient été pris en compte. Il s'en est suivi des protestations lors de l'exécution (Wüstenhagen et al. 2007).

2.1.2.2. La justice distributive et la justice procédurale

La justice distributive prend en compte la manière dont les coûts et les bénéfices sont partagés tandis que la justice procédurale évalue l'équité du processus de prise de décision en posant comme principes primaires la pleine participation des concernés dans le processus de prise de décision, la capacité d'exprimer librement ses opinions et de se faire entendre, le droit d'être traité avec respect. Participer au processus décisionnel confère un sentiment d'auto-détermination. Frey (1992) définit ce sentiment comme celui qui renforce la « motivation intrinsèque » des êtres humains, celui qui leur fait exécuter un acte sans en attendre de contrepartie particulière. Par ailleurs, la prise en compte de la justice procédurale élargit le cercle des voix dans le processus d'élaboration des politiques et permet aux décideurs de disposer de nouvelles sources d'idées et d'informations pour mettre en place leurs politiques.

Suite au rejet d'une politique environnementale en Australie, Gross (2007) a cherché à voir si l'application des principes de la justice procédurale pouvait augmenter l'acceptabilité sociale d'une politique environnementale. Les résultats de l'étude sont présentés à la Figure 2.3, qui montre la corrélation entre les attitudes, les perceptions initiales du processus et la légitimité de la décision. Cette dernière est fortement influencée par la perception que les interrogés se font de l'équité du processus de prise de décision. Lorsque les personnes interrogées perçoivent que le processus n'est pas équitable, ils changent leur attitude même si à l'origine leur attitude avait été positive. L'équité du processus décisionnel permet d'établir une relation de confiance entre les pouvoirs publics et le public, dénommée confiance verticale (Tuler et Webler, 1995).

associé à une politique. En général, l'évaluation du risque par le public diffère de celle effectuée par les pouvoirs publics à partir d'une analyse scientifique. Les scientifiques auraient tendance à sous-estimer (Sullivan, 1998) le risque et le public à le surestimer (Arrandale, 1999).

2.1.3. Evaluation de l'acceptabilité sociale d'une politique

L'acceptabilité sociale d'une politique se mesure par le biais des comportements. Selon que le jugement évaluatif de la politique est positif ou négatif, les comportements à son égard ne seront pas les mêmes. Dès lors, l'étude scientifique de l'acceptabilité peut se faire par l'utilisation des modèles de comportement tirés de la psychologie sociale tels que le modèle « croyance-attitude-comportement » (Belief–Attitude–Behavior) (Ajzen and Fishbein, 1980) ou la théorie de l'action raisonnée (Theory of Reasoned Action (Ajzen, 1985) qui tentent d'expliquer le comportement d'un agent par ses croyances qui, elles-mêmes, dépendent de l'information dont il dispose, de ce qui lui est relaté, de son expérience et de ses connaissances implicites. En conséquence, des croyances différentes mènent à des attitudes différentes qui elles-mêmes induisent des comportements différents. Par exemple, parmi les croyances fondamentales relatives à la nature et aux capacités humaines, il y a deux courants opposés: le paradigme social dominant et le nouveau paradigme écologique. Le premier suppose la nature illimitée des ressources, la possibilité d'une croissance économique continue, l'optimisme technologique et l'ingéniosité humaine (Kilbourne et Polonsky, 2005) tandis que le second pose les hypothèses inverses. Selon le degré de sensibilité à l'un de ces paradigmes, les comportements à l'égard des taxes environnementales ne seront pas les mêmes. On peut aussi s'attendre à ce que les réactions face à une taxe diffèrent selon les individus : celle d'un « égoïste rationnel » ne sera pas identique à celle d'un « altruiste » qui prendrait en compte, par exemple, la façon dont la recette pourrait-être utilisée. En fonction aussi de l'attitude des agents face aux normes, les réactions ne seront pas les mêmes²⁸.

Le comportement ou l'action sont supposés déterminés par deux paramètres : (i) ce qui est attendu de cette action et qui évalue les croyances et les intérêts personnels et (ii) la norme subjective qui exprime les influences sociales subies²⁹.

²⁸ Un cynique, au sens premier du terme, ne se comportera pas de la même manière qu'un conformiste qui a tendance à respecter les normes établies.

²⁹ La critique qu'on peut faire à cette théorie est qu'elle ne tient pas compte d'un ensemble de facteurs tels que l'âge, le sexe ou la classe sociale qui peuvent être déterminants. L'extension de la TRA a donné la TPB (Theory

Ainsi, selon ces modèles de comportement, les protestations ou grèves précédant/suivant l'adoption de nouvelles mesures témoignent de leur rejet social. Ces comportements hostiles sont souvent observés avec les taxes environnementales.

2.2. L'acceptabilité sociale des taxes pigouviennes

De plus en plus de pays, particulièrement les pays développés, se fixent des objectifs ambitieux pour préserver l'environnement. Dans l'Union Européenne, c'est la commission qui fixe la politique environnementale à travers des programmes d'action environnementaux. Ces programmes sont ensuite traduits en règlements, directives, recommandations ou avis non contraignants. Les directives, qui constituent des obligations de résultat, sont les plus utilisées. Elles sont contraignantes au niveau des résultats mais flexibles sur les méthodes à adopter pour les atteindre. C'est dans ce contexte que la taxe pigouvienne, une écotaxe basée sur le principe du « pollueur/payeur », a été préconisée. Elle permet d'internaliser les externalités (coûts environnementaux) dans le coût de production des biens et des services.

Bien que la taxe pigouvienne soit largement reconnue comme une solution pouvant permettre de limiter les dommages environnementaux, sa mise en place est freinée par un problème d'acceptabilité sociale.

A titre d'illustration, en Septembre 2000, les 4,7 millions de citoyens suisses invités par le biais d'un référendum à choisir parmi trois formes de taxation sur les énergies non renouvelables différant sur le taux d'imposition et sur le mode de recyclage des recettes les ont toutes rejetées. Après analyse des résultats du vote³⁰, il s'est avéré que peu d'électeurs ont prêté attention aux différences entre les trois propositions (Thalmann, 2004). L'abandon en France, en mars 2010, de la contribution carbone en raison, entre autres, de son impopularité peut être ajouté à cet exemple.

Un argument majeur contre l'introduction des taxes environnementales est la crainte qu'elles créent des effets économiques négatifs qui pourraient contrecarrer les gains attendus (Boemare, 2001). Cela est particulièrement présent dans les politiques de protection du climat où les décideurs politiques craignent de porter atteinte à la compétitivité économique (la capacité d'une firme à maintenir ses profits et ses parts de marché) de leurs pays respectifs.

of Planned Behaviour) qui ajoute un autre paramètre pour prendre en compte les facteurs contraignants ou encourageants.

³⁰ 990 citoyens ont été interrogés par téléphone. Parmi eux, entre 420 et 463 ont indiqué leur vote pour chacune des trois propositions.

En effet, compte tenu de la fragmentation de la gouvernance environnementale mondiale, le risque qu'il y ait des phénomènes de « fuite » n'est pas négligeable³¹.

La compétitivité peut être entamée avec l'introduction des taxes environnementales qui se traduiraient par une augmentation des coûts de production. Dans le cas, où les firmes choisiraient de répercuter cette augmentation sur le prix des produits, cela pourrait avoir un impact sur les parts de marché si la demande est élastique ou qu'il existe des produits de substitution.

L'impact d'une taxation sur la compétitivité a été pris en compte dans les premiers pays où la taxe carbone a été introduite. Ainsi, en Suède, la mise en place de la taxe carbone en 1991 a été accompagnée par une série de mesures visant à limiter son impact sur l'industrie (baisse des taxes énergétiques existantes de 50%, exonérations partielles³², baisse des charges sur le travail etc.). Au Danemark (mise en place de la taxe carbone en 1993), où les entreprises n'ont pas été exonérées comme cela a été le cas en Suède, les revenus de la taxe étaient reversés aux entreprises sous forme d'aide à l'investissement.

Cette crainte d'une érosion de la compétitivité n'est cependant pas soutenue par les études empiriques. Celles-ci montrent un effet limité de la taxe sur la compétitivité en raison des exonérations partielles ou totales pour les secteurs les plus concernés (Johansson, 2000).

Au souci de préserver la compétitivité, s'ajoutent d'autres facteurs que les études relatives aux écotaxes ont permis d'identifier : une méfiance à l'égard du gouvernement et des politiciens en général, une connotation négative du mot « taxe », une incompréhension des politiques fiscales, une aversion pour les mesures coercitives, une prise en compte des questions éthiques et la mise à l'écart du public dans le processus décisionnel.

- La méfiance à l'égard du gouvernement et des politiciens en général suscite un scepticisme sur les intentions du gouvernement concernant les revenus de la taxe et renforce, dans le cas d'une redistribution, l'impression qu'il existe un déséquilibre entre ce qui est

³¹ Une fuite intervient lorsque l'application unilatérale de politiques environnementales (contraignantes) conduit à déplacer la production dans d'autres pays. L'exemple le plus connu est le « carbon leakage », c'est-à-dire lorsque la diminution des émissions des gaz à effet de serre d'un pays se traduit par une augmentation des émissions dans un autre pays.

³² *“In 1993, industry was exempted from the energy tax and had to pay only 25% of the general carbon tax. This tax reduction was introduced to preserve the international competitiveness of Swedish industry”* (Johansson, 2000; p. 87)

donné et ce qui est reçu en retour. Dresner et al. (2006) ont constaté, après des entretiens réalisés dans différents pays (Allemagne, Danemark, France, Irlande, Royaume-Uni), que la perception générale des taxes écologiques (« Ecological Tax Reform or ETR ») est que « *c'est une nouvelle taxe de plus alors que les gens paient déjà assez* » (p.936). Les gens ne semblent pas faire une différence entre une taxe pigouvienne - dont l'objectif premier est de réduire les activités qui occasionnent des externalités négatives - et un impôt classique qui a pour objet de lever des fonds. Résumant plusieurs études effectuées dans différents pays sur les obstacles à la réforme de la fiscalité environnementale, Clinch et al. (2006) ont conclu que le manque de confiance dans le gouvernement constituait un obstacle majeur dans tous les pays. Ce qui confirme l'hypothèse de Vihanto (2003) que l'opposition à une taxe est une manifestation d'une opposition au gouvernement lui-même. Cette méfiance à l'égard des pouvoirs publics n'est pas propre aux taxes environnementales, elle est aussi valable avec l'impôt sur le revenu (cf. Encadré 2. 1).

- Selon Baron et McCaffery (2003), pour certaines personnes, et pour certains types de programmes, le mot « taxe » est suffisant pour susciter une réaction négative. Kallbekken et al. (2011) qui ont voulu savoir, par le biais d'une étude expérimentale en laboratoire, si l'hostilité envers les écotaxes était due ou non à la présence du mot « taxe » trouvent que remplacer le vocable « taxe » par « frais » (fee) augmente l'acceptabilité du dispositif fiscal lorsque les revenus sont redistribués d'une certaine manière (somme forfaitaire). En revanche, ils n'ont pas trouvé d'effet net de formulation. Dans l'étude de Dresner et al. (2006), les interviewers suggèrent, pour une meilleure acceptabilité des mesures, une bonne communication afin d' « améliorer le marketing ».

- Dresner et al. (2006) ont constaté que même dans les pays où la taxe écologique était mise en place depuis quelques années, l'existence du recyclage des recettes, argument phare pour augmenter l'acceptabilité sociale de ces politiques, était inconnue. Au Danemark, par exemple, seule une personne sur cinquante parmi les groupes de discussion était au courant du recyclage des revenus. En ce qui concerne l'idée du double dividende (cf. Annexe 2.1), l'avis le plus partagé était que les recettes tirées des taxes environnementales devaient être dépensées à des fins environnementales. L'idée de dépenser l'argent à d'autres fins est perçue comme un abus de confiance. Pour la redistribution, une forte préférence est exprimée pour des mesures qui produisent des résultats environnementaux visibles, au niveau local notamment. Ces mesures ont été jugées plus transparentes que l'idée de « déplacer » les revenus de la taxe vers le coût de l'emploi. Le résultat selon lequel l'affectation des recettes

provenant des écotaxes à des fins environnementales augmente l'acceptabilité des écotaxes est confirmé par plusieurs études (Hsu et al. 2008; Steg et al. 2006; Kirchgässner, 1997). Ce fait découle de la méfiance vis-à-vis des pouvoirs publics. Selon Rivlin (1989), l'affectation des recettes fiscales à des fins environnementales est populaire parce que sans cela, les contribuables n'auraient aucune idée de la manière dont l'argent sera dépensé et pourraient croire qu'il sera dépensé « inutilement ou même frauduleusement, ou qu'une partie substantielle en sera consacrée à un service qu'ils désapprouvent » (p.114). Les citoyens doivent être convaincus que les revenus sont redistribués intégralement et de manière « juste » (Kirchgässner, 1997). A travers une étude expérimentale visant à estimer le gain en acceptabilité induit par un recyclage des recettes à des fins environnementales, Saelen et Kallbekken (2010) trouvent que sans le recyclage, la majorité des participants souhaitent une réduction d'environ 20% du taux d'imposition. En revanche, avec le mécanisme de recyclage, la majorité était favorable à une augmentation de 20% du taux d'imposition.

- Les contribuables ont tendance à plébisciter les mesures incitatives telles que les subventions (« pull » mesures) par opposition aux mesures coercitives (« push » mesures) (Eriksson et al. 2006). Ils jugent les premières plus efficaces pour changer les comportements. Baron et Jurney (1993) constatent que des réformes politiques avec des bénéfices nets seront rejetées si elles sont perçues comme coercitives. Ils suggèrent que l'une des raisons pour lesquelles il existe des normes sociales contre le vote de mesures coercitives est que ces politiques empiètent sur leur liberté. Ceci est confirmé par Jakobsson et al. (2000), qui constatent que l'acceptabilité de la tarification routière est négativement corrélée avec la perception de la violation de la liberté individuelle.

- L'opposition aux taxes environnementales est aussi liée à la crainte que les segments les plus « fragiles » de la société soient touchés de manière disproportionnée (Clinch et Dunne, 2006) ou que la charge fiscale soit injustement distribuée (Beuermann et Santarius, 2006). Dans l'étude de Dresner et al. (2006), les deux groupes de discussion danois et allemand perçoivent la taxe écologique de leurs pays comme une « punition » parce qu'il n'est pas facile d'abaisser sa consommation d'énergie. Ce résultat pourrait conforter la conclusion de Buchanan et Tullock (1975) selon laquelle les taxes vertes ont une meilleure chance d'être acceptées lorsqu'elles sont faibles avec de nombreuses exemptions de sorte qu'elles minimisent les contraintes sur les pollueurs.

- Minimiser l'insatisfaction que cause l'introduction des nouvelles écotaxes peut se faire en associant les principaux concernés au processus de prise de décision. En examinant

les controverses politiques soulevées en France en 2000 par le projet de réforme de la fiscalité environnementale (Taxe Générale sur les Activités polluantes ou TGAP) et les raisons de son échec final Deroubaix et Lévêque (2006) trouvent à la source, un manque de concertation. A travers l'histoire du processus de prise de décision et des témoignages recueillis auprès de cinq groupes de discussion, les auteurs ont trouvé que le projet est apparu comme une innovation administrative soutenue par un petit nombre d'économistes et de hauts fonctionnaires en charge des études économiques. L'idée d'Auguste Comte selon laquelle « la souveraineté des experts doit remplacer la souveraineté du peuple » est donc plus que jamais sujette à caution dans le domaine des taxes environnementales.

Outre les facteurs susmentionnés, il est possible de relier les attitudes envers les taxes environnementales à des variables socio-économiques et politiques. Les revenus, l'âge, le sexe et la conscience environnementale (influencée par l'idéologie politique) sont parmi les facteurs susceptibles d'influencer l'acceptabilité des écotaxes (Eriksson et al. 2006; Loukopoulos et al. 2005; Jakobsson et al. 2000).

Très peu d'études sur l'acceptabilité sociale des taxes pigouviennes sont basées sur un modèle théorique. Un inconvénient à cela réside dans la difficulté d'évaluer à leur *juste valeur* l'impact de chacun des éléments identifiés dans le jugement évaluatif. Par exemple même s'il est établi qu'une conscience environnementale augmente l'acceptabilité des taxes, les études réalisées ne sont pas en mesure d'indiquer dans quelle mesure et dans quelles circonstances celle-ci peut impacter. Pour remédier à cela, Kallbekken et Sælen (2010) proposent un modèle afin d'isoler l'effet des préférences « égoïstes » et sociales dans l'acceptabilité des écotaxes. Ils supposent que le niveau de soutien d'une taxe écologique est influencé par quatre facteurs principaux: (i) la perception des conséquences de la taxe sur soi-même, (ii) la perception des conséquences environnementales de la taxe, (iii) la perception des conséquences de la taxe sur les autres et enfin, (iv) les variables sociopolitiques. En testant le modèle³³, ils trouvent que le soutien à la taxation des carburants est principalement déterminé par la perception sur les conséquences environnementales. Les croyances au sujet des conséquences que pourraient avoir la taxe sur les autres viennent en deuxième position tandis que les croyances sur les conséquences personnelles que pourraient engendrer la taxe constituent le facteur le moins déterminant dans l'acceptabilité des taxes. L'appui des taxes sur le carburant apparaît ainsi, d'après le modèle, motivé par de l'altruisme et par une conscience environnementale.

³³ Les données sont issues d'un sondage mené auprès d'un échantillon représentatif de la population adulte norvégienne.

Contrairement aux taxes pigouviennes, la taxe ambiante n'a pas encore été appliquée sur le terrain. Il est ainsi difficile de se prononcer sur les réactions qu'elle pourrait susciter. Cependant, diverses études expérimentales, utilisant des méthodes d'investigations différentes, se sont déjà intéressées à l'acceptabilité de la taxe ambiante.

2.3. Etudes sur l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante

La question de l'acceptabilité sociale a fait l'objet de quelques études expérimentales avec des résultats contrastés. La première est celle de Ziegelmeyer et al. (2007) où les sujets avaient le choix de se placer sous le régime d'une taxe ambiante ou sous le régime d'une taxe individuelle. Dans le premier cas, les joueurs participent à un jeu où leurs gains dépendent à la fois des décisions de l'ensemble des participants et d'une variable aléatoire. Dans le second cas, ils disposent d'un gain certain qui reflète leur gain maximum sous une taxe individuelle.

Le choix entre la taxe ambiante et le gain certain dépend largement du montant du gain certain. C'est la raison pour laquelle différents montants, allant de 40% à 95% de l'espérance du gain de la taxe ambiante à l'optimum social, étaient considérés. Compte tenu de l'hypothèse selon laquelle la taxe ambiante engendre moins de coût pour la société que la taxe individuelle qui nécessite des observations individuelles, le profit à l'optimum social est plus important avec la taxe ambiante qu'avec la taxe individuelle. Le pourcentage de joueurs préférant la taxe ambiante au gain certain est défini comme étant le taux d'acceptabilité de la taxe ambiante.

Les résultats obtenus ont montré une certaine acceptation de la taxe ambiante. Un taux moyen d'acceptabilité assez élevé est noté (60%) et cela même avec un gain certain élevé (95% du gain de la taxe ambiante à l'optimum social).

Cochard et Rozan (2010) ont cependant trouvé le résultat inverse en procédant à un débriefing à l'issue de leur expérience. Ce débriefing leur a permis de faire parler les exploitants agricoles sur le lien entre l'expérience et le monde réel ainsi que sur l'éventualité de la mise en place d'un tel système. La majorité des agriculteurs s'est déclaré opposé au principe de la taxe ambiante. Une première critique porte sur le fait que les efforts mis en œuvre pour réduire la probabilité que le seuil fixé ne soit pas franchi sont coûteux pour l'agriculteur. Cela est d'autant plus critiqué, qu'il se peut que fournir des efforts n'ait aucun impact en raison de la relation stochastique entre les efforts et la pollution ambiante. La

seconde critique porte sur le caractère « injuste » de l'instrument. Cette réticence à l'égard de la taxe ambiante est aussi mise en évidence par Montginoul et Rinaudo (2009).

Réalisant une enquête réalisée dans le Roussillon auprès de 76 agriculteurs irrigants, ils se sont penchés sur l'acceptabilité sociale d'instruments de gestion alternatifs des prélèvements d'eau souterraine. Parmi ces instruments figurait la taxe ambiante³⁴ étant donné que la régulation des prélèvements d'eau souterraine présente un problème informationnel similaire à celle de la pollution diffuse. Les irrigants sont en effet identifiables mais leurs prélèvements ne sont pas observables compte tenu de l'absence de déclaration des forages et de compteurs d'eau. Cependant, l'estimation de façon indirecte du prélèvement total peut se faire par l'observation de l'évolution du niveau piézométrique de la nappe³⁵.

Les auteurs ont trouvé un taux d'acceptation égal à 0%. Ce rejet de la taxe ambiante est motivé en partie par le fait qu'elle est jugée « inefficace » en temps de crise parce que la pénalité arrive avec une année de retard. Les agriculteurs pensent aussi qu'elle ne permet pas de limiter les prélèvements individuels compte tenu de leur non-observabilité. Enfin, ils jugent la définition des niveaux seuils techniquement difficile à établir. Une telle désapprobation de la taxe ambiante par les exploitants agricoles doit cependant être nuancée. Elle s'inscrit dans un cadre plus général de rejet de toute forme de taxation. Le taux d'acceptation de la taxe pigouvienne est également faible (8%). Les agriculteurs semblent être pour le maintien du statu quo, caractérisé par une absence presque totale de mécanismes de marché mais aussi par une défaillance du système réglementaire (Montginoul et Rinaudo, 2009). D'une façon générale, les instruments proposés par les économistes ont rarement été appliqués, et l'approche réglementaire est encore dominante (Vallée, 2011). Il y a plusieurs raisons à cet échec, dont : (i) l'opposition des groupes de pollueurs qui estiment qu'ils

³⁴ Les autres instruments de gestion considérés sont : la déclaration des forages, la mise en place et le relevé des compteurs, la taxe pigouvienne, les quotas volumétriques individuels, l'adhésion à des associations de préleveurs et les marchés de droits d'eau.

³⁵ Jones et Corona (2008) ont aussi proposé la taxe ambiante pour lutter contre l'introduction d'espèces aquatiques envahissantes (invasive species) par les navires avec l'eau de ballast (eau pompée et reversée durant le trajet pour ajuster le poids du bateau). Cette eau peut en effet contenir des milliers d'espèces aquatiques (bactéries, algues, plantes aquatiques etc.) dont l'introduction dans un habitat étranger peut avoir des répercussions néfastes sur l'environnement, l'économie et la santé humaine. Les problèmes informationnels posés par un tel problème sont liés à la difficulté d'associer une invasion à un navire particulier et de surveiller individuellement les bateaux.

perdraient en influence sur l'administration avec les instruments basés sur le marché, (ii) la méconnaissance et l'incompréhension des mécanismes d'action des instruments économiques, suscitant à leur égard une certaine défiance et même des réactions de rejet. Par ailleurs, le refus de transformer l'environnement en marchandise explique aussi certaines réserves à l'égard de l'utilisation des instruments économiques.

Des propositions visant à parer aux imperfections limitant la portée pratique de la taxe ambiante se sont développées ces dernières années. C'est ainsi que l'insertion d'une dimension individuelle dans la taxe ambiante et la prise en compte d'une possible coopération des acteurs ciblés ont été préconisés.

2.3.1. Insertion d'une dimension individuelle

Xepapadeas (1995) a proposé de combiner une taxe pigouvienne et une taxe ambiante. Une taxe pigouvienne est appliquée sur les émissions révélées et, en contrepartie, une faible taxe ambiante l'est sur le reste des émissions. Ce mécanisme permettrait à ceux qui justifieraient de façon crédible d'une diminution de leurs émissions, d'être exemptés de la taxe. Cela éviterait que certains pollueurs puissent pousser les autres à réduire leurs émissions au-delà du niveau optimal requis pour échapper à la taxe. Cette proposition sera renouvelée plus tard par Spraggon (2004) qui, dans une étude expérimentale, a constaté que dans une population hétérogène soumise à la taxe ambiante, les pollueurs disposant d'une capacité d'émission élevée ont tendance à fournir plus d'efforts que ceux à faible capacité.

Dans ce même ordre d'idées, Millock et al. (2002) ont proposé un système de régulation différencié dans lequel la taxation dépend de l'installation ou non d'un dispositif de contrôle des émissions individuelles. Les incitations à adopter du matériel de surveillance comprennent une taxe par unité de pollution et une amende (ou subvention) forfaitaire par unité d'exploitation. Sous ce schéma, les firmes peu polluantes sont incitées à révéler leurs émissions en adoptant le matériel de surveillance.

Le régulateur pourrait aussi renoncer à la taxation collective tout en maintenant le principe de la mesure de la pollution ambiante (Franckx, 2002b). Si la pollution ambiante est jugée satisfaisante, aucune action n'est prise. Autrement, le régulateur effectue un contrôle des émissions individuelles. Il peut ainsi inciter les firmes à fournir des efforts si la menace de contrôler chaque pollueur en cas de franchissement du seuil est crédible.

