



**Bureau
d'économie
théorique
et appliquée
(BETA)**
UMR 7522



**Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution
d'origine agricole de l'eau**

***Efficiency of economic instruments and the pollution of water by
agricultural activities***

**Programme S3E 2004, MEDAD
Rapport de fin de contrat**

Bureau d'Économie Théorique et Appliquée

UMR 752 CNRS/ULP/Nancy-Université

61, Avenue de la Forêt-Noire

67085 Strasbourg Cedex

Responsable du projet : Sandrine Spaeter-Loehrer

Professeur en économie à l'Université de Nancy 2, Chercheur au BETA

Tél. : 03 90 24 20 76

Fax : 03 90 24 20 71

E-mail : spaeter@cournot.u-strasbg.fr

Date : 28/02/2008

N° de contrat : CV 05000074

Date du contrat : 29/08/2005

TABLE DES MATIERES

Synthèse.....	3
Résumés.....	18
Rapport scientifique.....	20
Annexe 1 : matériel des expériences en laboratoire.....	58
Annexe 2 : textes des articles	80

Les revues et journaux dans lesquels les articles ont été publiés détiennent les droits de tirage. Nous ne pouvons pas les copier dans la partie annexe : textes des documents publiés. Nous ne pouvons que mentionner leurs références et l'adresse du site des revues concernées.
Nous joignons toutes les copies papier au rapport en version papier.

SYNTHESE

(destinée aux utilisateurs et gestionnaires publics)

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau

PROGRAMME S3E 2004, MEDAD

Responsable scientifique

Sandrine SPAETER-LOEHRER

Professeur à l'université de Nancy 2

Bureau d'Economie Théorique et Appliquée (BETA)

UMR 7522 CNRS/ULP/Nancy - Université

Equipe

François Cochard, maître de conférences, Université de Franche-Comté, CRESE, et chercheur associé au BETA

Laurent Franckx, maître de conférences, Ecole Royale Militaire de Bruxelles

Sandrine Spaeter-Loehrer, professeur, Nancy - Université, membre du BETA

Alban Verchère, maître de conférences, Université de Saint-Etienne

Marc Willinger, professeur, LAMETA Montpellier 1, chercheur associé au BETA

En français

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau

CONTEXTE, GENERAL, OBJECTIFS ET METHODES DU PROJET

Dans le cadre de notre réponse à l'appel à propositions de recherche « Sciences économiques et environnement », nous avons proposé de fédérer nos compétences autour de l'axe 2 intitulé « Comportement des agents et impact des instruments économiques », dans la continuité de certains travaux déjà effectués au sein du BETA. Précisément, en répondant au thème II.C., nous avons proposé d'utiliser les compétences du BETA en économie des contrats afin de traiter de la question de la pollution diffuse d'origine agricole. Nous avons également mis à profit les connaissances que nous avons acquises dans ce domaine au sein, notamment, des réseaux régionaux auxquels le BETA appartient (REALISE, Zone Atelier « Nappe du fossé Rhéna », IFARE, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, ...).

Le thème II.C. est traité ici dans le cadre sectoriel spécifique de l'agriculture et de la pollution des eaux par les engrais azotés (ou nitrates). Nous avons ainsi proposé de combiner théorie économique relative aux incitations et aux asymétries d'information, analyse comparative et économie expérimentale afin de répondre aux questions suivantes. Sachant que certaines pratiques culturales sont difficilement observables par un régulateur, et donc qu'un système de taxe pigouvienne ne peut convenir pour réduire la pollution de l'eau par les activités agricoles, quels instruments incitatifs sont les plus appropriés ? En particulier, comment les agents économiques réagissent-ils face à un système basé sur une taxe ambiante, que l'on compléterait par un système d'audit individuel conditionné par le niveau ambiant de la pollution ? (**partie 1 -**) Cette question relève de la théorie et de l'économie expérimentale. Du point de vue des pratiques existantes, une analyse comparative des politiques environnementales menées en Europe dans le secteur agricole, basées essentiellement sur les taxes, a été menée. Elle a permis de mettre en avant leurs avantages et limites par rapport à un système américain qui fait plus souvent appel à une régulation par le marché (**partie 2 -**). Enfin, sachant que tant les résultats théoriques qu'expérimentaux de la littérature relative à la pollution d'origine agricole de l'eau s'inscrivent très souvent dans un contexte statique, nous nous sommes encore intéressés aux relations contractuelles dynamiques entre agriculteurs et régulateur en introduisant un système d'audit rétroactif. Ce système qui permet de prendre en compte les comportements passés des agents a un impact direct sur les décisions des agents, à travers les risques accrus de sanction, et indirect à travers l'augmentation attendue de la production du bien public qui, ici, correspond à la préservation, voire à l'amélioration, de la qualité de l'eau (**partie 3 -**).

Plus précisément, la première partie s'inscrit dans le contexte de l'économie normative. Autrement dit nous cherchons à savoir si un instrument donné est bien adapté à la régulation de la pollution diffuse. Par ailleurs, les propositions en matière d'aide à la décision qui peuvent en découler s'inscrivent dans une volonté de trouver des solutions incitatives au changement si les changements au niveau individuel ne s'opèrent pas volontairement. L'intérêt pour cette question normative a émergé suite au constat que les systèmes classiques de taxes/subventions à la Pigou ne pouvaient plus être optimaux dans un contexte d'asymétrie d'information entre le régulateur et les exploitants agricoles quant à leurs pratiques culturales.