Kritikos (2004) quant à lui propose un mécanisme qui combine une auto-déclaration des émissions, une taxe ambiante si le niveau seuil est franchi et des taxes individuelles supplémentaires si les contrôles aléatoires effectués révèlent que les émissions sont supérieures à celles qui sont déclarées. L'hypothèse sous-jacente à ce mécanisme est que toutes les firmes (pollueurs) capables d'apporter la preuve de leurs émissions sont incitées à le faire et à se conformer aux limites fixées. Pour celles qui ne sont pas en mesure de le faire, le mécanisme doit les inciter à réduire leurs émissions même si elles sont incomplètement surveillées.

Dans le même souci d'améliorer la « portée pratique » de la taxe ambiante en lui conférant une dimension individuelle, Lenouvel et al. (2010) proposent une taxe ambiante différenciée pour réguler le prélèvement de l'eau souterraine. La taxe ambiante différenciée est basée sur un contrat optionnel passé entre agriculteurs et décideurs publics. Ceux qui souscrivent le contrat ont l'obligation de révéler l'information sur leurs prélèvements (déclaration de l'intégralité des prélèvements et équipement d'un compteur d'eau) et sont soumis à des contrôles aléatoires. Les non-signataires sont soumis à une taxe ambiante classique. Un signataire ne s'acquitte d'une taxe que lorsqu'un contrôle révèle qu'il a dépassé son quota. Par rapport au système de taxe proposé par Kritikos (2004), on passe, en cas de dépassement du seuil fixé, d'une présomption de culpabilité à une présomption d'innocence. Le dispositif est élaboré de manière à rendre plus incitatif la signature du contrat.

La déclaration des émissions individuelles peut aussi se faire sur la base de groupes restreints. C'est l'idée de Karp (2005). Il évoque la possibilité que certains pollueurs puissent former des clubs dans le cadre d'une taxation dynamique. Les pollueurs qui souhaitent former un club investissent dans des équipements qui permettent de mesurer leurs émissions. Par la suite, leur taxation se fera sur la base de ces émissions.

Améliorer l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante pourrait aussi se faire en considérant la capacité des pollueurs à coopérer en coordonnant leurs émissions individuelles afin de maximiser leur profit. Une telle conception est motivée par le fait que les pollueurs impliqués dans les cas de pollution diffuse ont souvent la structure d'une « équipe » en ce sens qu'ils évoluent dans le même secteur. Les agriculteurs présents sur un bassin versant en sont un exemple.

2.3.2. Prise en compte de la possibilité de coopérer

Certaines variantes de la taxe ambiante comme la « taxe/subvention » par exemple sont des instruments relativement efficaces ; leur seul inconvénient réside dans leur tendance à inciter les firmes à se coordonner vers la solution collusive. Cependant, le régulateur pourrait tirer bénéfice du comportement collusif des firmes en instaurant une taxe plus faible (Millock et Salanié, 2005).

La coopération dans un groupe peut se produire pour diverses raisons généralement inconnues du régulateur. Cependant, la coopération ne peut se maintenir que lorsque le groupe peut discipliner ses membres par des menaces crédibles en cas de déviation (Millock et Salanié, 2005). Dans le cas de la pollution d'origine agricole, la menace d'exclusion des projets communs tels que les coopératives agricoles ou les associations professionnelles, pourrait décourager les déviations. Il a été en effet montré que la peur d'être exclu du groupe favorise la coopération dans les jeux de contribution volontaire à un bien public (Maier-Rigaud et al. 2010; Sheremeta et al. 2011).

A ces menaces d'exclusion, s'ajouteraient les effets de réputation et/ou de la pression des pairs (Maslet et al. 2003; Noussair et Tucker, 2005). Dans un bassin versant, par exemple, les agriculteurs peuvent coopérer en raison de la proximité géographique qui permet le suivi des efforts entrepris par les pairs. La caractéristique principale des systèmes de sanctions collectives réside en effet dans l'existence de deux types de contrôle : formel (contrôle effectué par l'agent externe, en l'occurrence le régulateur dans le cas de la taxe ambiante) et informel (contrôle effectué par les membres du groupe). Le rôle des institutions informelles dans la régulation des ressources communes a déjà été évoqué par Ostrom (1990).

Conclusion

Les enquêtes réalisées pour comprendre l'impopularité des taxes pigouviennes mettent en évidence l'existence de facteurs objectifs et subjectifs.

Outre ces facteurs, le rejet de la taxe ambiante pourrait être accentué par sa dimension « punition collective ». Afin de parer à cette éventualité et/ou d'améliorer l'efficacité de la taxe ambiante, des propositions visant à intégrer une dimension individuelle (à la taxe ambiante) ont été avancées. La mise en œuvre de ces instruments « mixtes » (taxe individuelle + taxe ambiante) pourrait cependant s'avérer complexe et faire perdre à la taxe ambiante son attractivité.

Compte tenu de la plausibilité de la coopération dans un groupe et de ces avantages (faible taxation, responsabilisation des acteurs) nous proposons, dans le but d'améliorer

l'acceptabilité sociale de la taxe ambiante, d'explorer une variante de taxe ambiante dénommée : taxe pigouvienne moyenne (TPM). Elle a été initialement testée par Suter et al. (2008) et devrait être socialement acceptable en comparaison des autres instruments de taxation collective dans la mesure où elle permet à chaque firme de n'internaliser qu'une partie des dommages causés. Lors du franchissement du seuil fixé par le régulateur, chaque pollueur aura à sa charge le dommage total divisé par le nombre de pollueurs. En revanche, elle ne devrait pas être efficace car elle induit un dilemme social : l'optimum social ne correspond pas à un équilibre de Nash du jeu statique. Sans coopération, la TPM conduit à une production totale élevée. Toutefois, en s'appuyant sur le potentiel du « cheap talk » à inciter à la coopération, Suter et al. (2008) ont trouvé la TPM très efficace. Cependant, la portée pratique de l'étude pourrait être limitée sur un point : la communication était exogène et gratuite. Or, dans la pratique, l'organisation de réunions ou de conférences nécessite un minimum de coûts d'organisation qu'une partie des membres (au moins) doit volontairement accepter de supporter.

L'objet du prochain chapitre est d'étudier l'efficacité de la TPM dans un contexte où la communication est coûteuse et endogène.

Encadré 2. 1: L'effet de la « tax-mentality » et de la « tax-morality » sur la disposition à payer des impôts.

En s'intéressant au rapport entre confiance envers les pouvoirs publics et respect des lois fiscales, Schmolders (1975)³⁶ montre que la confiance à l'égard des pouvoirs publics dénommée « tax mentality » (confiance verticale) est un des deux éléments déterminants de l'acceptabilité sociale des impôts. Une « tax mentality » positive combinée à une « tax morality » élevée (désagrément que cause la violation des lois fiscales par un autre contribuable) conduit à une acceptabilité élevée des impôts.

Dans une étude empirique, basée sur une enquête et sur des données obtenues lors d'un projet qui avait pour mission d'évaluer les croyances, les attitudes et le comportement des contribuables sur la réforme fiscale à New York en 1986, Scholz et al. (1998)³⁷ confirment l'effet de la « tax mentality ».

Ils montrent en effet un lien positif significatif entre confiance verticale et conformité : lorsque la confiance passe du plus bas au plus haut niveau, la probabilité que le contribuable s'y conforme passe de 0,29 à 0,99.

Afin de tester la confiance verticale, deux questions étaient posées : « pensez-vous que le gouvernement agit en général comme il devrait le faire ? » et « la malhonnêteté au sein du gouvernement est-elle assez rare ? ».

L'effet positif d'une « tax morality » sur la disposition à s'acquitter des impôts est aussi validé par une expérience conduite par les autorités du Minnesota dont l'objectif était de provoquer de grands changements de comportements dans un contexte d'évasion fiscale (Coleman, 2007). Quatre types d'informations étaient communiqués à divers groupes de contribuables. Ainsi certains groupes :

- étaient informés que leurs impôts servaient à financer des services publics comme l'éducation, la police, la santé etc.
- recevaient un courrier menaçant, précisant les risques d'une évasion fiscale.
- étaient informés de la possibilité de se faire aider s'ils avaient des difficultés à remplir leur feuille d'impôt.
- apprirent que plus de 90% des habitants du Minnesota s'acquittaient parfaitement de leurs obligations fiscales.

Seule la dernière intervention s'est avéré avoir un effet significatif sur les contribuables. Les gens trichent moins, une fois qu'ils sont informés que la quasi-totalité des contribuables font leur devoir. Ce qui laisse supposer que certains contribuables violeront d'autant plus la loi qu'ils sauront que la proportion de personnes payant leurs impôts est faible. On peut en conclure que l'information sur les actions des autres est un élément important dans le choix comportemental d'un individu.

³⁶ Cité par Kirchler (1997)

³⁷ Cité par Vallée (2011)

Chapter 3: Impact of costly communication on the efficiency of the Average Pigouvian Tax: An experimental study

Introduction

Suter et al. (2008) found that the APT combined with nonbinding costless communication (referred to in the experimental economics literature as “cheap talk”) successfully achieves high levels of efficiency. However, in the field, communication is not costless. It requires minimal resources, time, and attention.

The purpose of this chapter is to test the efficiency of the APT in situations where communication is costly. Two forms of costly communication are tested. First, communication sessions are imposed (exogenous costly communication); secondly they are conducted on a voluntary basis through a vote (endogenous costly communication). Players communicate only after a voting session in which the majority of the group approves it at a cost.

The results show that costly exogenous communication can induce players to cooperate. However, this cooperation is imperfect and unstable over time. In the endogenous costly communication, subjects tend to vote very rarely for the discussion. This trend is more pronounced when the cost is high. Subjects are not willing to bear a cost in order to communicate. However, when communication is approved, the cooperation level is relatively high but not higher than the cooperation level observed with cheap talk. The relatively low cooperation observed with costly endogenous communication is due to the fact that when communication is approved by the majority, the vote induces different behaviours. The players who voted for it comply with the social optimum in contrast to those who voted against it.

This result implies that the cost of voting might be a means to differentiate the cooperative agents from the non-cooperative ones. Game theorists and economists have found many instances of “signalling” where an informed agent takes costly actions that reveal the agent’s information or “type” (Spence, 1974).

The remainder of this paper is organised as follows: Section 3.1 gives a brief overview of the related literature. Section 3.2 presents the theoretical model setting for the experimental study. Section 3.3 describes the experiment. The experimental results are

presented in Section 3.4. The section 3.5 provides a discussion of the policy implications of this research. The last section concludes.

3.1. A brief review of the related literature

According to the theoretical literature, cheap talk can help in avoiding misunderstandings and coordination failures that lead to inefficient outcomes (Farrell and Rabin, 1996; Aumann and Hart, 2003). Focusing on the conditions under which cheap talk can affect the individual decisions, Farrell (1987) states, “*if the plans announced [during the cheap talk] are equilibriums, then they will be followed*” (p.35). Following this conclusion, cheap talk might be inefficient in social dilemma games to the extent that the social optimum is not a Nash equilibrium of the static game. However, the experimental studies have reversed this prediction. In a “meta-analysis” of experiments conducted on social dilemma games from 1958 to 1992, Sally (1995) found that communication increases cooperation by approximately 30% compared to a situation in which it is not implemented. In a more recent study Balliet (2010) confirms this result by finding a significant positive relationship between cheap talk and cooperation in social dilemma games. Several explanations for the effect of communication include a better understanding of the game, increased expectations to cooperate, an enhanced group identity, and the generation of norms of cooperation (Kerr et al. 1997). More generally, Lòpez-Pérez (2012) showed in a theoretical model that the ability of communication to induce cooperation depends on several factors including the number of players, the expected gain in telling the truth and the structure of the communication (simultaneous or sequential discussion).

Our experiment differs from the cited studies in three points:

First, in the cited studies communication was determined exogenously (by the experimenters). The authors did not consider, as we did, situations in which players had to decide whether or not they wanted to have a discussion. In the field, groups themselves often establish the rules that govern their interaction in social dilemmas. Furthermore, there is evidence that endogenous institutional choice yields substantial benefits to cooperation. Empirical studies conducted in Switzerland show that tax evasion is lower in districts where referenda are used on budget issues than in cantons where they pass through the parliamentary (e.g Frey, 1997). This finding suggests that participation in the decision-making process enhances cooperation by conferring a feeling of self-determination. In an experimental study more close to ours, Sutter et al. (2010) found a significantly positive “endogenous” effect on

cooperation by comparing a setting in which group members can endogenously determine whether they want to supplement a standard voluntary contribution mechanism with the possibility of rewarding or punishing other group members and a setting in which the same institutions have been determined exogenously by the experimenter. To let subjects choose endogenously between the different options, a vote was organized. We use the same procedure for implementing an endogenous communication. We however implement the simple majority rule to decide whether or not a discussion session will be held³⁸. All group members participate in the discussion once the majority approved it. This decision is especially justified by the fact that most group-discussions do not require unanimity to come to a decision. Furthermore, it has already been shown that group discussion often has the effect of inducing shifts in both group decisions and individual opinions (Alm et al. 1999). Applying the majority rule allows us to test the ability of the vote to establish a social norm³⁹ i.e. to check if those who voted “no” will behave in the same way as those who voted “yes”.

Second, in previous studies on communication (in a social dilemma game) the possibility that it can generate a cost for stakeholders is not taken into account. According to Kriss et al. (2011) who investigated the impact of costly communication in a coordination game, when sending messages are optional and costly, subjects choose not to send messages due to the free-riding on the communication cost. Substantial efforts are undertaken to avoid incurring the communication costs. However, the refusal to communicate does not prevent subjects from coordinating (i.e. efficient coordination of actions occurs at the same frequency as under costless communication) given that costly communication induces a tacit communication. All goes as if everyone said: “*the other party could have communicated if she thought it was necessary*” (Kriss et al. 2011; p.21).

As far as we know, Isaac and Walker (1991) are the only authors who have tested the impact of a costly endogenous communication in a social dilemma game. In their experimental study on voluntary contribution to public goods, subjects were informed at each

³⁸ The decision rule of Sutter et al. (2010) is as follows “if unanimous consent for any of the three institutions was not reached in the first ballot, the vote was repeated until unanimity (for at least one institution) was achieved.” (p. 1546).

³⁹ Social norms represent shared expectations about what someone, self or other, ought to believe, feel, or do in various circumstances (Kaplan and Miller, 1987).

period that they had the choice to buy or not to buy a “right to communicate”. A face-to-face⁴⁰ communication was held when the majority of the group bought the right to communicate. The results showed that subjects failed to fund the communication mechanism. It was not until the fourth period that all groups succeeded in funding the communication mechanism. The fear that the required majority would not be reached could explain this result since the communication cost was not refunded if this required majority was not reached (“no money-back”). Provision point mechanisms with no money-back exhibit the “assurance problem” in which there are multiple Nash equilibriums. In order to rule out this assurance problem, we decided to reimburse the cost of voting for the communication if the majority was not reached. Furthermore, the refusal to communicate with a cost could also be due to the relatively high cost (25% of the initial endowment and 42% of the gain from cooperation). Battaglini et al. (2007) found, in simultaneous voting, that abstention increases with voting costs. To investigate the impact of the cost of voting, we consider a high and a low (symbolic) cost level. However, in both cases, the communication cost was “reasonable” (Kriss et al. 2011) in the sense that, following a cost/benefit analysis, it is rational to vote for the communication since the cost is lower than the gain that communication allows to achieve through the passage from non-cooperative strategy to cooperative strategy. The paradox of voting (the expected benefits from voting in a large-scale election are generally outweighed by the cost of the act) noted by Downs (1957) is not verified in our context.

Isaac and Walker (1991) found that subjects started to cooperate once they have met. By period 4, the average contribution was over 90% of the optimum except for the last period⁴¹. However, it is impossible to separate the cost and the endogenous effects on the efficiency of the communication to induce cooperation. To overcome this situation, we consider a situation in which an exogenous costly communication with a high cost is implemented. We conjecture that the cost, *in and of itself*, only becomes critical when it is high.

⁴⁰ In our study players communicate via computer terminals. Some research finds that face-to-face discussion increases cooperation, relative to e-mail or written messages (Bos et al. 2009; Lev-On et al. 2009). However, Bochet et al. (2006), by comparing three forms of communication as incentives to increase contributions in public goods games, found that verbal communication through a chat room was almost as efficient as face-to-face communication to induce cooperation.

⁴¹ Subjects play the game over a sequence of ten periods.

Third, a noticeable and important difference between the experiment reported here and the standard public good experiment is that nonpoint source water pollution problem is typically thought of as a public bad and it is known that subjects choose the non-cooperative strategy (dominant strategy) more often when the experiment is framed as a public bad (e.g. Andreoni, 1995; Willinger and Zieglmeyer, 1999).

3.2. Theoretical model

N risk-neutral firms whose production activities generate environmental damages are considered. Firm i 's ($i = 1, \dots, n$) emission is denoted as x_i . For simplicity, firm i 's profit function $\pi(x_i)$ is defined with respect to its emissions, and is assumed to be twice differentiable, strictly increasing, at a strictly decreasing rate. Ambient pollution is equal to total polluters' emissions $X = \sum_{i=1}^n x_i$. We assume that ambient pollution is not affected by random natural factors⁴² and that the total damages D is a linear function of the ambient pollution level X : $D(X) = \delta X$ with $\delta > 0$.

Without any regulatory policy (or under "laissez-faire"), the firms ignore the damages caused by their activities and emit until their marginal net benefits equals zero. That level of production is noted x_i^0 . To remedy to this situation, the regulator intervenes with the objective to maximize the social welfare $W(x_1, \dots, x_n)$, defined as the sum of firms' profits minus the damage. It is given by the following relation:

$$W(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n \pi(x_i) - \delta \sum_{i=1}^n x_i \quad (1)$$

The level of emission of each firm x_i^* that maximizes social welfare is determined by solving the following first order condition (FOC):

$$\pi'(x_i^*) = \delta \quad (2)$$

The model is supposed to be entirely symmetric. Therefore, for all i , $x_i^* = x^*$. Moreover, $x^* < x^0$ due to the concavity of the profit function.

⁴² While the introduction of "natural uncertainty" would be more realistic, it would complicate subjects' behavior in the experiment, and could therefore lead to more errors. Experimental studies should start with a simple environment and incrementally introduce realistic assumptions whose specific effects can be separated.

Achieving the social optimum requires that each firm equalizes its marginal profit to the marginal social damage. To realize this goal, the regulator can implement the “pure tax” that was found to be efficient in various experimental studies (e.g. Spraggon, 2002; Cochard et al. 2005; Suter et al. 2008):

$$T_{pt}(X) = \begin{cases} 0 & \text{if } X \leq nx^* \\ t(X - nx^*) & \text{if } X > nx^* \end{cases}$$

The taxation occurs whenever ambient pollution is greater than the socially optimal pollution level. Therefore, the profit function of a firm which is supposed to follow a Cournot-Nash behaviour when choosing its emission level, becomes:

$$\pi_{pt}(x, X) = \begin{cases} \pi(x) & \text{if } X \leq nx^* \\ \pi(x) - t(X - nx^*) & \text{if } X > nx^* \end{cases}$$

- If $X \leq nx^*$, a firm maximizes its profit by emitting x as close as possible to x^0 . Thus in any case, ambient pollution will be driven as high as possible, i.e. $X = nx^*$.
- If $X > nx^*$, the dominant strategy for each firm is to emit until its marginal net benefits equals the marginal tax rate.

$$\pi'_{pt}(x^*) = t \quad (3)$$

To implement the social optimum (2) as a dominant Nash equilibrium, the following relation must be verified:

$$t = \delta \quad (4)$$

At the social optimum, the marginal tax rate should be equal to the marginal environmental damage.

There is no asymmetric equilibrium satisfying the condition $X = nx^*$. At any vector of asymmetric emissions such as $\sum x_i = nx^*$, there is at least one firm j that has interest to emit more (on the condition that $x_j \leq x^*$ due to $\pi'(x_j) > \pi'(x^*) = \delta$), even at the cost of triggering the tax. Any strategy such as $x \neq x^*$ is strictly dominated. The game admits a unique Nash equilibrium.

This lack of coordination-problem and the severity of the pure tax (each firm bears the full social marginal cost of an increase in pollution) are the likely sources of the high efficiency of the pure tax in settings allowing communication between participants (Suter et al. 2008) as well as in settings not allowing communication (Spraggon, 2002; Suter et al. 2008).

It seems unlikely, however, that such penalties would be politically feasible, since the pure tax can even lead to bankruptcy.

The charges incurred by each polluter can however be limited by relaxing the hypothesis according to which polluters follow a Cournot-Nash behaviour when choosing their emission level. This hypothesis fails to internalize cross-effects among agents. By considering a situation in which a group of polluters might cooperate by coordinating their individual emissions choices in order to maximize joint profits, Millock and Salanié (2005) showed that the optimal policy is to choose a much lower ambient tax than that required in a non-cooperative group. The regulator needs only to consider the regulation of one agent: the polluter group. A tax that is equivalent to the level of the pure tax divided by the number of polluters is imposed on each polluter when the socially optimal target is exceeded. Suter et al. (2008) refer to this tax as the “Average Pigouvian Tax” (APT). It is given by the following relation:

$$T_{apt}(X) = \begin{cases} 0 & \text{if } X \leq nx^* \\ \frac{t}{n}(X - nx^*) & \text{if } X > nx^* \end{cases}$$

Thus, in equilibrium,

$$\pi'_{apt}(x^*) = \frac{t}{n} \quad (5)$$

The comparison between conditions (4) and (5) shows that social optimum is not implemented as a Nash equilibrium of the static game. However we can verify that the cooperative strategy (or fully collusive outcome), which we define as the level of emissions that maximizes group-level profits, corresponds to the social optimum⁴³. Thus, if the firms manage to cooperate (perfectly), then they will comply with the social optimum and the instrument will be efficient.

3.3. The experiment

3.3.1. Practical procedures

The experiment was carried out at the BETA laboratory of experimental economics at the University of Strasbourg (FRANCE) in 2011. 160 under-graduate students of different majors were randomly selected from a pool of about 1000 who had previously subscribed to

⁴³ In order to maximize joint profit, $n \left[\pi(x) - \frac{t}{n}(X - nx^*) \right]$, each polluter should choose x^c so that $\pi'(x^c) = t$ with $x^c < x^*$.

participate in experiments. At the beginning of the experiment they were placed into group and they stayed in the same group for the duration of the experiment. However, they interacted anonymously and their decisions were collected through a computer network.

Upon arriving in the laboratory, subjects were distributed a copy of the instructions. A monitor read aloud the instructions and informed them that before starting the experiment they would be asked to answer a questionnaire to verify their understanding of the instructions. After answering all questions, subjects were invited to take a piece of paper that showed a number ranging from one to sixteen. Each number corresponded to a cabin in the lab and subjects joined the cabin corresponding to the drawn number. Once in their respective boxes, subjects were suggested to read the instructions one last time before starting the questionnaire. Once the questionnaire was filled out and corrected if necessary, three trial periods were played before the real game started.

Subjects played the role of polluting firms but the framing of the experiment was as neutral as possible so as to limit uncontrolled psychological effects. Thus there was no use of words such as “pollution”. Emissions were represented by the amount of invested tokens⁴⁴.

In each period, subjects could invest any integer number of tokens between 0 and 20. A “Decision Sheet” that provides the earnings from investment for each of the 20 available choices was indicated in the instructions. Subjects knew that they faced the same investment function, and that their payoff depended on “their own investment” and on the “investment of the group”.

The game was repeated over a sequence of 24 periods (it was not allowed to carry over tokens from one period to the next) but subjects were only informed that the experiment would last at least 22 periods. This “indeterminate” ending rule is used in order to approximate the real-world conditions of the implementation of the APT.

After each period and before a new period began, subjects were informed on the sum of the invested tokens by the other members of their group. Before making an investment decision in any one period, a subject could obtain this same information for all previous periods. Earned points were accumulated and converted into euros at the end of the experiment using an announced exchange rate. Each session lasted about 1h15mn and subjects earned on average 23 euros.

⁴⁴ Tokens invested in the experiment were analogous to firm production in the theoretical model.

3.3.2. Experiment treatments and parameters

The experiment comprises five distinct treatments shown in Table 3.1. Each participant takes part in only one of them (between-subject design). Four independent eight subjects groups are considered under each treatment with the exception of treatment CT in which there are eight groups.

In the first treatment, considered as the baseline treatment (NC), there is no communication throughout the game. In the second treatment (CT), cheap-talk takes place before the 5th, 9th, 13th, 17th and 21st periods. Communication consists in written messages that transit through the computer network. All messages are public (no bilateral communication). Subjects can discuss abatement strategies in response to the ambient mechanism imposed on them. The communication sessions are limited to three minutes. The third treatment (ICC) is identical to the CT treatment except that communication is costly for each player. The communication cost is deducted from the gain of the periods that directly follow the communication sessions.

The two other treatments (LCV and HCV) are devoted to the costly endogenous communication. The cost is low in the LCV treatment and high in the HCV treatment. Subjects are informed that they have the possibility to communicate with other participants before the 5th, 9th, 13th, 17th and 21st periods. The question: “would you like to discuss with other members of your group?” is asked to each group member before each of these periods. If the majority of the group (at least five subjects) wishes to communicate, a communication session between all group members including those who answered “no”, begins. Otherwise, no communication takes place and those who answered “yes” are not charged (costs are reimbursed when the majority for a discussion is not reached). Conversely, when the discussion is approved by the majority, only those who answered “yes” bear the cost of the discussion but all group members can participate. Thus, communication becomes a public good once it is approved by the majority of the group.

The profit and damage functions are respectively given by relations (6) and (7). However, there is no explicit mention to the “damage” that the emissions cause. The experiment is “decontextualized”. The players are just informed that the number of tokens invested by a group must not exceed 64 (group emissions at the social optimum). Otherwise each member of the group supports a loss equal to 6.5 (marginal APT rate) times the difference between the total number of tokens invested and 64.

$$\pi_i(x_i) = -2x^2 + 84x + 500 \quad (6)$$

$$D(X) = 52X \quad (7)$$

The cost of communication (in points) is equal to 200 in the ICC treatment, 200 in the HCV treatment and 10 in the LCV treatment.

Table 3.1: Treatments characteristics

Treatments	Description	Number of sessions	Number of groups
NC	No cheap talk throughout the experiment.	2	4
CT	Cheap talk at the end of each four periods (before the 5 th , 9 th , 13 th , 17 th and 21 st periods).	4	8
ICC	Same as treatment CT except that communication is costly. The communication cost (200 points) is deducted from the gain of the periods that directly follow the communication sessions.	2	4
HCV	A communication session held after a vote when the majority approves it. The cost (of communication) to each voter is high (200 points). Those voting against the communication do not bear this cost but the discussion is open to them.	2	4
LCV	Same as treatment HCV except that the cost of voting is low (10 points).	2	4

3.3.3. Theoretical predictions and hypotheses

The theoretical predictions are shown in Table 3.2. They are derived from the standard microeconomic theory on non-cooperative games, which assumes that agents are rational and purely selfish. Under these assumptions, each subject invests at the point where marginal net benefits equals zero (non-cooperative strategy). Following this model and given the chosen parameters, each subject has, under the static game, a dominant strategy to invest 19 tokens, assuming own-payoff maximization. However, the maximum payoff to the entire group (or cooperative strategy) that corresponds to the social optimum is achieved if all subjects invest 8 tokens.

Using backward induction, the unique sub-game perfect Nash equilibrium of the finitely repeated game is, for each subject to play the non-cooperative strategy in each period. However, since we consider an “infinitely” repeated game (the number of periods is indeterminate), the cooperative strategy might also be sustained as a sub-game perfect Nash equilibrium according to the folk theorem. There are therefore two main theoretical predictions: the cooperative and the non-cooperative predictions.

It must be noticed that the predictions remain identical with or without communication.

Table 3.2: Theoretical predictions

	Non-cooperative prediction	Cooperative prediction (social optimum)
Individual investment	19	8
Group investments	152	64
Individual payoff	756	1044

The gain at the cooperative strategy for each player is equal to 1044 points. If everyone plays the non-cooperative prediction, the gain will be equal to 756. Therefore, the net gain of cooperation over one period is equal to 288 points.

In the HCV and ICC treatments, the communication cost represents nearly 70% (against 4% in the treatment LCV) of the cooperation gain in one period.

Previous researches on social dilemma games have shown that groups tend toward the non-cooperative prediction (e.g. Poe et al. 2004). However, mechanisms such as communication, punishment or rewarding are able to raise and stabilize cooperation in a social dilemma environment (e.g. Fehr and Gächter, 2000; Masclet et al. 2003). Based on this result and given that players have the possibility to coordinate through communication in CT but not in NC, we conjecture that:

Hypothesis 1: Cooperation will be more important in the CT treatment than in the NC treatment.

Introducing an exogenous costly communication should have no impact in principle since it simply reduces payoffs by a constant whatever the decisions of subjects. So the difference between treatments ICC and CT can be viewed as a “framing effect” (Andreoni, 1995). However, one factor that pleads for a higher efficiency of the ICC with respect to CT lies in the fact that subjects might try to make the communication cost profitable and for that reason, decide to cooperate. However, an imposed (exogenous) cost may lead subjects to consider it as a fixed charge and do not factor it in their decision. Furthermore, we saw in the previous chapter that coercive measures are not appreciated (e.g. Eriksson et al. 2006). Considering these two drawbacks, we hypothesize that:

Hypotheses 2: Costly exogenous communication may not have a positive effect on cooperation or at most, its efficiency should be lower than that induced by costless exogenous communication (more cooperation in the CT treatment than in the ICC treatment).

Endogenous costly communication has a drawback. It may prevent the holding of communication sessions, and so doing, affects negatively cooperation. To predict the outcome of the vote, we use the model of Chakravarty et al. (2010).

Considering a costly voting model in which each voter has a private valuation for his preferred outcome, Chakravarty et al. (2010) found that voters with higher valuations will determine the outcome of the vote. Indeed, when there is a zero cost to voting, all voters vote and hence all values are counted equally regardless of how high they may be. In contrast, with a cost to voting only those with high enough values would choose to incur this cost. Following this model and given the result of Kaplan and Miller (1987) that showed that group discussion tends to enhance or intensify the opinions of individual group members, we assume the following hypothesis:

Hypothesis 3: Communication after a vote should result in strong cooperation (more than in the CT treatment). Moreover, those who voted “no” will behave in the same way as those who voted “yes”.

For the impact of the cost of voting in the endogenous costly communication, we pose that:

Hypothesis 4: The number of members who vote for the holding of a communication session (“communication” for short) should be more important with a lower cost (more cooperation in the LCV treatment than in the HCV treatment).

3.4. Results

We present the summary statistics and results of an econometric analysis. Periods 1 to 4 are excluded from the analysis since the first communication stage takes place just after period 4. Likewise, to avoid putting too much weight on a possible end game effect, the last four periods are not considered⁴⁵. Moreover, investments are from now on considered as emissions.

⁴⁵ By including the last four periods, we noted changes in the level of significance. The conclusions however remain identical.

3.4.1. Summary statistics

Table 3.3 shows the average emissions per treatment and Figure 3.1 displays the evolution of emissions over periods in the five treatments. From these two results, hypothesis 1 could be, *a priori*, validated. Average emissions are closer to the social optimum in the CT treatment than in the baseline treatment, NC (84.67 against 110.11). Applying two-tailed Mann–Whitney U-tests on average emissions per group⁴⁶, we reject the null hypothesis of no difference between NC and CT treatments at the 5% level (p-value = 0.024, n = 8, m = 4).

We cannot, however completely validate hypothesis 2 (more cooperation in the CT treatment than in the ICC treatment). Even if there is a difference between the two treatments⁴⁷, it is not significant (p-value = 0.287, n = m = 4). Figure 3.1 shows that, in both treatments the communication's positive effect, though supposed to last during the 4 periods that follow the communication, is only noticed during the period that just followed the communication. This deterioration in time is more pronounced in ICC than in CT treatment.

The results of the other comparisons are shown in Table 3.9 (Appendix 3.2).

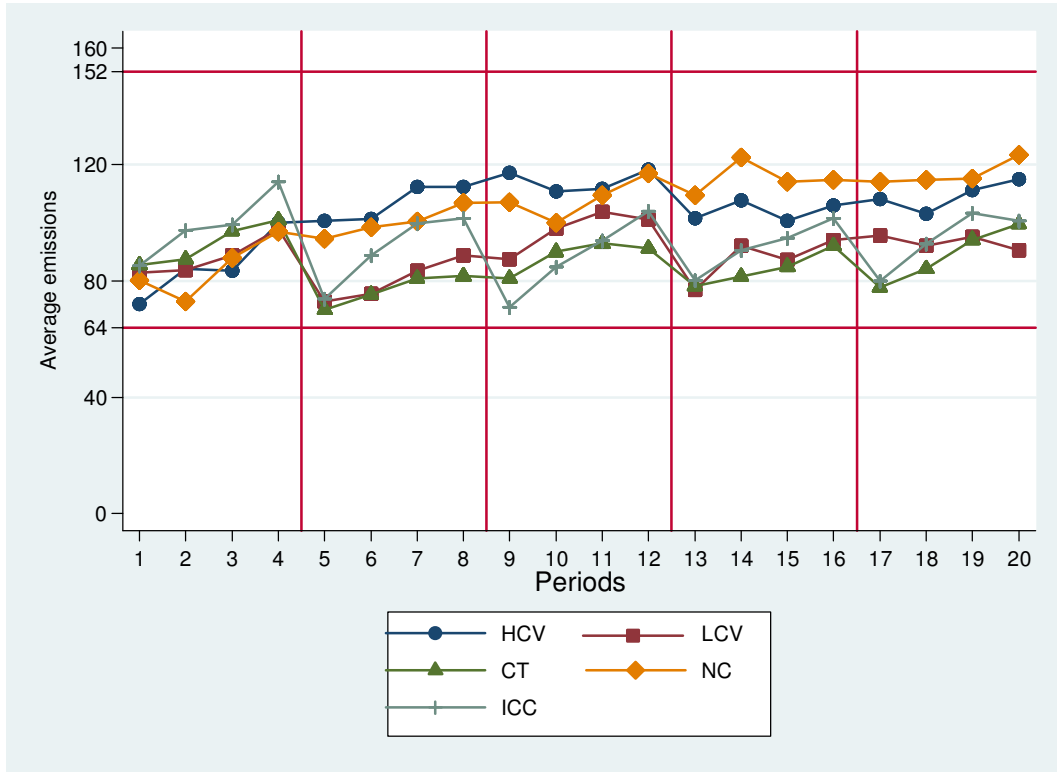
Costly endogenous communication seems to have no clear effect. Emissions in the HCV treatment are very close to those noted in the baseline treatment and inversely emissions in the LCV treatment are rather close to those obtained in the CT treatment. The cost of voting appears thus to have decisive impact, but the nonparametric test does not conclude in any significant difference between treatments HCV and LCV (p-value = 0.148). To get more information and to take into account the panel-structure of the data, we conducted an econometric analysis.

Table 3.3: Average emissions per treatment

Treatments	Theoretical predictions		Average emissions (S.D)
	Cooperative prediction	Non-cooperative prediction	
NC	64	152	110.11 (8.17)
CT	64	152	84.67 (7.68)
ICC	64	152	91.31 (10.35)
HCV	64	152	108.62 (5.74)
LCV	64	152	89.65 (8.59)

⁴⁶ The same tests are applied in the other comparisons that follow.

⁴⁷ The ICC treatment is not significantly different from the baseline treatment (p-value = 0.148, n = m = 4), contrary to what is observed in the comparison between CT and the baseline treatment.



Note: The vertical lines indicate the holding of communication sessions (at the end of periods 4,8,12 and 16) in the CT treatment and voting sessions in HCV and LCV treatments. The horizontal lines with the values 64 and 152 on x-axis refer respectively to the social optimum and to the non-cooperative equilibrium.

Figure 3.1: Average emissions by period, sorted by treatment

3.4.2. Econometric analysis

Methods for pooled time-series cross-sectional data are used. Each player is considered as a cross-sectional unit observed over periods 5 to 20. We consider the following model:

$$E_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 HCV_{it} + \alpha_2 LCV_{it} + \alpha_3 CT_{it} + \alpha_4 ICC_{it} + \alpha_5 Period + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

where the dependent variable, E_{it} , is the emissions of polluter $i = 1, \dots, 160$ at period $t = 5, \dots, 20$; HCV_{it} , LCV_{it} , CT_{it} and ICC_{it} are treatment-specific indicators equal to 0 in the baseline treatment and 1 otherwise. $\mu_i \rightarrow N(0, \sigma_{\mu_i}^2)$ is an individual-specific random effect and $\varepsilon_{it} \rightarrow N(0, \sigma_{\varepsilon}^2)$ is a mean zero error term. The model is estimated by using the Generalized Least Squares (GLS) clustered by groups and the robustness of the results is tested by running estimations based on robust standard errors in order to take into account possible heteroscedasticity and autocorrelation problems (estimating the variance-covariance matrix estimator using the Huber/White/sandwich, Jackknife, Bootstrap methods; see e.g. Wooldridge, 2009). The model estimation results are presented in Table 3.4.

Table 3.4: Results of the regression on the polluter's emissions

Variables	Coefficients (S.E)
Intercept	12.37*** (1.43)
CT	-3.17** (1.49)
ICC	-2.34 (1.78)
LCV	-2.55 (1.73)
HCV	-0.18 (1.61)
Period	0.11** (0.05)
N obs.	3072
Overall R ²	0.07

Note: *** Denotes that parameter estimate is statistically significant at the 1% level, ** at the 5% level.

Result 1: Communication induces cooperation. However, it should not be imposed at a cost.

Emissions observed in the baseline treatment are significantly larger than the social optimum at a 1% significance level ($p = 0.002$). They are also significantly different at the 5% level ($p = 0.034$) from those obtained in the CT treatment. This finding confirms hypothesis 1 and the idea that cheap talk can help in disseminating information on strategies that are optimal for the group (Ostrom, 1998). Hypothesis 2 is also verified: exogenous costless communication is more effective than costly exogenous communication for inducing cooperation. An impact of exogenous costly communication is noticed only during periods that directly follow the discussion sessions (5th, 9th, 13th and 17th periods) (Appendix 3.3).

Costly endogenous communication has no significant effect even if emissions are more important in the HCV than in the LCV treatment ($p = 0.91$ against $p = 0.142$). By running a robust regression, we find the coefficient of the variable LCV significant at the 10% level. This difference is due to the more important communication sessions held in the LCV treatment than in the HCV treatment.

3.4.3. Results with endogenous costly communication

Table 3.5 and 3.6 indicate respectively the number of subjects who voted for communication in the HCV and LCV treatments.

Result 2: The cost of voting is crucial in the willingness or not to communicate. The group's majority, rarely, approves communication when it generates a cost and this attitude is exacerbated when the cost is high.

Very few players voted for communication in the HCV treatment. Out of twenty opportunities to communicate, only one communication session took place. A slight improvement was noted in the LCV treatment in which eight sessions of communication was held. This finding confirms hypothesis 4, which states that the cost of communication is

crucial in players' voting. In addition, at the end of the session on LCV treatment, a majority of participants answered "no" to the question: "would you vote in the same way if the cost of voting was 200 points?"

The low number of communication sessions observed in these treatments is consistent with the studies on costly endogenous communication (Isaac and Walker, 1991; Kriss et al. 2011⁴⁸). However, we do not find their result according to which the refusal to communicate did not prevent the subjects from cooperating. We do not observe cooperation without communication.

Table 3.5: Number of subjects who voted for communication in the HCV treatment

Vote before period ()	5th	9th	13th	17th
Group 1	2	4	5*	0
Group 2	2	1	1	1
Group 3	2	1	1	2
Group 4	4	2	3	4

Table 3.6: Number of subjects who voted for communication in the LCV treatment

Vote before period ()	5th	9th	13th	17th
Group 1	5*	5*	1	3
Group 2	5*	4	5*	2
Group 3	5*	4	5*	0
Group 4	5*	3	6*	2

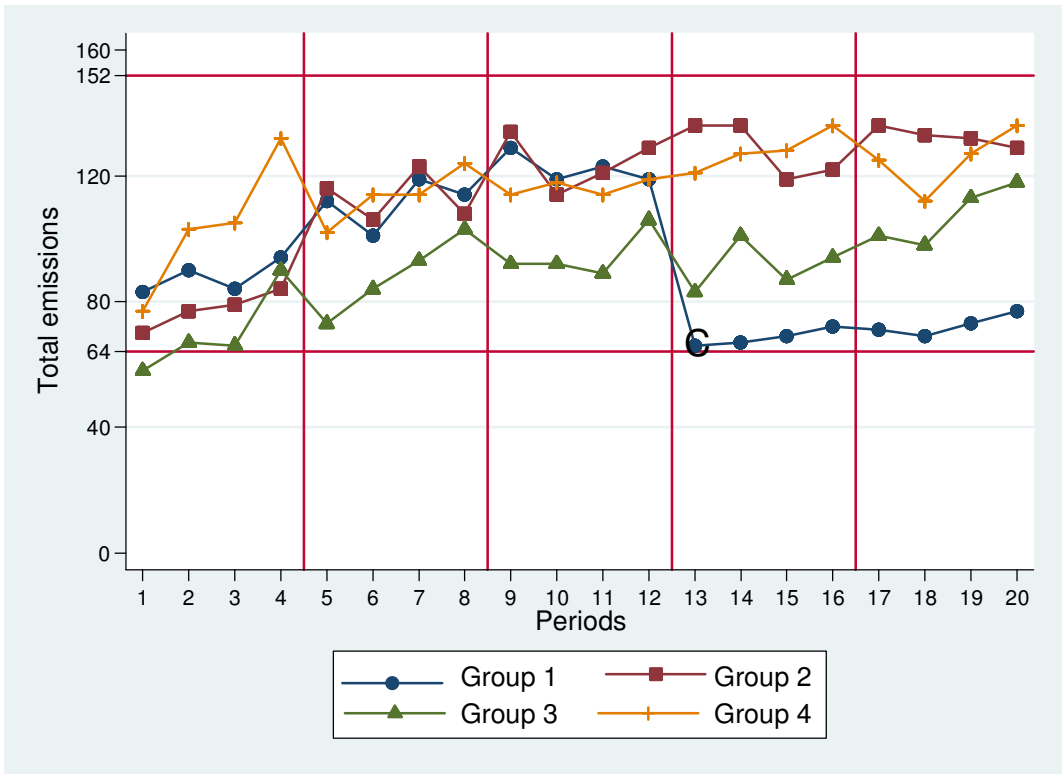
*: The vote led to a communication session.

3.4.3.1. Impact of holding communication

Figures 3.2 and 3.3 show respectively the evolution of the average emissions per group in HCV and LCV.

Result 3: Communication leads to cooperation when it's approved by a majority of the group.

⁴⁸ They investigated the impact of costly communication in a coordination game.



Note: The periods after which the vote has led to communication are identified by the symbol C.

Figure 3.2: Average emissions per group by period in the HCV treatment

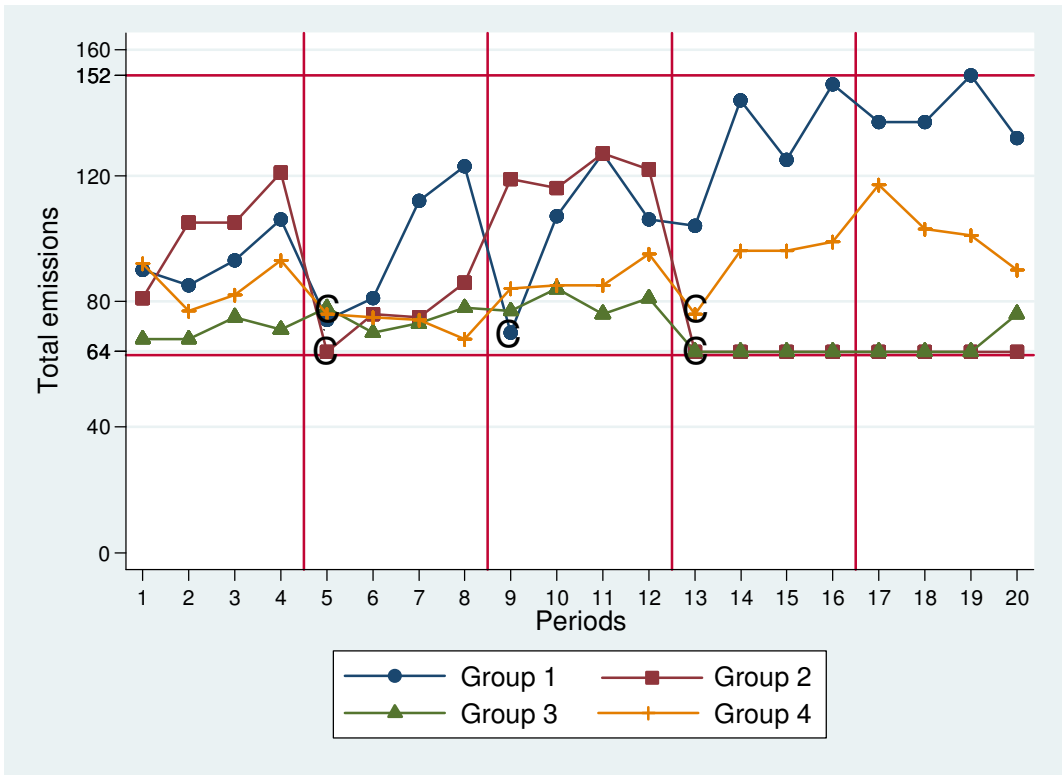


Figure 3.3: Average emissions per group by period in the LCV treatment

The emissions decline considerably after communication. For illustration, in Group 1 (HCV treatment), where the vote before the 13th period led to a discussion session, the average individual emission decreases from 119 to 66. In the LCV treatment in which all four groups approved communication at the end of the 4th period, average group emissions decreases from 88 to 70.

To provide a parametric evidence of endogenous communication positive effect on cooperation, we consider the previous model by restricting ourselves to the treatments HCV and LCV and by adding two dummy variables: “treat” and “com” (communication). “treat” is equal to 1 in HCV and 0 in LCV; “com” takes the values 1 if there is communication and 0 otherwise. The results reported in Appendix 3.4 show that subjects reduce on average and whatever the treatment might be, their emissions by 2.67 units when communication is established. However, as in ICC, the positive effect of communication (on cooperation) tends to deteriorate with time. This finding confirms the result according to which cooperation decreases several periods after that communication is removed (Frolich and Oppenheimer, 1998). Brosig et al. (2001) have found however that it remains a strong effect on cooperation after removing communication.

Cooperation agreement seems to be more sustainable over the long run in the HCV than in the LCV treatment. However, given the low number of observations in the HCV treatment, any comparison is delicate. Nevertheless, we can compare the LCV and CT treatments.

To find an explanation to the unsustainability of the cooperation agreements, we investigate the relationship between vote and behaviour. It is highly probable that different votes lead to different behaviours. Communication was, in no group, unanimously approved.

3.4.3.2. Vote’s effect on individual behaviour

Table 3.7 shows the average individual emissions observed in the four periods following a voting session. It helps to explain the level of cooperation (following a communication) observed in Figures 3.2 and 3.3.

Result 4: When communication takes place, those who have voted for it comply with the social optimum in contrast to those who have voted against it. This difference in behaviour explains the failure of the cooperation over time.

When communication is approved, the players who voted for it and constitute the majority of the group comply with the social optimum. They emitted on average 8.10 against 15.31 when communication was rejected in the HCV treatment and 9.55 against 11.88 in the LCV treatment. This conformity with the social optimum by those who voted for the communication is more marked when one focuses only on the periods that followed the communication sessions, namely the 5th, 9th, 13th and 17th periods (Table 3.8). After these periods, a player who votes for communication makes an average of 8.24 units of pollution in the LCV treatment against 8 units in the HCV treatment. Such finding confirms the first part of hypothesis 3 stating that a communication session should result in a strong cooperation. However, the second part is not verified. Those who voted “no” are not influenced by the fact that the majority of the group showed a willingness to cooperate. This explains why groups’ emissions moved away from the social optimum over time (after a communication session). In fact, those who voted for communication and had complied with the social optimum notice in the second period following the discussion that at least one member had not complied with the agreement. Consequently, they emit more than 8 units in the following periods. Since a communication session focuses on four periods, the perception in the first period following the communication of opportunistic behavior leads to a breakdown in cooperation.

Table 3.7: Average individual emission in four periods that followed the communication sessions

Treatments	Communication		No communication	
	Yes	No	Yes	No
HCV	8.10 (0.31)	9.33 (1.96)	15.31 (5.04)	13.44 (6.03)
LCV	9.55 (3.74)	10.92 (4.21)	11.88 (5.07)	12.57 (5.11)

Table 3.8: Average individual emission in periods that followed the communication sessions

Treatments	If communication		If no communication	
	Vote expressed			
	Yes	No	Yes	No
HCV	8 (0)	8.67 (1.15)	15.5 (5.36)	13.11 (6.02)
LCV	8.24 (0.66)	9.91 (3.97)	11.42 (4.64)	12.2 (4.96)

3.5. Policy implications

Given that communication, when it occurs, is open to the whole group, one might think that the free riding on the communication cost explains the weak number of communication sessions. The results refute this possibility. Those who voted against the

communication did not conform to the social optimum in the next period whatever the outcome of the vote. Therefore we state, based on the result according to which agents do not follow the group only when they are particularly guided by clear targets (Venkatesan, 1966), the refusal to vote for communication is motivated by the unwillingness to cooperate.

From a policy perspective, the implication of this finding is that the cost of voting might be a means to distinguish the different types of agents. Game theorists and economists have found many instances of “signalling” where an informed agent takes costly actions that reveal the agent’s information or “type” (Spence, 1974).

More generally, As McCutcheon (1997) who presents an application to antitrust policy by letting the cost of communication symbolize the presence of an antitrust law that prohibits firms from discussing prices, we can perceive costly communication as a cost that polluters bear in order to achieve the objective of the regulator. Taking example of farmers subject to the tax, complying with the objective of the regulator will go through costly investments. These measures may be voluntary or imposed (this is the case, for example, when the regulator would require from each firm to have a specific equipment).

Regulation could be based on the willingness of some polluters to undertake costly efforts in order to avoid the ambient tax. Indeed, if the regulator is unable to observe the individual emissions, he can however observe efforts such as costly investments.

Another possibility is to encourage polluters who are ready to make efforts to form a club (Millock and Salanié, 2005). Membership in the club requires a cost. If taxation occurs, various options can be envisaged. If the club members installed a monitoring device that measures the total emissions for that group, they would be taxed on the basis of their emissions. If they can not be taxed on the basis of their emissions, the entry fee must be deducted from the total amount payable.

Conclusion

To facilitate cooperation under the APT, Suter et al. (2008) have suggested costless non-binding communication or cheap talk. Their results show that the level of emissions is not far from the social optimum when players are allowed to engage in cheap talk. However, in considering the experimental circumstances in which communication solves cooperation problems, one must remember that the costless communication used to obtain high rates of efficiency is very unlikely outside the laboratory. Thus, we make communication costly to

reflect the fact that real-world communication often imposes costs – e.g., explicit communication costs or an opportunity cost of time – on those who organize it.

Costly exogenous communication has no statistically significant impact on cooperation. When it occurs, it declines over time.

The findings on costly endogenous communication suggest that subjects are not willing to communicate at a cost. The larger number of communication sessions in the treatment in which the cost is low proves that the cost of voting has a significant impact on vote choices.

For these reasons, exogenous costless communication appears to be more efficient than costly communication to induce cooperation. However, we found its efficiency rate (69%), lower than that in Suter et al. (2008) (97%).

In order to explain this difference, we compared the two protocols and found differences in two determinants of cooperative behavior: the group-size⁴⁹ and the level of the sucker's cost (opportunity cost incurred by being the only one to cooperate while other players of the group defect)⁵⁰. The size of our groups (8 group members against 6) and the cost of being the sucker are more important in our study than in theirs (our sucker's payoff represents 67% of the gain at non-cooperative strategy against 90% in Suter's experiment).

The studies on the provision of public goods find more cooperation with the small groups and, confirm the standard conjecture that larger groups have more difficulty to cooperate (Komorita and Lapworth, 1982; Isaac and Walker, 1988)⁵¹. A classical explanation

⁴⁹ This difference was noticed from the beginning of the experiment but we did not think that it could be critical.

⁵⁰ The sucker's cost is related to the uncertainty on the behaviour of other players. Players make their decisions simultaneously.

⁵¹ Marwell and Ames (1979) and Isaac and Walker (1994) found the opposite result, but the methods used in their experiments were so far away from the standard methods that it is difficult to make any comparison. The experimental study of Marwell and Ames (1979) was conducted by telephone. In addition, all subjects actually participated in groups of 4 persons. However, the subjects were sometimes told that they were participating in groups of 80 persons. They did not find a significant difference between the average contributions. Isaac and Walker (1994) have introduced new methods in order to overcome the difficulties associated with large-group experiments: multiple-session and extra-credit rewards. The results with groups of 40 and 100 subjects refute the prevailing view that cooperation in public good games is inversely related to the size of the group.

to the deleterious effects of increasing the group's size is the decrease in the incentives to cooperate due to the crowding (e.g Olson, 1965).

Furthermore, by considering a public good game in which subjects have an insurance against getting the sucker's payoff, Bougherara et al. (2009) found that contributions to the public good under this "protective" design were significantly higher. In another approach, Willinger and Ziegelmeyer (2001) showed, by introducing parametric changes, that the "strength" of the social dilemma has an impact on the contribution behaviours. Their results indicated that the strength of the social dilemma underlying the public goods game affects the observed level of cooperation.

The study of these two factors will be the subject of the next chapter.

Chapter 4: Cooperation under the Average Pigouvian Tax: effects of the group-size and the sucker's payoff

Introduction

Suter et al. (2008) found in their laboratory experiment that the APT combined with nonbinding costless communication or cheap-talk successfully achieves high levels of efficiency and equity. Group emissions are close to the social optimum and there is very little variation in emissions levels across groups or across individuals within a group.

While this result is very encouraging for the practical implementation of the APT, its robustness remains to be proven. Our goal is to assess the robustness of this result by examining the effects of group-size and the sucker's cost on the efficiency of the APT.

Since Suter et al. (2008) used a framework with groups of six polluters, the logical question that follows is: will communication still be effective when groups become "larger" or "smaller"? The impact of group size on the efficiency of the APT is a relevant issue to investigate since (i) coordination is likely to be more difficult as the group increases, and (iii) there is an intrinsic link between the tax rate and the size of the group of polluters. We test the combination effect in which altering n (numbers in the group) also alters the tax rate.

Moreover, a detailed analysis of the parameters shows that Suter et al.'s (2008) framework involves a relatively important sucker's payoff. This important sucker's payoff may explain the cooperation observed in Suter et al. (2008). It is, in principle, less risky to cooperate when the cost incurred in a case of defection by the other players is weak. We can thus hypothesize that a weak sucker's payoff will negatively impact the willingness to cooperate. This hypothesis will be tested by varying the level of the sucker's payoff, which turns out to be equivalent to varying the difference between socially optimal and the static equilibrium level of emission.

The size of the group of polluters and the level of the sucker's payoff are, in the real world, beyond the control of the regulator. However it is useful to study them in order to assess the conditions under which the APT can efficiently reduce nonpoint source water pollution. Studies of responses to sanctions must take into account the group context within which sanctioning occurs (Heckathorn, 1985). For example, according to Karp (2005), ambient taxes can be effective only if the number of polluters is small enough that polluters understand that they affect the aggregate level of pollution.

The study shows that the effectiveness of the instrument to achieve social optimum should be mitigated. Agents have difficulties in coordinating their decisions in large groups with a relatively weak sucker's payoff. But in situations in which the group is relatively small or the suckers' payoff is high, average emissions tend to levels predicted by group profit maximization except the last periods. However, this unravelling in cooperation at the end of the experiment is more pronounced in treatment in which the sucker's payoff is relatively small.

The remainder of this chapter is organised as follows: Section 4.1 describes the experiment (the theoretical model setting for the experimental study is the same as the one developed in chapter 3). The experimental results are presented in Section 4.2.

4.1. Experimental design

4.1.1. Experiment treatments and parameters

Three treatments, shown in Table 4.1, are investigated: (i) the "LI" treatment, taken as a baseline, is characterised by a *large-group* & *low-level* of social optimum, (ii) the "SI" treatment characterised by a *small-group* and a *low-level* of social optimum and (iii) the "Lh" treatment characterised by a *large-group* and a *high-level* of social optimum (respectively LI, SI and Lh hereafter).

Eight independent groups are considered under each treatment (160 subjects).

The sucker's payoff which is related to the level of the social optimum is low in LI and SI but high in Lh . We move from LI to Lh by decreasing the marginal damage from 52 to 32 (Table 4.2). Indeed decreasing marginal damage means that emissions are less harmful for the environment, implying that the socially optimal level of emissions will be higher and thus closer to the *laissez-faire* ("no regulation" setting) level of emissions.

To move from LI to SI, we reduce the number of group members. Such an alteration combines two separable effects. First, the number of individuals in each decision group increases from four to eight. Second, the marginal tax rate of a unit of emission above the social optimum, increases from 6.5 to 13. Therefore, possible effect between the two treatments would not be a "pure" size effect⁵². Indeed, by going from large group to small group, the sucker's payoff varies, *ceteris paribus*, and will be slightly higher in SI than in LI.

⁵² Isaac and Walker (1988) rejected a pure numbers-in-the-group effect. More group decision-makers (4 to 10) *in and of itself* do not make a group less likely to obtain efficient levels of the public good. Komorita and

Table 4.1: Overview of the three different treatments

Treatments	Description	Number of sessions	Number of groups
Ll	Baseline treatment with a large-group and a low-level of social optimum.	8	8
Sl	Treatment with a small-group and low-level of social optimum.	4	8
Lh	Treatment with a large-group and a high-level of social optimum.	8	8

The parameters of each treatment are indicated in Table 4.2. The (before-tax) profit functions are similar in every treatment, except the constant term which is varied in order to equalize after-tax earnings at the social optimum.

Table 4.2: Experimental design parameters

	Treatments		
	Ll	Sl	Lh
Number of firms	8	4	8
Profit function	$-2x^2 + 84x + 500$		$-2x^2 + 84x + 290$
Marginal damage	52		32
APT rate	6.5	13	4

4.1.2. Theoretical predictions and hypotheses

The theoretical predictions are shown in Table 4.3. As in chapter 3, they are derived from the standard microeconomic theory on non-cooperative games. Table 4.4 indicates the differences in sucker's cost and gain of cooperation between treatments over one period.

When comparing our protocol with Suter's experiment, it can be noticed among other differences⁵³ that the relative cost of being the sucker is much smaller in their study than in ours (the sucker's payoff is 669.52 in comparison to the non-cooperative strategy payoff of 748.82 whereas in our Ll treatment these payoffs are respectively 543.5 and 802). In other words, the risk associated with getting the sucker's payoff is not as important as it is in our baseline treatment. In this sense, the study of Suter et al. (2008) is closer to the Lh treatment (where the corresponding payoffs are respectively 876 and 946).

Lapworth (1982), also tested groups with four and eight members in a prisoners' dilemma case and found no significant separate effect of pure group size.

⁵³ Environmental pollution had a stochastic element in Suter et al. (2008).

Table 4.3: Theoretical predictions

Treatments	Non-cooperative prediction			Cooperative prediction		
	Ll	Sl	Lh	Ll	Sl	Lh
Individual emissions	19	18	20	8	8	13
Total emissions	152	72	160	64	32	104
Payoff	802	844	946	1044	1044	1044

The comparison between Ll and Sl shows that the gain from cooperation is more important by 21% in Ll. However, cooperation is certainly more difficult to sustain with more agents. The larger the group, the higher the probability that at least one member will defect. Furthermore, refusing cooperation is more detrimental, from a financial perspective, in small groups. For example, if the group emissions exceed the social optimum by 1 unit each member of the small group loses 13 points against 6.5 for a member of large group. Based on these considerations we assume that:

Hypothesis 1: Cooperation will be more important in a small group than in a large group of polluters, i.e. there will be more cooperation in Sl than in Ll.

The sucker's payoff is higher in Lh. Following this consideration, we posit the following hypothesis⁵⁴:

Hypothesis 2: Cooperation will be more important in Lh than in Ll.

Table 4.4: Difference in sucker's payoff and gain of cooperation between treatments over one period

Treatments	(1) Non-cooperative prediction	(2) Cooperative prediction	(3) Sucker's payoff	(1) – (3) Cost of being the sucker	(2) – (1) Gain of cooperation
Ll	802	1044	543.5	258.5	242
Sl	844	1044	654	190	200
Lh	946	1044	848	98	98

4.2. Results and analysis

We present a summary of the statistics, the results of the econometric analysis and the measures of social efficiencies. The last four periods (21 to 24) are not included in the

⁵⁴ It should be noticed that the sucker's payoff is also higher in treatment Sl than in treatment Ll, reinforcing Hypothesis 1.

analysis⁵⁵. Periods 1 to 4 are excluded from the analysis since the first communication stage takes place after period 4. Moreover, investments are from now considered as emissions.

4.2.1. Sample statistics

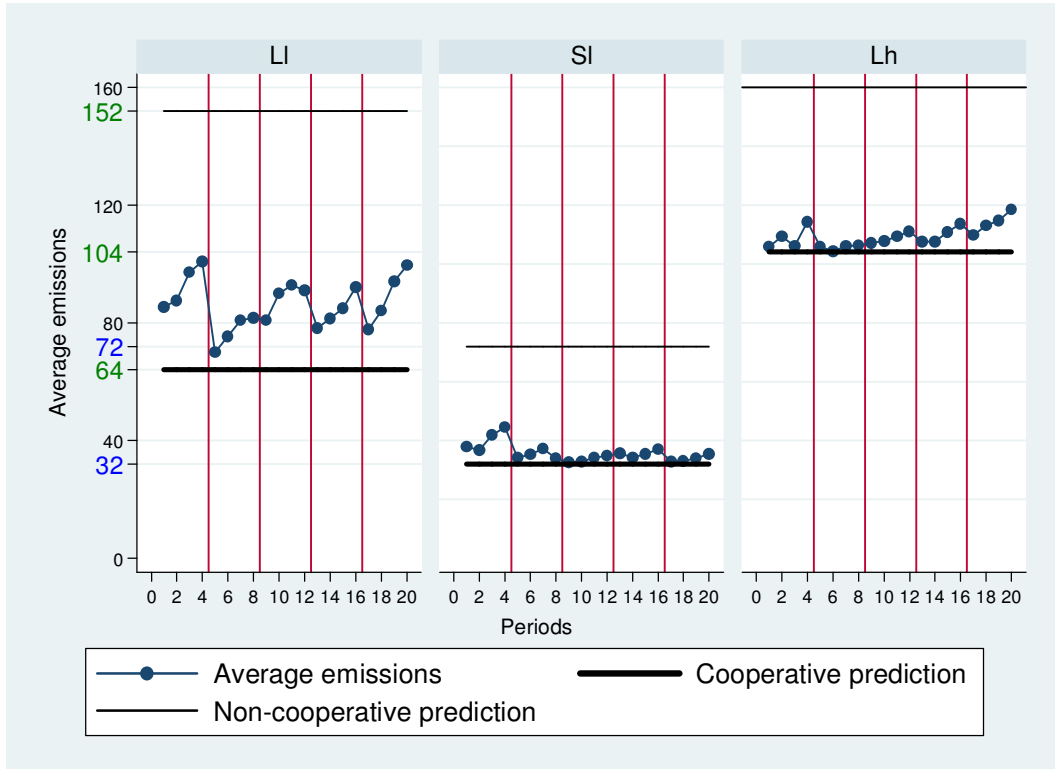
To allow for comparisons across treatments given the diversity of the group's size and social optimum levels, we consider the average individual deviation from the social optimum. This indicator is equal to zero at the social optimum in each treatment. Table 4.5 provides the average individual deviation from the social optimum and the average emissions per treatment. Standards deviations are in parentheses. Figure 4.1 presents the average group emissions per period by treatment (More figures are presented in Appendix 4.1)

Table 4.5: Average emissions and deviation from the social optimum

Treatments	Non-cooperative prediction	Cooperative prediction	Average group emissions (S.D)	Average individual deviation from the SO (S.D)
Ll	152	64	84.67 (20.41)	2.58 (1.94)
Sl	72	32	34.43 (4.69)	0.61 (0.54)
Lh	160	104	109.57 (9.35)	0.7 (0.92)

The observation from Table 4.5 and Figure 4.1 is that group emissions appear to be further away from the cooperative prediction (social optimum) in Ll than in the other two treatments (Sl and Lh). Players almost fully cooperate, a priori, in Sl and Lh but not in Ll.

⁵⁵ By including the last four periods, we noted changes in the level of significance. The conclusions however remain identical.



Note: The vertical line indicates the holding of communication sessions (at the end of period 4,8,12 and 16). The thick and thin horizontal lines refer respectively to the social optimum and to the non-cooperative equilibrium.

Figure 4.1: Average group emissions over time, per treatment

In order to test hypotheses 1 and 2, two-sample Wilcoxon rank-sum (two-tailed) tests on average individual deviation from the social optimum are used to test for differences between LI and SI treatments on one hand and between LI and Lh treatments on the other hand. The results show that the average individual deviation from the social optimum is higher in the baseline treatment at a 5% significance level in both comparisons. The p-values are respectively 0.037 and 0.041. This observation confirms hypotheses 1 and 2. However, for more information and in order to take into account the panel structure of the data, we conduct an econometric analysis.

4.2.2. Econometric analysis

Methods for pooled time-series cross-sectional data are used. Each subject is considered as a cross-sectional unit observed over periods 5 to 20 (periods 1 to 4 are omitted since the first communication stage takes place just after period 4). The following model is estimated:

$$d_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 SI_i + \alpha_2 Lh_i + \alpha_3 t + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

where the dependant variable, d_{it} , is the deviation from the social optimum of subject $i = 1, \dots, 160$ at period $t = 5, \dots, 20$; Sl_i and Lh_i are treatment-specific indicators respectively equal to 1 in the treatments Sl and Lh and 0 in the Ll treatment (baseline treatment); $\mu_i \rightarrow N(0, \sigma_{\mu_i}^2)$ is an individual-specific random effect and $\varepsilon_{it} \rightarrow N(0, \sigma_{\varepsilon}^2)$ is a mean zero error term. The model is estimated by using the Generalized Least Squares (GLS) clustered by groups. In order to take into account possible heteroscedasticity and autocorrelation problems, the robustness of the results is tested by running estimations based on robust standard errors. The coefficients from the model are reported in Table 4.6.

Table 4.6: Result of the regression on the difference to the social optimum per subject

Variables	Coefficients (S.E)
Intercept	1.505** (0.61)
Sl	-1.97*** (0.68)
Lh	-1.88*** (0.73)
t	0.08*** (0.03)
N. obs	2560
Overall R ²	0.076

Note: *** Denotes that parameter estimate is statistically significant at the 1% level, ** at the 5% level.

Result 1: There is a significant difference between the baseline treatment and the Sl and Lh treatments.

The positive significance of the coefficient “Intercept” show that emissions observed in the baseline treatment are significantly larger than the social optimum at a 5% significance level. They are also significantly different at a 1% level from those observed in Sl and Lh.

As Figure 4.1 suggests that there may be time trends which can be treatment-specific, we conducted regression including the variable t , the interaction terms $Sl_i * t$ and $Lh_i * t$. The following model is estimated:

$$d_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 Sl_i + \alpha_2 Lh_i + \alpha_3 t + \alpha_4 Sl_i * t + \alpha_5 Lh_i * t + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

The results are indicated in Table 4.7. However, given the presence of interaction terms which allow the calculation of the coefficient corresponding to each treatment at a specific period, the interpretation of the coefficients is not direct. Indeed, “size effect” and “sucker’s effect” are estimated respectively as $Sl + Sl * t$ and so $+ Lh * t$. In order to save space, we restrict ourselves to periods 10, 15, and 20. The results are reported in Table 4.8.

They show that the difference between the baseline treatment and the Sl treatment is significant at 1% from the beginning until the end of the game. In contrast, the difference between Ll and Lh decreases over time.

Table 4.7: Results of the regression with interactions terms

Variables	Coefficients (S.E)
Intercept	0.987 (0.74)
Sl	-0.34 (0.80)
Lh	-1.40* (0.79)
t	0.12**(0.06)
Sl*t	-0.13**(0.06)
Lh*t	-0.04 (0.06)
N. obs	2560
Overall R	0.079

Table 4.8: Result of the regression on the difference to the social optimum per subject at specific periods

Treatment effect	Coefficients (S.E)		
	t = 10	t = 15	t = 20
Sl + t*Sl	-1.65***(0.63)	-2.29***(0.76)	-2.95***(0.99)
Lh + t*Lh	-1.79***(0.66)	-1.98**(0.81)	-2.17**(1.05)
N obs.	2560		
Overall R ²	0.08		

Result 2: At the end of the experiment, subjects deviate from the social optimum. However, the deviation is more pronounced in Lh than in Sl.

Calculating the coefficient $Intercept + t + Sl + period*t$ in period 20 along with the corresponding standard error gives an estimation of the difference to the social optimum in the treatment Sl in period 20. We find 0.591, which is slightly but significantly different from zero ($p = 0.05$), meaning that when the group is small, subjects slightly diverge from the social optimum at the end of the experiment. Estimating the average individual deviation to the social optimum in period 20 for treatment Lh as we did above for the other treatment reveals that emissions diverge significantly and more strongly from the social optimum at the end of the experiment (the estimated difference is 1.366***, $p = 0.004$).

Therefore, we confirm that the difference in the sucker's payoff has a significant effect in the players' behaviours, but this effect is relatively smaller and less persistent over time than the effect of the size of the group.

Proximity to the social optimum (efficiency) may also be assessed in welfare terms (economic surplus in a given period).

4.2.3. Measures of social efficiencies

The efficiency rate as defined by Spraggon (2002) is given for one period by the following ratio:

$$\tau = \frac{W_{obs} - W_{nr}}{W_{so} - W_{nr}}$$

where W_{obs} is the observed level of social welfare, W_{nr} is the level of social welfare which is theoretically achieved in the no-regulation strategy, and W_{so} is the maximal level of social welfare which is attained when the social optimum strategy is played by all players.

Since the average emission may be close to the social optimum while there is a strong disparity of individual emissions within the group, we partitioned the social efficiency into measures of emissions efficiency (EE) and allocative efficiency (AE) (Suter et al. 2008)

The emissions efficiency measures the degree to which group-level emissions deviates from the pollution standard, while allocative efficiency provides a measure of the variance in emissions choices across participants. Formally, the emissions and allocative efficiency measures multiplicatively determine social efficiency according to⁵⁶:

$$\tau = \frac{W_e - W_{nr}}{W_{so} - W_{nr}} * \frac{W_{obs} - W_{nr}}{W_e - W_{nr}}$$

Where W_e is the social surplus given the sum of emissions choices, under the assumption that emissions decisions do not vary across subjects. Table 4.9 indicates the average rates of efficiency per treatment.

Again we observe that the best performance is achieved in S1 and the worst, in L1. We also measured the profit efficiency which can be similarly decomposed into emission and allocative efficiencies. The players earn on average more in S1 and less in L1.

Table 4.9: Average efficiency per treatment

Treatments	Emissions efficiency	Allocative efficiency	Overall efficiency
	(S.D)		
L1	0.85 (0.11)	0.77 (0.1)	0.69 (0.28)
S1	0.96 (0.04)	0.92 (0.05)	0.91 (0.19)
Lh	0.92 (0.06)	0.85 (0.08)	0.82 (0.25)

⁵⁶ The first term of the formula represents the emissions efficiency.

Conclusion

In this chapter, we focus on the efficiency of the APT by exploring two factors of cooperative behavior: the impacts of the level of the sucker's payoff and the groups' size.

The study shows that when the suckers' payoff is high, average emissions tend towards the levels predicted by group profit maximization. Such finding pleads for the existence of a fear of getting the sucker's payoff. The uncertainty on the behaviour of other players plays a major role in the willingness to cooperate. It becomes more risky to cooperate when the cost related to defection by the other players is important.

The study shows also that cooperation can be higher in groups for whom the gain from cooperation is lower. The more important cooperation observed in small groups⁵⁷, although the gain from cooperation is more important in large groups can be explained by two factors. First, refusing cooperation is more detrimental, from a financial perspective, in small groups. The players seem more sensitive to losses associated with lack of cooperation than to gain from cooperation. This finding is consistent with previous studies on voluntary contributions to a public good, which have found that the higher levels of cooperation in small groups rest on the argument that in the smaller group the cooperator receives a larger fraction of the beneficial effects of his cooperative act. Second, it is easier to establish sustainable agreement in small groups than in large groups. The analysis of the discussions among subjects shows that at each discussion stage, especially during the first ones, each player agrees on investing eight tokens. But in the next period, at least one of the players cheats many times and this probability is greater in large groups. The other members notice that the agreement is not respected by the entire group and revert to the non-cooperative strategy. Therefore, cheap talk has a positive effect on cooperation only when trust is not betrayed in the periods following the discussion stages. Pruitt and Kimmel (1977) who address in their goal/ expectation theory the issue of cooperation from a psychological perspective stated that: "*In order to achieve*

⁵⁷ The difficulty in the field is however the ability to assess what is a "small" group of polluters. One might consider that an 8-person group is not large enough to be behaviourally distinct from a 4-person group or the "large group" is very small in comparison with the group sizes one might expect to find in many field environments. But, given that laboratory experiments are limited by both the expense of subject payments and by the capacity constraints of existing laboratories, the reasoning underlying the study is that if a significant change occurs between a group of 4 and 8 members, there is a good reason to think that the same significant variation happens in the real world where the differences between groups are, *a priori*, more important.

cooperation, the common goal must be accompanied by an expectation that the other will cooperate” (Pruitt and Kimmel., 1977, p.375). Cheating leads to a lack of mutual trust and may be exacerbated by the impossibility to identify the free-rider(s) (anonymity of the participants). However, it can be limited in practice if polluters have the ability to observe each others’ decisions (even though the regulator does not have this information). Factors such as peer-pressure or concern for reputation (Masclot et al. 2003; Noussair and Tucker, 2005) may help maintaining the stability of cooperation.

In summary, the results confirm that cooperation can be achieved when polluters communicate. However, this finding is largely mitigated when the size of the group increases or when the sucker’s payoff is low. Thus communication may not be sufficient to insure the efficiency of the APT.

Given the precarious nature of cooperation, we explore in the next chapter an ambient tax that does not induce a social dilemma.

Chapter 5: Cheap talk with the Capped Ambient Tax: An experimental study

Introduction

As noted in chapter 1, the experimental studies carried out to investigate the empirical efficiency of the ambient taxes show that the “pure-tax” instrument in which a linear tax is imposed on each unit of pollution in excess of the target has the potential to meet policy objectives in settings where no communication between participants is allowed, and in settings where participants can communicate. We have also noted the problem of social acceptance which the instrument could be confronted. It can cause firms to pay very large penalties which can lead to bankruptcy.

The purpose of this chapter is to investigate the performance of a variant of ambient tax in which the tax is upwardly bounded: the capped ambient tax (CAT). When the threshold determined by the regulator is reached, each polluter has to pay a charge equal to the total damage caused as under a standard ambient tax scheme, but the tax payment is limited to a ceiling threshold (fixed by the regulator).

The CAT shares similarities with the ambient fixed penalty (or collective fine) but it provides stronger incentives. In contrast to the fixed penalty in which any combinations of individual emissions that equalize the social optimum constitute an equilibrium, the CAT does not admit asymmetric equilibriums.

Theoretically, the major obstacle of using a CAT is the risk that it leads to inefficiency due to the coordination problem that it induces.

Harsanyi and Selten (1988) declared in their theory of equilibrium selection that in front of a multiplicity of equilibriums, the Pareto dominant equilibrium will be “naturally” chosen by the players. However, experimental studies have proven this prediction to be wrong. Some of the most widely cited results from laboratory experiments provide cases where subjects end up at the Nash equilibrium that is worst for all concerned (Van Huyck et al. 1990; Cooper et al. 1992; Ochs, 1995).

To facilitate coordination on the Pareto-dominant equilibrium and make the CAT efficient, we allow players to engage in a nonbinding costless communication or cheap-talk. Many experimental studies have shown that cheap talk can facilitate coordination on the

efficient equilibrium in coordination games (Cooper et al. 1992; Charness, 2000; Charness and Grosskopf, 2004; Duffy and Feltovich, 2002, 2006). One reason that communication is so effective is that it reduces strategic uncertainty about other players' behavior (Riechmann and Weimann, 2008). However, in contrast to the studies in which players are paired, have only two choices and are engaged in a one-way or two-way communication, our study incorporates more than two people engaged in an unstructured discussion (messages can be sent consecutively or simultaneously and its content is free⁵⁸).

The remainder of this chapter is structured as follows: Section 1 presents the theoretical model setting for the experimental study. Sections 2 and 3 are respectively devoted to the experimental design and results. And finally, the last section is dedicated to the conclusion.

5.1. Theoretical model

We consider the same model than the one developed in chapter 3. However, instead of the APT, the CAT in which the tax can not exceed a maximum amount is introduced. It is given by the following relation.

$$T_{cat}(X) = \begin{cases} 0 & \text{if } X \leq nx^* \\ \min\{(X - nx^*), K\} & \text{if } X > nx^* \end{cases}$$

The key characteristic of this tax scheme is the existence of two symmetric equilibriums: one in which the threshold K is not reached and another one when K is reached. In the first case, the equilibrium corresponds to the social optimum but in the second case, the “no regulation” outcome in which polluters choose the maximal amount of pollution constitutes the equilibrium.

There is no asymmetric equilibrium satisfying the condition $X = nx^*$. At any vector of asymmetric emissions such as $\sum x_i = nx^*$, there is at least one firm j which has interest to emit more even at the cost of triggering the tax ($\pi'(x_j) > \delta$).

No firm has interest to deviate from the social optimum, but if someone, or a few deviate without reaching the threshold, other players still have interest to comply with the

⁵⁸ There are different forms of communication. In some experiments, it is structured, with one or more periods during which the subjects can make simultaneous or unilateral announcements about their intentions (Clark et al. 2001; Palfrey and Rosenthal, 1991). In other studies, the communication is not very structured insofar as the discussion-time and the message content are free (Forsythe et al. 1991).

social optimum (beyond the social optimum, the marginal tax is greater than the marginal benefit). Here lies the difference between the CAT and the fixed penalty. Under the fixed penalty, the threshold that triggering the tax is set at the social optimum. So if a player deviates (even by mistake), others have interest to emit their maximum.

5.2. Experimental design

Two treatments are investigated: a treatment with a high threshold (High) and a treatment with a low threshold (Low). Each of the treatments is divided into two parts labeled Part A and Part B. Part A consists of the first four periods where there is no communication and part B consists of the following periods during which participants are allowed to engage in “cheap talk” before the 5th, 9th, 13th, 17th and 21st periods. The discussion sessions are limited to three minutes. The instructions are indicated in Appendix 5.1.

Four independent groups of eight subjects are considered under each treatment. Therefore, a total of 64 subjects were recruited. Practical procedures are identical to those used in the previous chapter. The parameters of each treatment are indicated in Table 5.1.

Each session lasted about 1h 00mn and students earned on average 26 Euros.

Table 5.1: Parameters per treatment

	Treatments	
	High (1000)	Low (500)
Number of polluters	8	
Profit function	$-2x^2 + 84x + 500$	
Marginal damage	52	
Tax rate	52	
Number of groups	4	
K	1000	500

The theoretical predictions given the chosen parameters are shown in Table 5.2. They are derived from the standard microeconomic theory.

Table 5.2: Theoretical predictions

	Social optimum	No regulation equilibrium	
		High (1000)	low (500)
Individual emissions	8	20	20
Total emissions	64	160	160
Payoff	1044	380	880

The gain at the optimum for each player is equal to 1044 points. It is achieved when each member emits 8 units, which results in a total of 64 units. If everyone chooses the no-regulation equilibrium, the gain will be equal to 380 (respectively 880) with a high (low) threshold. To the extent that there is strategic uncertainty about the likely play of other players, the no regulation equilibrium is “safer” in that the player receives at least a gain equal to 380 (880), independent of other’s play. In contrast, playing the social optimum while other subjects play the no regulation equilibrium provides a gain equal to 44 (544).

In the High (Low) treatment, the application of the cap occurs after 20 (10) additional units of pollution above the social optimum which represent on average 2.5 (1.25) units of additional pollution per player. Therefore, the incentive to comply with the social optimum even if other players defect is stronger in the High treatment. Based on this fact, we pose the following hypothesis:

Coordination on the Pareto dominant equilibrium will be stronger in the High treatment.

5.3. Results

In this section we present two sets of results. We begin with a presentation of some summary statistics. The second set of results use an econometric model to estimate the average emissions decision at the participant level in each treatment. As in previous chapter, the last four periods are not included in the analysis.

5.3.1. Summary statistics

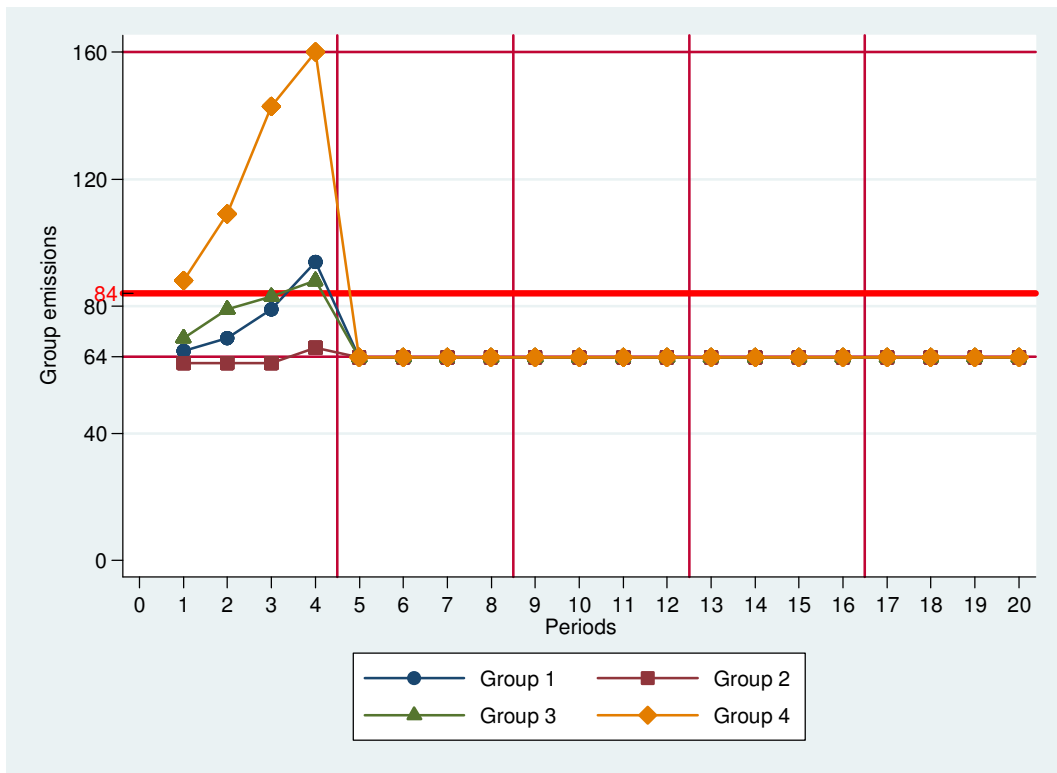
Table 5.3 shows the average emissions per treatment. Figure 5.1 and 5.2 present the evolution of group emissions per treatment (more figures on emissions are indicated in Appendix 5.2 and Appendix 5.3).

Table 5.3: Average emissions per treatment

Treatments	Theoretical predictions		Part A: Before cheap-talk (periods 1- 4)	Part B : After cheap-talk (periods 5- 20)
	No regulation	Social Optimum	Average emissions	
High	160	64	86.37 (11.69)	64 (0)
Low	160	64	79.75 (8.91)	66.30 (3.73)

These results reveal that when players are not allowed to communicate (Part A) they have difficulties in achieving the ambient pollution target in the two treatments. When players are allowed to communicate (Part B), however, they are able to reach the ambient target even if a slight difference in the level of coordination between treatments is noted. In the High treatment, players perfectly complied on average (until the end of the experiment) with the social optimum after the first discussion session. This is not the case in the Low treatment but average emissions remain close to the social optimum. This finding validates, a priori, our hypothesis. However, by applying two-tailed Mann–Whitney U-tests on average emissions per group in Part B, we fail to reject the null hypothesis of no difference between the High and Low treatments ($p\text{-value} = 0.34$, $n = 4$, $m = 4$).

Two intuitive hypotheses could explain why the players did not comply with the social optimum in the first four periods (without communication). First, they were either confused or they made a miscalculation regarding the payoffs of the various strategies. Second, the players have identified from the beginning of the experiment the Pareto dominant equilibrium but they believed that other players would not play the social optimum and therefore it was not in their best interest to play it. While we cannot make a definitive statement, it does appear that in both cases, communication has allowed to remove misunderstandings.



Note: The horizontal lines with the values 64, 84 and 160 on x-axis refer respectively the “Pareto dominant”, the level of emission that caps tax and the “no regulation” equilibriums. The vertical line refers to the beginning of communication (between periods 4 and 5; 8 and 9; 12 and 13; 16 and 17).

Figure 5.1: Evolution of the emissions per group in the High treatment

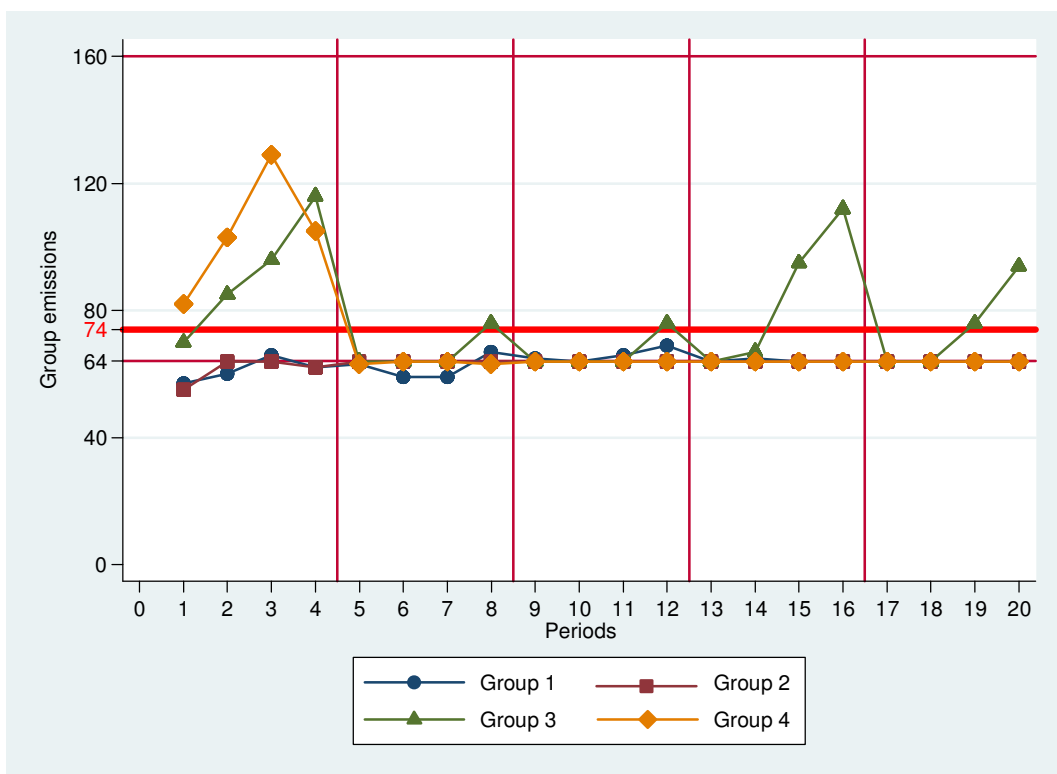


Figure 5.2: Evolution of the emissions per group in the Low treatment

The slight difference observed between treatments means that the effect of communication is not definitive. In groups in which trust is not betrayed in the periods following the discussion, coordination on the social optimum remains (this is the case in the High treatment). But in groups in which the cooperation agreement is not respected, particularly during periods which are not followed by a discussion, this translates into a high level of emissions. The analysis of individual emissions in group 3 (Figure 5.3) in which players do not comply with the social optimum illustrates this finding.

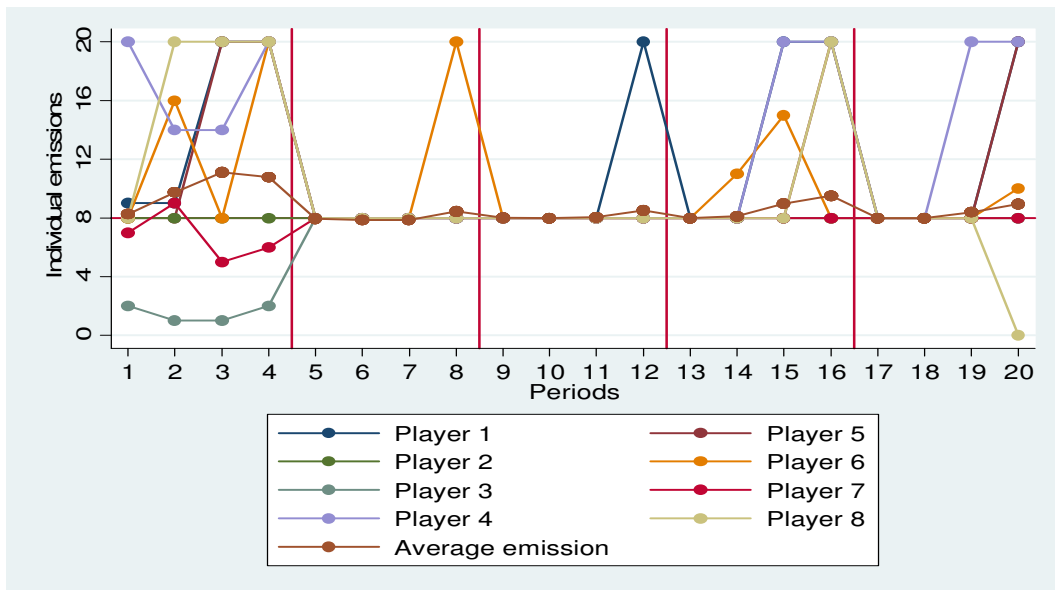


Figure 5.3: Emissions per player in group 3 and in the Low treatment

5.3.2. Econometric analysis

Methods for pooled time-series cross-sectional data are used. Each individual is considered as a cross-sectional unit observed over a 20-period time horizon. The framework for this analysis is the following model:

$$E_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 High_{it} + \alpha_2 com_{it} + \alpha_3 period + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

where the dependant variable, E_{it} , is the emissions of player $i = 1, \dots, 64$ at period $t = 1, \dots, 20$ ⁵⁹; $High$ is treatment-specific indicators equal to 1 in the High treatment and 0 otherwise; com is dummy variable equal to 0 in the first four periods and 1 otherwise; $\mu_i \rightarrow N(0, \sigma_{\mu_i}^2)$ is an individual-specific random effect and $\varepsilon_{it} \rightarrow N(0, \sigma_{\varepsilon}^2)$ is a mean zero error

⁵⁹ Including the last four periods give the same results (Appendix 5.4).

term. The model is estimated by using the Generalized Least Squares (GLS) clustered by groups. The model estimation results are presented in Table 5.4.

Table 5.4: Results of the regression on the individual emissions

Variables	Coefficients (S.E)
Intercept	10.31*** (1.01)
<i>High</i>	-0.06 (0.49)
<i>com</i>	-2.65** (1.07)
period	0.04* (0.022)
<i>N obs.</i>	1280
<i>Overall R²</i>	0.08

Note: *** Denotes that parameter estimate is statistically significant at the 1% level, ** at the 5% level, at the 10% level.

The non-significant coefficient of the variable “*High*” indicates a lack of treatment effect.

In Part A, emissions are significantly different from the social optimum at the 5% level (p-value = 0.02). However, emissions are not significantly different from the social optimum in Part B (p-value = 0.21). Players reduce on average their emissions by 2.65 units after the first communication session takes place.

Conclusion

To regulate non-point source pollution phenomena through taxation, a lot of variants of ambient tax have been proposed. If some of them as the tax / subsidy raise a problem of efficiency, other efficient variants are confronted with a problem of political feasibility. Thus, we attempted to find a tax that is both efficient and acceptable. That objective has led us to propose a particular version, which is between the pure tax and the ambient fixed penalty: the capped ambient tax. The instrument is credible to the extent that firms cannot face charges exceeding their profits.

The results from our study confirm that in front of a multiplicity of equilibriums, the Pareto dominant equilibrium will be “naturally” chosen by the players (Harsanyi and Selten, 1988). Indeed, among the range of equilibriums, the players largely chose to play the social optimum when the opportunity to communicate is introduced regardless the threshold level (high or low). Considering that people’s hostility toward taxes is largely due to their fear that they generate economic disadvantages (large losses), the study’s result is promising.

However the robustness of this result has now to be investigated.

Conclusion générale

L'utilisation massive d'engrais et de pesticides dans l'espace européen induit une pollution des eaux dommageable à l'environnement. Malgré les tentatives de la directive cadre sur l'eau (DCE) de la limiter, tout laisse à croire que l'objectif d'arriver à un « bon état » des eaux en 2015 ne sera pas atteint dans beaucoup de pays parmi lesquels se trouve la France.

Afin d'inciter les agriculteurs à remettre en cause leurs pratiques agricoles, nous avons proposé la mise en place d'une taxe sur les pollutions d'origine agricole. Néanmoins, le régulateur se heurterait à un problème d'ordre informationnel en tentant de taxer les pollutions diffuses. Nous avons montré dans le chapitre 1 comment ce problème découlait de la non-observabilité des émissions individuelles. Cette caractéristique rend inopérants les instruments traditionnels de limitation de la pollution en présence d'une pollution diffuse.

Face à ce constat, un système de régulation basé sur les avancées de la théorie des jeux a été élaboré: la taxe ambiante. Le régulateur fixe un niveau de pollution dont le franchissement déclenche une taxation collective. Nous avons vu qu'il existe plusieurs variantes de taxe ambiante dont (i) la « taxe/subvention » où taxes et subventions sont proportionnelles à l'écart entre le niveau seuil et la pollution réellement constatée, (ii) l'« amende collective » sous laquelle les pollueurs paient un montant forfaitaire en cas de franchissement du seuil, (iii) la « taxe pure » qui, à la différence de la « taxe/subvention », ne comporte pas de subventions, (iv) la « taxe combinée » qui ajoute une pénalité fixe à la taxe pure et (v) l'« amende aléatoire » qui est une variante de la taxe pure où suite au franchissement du seuil, la responsabilité des dommages incombe à une firme tirée au sort.

La taxe ambiante permet au régulateur de faire des économies de coûts de contrôle tout en incitant les pollueurs à se conformer à l'optimum social. Elle n'est cependant pas sans inconvénients ; elle introduit de l'incertitude naturelle et stratégique dans les fonctions de profit des firmes et conduit à des charges élevées. Autant d'éléments qui pourraient limiter son acceptabilité sociale.

Dans le chapitre 2, nous avons passé en revue les facteurs qui suscitent le scepticisme des agents économiques à l'égard des taxes pigouviennes. Parmi ceux-ci, il y a les facteurs subjectifs comme le manque de confiance vis-à-vis des pouvoirs publics ou le besoin de reconnaissance mais aussi des facteurs objectifs tels que la crainte que les taxes engendrent

des distorsions dans la concurrence. Améliorer la portée pratique de la taxe ambiante pourrait passer par mettre l'accent sur ce dernier point.

Si la taxation collective est en effet inhérente à la taxe ambiante, réduire le montant des charges (sans céder sur l'efficacité) est, en revanche, envisageable. De plus, il a été montré que les taxes vertes ont une meilleure chance d'être acceptées lorsqu'elles sont faibles de sorte qu'elles minimisent les contraintes sur les pollueurs (Buchanan et Tullock, 1975).

L'objet du travail de thèse a été de tester en laboratoire deux variantes de taxe ambiante qui ont l'avantage de réduire les charges en cas de taxation mais dont l'efficacité requiert la coopération ou la coordination des pollueurs. Par ce procédé le régulateur introduit une éthique de la responsabilité mutuelle dont l'objectif est de conduire les pollueurs à s'extraire de leur individualité et de leur intérêt immédiat pour penser en terme « collectif ».

Nous avons, dans le chapitre 3, prolongé l'étude de Suter et al. (2008) sur la TPM, une variante qui permet de répartir la charge fiscale entre les différents pollueurs mais dont l'efficacité nécessite la coopération entre pollueurs. Suter et al. (2008) ont montré que la communication pourrait inciter les joueurs à coopérer et rendre ainsi la TPM efficace.

Prenant en compte le fait que dans la réalité, l'hypothèse d'une communication totalement gratuite et exogène est peu probable, nous avons testé l'efficacité de la TPM dans un contexte où la communication est coûteuse et la décision de la mettre en place, endogène. La décision de communiquer n'est prise que suite à un vote où elle est approuvée, moyennant un coût, par la majorité du groupe.

Les résultats de l'étude expérimentale révèlent que les joueurs ne sont pas disposés à supporter un coût pour communiquer. Or en l'absence de communication, ils ne coopèrent pas. Cependant, lorsque la communication est approuvée, il s'ensuit une coopération assez nette mais imparfaite en raison du refus de la minorité ayant voté contre la communication de coopérer. Ceux qui votent contre la tenue d'une session de communication ne se conforment pas à l'optimum social quelque soit l'issue du vote. En revanche, ceux qui votent pour la communication se conforment à l'optimum social lorsqu'elle est approuvée par la majorité. Le vote pour la communication apparaît ainsi comme une manifestation claire de la volonté de coopérer.

Cette expérience montre une différence significative, en termes d'efficacité et de variabilité des efforts individuels, entre les résultats de Suter et al. (2008) et ceux obtenus dans notre traitement de référence où le cheap talk était mis en œuvre. Afin d'expliquer cette

différence, nous avons comparé les protocoles et testé la robustesse des résultats de Suter et al. (2008) en nous focalisant sur deux déterminants de la coopération : le niveau du « sucker's payoff » et la taille des groupes. Cette étude a fait l'objet du chapitre 4. Les résultats obtenus ont montré que la taille des groupes ainsi que le sucker's payoff sont déterminants dans l'efficacité de la TPM. Une efficacité élevée est notée dans les « petits » groupes et les groupes où le sucker's payoff était relativement élevé. Ce résultat suggère que l'efficacité de la TPM requiert des conditions spécifiques dont le régulateur devra tenir compte.

Compte tenu de l'incertitude attachée à l'occurrence de la coopération, nous avons proposé, dans le chapitre 5, un nouvel instrument, la taxe ambiante plafonnée (TAP) qui, comme la TPM, permet de réduire les charges mais n'induit pas de dilemme social.

Les résultats obtenus montrent que l'efficacité de la TAP pourrait être limitée par la multiplicité des équilibres qu'elle induit mais que les joueurs arrivent à se coordonner - grâce à la communication - vers l'équilibre Pareto-dominant, qui correspond à l'optimum social. Le montant du plafond semble cependant être déterminant. Une légère déviation de l'équilibre Pareto-dominant a été observée dans certains groupes où un faible plafond a été implémenté. La robustesse de ces résultats devra cependant être étudiée comme Bchir et al. (communication personnelle) ont commencé à l'entreprendre⁶⁰ auprès de groupes d'agriculteurs. D'autres pistes seraient de tester les effets d'une communication coûteuse, de la présence d'aléa ou d'une population hétérogène sur l'efficacité de la TAP.

Ce travail de thèse s'était fixé pour objectif de tester la performance de variantes de taxe ambiante dont l'application sur le terrain ne s'avère pas, a priori, politiquement difficile mais dont l'efficacité nécessite que les pollueurs coordonnent leurs efforts en vue d'atteindre l'optimum social. Les résultats sur l'efficacité des différents instruments testés montrent que la coopération ou la coordination dans un groupe de pollueurs dépend de plusieurs facteurs qu'il est difficile au régulateur d'appréhender totalement (nature de la communication, sucker's payoff, taille du groupe, montant de la taxe etc.).

Fort de ce constat, nous pensons qu'une piste pour améliorer l'acceptabilité de la taxe ambiante serait de réduire la principale caractéristique des pollutions diffuses : l'asymétrie d'information entre régulateur et pollueurs.

⁶⁰ Les résultats ne semblent pas être différents de ceux observés chez les étudiants.

En ce sens, notre résultat sur la communication coûteuse qui montre que le vote pour la communication est une manifestation de la volonté de coopérer nous semble prometteur.

Le régulateur pourra déduire de ce résultat une conclusion plus générale à savoir qu'il existe des pollueurs prêts à supporter un certain coût afin d'éviter d'être taxés. Dès lors, la proposition d'un système de régulation différencié dans lequel la taxation dépend de l'installation ou non d'un dispositif de contrôle des émissions individuelles (Millock et al. 2002) devient opérationnelle; le régulateur se servant du coût comme d'un mécanisme de détection des types de pollueurs.

Annexes

Annexe 1.1: L'efficacité de la taxe ambiante sous l'hypothèse d'aversion au risque

Horan et al. (2002) partent du constat que le résultat de Segerson (1988) est obtenu sous des hypothèses restrictives. Les firmes sont supposées être neutres au risque et ne peuvent agir que sur une seule variable (« abattement » (dépollution)). Il est supposé aussi que chaque firme a les mêmes anticipations sur l'impact des actions de ses pairs. Autant d'hypothèses qui ne se vérifient pas toujours sur le terrain. La présente démonstration se penche sur l'efficacité de la taxe ambiante sous les hypothèses inverses. Il est ainsi montré que la taxe ambiante uniquement n'est pas efficace face à des agents averses au risque. Pour remédier à cela, il faudrait ajouter un autre instrument, une taxe sur les inputs par exemple.

Il est supposé que certaines firmes (peut-être toutes) sont averses au risque. Celles-ci choisissent un niveau d'input permettant de maximiser l'espérance de l'utilité du profit, $U_i(\pi_i(x_i))$, selon la théorie de von Neumann et Morgenstern.

Le dommage (en terme économique), D , causé par la pollution du lac est en fonction des émissions de nitrate des firmes (a) et d'une variable aléatoire η .

$D = D(a, \eta)$ avec une dérivée première positive (le dommage augmente avec les émissions de nitrate). $\partial^2 D(a, \eta) / \partial a^2 \geq 0$. La fonction de dommage est convexe. L'augmentation entre a et D est non proportionnelle (à un niveau donné l'augmentation de a entrainera une augmentation de D plus importante en proportion).

La fonction de densité jointe des variables aléatoires est donnée par : $f(v, w, \eta | \Omega)$

Ω : regroupe toutes les informations pertinentes sur les variables (aléatoires ou non). Chacun, régulateur et firme i , détiendra un sous ensemble de Ω c'est-à-dire une information incomplète. De là, découle l'asymétrie d'information.

Supposons Ω^* , l'information détenue par le régulateur et Ω_i celle détenue par la firme i avec $\Omega^* \neq \Omega_i \quad \forall i, \Omega_i \neq \Omega_j \quad \forall i \neq j$.

Une nouvelle variable aléatoire, θ , doit être ajoutée dans les fonctions de densité. Elle exprime l'incertitude du régulateur (firme i) vis-à-vis de la différence entre Ω et Ω^* (Ω et Ω_i). Les fonctions de densité du régulateur et de la firme i deviennent respectivement $g(v, w, \eta, \theta | \Omega^*)$ et $g(v, w, \eta, \theta | \Omega_i)$.

Le régulateur maximise le programme suivant :

$$\max J = \sum_{i=1}^n \pi_i(x_i) - E\{D(a, \eta)\}$$

A l'optimum, $\frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} = E\left\{\frac{\partial D(a, \eta)}{\partial a} \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}}\right\} \forall i, j$ le bénéfice marginal doit être égal à l'espérance du dommage marginal.

Détermination de la taxe ambiante optimale

Soit la taxe ambiante définie de la façon suivante : $T_{zi}(a) + k_i$

On note $Z = N$ pour les firmes neutres au risque et $Z = R$ pour celles qui sont averses au risque.

→ **Pour les firmes neutres au risque** (dérivée seconde de l'utilité nulle), la condition de premier ordre (pour une solution intérieure) donne :

$$\frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} = E_i \left\{ T'_{Ni}(a) \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}} \right\} \forall i, j$$

Deux taxes (ex-ante) sont optimales:

- taxe linéaire : $T_{Ni}(a) = ta$ avec $t = \frac{\partial D(a^*, \eta)}{\partial a}$
- taxe non-linéaire : $T_{Ni}(a) = D(a, \eta)$

Ces taxes ne sont optimales que si les anticipations (l'impact d'une unité supplémentaire d'input sur D) sont identiques. Le cas contraire, elles doivent être ajustées. Ainsi elles deviennent :

- taxe linéaire : $T_{Ni}(a) = t_i a$ avec $t_i = \frac{\partial D(a^*, \eta)}{\partial a} \frac{g(v, w, \eta, \theta)}{h_i(v, w, \eta, \theta)}$
- taxe non-linéaire : $T_{Ni}(a) = D(a, \eta) \frac{g(v, w, \eta, \theta)}{h_i(v, w, \eta, \theta)}$

→ **Pour les firmes averses au risque**, la condition de premier ordre est :

$$\frac{\partial \pi_i}{\partial x_{ij}} = E_i \left\{ T'_{Ri}(a) \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}} \right\} + \psi_{ij} \text{ avec } \psi_{ij} = \text{cov}_i \left\{ U'_i(\bullet), T'_{Ri}(a) \frac{\partial a}{\partial r_i} \frac{\partial r_i}{\partial x_{ij}} \right\} (E_i \{U'_i(\bullet)\})^{-1}$$

Il y a deux parties, la première qui dépend de la pollution ambiante et la seconde qui dépend conjointement du niveau ambiant de pollution et du niveau d'inputs utilisé. Par conséquent, la taxe optimale doit aussi comporter deux parties.

$$T_{Ri}(a, x_i) = \tau_{1i}(a) + \tau_{2i}(x_i)$$

La première partie de la taxe peut être optimale pour des agents neutres au risque. La deuxième partie de la taxe peut être interprétée comme une prime de risque. En effet, étant

donné le caractère aléatoire de la taxe ambiante, les agents averse au risque sont prêts à payer un montant supplémentaire pour se prémunir du risque associé à la taxe ambiante.

La deuxième partie de la taxe implique que le régulateur doit non seulement contrôler la pollution ambiante mais aussi les inputs. Ce qui se traduit par des coûts additionnels d'information (contrôle des inputs).

Annexe 2.1: Le double dividende : un argument pour augmenter l'acceptabilité sociale des écotaxes

Dès l'introduction des taxes environnementales, les calculs scientifiques ont montré que pour atteindre le niveau d'efficacité écologique souhaité, les taux d'imposition appliqués devraient être relevés mais cette idée a très vite suscité une opposition politique. Et c'est dans le but de réduire cette opposition politique, que l'argument du « double dividende » (Pearce, 1991) a été avancé. Celui-ci part de l'idée que les recettes des écotaxes devraient être utilisées dans le but de réduire de manière significative les taxes existantes et leurs effets de distorsion. Cela procurerait un double dividende : un dividende environnemental et un dividende économique. Le premier dividende porterait sur l'amélioration de la qualité de l'environnement tandis que le second serait relatif à la retombée économique (croissance du PIB, de l'emploi ou du bien-être individuel) qui ferait suite à l'allègement des distorsions fiscales préexistantes.

Appendix 3.1: Instructions in the LCV treatment.

Bienvenue

Vous allez participer à une expérience dont l'objectif est l'étude des comportements économiques.

Avant le début de l'expérience des questions vous seront posées afin de vérifier la bonne compréhension des instructions.

A la fin de la lecture des instructions, vous pouvez vous adresser à nous en levant la main si vous avez une ou des questions à poser.

1. Cadre général de l'expérience

16 personnes participent à cette expérience. Les 16 personnes sont réparties aléatoirement en deux groupes de huit personnes. Vous êtes donc membre de l'un de ces deux groupes de huit personnes.

Vous ne pourrez pas connaître l'identité des autres personnes de votre groupe, ni pendant l'expérience, ni après. Au cours de l'expérience, vous n'interagirez qu'avec les sept autres personnes de votre groupe et jamais avec les 8 autres personnes présentes dans le laboratoire.

Les gains que vous réaliserez dépendent à la fois des décisions que vous prendrez et des décisions prises par les sept autres membres de votre groupe. Ces gains seront comptabilisés en points et convertis à la fin de l'expérience en euros.

Cette expérience comporte au moins 22 périodes. La suite des instructions va vous permettre de comprendre comment votre gain à chaque période sera calculé, puis vous exposera le déroulement chronologique de l'expérience.

2. Votre décision

Au début de chaque période, chaque membre de votre groupe, y compris vous-même, dispose de 20 jetons. Votre décision consiste alors à investir le nombre de jetons que vous souhaitez parmi ces 20 jetons. Votre gain dépend du nombre de jetons investis par vous-même et par les sept autres membres du groupe. Lors de certaines périodes, il est possible que vous ne gagniez rien, et même que vous perdiez des points.

Le gain (ou la perte) que vous réalisez à chaque période est formé de deux parties :

- Un gain qui ne dépend que de votre propre investissement.
- Une perte qui dépend à la fois de votre investissement et de ceux des sept autres membres de votre groupe.

A cela, s'ajoute une perte éventuelle qui intervient toutes les quatre périodes. Cette perte dépend à la fois de votre souhait de participer et de la tenue ou non d'une séance de discussion.

2.1. le gain dû à votre propre investissement

Chaque jeton que vous investissez vous rapporte un certain nombre de points, comme l'indique le Tableau. Celui-ci est composé de trois colonnes. Elles indiquent respectivement le nombre de jetons que vous souhaitez investir, le gain supplémentaire engendré par le dernier jeton investi et le gain total.

- Si vous investissez 0 jeton, votre gain est de 500 points
- Si vous investissez 1 point, votre gain est de 582 points (500+82)
- Si vous investissez 2 jetons, votre gain est de 660 points (500+82+78)

Le même principe se poursuit jusqu'à 20 jetons :

- Si vous investissez 20 jetons, votre gain est de 1380 points (500+82 + 78 + ... + 14 +10+6 = 1380).

Vous constaterez que plus vous investissez de jetons, moins chacun de ces jetons génère de points.

Les jetons non investis sont perdus. Vous ne pourrez pas les réutiliser dans les périodes suivantes.

Exemple: Si à la première période, vous investissez 9 jetons, à la période suivante, vous ne disposerez pas de 31 jetons mais de 20.

Les gains dus à votre propre investissement

Nombre de jetons investis	Gain supplémentaire engendré par le dernier jeton	Gain total (en points)
0	-	500
1	82	582
2	78	660
3	74	734
4	70	804
5	66	870
6	62	932
7	58	990
8	54	1044
9	50	1094
10	46	1140
11	42	1182
12	38	1220
13	34	1254
14	30	1284
15	26	1310
16	22	1332
17	18	1350
18	14	1364
19	10	1374
20	6	1380

2.2. La perte due à votre investissement et à ceux des sept autres membres de votre groupe

Chaque membre de votre groupe, y compris vous-même, subit une perte si le nombre total de jetons est plus grand que 64. Si le nombre total de jetons investis par votre groupe est plus grand que 64, chacun perd 6,5 fois la différence entre le nombre total de jetons investis par votre groupe et 64.

Exemple: Le nombre total de jetons investis par votre groupe est égal à 100 jetons ; ce nombre est plus grand que 64 donc il y a une perte. La différence entre 100 et 64 est égal à 36, donc chacun des membres de votre groupe, y compris vous même, perd 36 fois 6,5, soit 234 points.

En résumé, cette perte dépend du nombre total de jetons investis par vous-même et les sept autres membres. Si le nombre total de jetons investis par le groupe est plus grand que 64, vous-même ainsi que les autres membres de votre groupe subissez une perte. Plus le nombre de jetons investis s'éloigne de 64, plus la perte augmente.

3. La perte due à votre participation à la séance de discussion

Vous avez la possibilité de communiquer avec les autres participants avant les 5^{ème}, 9^{ème}, 13^{ème}, 17^{ème} et 21^{ème} périodes. A chacune de ces périodes, vous indiquez par un vote si « oui » ou « non » vous souhaitez discuter avec les autres membres de votre groupe.

La question « *Souhaitez-vous discuter avec les autres membres de votre groupe ?* » apparaîtra à l'écran.

Si la majorité du groupe (au moins 5 « oui ») souhaite discuter, un forum de discussion où tous les membres du groupe y compris ceux qui ont répondu « non » peuvent discuter apparaîtra. Dans le cas contraire, aucune discussion n'aura lieu.

- Si vous répondez « oui » à la question, 10 points seront soustraits de votre gain à la fin de cette période mais seulement s'il y a une discussion.

- Si vous répondez « non » à la question, aucun point ne sera déduit de votre gain à la fin de cette période qu'il y ait ou non une discussion.

A l'issue du vote, vous serez informés de la tenue ou non d'une séance de discussion. En revanche, le score du vote (combien de « oui » et de « non ») ne sera pas indiqué.

Lors des séances de discussion, limitées à trois minutes, les accords de partage des gains après l'expérience sont interdits. Mis à part ces temps de discussion autorisés, il est interdit de communiquer pendant l'expérience.

4. Déroulement chronologique de l'expérience

A chaque période, l'ordinateur vous demande de saisir le nombre de jetons que vous souhaitez investir. Vous pouvez saisir n'importe quelle valeur entière entre 0 et 20. Les autres membres de votre groupe font de même de leur côté, mais vous n'observerez pas leurs décisions individuelles ; vous ne connaîtrez que la somme totale de leurs décisions individuelles, à la fin de la période. Dès que tous les membres de votre groupe ont pris leur décision, l'ordinateur calcule les gains ou pertes de chacun pour la période en cours. Ensuite, il communique à

chaque participant le nombre total de jetons mis par les sept autres membres de son groupe et son gain de la période. La période suivante commence dès que tous les membres de votre groupe sont prêts. A tout moment, vous pouvez afficher l'historique de l'expérience. Celui-ci vous rappelle, pour chaque période passée, votre décision, le nombre total de jetons mis par les sept autres membres du groupe et votre gain.

A la fin de l'expérience, votre gain sera converti en euros. Le taux de conversion qui sera appliqué est de 1000 points égal 1€.

Avant de commencer l'expérience, vous procéderez à une période d'essai. L'objectif est de vous permettre de vous familiariser avec l'interface graphique de l'ordinateur. Lors de cette période d'essai, l'ordinateur jouera le rôle des sept autres personnes. La somme des jetons investis par les sept autres membres sera égale à 70. Le gain perçu lors de cette période ne sera pas converti en euro.

Appendix 3.2: Non-parametric tests

Table 3.9: Results (p-values) of the two-tailed Mann–Whitney U-tests on average emissions per group.

	NC	CT	ICC	LCV	HCV
NC	-				
CT	0.024	-			
ICC	0.148	0.287	-		
LCV	0.083	0.477	0.659	-	
HCV	0.772	0.024	0.148	0.148	-

We reject the null hypothesis of no difference:

- At the 5% level between NC and CT treatments (p=0.024) on one hand, and between CT and HCV (p=0.024) on the other hand.
- At the 10% level between NC and LCV treatments (p=0.083).

Appendix 3.3: Exogenous costless communication vs. exogenous costly communication

Table 3.10: Results of the regression on the polluter's emissions in the ICC treatment

Variables	Periods following communication sessions (5 th , 9 th , 13 th and 17 th)	Periods preceding communication sessions (8 th , 12 th , 16 th and 20 th)
	Coefficients (S.E)	
Intercept	12.35*** (0.75)	14.42*** (1.21)
CT	-3.69** (1.56)	-3.04** (1.43)
ICC	-3.75** (1.61)	-1.68 (1.87)
N obs.	512	
Overall R ²	0.12	0.11

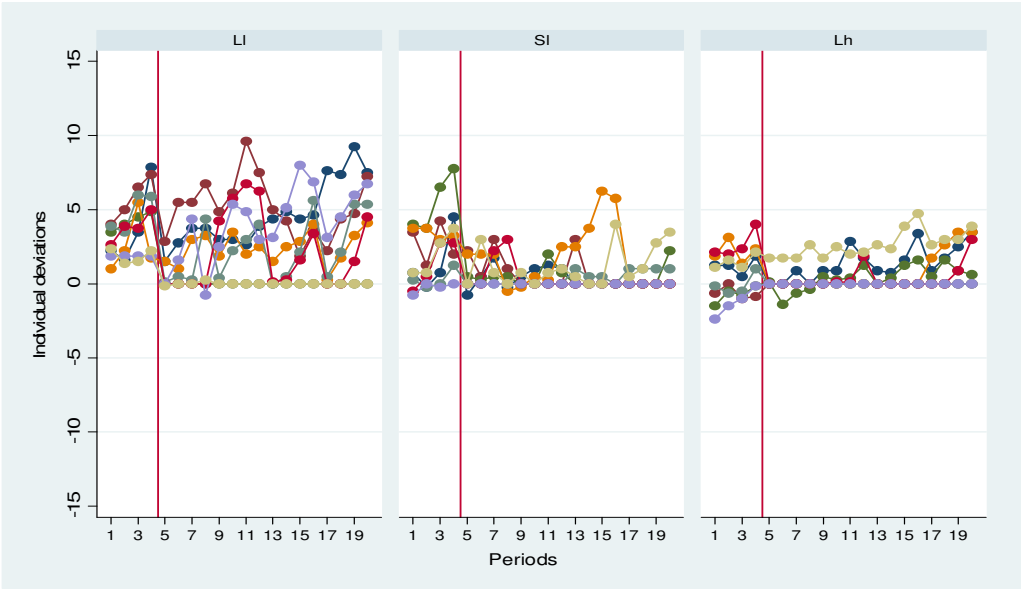
Appendix 3.4: Regression with the treatments HCV and LCV

$$E_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 treat_{it} + \alpha_2 com_{it} + \alpha_5 period + \mu_i + \varepsilon_{it}$$

Table 3.11: Results of the regression on the polluter's emissions with variable *com*

Variables	Coefficients
Intercept	12.67*** (1.80)
treat	1.202 (1.67)
com	-2.67 *** (0.87)
period	-0.01 (0.11)
N. obs	1024
Overall R ²	0.092

Appendix 4.1: More figures on subjects' emissions



Note: each curve corresponds to 1 group.

Figure 4.2: Average group deviation from the social optimum

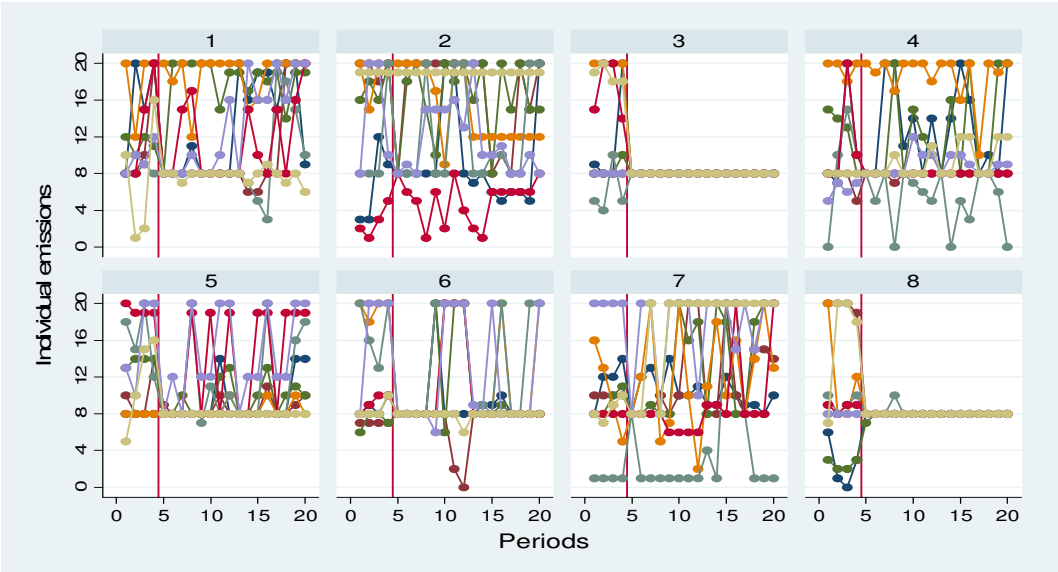


Figure 4.3: Individual deviation from the social optimum in the treatment LI

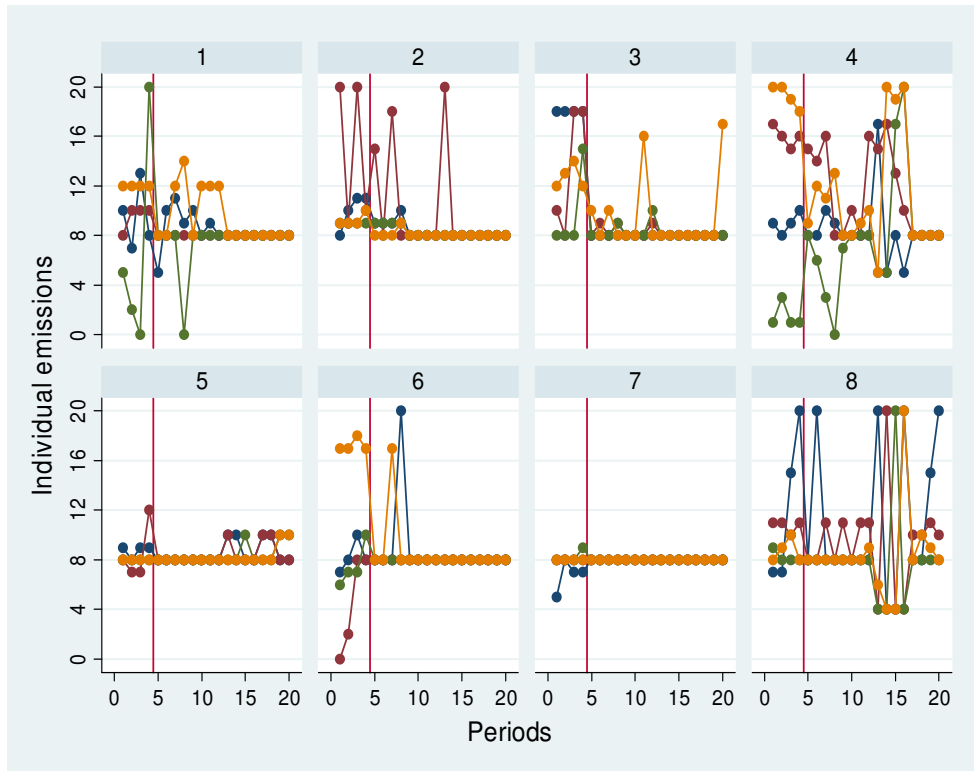


Figure 4.4: Individual deviation from the social optimum in the treatment SI

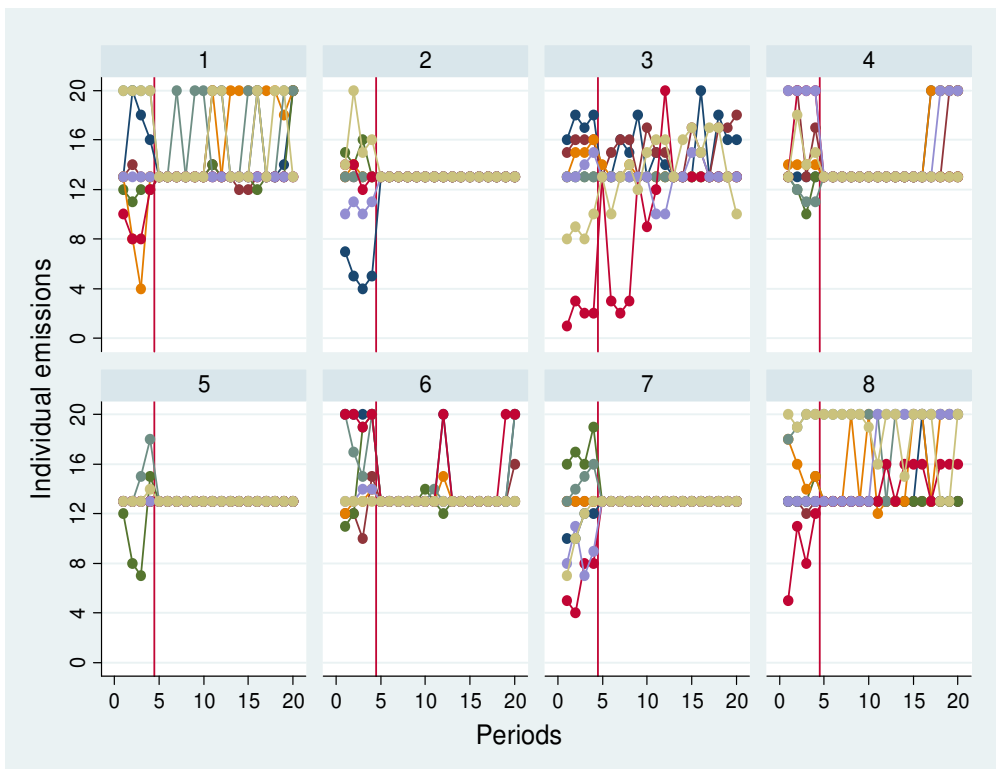


Figure 4.5: Deviation from the social optimum in the treatment Lh

Appendix 5.1: Instructions in the CAT

Bienvenue

Vous allez participer à une expérience dont l'objectif est l'étude des comportements économiques.

Avant le début de l'expérience des questions vous seront posées afin de vérifier la bonne compréhension des instructions.

A la fin de la lecture des instructions, vous pouvez vous adresser à nous en levant la main si vous avez une ou des questions à poser.

1. Cadre général de l'expérience

16 personnes participent à cette expérience. Les 16 personnes sont réparties aléatoirement en deux groupes de huit personnes. Vous êtes donc membre de l'un de ces deux groupes de huit personnes.

Vous ne pourrez pas connaître l'identité des autres personnes de votre groupe, ni pendant l'expérience, ni après. Au cours de l'expérience, vous n'interagirez qu'avec les sept autres personnes de votre groupe et jamais avec les 8 autres personnes présentes dans le laboratoire.

Les gains que vous réaliserez dépendent à la fois des décisions que vous prendrez et des décisions prises par les sept autres membres de votre groupe. Ces gains seront comptabilisés en points et convertis à la fin de l'expérience en euros.

Cette expérience comporte au moins 22 périodes. La suite des instructions va vous permettre de comprendre comment votre gain à chaque période sera calculé, puis vous exposera le déroulement chronologique de l'expérience.

2. Votre décision

Au début de chaque période, chaque membre de votre groupe, y compris vous-même, dispose de 20 jetons. Votre décision consiste alors à investir le nombre de jetons que vous souhaitez parmi ces 20 jetons. Votre gain dépend du nombre de jetons investis par vous-même et par les sept autres membres du groupe. Lors de certaines périodes, il est possible que vous ne gagniez rien, et même que vous perdiez des points.

Le gain (ou la perte) que vous réalisez à chaque période est formé de deux parties :

- Un gain qui ne dépend que de votre propre investissement.

- Une perte qui dépend à la fois de votre investissement et de ceux des sept autres membres de votre groupe.

2.1. le gain du à votre propre investissement

Chaque jeton que vous investissez vous rapporte un certain nombre de points, comme l'indique le Tableau. Celui-ci est composé de trois colonnes. Elles indiquent respectivement le nombre de jetons que vous souhaitez investir, le gain supplémentaire engendré par le dernier jeton investi et le gain total.

- Si vous investissez 0 jeton, votre gain est de 500 points
- Si vous investissez 1 jeton, votre gain est de 582 points (500+82)
- Si vous investissez 2 jetons, votre gain est de 660 points (500+82+78)

Le même principe se poursuit jusqu'à 20 jetons :

- Si vous investissez 20 jetons, votre gain est de 1380 points (500+82 + 78 + ... + 14 +10+6 = 1380).

Vous constaterez que plus vous investissez de jetons, moins chacun de ces jetons génère de points.

Les jetons non investis sont perdus. Vous ne pourrez pas les réutiliser dans les périodes suivantes.

Exemple: Si à la première période, vous investissez 9 jetons, à la période suivante, vous ne disposerez pas de 31 jetons mais 20.

Les gains dus à votre propre investissement

Nombre de jetons investis	Gain supplémentaire engendré par le dernier jeton	Gain total (en points)
0	-	500
1	82	582
2	78	660
3	74	734
4	70	804
5	66	870
6	62	932
7	58	990
8	54	1044
9	50	1094
10	46	1140
11	42	1182
12	38	1220
13	34	1254
14	30	1284
15	26	1310
16	22	1332
17	18	1350
18	14	1364
19	10	1374
20	6	1380

2.2. La perte due à votre investissement et à ceux des sept autres membres de votre groupe

Chaque membre de votre groupe, y compris vous-même, subit une perte si le nombre total de jetons est plus grand que 64. Si le nombre total de jetons investis par votre groupe est plus grand que 64, chacun perd 52 fois la différence entre le nombre total de jetons investis par votre groupe et 64. Cependant, cette perte est plafonnée à hauteur de 1000 points. Si le nombre total de jetons investis est supérieur à 64 et que la perte, 52 fois la différence entre le

nombre total de jetons investis par votre groupe et 64, excède 1000, la perte de chacun sera limitée à 1000 points.

Exemple 1: Le nombre total de jetons investis par votre groupe est de 140 jetons ; ce nombre est plus grand que 64 donc il ya une perte. Le montant de la perte est égal à 3952 points (52 fois 76). 3952 est plus grand que 1000 donc chacun des membres de votre groupe, y compris vous-même, perd 1000 points.

Exemple 2 : Le nombre total de jetons investis par votre groupe est de 67 jetons ; ce nombre est plus grand que 64 donc il ya une perte. Le montant de la perte est égal à 156 points (52 fois 3). 156 est plus petit que 1000 donc chacun des membres de votre groupe, y compris vous-même, perd 156 points.

En résumé, votre perte dépend du nombre total de jetons investis par vous-même et les sept autres membres. Si le nombre total de jetons investis par le groupe est plus grand que 64, chacun subit une perte. Jusqu'au seuil de 1000 points, plus le nombre de jetons investis par le groupe s'éloigne de 64, plus la perte augmente.

3. Déroulement chronologique de l'expérience

Vous serez autorisés à discuter avec les autres membres de votre groupe avant les 5^{ème}, 9^{ème}, 13^{ème}, 17^{ème} et 21^{ème} périodes. Une interface symbolisant un forum de discussion va apparaître à chacune de ces périodes. Les discussions de groupe sont limitées à 3 minutes. Les accords de partage des gains après l'expérience sont interdits. Mis à part ces temps de discussion autorisés, rappelons qu'il est interdit de communiquer pendant l'expérience.

A chaque période, l'ordinateur vous demande de saisir le nombre de jetons que vous souhaitez investir. Vous pouvez saisir n'importe quelle valeur entière entre 0 et 20. Les autres membres de votre groupe font de même de leur côté, mais vous n'observerez pas leurs décisions individuelles ; vous ne connaîtrez que la somme totale de leurs décisions individuelles, à la fin de la période. Dès que tous les membres de votre groupe ont pris leur décision, l'ordinateur calcule les gains ou pertes de chacun pour la période en cours. Ensuite, il communique à chaque participant le nombre total de jetons mis par les sept autres membres de son groupe et son gain de la période. La période suivante commence dès que tous les membres de votre groupe sont prêts. A tout moment, vous pouvez afficher l'historique de l'expérience. Celui-ci vous rappelle, pour chaque période passée, votre décision, le nombre total de jetons mis par les sept autres membres du groupe et votre gain.

A la fin de l'expérience, votre gain sera converti en euros. Le taux de conversion qui sera appliqué est de 1000 points contre 1€.

Avant de commencer l'expérience, vous procéderez à une période d'essai. L'objectif est de vous permettre de vous familiariser avec l'interface graphique de l'ordinateur. Lors de cette période d'essai, l'ordinateur jouera le rôle des sept autres personnes. La somme des jetons investis par les sept autres membres sera égale à 70. Le gain perçu lors de cette période ne sera pas converti en euro.

Appendix 5.2: Evolution over the periods of the individual emissions per group

→ in the Low treatment

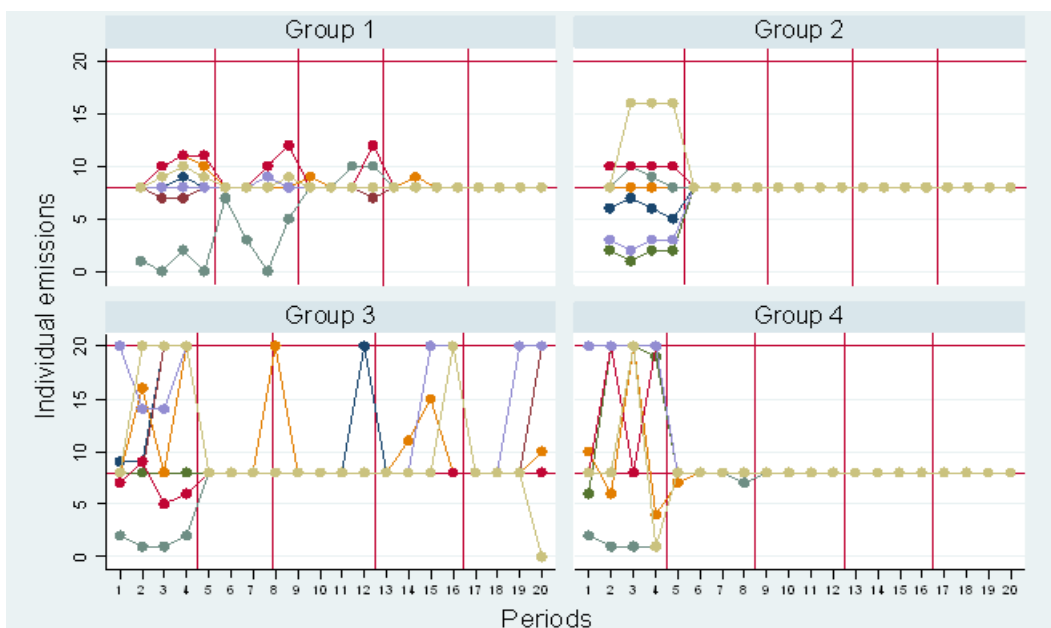


Figure 5.4: Individual emissions per group in the Low treatment

→ in the **High treatment**

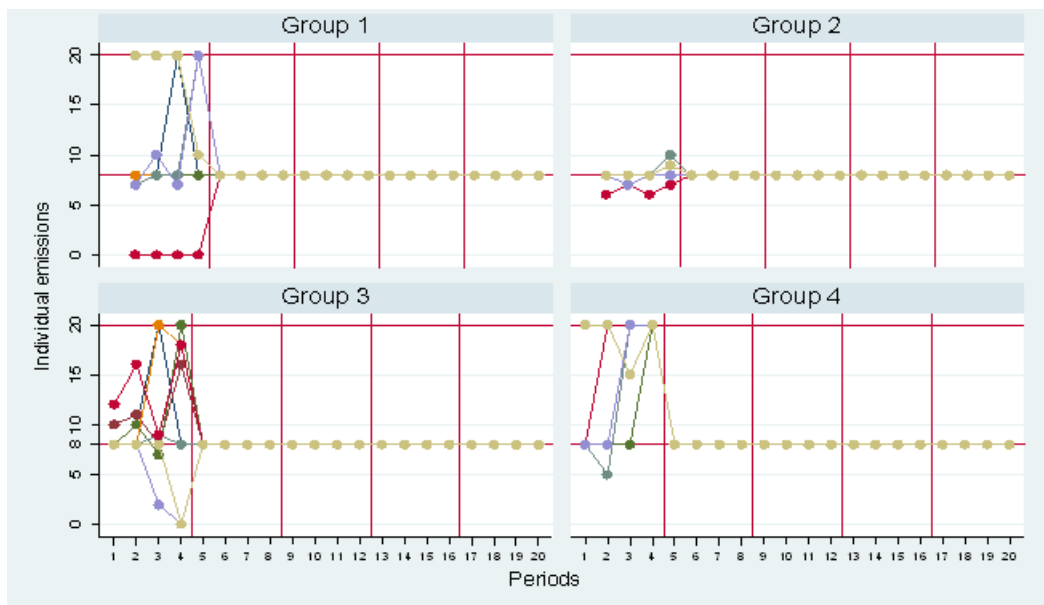


Figure 5.5: Individual emissions per group in the High treatment

Appendix 5.3: Emissions per subject in groups

→ in the **Low treatment**

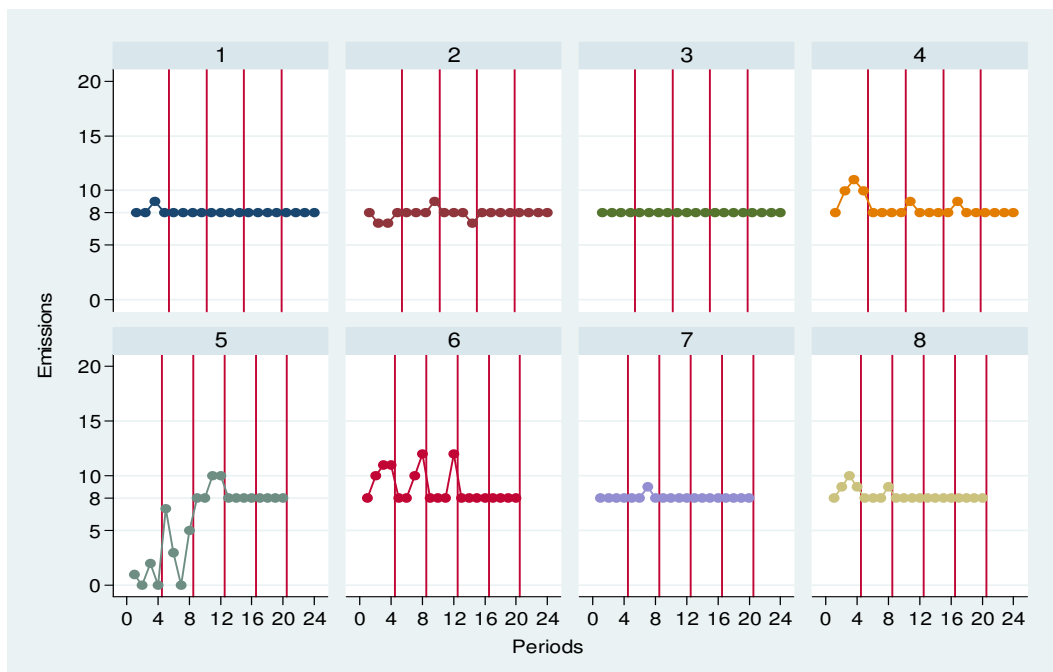


Figure 5.6: Emissions per subject in Group 1

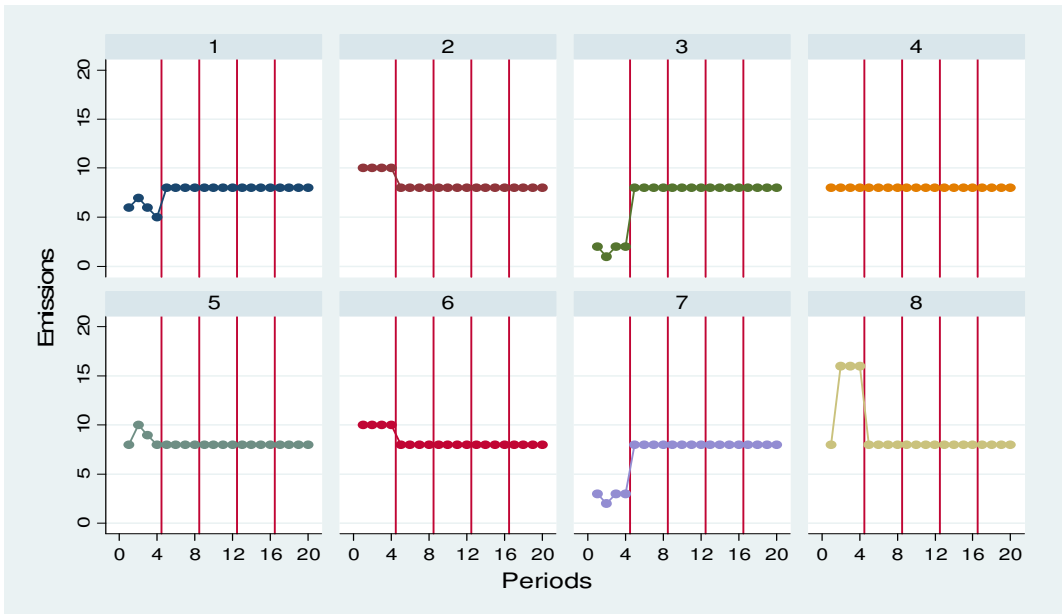


Figure 5.7: Emissions per subject in Group 2

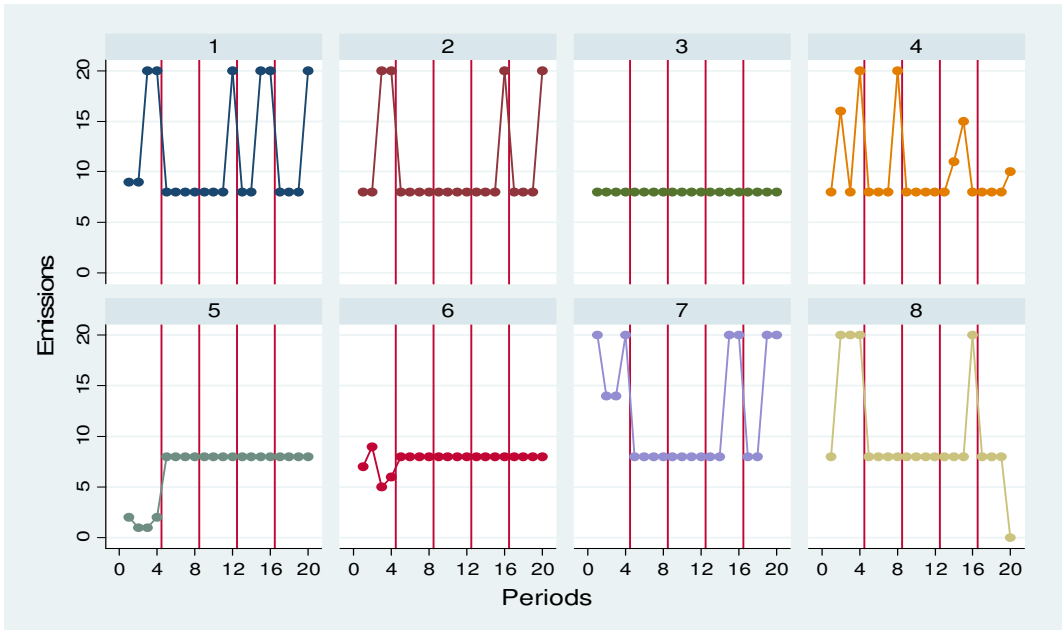


Figure 5.8: Emissions per subject in Group 3

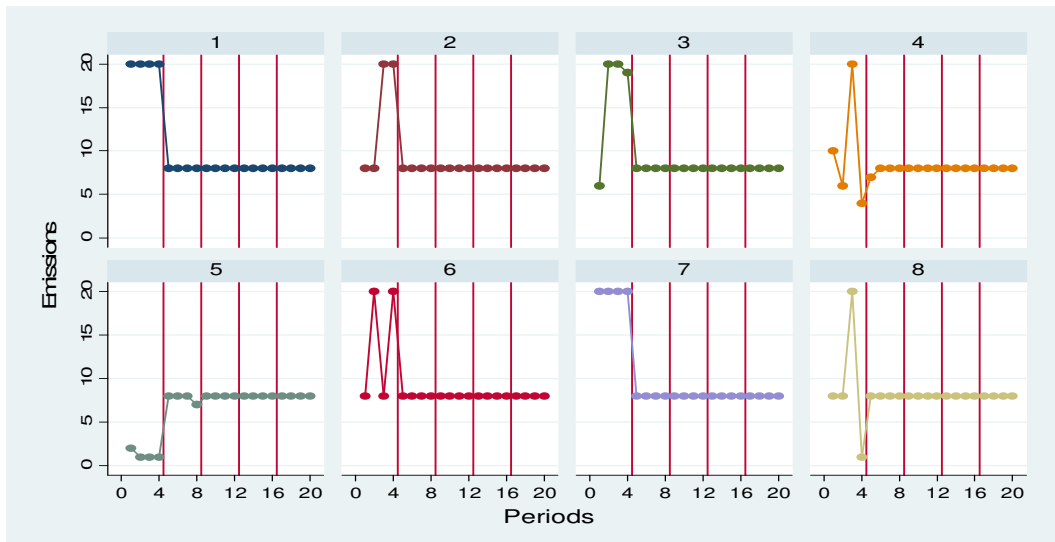


Figure 5.9: Emissions per subject in Group 4

→ in the High treatment

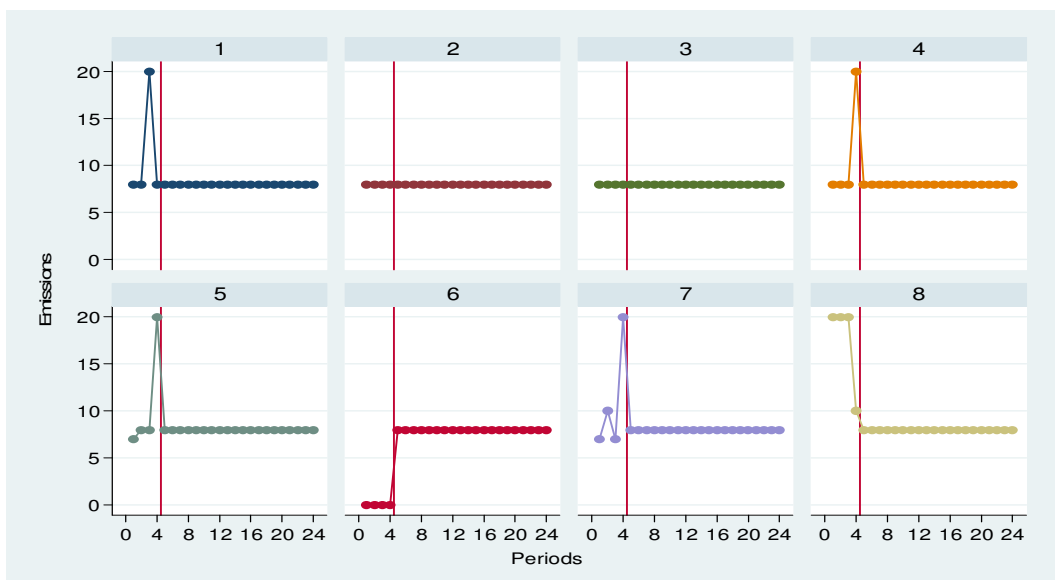


Figure 5.10: Emissions per subject in Group 1 (Treatment High)

Note: The same evolution is noted in the other groups.

Appendix 5.4: Regression on individual emissions with the last four periods

Variables	Coefficients (S.E)
Intercept	10.41*** (1.01)
<i>High</i>	-0.31 (0.49)
<i>com</i>	-2.75** (1.07)
period	0.05* (0.022)
<i>N obs.</i>	1536
<i>Overall R²</i>	0.08

Communications

“Cooperation in Average Pigouvian Tax: the size and the fear of getting the sucker’s payoff effects,” (co-auteurs: Bchir M., Cochard F. and Rozan A.), paper presented at the Annual conference of the French Experimental Economics Association, Montpellier, May 31-June 2, 2012

“Impact of costly communication on the efficiency of the average pigouvian tax: an experimental study”, (co-auteurs: Bchir M., Cochard F. and Rozan A.), paper:

- presented at the:

- International Workshop on Mechanism Design and the Environment, Royal Society, Edinburgh, UK, May 8-9, 2013.

- selected to be presented at the:

- Journées de Micro-économie Appliquée (JMA), Nice, France, June 6-7, 2013.

- 20th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics, Toulouse, France, June 26-29, 2013.

Références

- Ajzen I. (1985) From intention to actions: a theory of planned behavior, in action control: from cognitions to behavior, eds. J. Kuhl and J. Beckman, *New York: Springer-Verlag*, 11-39.
- Ajzen I. and Fishbein M. (1980) Understanding attitudes and predicting social behaviour, *Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall*.
- Alm J., McClelland G. and Schulze W. (1999) Changing the social norm of tax compliance by voting? *KYKLOS* 52, 141-171.
- Alpizar F., Requate T. and Schramm A. (2004) Collective vs. random fining: an experimental study on controlling non-point pollution, *Environmental and Resource Economics* 29, 231-252.
- Andersson O. and Holm H. (2010) Endogenous communication and tacit coordination in market entry games: an explorative experimental study, *International Journal of Industrial Organization* 28, 477-495.
- Andersson O. and Holm H. (2011) Free-riding on communication: an experimental study, *Working paper*.
- Andersson O. and Wengström E. (2007) Do antitrust laws facilitate collusion? experimental evidence of costly communication in duopolies, *The Scandinavian Journal of Economics* 109, 321-339.
- Andreoni J. (1995) Warm-glow versus cold-prickle: the effects of positive and negative framing on cooperation in experiments, *The Quarterly Journal of Economics* 110, 1-21.
- Andreoni J. and Petrie R. (2004) Public goods experiments without confidentiality: a glimpse into fund-raising, *Journal of Public Economics* 88, 1605-1623.
- Arrandale T. (1999) The right-to-know trap, *Governing* 12, 56.
- Aumann R. and Hart S. (2003) Long cheap talk, *Econometrica* 71, 1619-1660.
- Balliet D. (2010) Communication and cooperation in social dilemmas: a meta-analytic review, *Journal of Conflict Resolution* 54, 39-57.
- Baron J. and Jurney J. (1993) Norms against voting for coerced reform, *Journal of Personality and Social Psychology* 64, 347-355.
- Baron J. and McCaffery E. (2003) Heuristics and biases in thinking about tax, in proceedings, *96th Annual Conference on Taxation, Chicago, Illinois, November 13-15*.

- Battaglini M., Morton R. and Palfrey T. (2007) Efficiency, equity, and timing of voting mechanisms, *American Political Science Review* 101, 409-424.
- Baumol W. and Oates W. (1988) The theory of environmental policy, 2nd edition *Cambridge University Press*.
- Beth Marks M. and Schansberg D. (1997) Fairness and reputation effects in a provision point contributions process, *Nonprofit Management and Leadership* 7, 235-251.
- Beuermann C. and Santarius T. (2006) Ecological tax reform in Germany: handling two hot potatoes at the same time, *Energy Policy* 34, 917-929.
- Binney E., Mason R., Martsof, S. and Detweiller J. (1996) Credibility, public trust and the transport of radioactive waste through local communities, *Environment and Behavior* 28, 283-301.
- Bochet O. and Putterman L. (2009) Not just babble: opening the black box of communication in a voluntary contribution experiment, *European Economic Review* 53, 309-326.
- Bochet O., Page T. and Putterman L. (2006) Communication and punishment in voluntary contribution experiments, *Journal of Economic Behavior and Organization* 60, 11-26.
- Boemare C. (2001) Quel Système de Régulation des Activités Polluantes ? Le cas des sources mobiles de pollution atmosphérique, *Thèse pour le doctorat de l'E.H.E.S.S Spécialité: Socio-économie du développement*.
- Bos N., Darren G., Olson J. and Olson G. (2009) Being there versus seeing there: trust via video, *Unpublished manuscript*, University of Michigan, Ann Arbor, MI.
- Bougherara D., Costa S., Grolleau G. and Ibanez L. (2009) Dealing with aversion to the sucker's payoff in public goods game, *Economics Bulletin* 29
- Branson M. and Reiter D. (1996) Effects of ecological information on judgments about scenic impacts of timber harvest, *Journal of Environmental Management* 46, 31-41.
- Brewer M. and Kramer R. (1986) Choice behavior in social dilemmas: effects of social identity, group size, and decision framing, *Journal of personality and social psychology* 50, 543-549.
- Brosig J., Ockenfels A and Weimann J. (2001) The effect of communication media on cooperation, *German Economic Review* 4, 217-41.
- Brunson M. (1992) Professional bias and public perspectives, *The Consortium for Social Values of Natural Resources Newsletter*.
- Brunson M. (1996) A definition of "social acceptability" in ecosystem management, *In Defining social acceptability in ecosystem management: A workshop proceedings*, eds.

- Buchanan J. and Tullock G. (1975) Polluter's profits and political response: direct control versus taxes, *American Economic Review* 65, 139-147.
- Cabe R. and Herriges J. (1992) The Regulation of nonpoint sources of pollution under imperfect and asymmetric information, *Journal of Environmental Economics and Management* 22, 134-146.
- Camacho E. and Requate T. (2004) Collective and random fining versus tax/subsidy schemes to regulate non-point pollution: an experimental study, *Economics Working Paper No 2004-10*.
- Camacho-Cuena E. and Requate T. (2012) The regulation of non-point source pollution and risk preferences: an experimental approach, *Ecological Economics* 73, 179-187.
- Chakravartty S., Kaplanz T. and Myles G. (2010) The benefits of costly voting, *MPRA (Munich Personal RePEc Archive)*.
- Charness G (2000) Self-serving Cheap talk: a test of Aumann's conjecture, *Games and Economic Behavior* 33, 177-194.
- Charness G. and Grosskopf B. (2004) What makes cheap talk effective? experimental evidence, *Economics Letters* 83, 383-389.
- Clawson M. (1975) Forest for whom et for what?, *Baltimore John Hopkins University Press*.
- Clinch J., Dunne L. and Dresner S. (2006) Environmental and wider implications of political impediments to environmental tax reform, *Energy Policy* 34, 960-970.
- Coase R. (1960) The problem of social cost, *Journal of Law and Economics* 3, 1-44.
- Cochard F. and Rozan A. (2010) Taxe ambiante: un outil adapté à la lutte contre les coulées de boue ? Étude expérimentale, *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement* 91, 296-326.
- Cochard F., Willinger M. and Xepapadeas A. (2005) Efficiency of nonpoint source pollution instruments: an experimental study, *Environmental and Resource Economics* 30, 393-422.
- Cochard F., Ziegelmeyer A. and My, K. (2007) On the acceptability of the ambient tax mechanism: an experimental investigation, *BETA-Theme, Louis Pasteur University*.
- Coleman S. (2007) The Minnesota income tax compliance experiment: replication of the social norms experiment, *Available at SSRN 1393292*.
- Cooper R., DeJong D., Forsythe R. and Ross T. (1992) Communication in coordination games, *The Quarterly Journal of Economics* 107, 739-771.
- Crassous R., Quirion P. and Combet E. (2009) Taxe carbone : recyclage des recettes et double dividende, *Références économiques CEDD*.

- Crawford V. (1998) A survey of experiments on communication via cheap talk, *Journal of Economic Theory* 78, 286-298.
- Croson R. (1995) Feedback in voluntary contribution mechanisms: an experiment in team production, *Research in Experimental Economics* -, 85-97
- Croson R. (2007) Theories of commitment, altruism and reciprocity: evidence from linear public goods games, *Economic Inquiry* 45, 199-216.
- Deacon R. and Shapiro P. (1997) Private preference for collective goods revealed through voting on referenda, *The American Economic Review* 65, 943-955.
- Denant-Boemont L., Masclet D. and Noussair C. (2011) Announcement, observation, and honesty in the voluntary contributions game, *Pacific Economic Review* 16, 207-228.
- Deroubaix J-F. and Lévêque F. (2006) The rise and fall of French ecological tax reform: social acceptability versus political feasibility in the energy tax implementation process, *Energy policy* 34, 940-949.
- Downs A. (1957) An economic theory of democracy, *New York Harper and Row*
- Dresner S., Dunne L., Clinch P. and Beuermann C. (2006). Social and political responses to ecological tax reform in Europe: an introduction to the special issue, *Energy Policy* 34, 895-904.
- Dresner S., Jackson T. and Gilbert N. (2006) History and social responses to environmental tax reform in the United Kingdom, *Energy Policy* 34, 930-939.
- Duffy J. and Feltovich N. (2002) Do actions speak louder than words? an experimental comparison of observation and cheap talk, *Games and Economic Behavior* 39, 1-27.
- Duffy J. and Feltovich N. (2006) Words, deeds, and lies: strategic behaviour in games with multiple signals, *The Review of Economic Studies* 73, 669-688.
- Eber N. and Willinger M. (2005) L'économie expérimentale, *La Découverte*, collection « Repères : économie » n° 423.
- EEA (2006) RWM, Market-based instruments for environmental policy in Europe (Technical report No 8/2005).
- Ehrenhalt A. (1994) Let the people decide between spinach and broccoli, *Governing* 7, 6-7.
- Eriksson L., Jörgen G. and Annika N. (2006) Acceptability of travel demand management measures: The importance of problem awareness, personal norm, freedom, and fairness, *Journal of Environmental Psychology* 26, 15-26.
- Falk A. and Heckman J. (2009) Lab experiments are a major source of knowledge in the social sciences, *Science* 326, 535-538.
- Farrell J. (1987) Cheap talk, coordination and entry, *Rand Journal of Economics* 18, 34-39.

- Farrell J. and Rabin M. (1996) Cheap talk, *Journal of economic perspectives* 10, 103-118.
- Fehr E. and Gächter S. (2000) Cooperation and punishment in public goods experiments, *American Economic Review* 90, 980-994.
- Fehr E., Fischbacher U. and Gächter S. (2002) Strong reciprocity, human cooperation, and the enforcement of social norms, *Human Nature* 13, 1-25.
- Firey W. (1960) Man, mind and land: a theory of resource use, *Greenwood Press Westport*.
- Forsythe R., Kennan J. and Sopher B. (1991) An experimental analysis of strikes in bargaining games with one-sided private information, *American Economic Review* 81, 253-278.
- Franckx L. (2002b) The use of ambient inspections in environmental monitoring and enforcement when the inspection agency cannot commit itself to announced inspection probabilities, *Journal of Environmental Economics and Management* 43, 71-92.
- Frey B. (1992). Tertium datur: pricing, regulating and intrinsic motivation. *Kyklos*, 161-184.
- Frey B. (1997) A constitution for knaves crowd out civic virtues, *Economic Journal* 107, 1043-1053.
- Frey B. (1999) Morality and rationality in environmental policy, *Journal of Consumer Policy* 22, 395-417.
- Frohlich N. and Oppenheimer J. (1998) Some consequences of e-mail vs. face-to-face communication in experiment, *Journal of Economic Behavior and Organization* 35, 389-403.
- Goeree J. and Holt C. (2005) An experimental study of costly coordination, *Games and Economic Behavior* 51, 349-364.
- Gross C. (2007) Community perspectives of wind energy in Australia : The application of a justice and community fairness framework to increase social acceptance, *Energy Policy* 35, 2727-2736.
- Hansen L. (1998) A damage based tax mechanism for regulation of non-point emissions, *Environmental and Resource Economics* 12, 99-112.
- Hansis R. (1995) The social acceptability of clearcutting in the pacific northwest, *Human Organization* 54, 95-101.
- Harrison G. and List J. (2004) Field experiments, *Journal of Economic Literature* 42, 1013-1059.
- Harrison G., Harstad R. and Rutstrom E. (2004) Experimental methods and elicitation of values, *Experimental Economics* 7, 123-140.

- Harsanyi J. and Selten R. (1988) A general theory of equilibrium selection in games, *MIT Press Books*
- Heckathorn D. (1985) Why punishment does not deter in the ambivalent force: Perspectives on the Police (3rd edition), New York: Holt, Rinehart and Winston, 279-85.
- Holmström B. (1982) Moral hazard in teams, *Bell Journal of Economics* 13, 324-340.
- Holt C. and Laury S. (2002) Risk aversion and incentive effects, *The American Economic Review* 92, 1644-1655.
- Horan R., Shortle J. and Abler D. (1998) Ambient taxes when polluters have multiple choices. *Journal of Environmental Economics and Management* 36, 186-199.
- Horan R., Shortle J. and Abler D. (2002) Ambient taxes under m-dimensional choice sets, heterogeneous expectations, and risk-aversion. *Environmental and Resource Economics* 21, 189-202.
- Hsu S., Walters J. and Purgas A. (2008) Pollution tax heuristics: an empirical study of willingness to pay higher gasoline taxes, *Energy Policy* 36, 3612-3619.
- Isaac M. and Walker J. (1988) Group size effects in public goods provision: the voluntary contributions mechanism, *The Quarterly Journal of Economics* 103, 179-199.
- Isaac M. and Walker J. (1991) Costly communication: an experiment in a nested public goods problem, *Laboratory research in political economy* ?, 269-286.
- Isaac M. and Walker J. (1998) Nash as an organizing principle in the voluntary provision of public goods: experimental evidence, *Experimental Economics* 1, 191-206.
- Isaac M., Walker J. and Williams A. (1994) Group size and the voluntary provision of public goods: experimental evidence utilizing large groups, *Journal of Public Economics* 54, 1-36.
- Izzo P. (2007) Politics and economics: economists back fossil-fuel tax to spur alternative energies, *Wall Street Journal* A6.
- Jakobsson C., Fujii S. and Gärling T. (2000) Determinants of private car users' acceptance of road pricing, *Transport Policy* 7, 153-158.
- Johansson B. (2000) The carbon tax in Sweden, *Innovation and the Environment* 85,?-?.
- Jones K. and Corona J. (2008) An ambient tax approach to invasive species, *Ecological Economics* 64, 534-541.
- Kakoyannis C., Shindler B. and Stankey G. (2001) Understanding the social acceptability of natural resource decisionmaking processes by using a knowledge base modelling approach, *General Technical Report PNW-GTR-518*.

- Kallbekken S. and Sælen H. (2010) Public accept for environmental taxes: self-interest, environmental and distributional concerns, *CICERO Working Paper*.
- Kallbekken S., Kroll S. and Cherry T. (2011) Do you not like Pigou, or do you not understand him? tax aversion and revenue recycling in the lab, *Journal of Environmental Economics and Management* 62, 53-64.
- Kaplan M. and Miller C. (1987) Group decision making and normative versus informational influence: effects of type of issue and assigned decision rule, *Journal of Personality and Social Psychology* 53, 306-313.
- Karp L. (2005) Nonpoint source pollution taxes and excessive tax burden, *Environmental and Resource Economics* 31, 229-251.
- Kearney R. and Bradley G. (1996) Defining the dialogue around ecosystem management: an analysis of the recent literature, *Report prepared for the USDA Forest Service Pacific Northwest Research Station, Seattle, WA*.
- Kerr N., Garts J., Lewandowski D. And Harris S. (1997) The still, small voice: commitment to cooperate as an internalized versus a social norm, *Personality and Social Psychology Bulletin* 23, 1300-1311.
- Kilbourne W. and Polonsky M. (2005) Environmental attitudes and their relation to the dominant social paradigm among university students in New Zealand and Australia, *Australasian Marketing Journal* 13, 37-48.
- Kirchgässner G. (1997) Environmental policy in Switzerland: Methods, results, problems and challenges, *Economic policy in Switzerland ?*, 184-212.
- Kirchler E. (1997) The burden of new taxes: acceptance of taxes as a function of affectedness and egoistic versus altruistic orientation, *Journal of Socio-Economics* 26, 421- 437.
- Komorita S. and Lapworth. (1982) Cooperative choice among individuals versus groups in an N-person dilemma situation, *Journal of Personality and Social Psychology* 42, 487-496.
- Kriss P., Blume A. and Weber R. (2011) Coordination, efficiency and pre-play communication with forgone costly messages, *Working paper n°34*.
- Kritikos A. (1993) Environmental policy under imperfect Information: a comment, *Journal of Environmental Economics and Management* 25, 89-92.
- Kritikos A. (2004) A penalty system to enforce policy measures under incomplete information, *International Review of Law and Economics* 24, 385-403.
- LaPorte T. and Metlay D. (1996) Hazard and institutional trustworthiness: facing a deficit of trust, *Public Administration Review* 56, 341-347.

- Laury S and Holt C. (2008) Voluntary provision of public goods: experimental results with interior nash equilibria, *Handbook of Experimental Results* Chapter 84, 792-801.
- Lenouvel V., Montginoul M. and Thoyer, S. (2010) « Construction et évaluation expérimentale d'une taxe ambiante différenciée adaptée aux aux prélèvements diffus d'eau agricole » *Author-produced version* 4èmes Journées de Recherches en Sciences Sociales INRA SFER CIRAD, Rennes.
- Levitt S. and List J. (2007) What do laboratory experiments measuring social preferences reveal about the real world? *The Journal of Economic Perspectives* 21, 153-174.
- Lev-On A., Chavez A. and Bicchieri C. (2009). Group and dyadic communication in trust games, *Unpublished manuscript*, University of Pennsylvania, Philadelphia, PA.
- López-Pérez R. (2012) The power of words: A model of honesty and fairness, *Journal of Economic Psychology* 33, 642-?.
- Loukopoulos P., Jakobsson C., Gärling T., Schneider C. and Fujii S. (2005). Public attitudes towards policy measures for reducing private car use: evidence from a study in Sweden, *Environmental Science and Policy* 8, 57-66.
- Maier-Rigaud F., Martinsson P. and Staffiero G. (2010) Ostracism and the provision of a public good: experimental evidence. *Journal of Economic Behavior and Organization* 73, 387-395.
- Markussen T., Putterman L. and Tyran J-R. (2011) Self-organization for collective action: an experimental study of voting on formal, informal, and no sanction regimes, *Working paper*.
- Marwell G. and Ames R. (1979) Experiments on the provision of public goods: resources, interest, group size, and the free rider problem, *American Journal of Sociology* 84, 1335-1360.
- Masclet D., Noussair C., Tucker S. and Villeval M-C. (2003) Monetary and nonmonetary punishment in the voluntary contribution mechanism, *The American Economic Review* 93, 366-380.
- McCaffery J. and Baron J. (2005) The political psychology of redistribution, *University of Southern California Law and Economics Working Paper Series*, Working Paper 30.
- McCutcheon B. (1997) Do meetings in smoke-filled rooms facilitate collusion?, *Journal of Political Economy*, 330-350.
- Messick D. and McClelland C. (1983) Social traps and temporal traps, *Personality and Social Psychology Bulletin* 9, 105-110.
- Millock K. and Salanié F. (2005) Nonpoint source pollution when polluters might cooperate, *The B.E. Journal of Economic Analysis and Policy* 5, article 12.

- Millock K., Sunding D. and Zilberman D. (2002) Regulating pollution with endogenous monitoring, *Journal of Environmental Economics and Management* 44,221-241.
- Montginoul M. and Rinaudon J. (2009) Quels instruments pour gérer les prélèvements individuels en eau souterraine ? Le cas du Roussillon, *Economie Rurale* 2, 40-56.
- Myerson R. (1978) Refinements of the nash equilibrium concept, *Journal of Game Theory* 7, 73-80.
- Noussair C. and Tucker S. (2005) Combining monetary and social sanctions to promote cooperation, *Economic Inquiry* 43, 649-660.
- Ochs J. (1995) Coordination problems, *Handbook of experimental economics*, 195-252.
- Olson M. (1965) The logic of collective action, *Cambridge: Harvard University Press*.
- Ostrom E. (1990) Governing the commons: the evolution of institutions for collective action, *Cambridge University Press, New York*.
- Ostrom E. (1998) A behavioral approach to the rational choice theory of collective action, *American Political Science Review* 92, 1-22.
- Pearce D. (1991) The role of carbon taxes in adjusting to global warming, *Economic Journal* 101, 938-948.
- Perry G. and Pope C. (1995) Environmental polarization and the use of old-growth forests in the Pacific Northwest, *Journal of Environmental Management* 44, 385-397.
- Peters R. Covello V. and McCallum D. (1997) The determinants of trust and credibility in environmental risk communication: an empirical study, *Risk analysis* 17, 43-54.
- Pezzey J. and Park A. (1998) Reflections on the double dividend debate: the importance of interest groups and information costs environmental and resource, *Economics* 11, 539-555.
- Pijawka K. and Mushkatel A. (1992) Public opposition to the siting of the high- level nuclear waste repository: the importance of trust, *Policy Studies Review* 10, 180-194.
- Plott C. (1982) Industrial organization theory and experimental economics, *Journal of Economic Literature* 20, 1485-1527.
- Plott C. (1983) Externalities and correctives policies in experimental markets, *Economic Journal* 93, 106-127.
- Poe G., Schulze W., Segerson K., Suter J. and Vossler C. (2004) Exploring the performance of ambient-based policy instruments when nonpoint source polluters can cooperate, *American Journal of Agricultural Economics* 86, 1203-1210.
- Poteete A. and Ostrom E. (2004) Heterogeneity, group size and collective action: the role of institutions in forest management, *Development and Change* 35, 435-461.

- Pruitt D. and Kimmel M. (1977) Twenty years of experimental gaming: critique, synthesis, and suggestions for the future, *Annual Review of Psychology* 28, 363-392.
- Reichhuber A., Camacho E. and Requate T. (2009) A framed field experiment on collective enforcement mechanisms with Ethiopian farmers, *Environment and Development Economics* 14, 641-663.
- Reinaud J. (2009) Trade, competitiveness and carbon leakage: challenges and opportunities, *Energy, Environment and Development Programme Paper* 9, ?-?.
- Riechmann T. and Weimann J. (2008) Competition as a coordination device: experimental evidence from a minimum effort coordination game, *European Journal of Political Economy* 24, 437-454.
- Rienstra S., Rietveld P. and Verhoef E. (1999) The social support for policy measures in passenger transport: a statistical analysis for the Netherlands, *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 4, 181-200.
- Rivlin A. (1989) The continuing search for a popular tax, *The American Economic Review* 79, 113-117.
- Roth A. (2005) Laboratory experimentation in economics: Six points of view, Cambridge University Press.
- Sælen H. and Kallbekken S. (2011) A choice experiment on fuel taxation and earmarking in Norway, *Ecological Economics* 70, 2181-2190.
- Sally D. (1995) Conversation and cooperation in social dilemmas: a meta-analysis of experiments from 1958 to 1992, *Rationality and Society* 7, 58-92.
- Segerson K (1988) Uncertainty and the incentives for non-point pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 87-98.
- Segerson K. and Wu J. (2006) Nonpoint source pollution control: introducing first best outcomes through the use of threats, *Journal of Environmental Economics and Management* 51, 165-184.
- Sheremeta R. (2011) Contest Design: an experimental investigation, *Economic Inquiry* 49, 573-90.
- Shindler B., Brunson M. and Cheek K. (1994) Social acceptability in forest and range management, *Published as chapter 14 in Society and Natural Resources: A Summary of Knowledge*
- Shindler B., Brunson M. and Stankey G. (2002) Social acceptability of forest conditions and management practices: a problem analysis, *USDA Forest Service*, PNW-GTR- 537.

- Shortle S. and Horan R. (2001) The economics of nonpoint pollution control, *Journal of Economic Surveys* 15, 255-289.
- Shortle S., Horan R. and Abler D. (1998) Research issues in nonpoint pollution control, *Environmental and Resource Economics* 11, 571-585.
- Spence M. (1974) Competitive and optimal responses to signals: an analysis of efficiency and distribution, *Journal of Economic Theory* 7, 296-332.
- Spraggon J. (2002) Exogeneous targeting instruments as a solution to group moral hazards, *Journal of Public Economics* 84, 427-456.
- Spraggon J. (2004) Testing ambient pollution instruments with heterogeneous agents, *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 837-856.
- Spraggon J. and Oxoby R. (2010) Ambient-based policy instruments: the role of recommendations and presentation, *Agricultural and Resource Economics Review* 39, 262-274.
- Steelman T. and Maguire L. (1999) Understanding participant perspectives: Q methodology in national forest management, *Journal of Policy Analysis and Management* 18, 361-388.
- Steg L., Dreijerink L. and Abrahamse W. (2005) Factors influencing the acceptability of energy policies: a test of VBN theory, *Journal of Environmental Psychology* 25, 415-425.
- Stern P., Dietz T. and Kalof L. (1993) Value orientations, gender and environmental concerns, *Environment and Behavior* 25, 322-348.
- Stiglitz J. (2006) A new agenda for global warming, *Economists' Voice* 3, ? -?
- Sullivan R. (1998) Assessing the acceptability of environmental risk: a public policy perspective, *Australian Journal of Environmental Management* 5, 72-80.
- Suter J., Poe G., Schulze W., Segerson K. and Vossler C. (2005) Beyond optimal linear tax mechanisms: an experimental examination of damage-based ambient taxes for nonpoint polluters, *Selected Paper prepared for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Providence, Rhode Island, July 24-27*.
- Suter J., Segerson K., Vossler C. and Poe G. (2010) Voluntary-threat approaches to reduce ambient water pollution, *American Journal of Agricultural Economics* 92, 1195-1213.
- Suter J., Vossler C. and Poe G. (2009) Ambient-based pollution mechanisms: a comparison of homogeneous and heterogeneous groups of emitters, *Ecological Economics* 68, 1883-1892.
- Suter J., Vossler C., Poe G. and Segerson K. (2008) Experiments on damage-based ambient taxes for nonpoint source polluters, *American Journal of Agricultural Economics* 90, 86-102.

- Sutter M., Haigner S. and Kocher M. (2010) Choosing the carrot or the stick? endogenous institutional choice in social dilemma situations, *Review of Economic Studies* 77, 1540-1566.
- Thalmann P. (2004) The public acceptance of green taxes: 2 million voters express their opinion, *Public Choice* 119, 179-217.
- Tuler S. and Webler T. (1995) Process evaluation for discursive decision making in environmental and risk policy, *Human Ecology Review* 2, 62-71.
- Tversky A. and Kahneman D. (1981) The framing of decisions and the psychology of choice, *Science* 211, 453-458.
- Vallée A. (2011) *Economie de l'environnement*, Éd. du Seuil.
- Van Huyck J., Battalio R. and Beil R. (1990) Tacit coordination games, strategic uncertainty, and coordination failure, *The American Economic Review* 80, 234-248.
- Vautier C., Roggero P., Adreit, F. and Sibertin-Blanc C. (2009) Evaluation by simulation of the social acceptability of agricultural policies for water quality, *Environmental Science and Engineering* 2, 478-490.
- Venkatesan M. (1966) Experimental study of consumer behavior conformity and independence, *Journal of Marketing Research* 3, 384-387.
- Vihanto M. (2003) "Tax evasion and the psychology of the social contract, *Journal of Socio-Economics* 32, 111-125.
- Vossler C., Poe G., Schulze W. and Segerson K. (2006) Communication and incentive mechanisms based on group performance: an experimental study of nonpoint pollution control, *Economic Inquiry* 44, 599-613.
- Vossler C., Suter J. and Poe G. (2009) Dynamic pollution taxes under regulatory uncertainty, *Draft*.
- Weersink A., Livernois J., Shogren J. and Shortle J. (1998) Economic instruments and environmental policy in agriculture, *Canadian Public Policy* 24, 309-327.
- Weesie J. and Franzen A. (1998) Cost sharing in a volunteer's dilemma, *The Journal of Conflict Resolution* 42, 600-618.
- Willinger M. and Ziegelmeyer A. (1999) Framing and cooperation in public good games: an experiment with an interior solution, *Economics Letters* 65, 323-328.
- Willinger M. and Ziegelmeyer A. (2001) Strength of the social dilemma in a public goods experiment: an exploration of the error hypothesis, *Experimental Economics* 4, 131-144.
- Wilson R. and Sell J. (1997) Cheap talk and reputation in repeated public goods settings, *The journal of Conflict Resolution* 41, 695-717.

- Winslott-Hiselius L., Brundell-Freij K., Vagland Å. and Byström C. (2009) The development of public attitudes towards the Stockholm congestion trial, *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 43, 269-282.
- Wooldridge J. (2009) On estimating firm-level production functions using proxy variables to control for unobservables, *Economics Letters* 104, 112-114.
- Wüstenhagen R., Wolsink M. and Bürer M. (2007) Social acceptance of renewable energy innovation: an introduction to the concept, *Energy Policy* 35, 2683-2691.
- Xepapadeas A. (1991) Environmental policy under imperfect information: incentives and moral hazard, *Journal of Environmental Economics and Management* 20, 113-26.
- Xepapadeas A. (1992) Environmental policy and dynamic non point-source pollution, *Journal of Environmental Economics and Management* 23, 22-39.
- Xepapadeas A. (1995) Observability and choice of instrument mix in the control of externalities, *Journal of public Economics* 56, 485-498.