La régulation environnementale est ainsi souvent rendue difficile par les problèmes informationnels, notamment dans les situations dites de pollution diffuse où l'observation parfaite des émissions polluantes de chaque firme est très onéreuse. Toutefois, bien que coûteuse, l'observation des émissions individuelles est parfois techniquement réalisable au moyen d'inspections individuelles. Cette première partie se propose de combiner les avantages des audits individuels sans en supporter

forcément les inconvénients (liés au coûts élevés notamment). Pour ce faire, elle associe à ces audits un contrôle préalable du niveau de la pollution ambiante (donc de la qualité des eaux souterraines dans la problématique qui nous occupe). La théorie économique et l'économie expérimentale ont été mobilisées pour traiter cette question de l'outil économique incitatif.

L'intérêt pour l'étude de la seconde partie est venu du constat partagé que toute solution à la pollution diffuse d'origine agricole ne peut être que de « second rang » (Le Roch et Mollard, 1996). A défaut de pouvoir agir au niveau des émissions, le régulateur cherche *en pratique* à atteindre un objectif donné de la façon la moins coûteuse (Baumol et Oates, 1988), en basant son action sur d'autres supports (intrants, productions,...), ou en recourant à des formes de régulation moins courantes, tels les marchés de permis d'émission. L'objectif de cette étude était donc de rendre compte de divers dispositifs et de les soumettre à une analyse comparative aux plans environnemental, économique et éthique.

Parmi l'ensemble des recherches que nous avons opérées tant dans des revues académiques que dans la littérature « grise », nous nous sommes pliés à l'exigence de ne retenir que les travaux ayant évalué les résultats de divers dispositifs (taxes/normes/subventions/contrats/permis), sachant que nous avons parfois utilisé les comptes-rendus d'expériences menées à titre exploratoire et non après que tel ou tel dispositif ait nécessairement été généralisé à l'ensemble d'un territoire. Parmi les difficultés, notons que si nombre de dispositifs ont été mis en œuvre, on manque parfois d'informations sur leurs résultats définitifs, soit parce qu'ils n'ont pas assez duré, soit parce qu'ils n'ont pas été assez volontaristes, soit parce qu'ils restent d'application récente. Enfin, et ce fût une autre difficulté, la littérature a surtout estimé les coûts privés liés à l'adoption de tel ou tel instrument, mais rarement les coûts d'administration qui en résultent. Cela constitue une limite, en ce sens que si on a désormais une idée des coûts privés liés à telle mesure, on ignore encore souvent leur coût global : public et privé.

Dans la troisième partie, nous avons encore proposé de continuer d'investir l'analyse théorique de la problématique du contrôle en privilégiant cette fois l'aspect dynamique des relations contractuelles. Ici, l'aspect cumulatif de la pollution diffuse justifiait le fait d'intégrer dans les modélisations la dynamique du processus.

Dans l'analyse dynamique des relations contractuelles entre les agents à l'origine de pollutions et le régulateur (le principal) qui cherche à les réduire efficacement, nous avons ainsi proposé d'introduire le temps afin de permettre le traitement des relations d'agence en jeux répétés et la prise en compte d'autres systèmes d'incitation, basés notamment sur l'historique des agents. L'accumulation d'informations permise par plusieurs audits successifs doit ainsi donner un degré de liberté supplémentaire au régulateur, et donc lui permettre d'atteindre des solutions plus efficaces en matière de régulation environnementale. Les comportements déviants par rapport aux normes environnementales ou aux pratiques préconisées sont traités dans un contexte dynamique, comme cela est déjà le cas dans la littérature relative à l'évasion fiscale (Allingham et Sandmo, 1972 ; Yitzhaki, 1974 ; Rickard, Russel et Howroyd, 1982 ; Greenberg, 1984 ; Pei, Reckers et Wyndelts, 1992 ; Andreoni, Erard et Feinstein, 1998). L'analyse théorique que nous avons menée la première année a permis d'établir de nouvelles prédictions théoriques sur le comportement des agents en situation d'asymétrie d'information. La seconde année a été consacrée au test de ces prédictions théoriques à l'aide d'expériences en laboratoire.

DIFFICULTES RENCONTREES

Les difficultés rencontrées ont été de deux ordres. La première difficulté a concerné le travail de la deuxième partie sur l'analyse comparée des politiques. Si nombre de dispositifs ont été mis en œuvre, il n'existe pas toujours d'informations définitives et/ou complètes sur leurs résultats (en particulier environnemental), soit parce qu'ils n'ont pas assez duré, soit parce qu'ils n'ont pas été

assez volontaristes (si bien qu'il est au fond difficile d'avoir un réel avis), soit enfin parce qu'ils sont d'application trop récente à l'échelle des phénomènes de contamination des eaux, en particulier souterraines. Par ailleurs, la littérature économique a jusqu'ici surtout cherché à estimer les coûts privés liés à l'adoption de tel instrument plutôt que tel autre, mais rarement les coûts d'administration publique qui en résultent ; coûts pourtant susceptibles de changer l'intérêt d'une mesure. C'est d'une certaine façon compréhensible — soit que l'estimation de ces coûts soit rendue très difficile par l'absence de données exploitables fournies par les administrations, soit que les dispositifs soient restés expérimentaux —, mais cela n'en constitue pas moins une limite, en ce sens qu'on a souvent uniquement une idée des coûts privés associés à l'adoption de telle mesure plutôt que telle autre, mais non de son coût global, public et privé.

La seconde difficulté a été essentiellement d'ordre technique et a concerné la troisième partie. Afin d'obtenir des prédictions théoriques du modèle sur l'audit rétroactif en adéquation avec les résultats que nous pouvions obtenir des expériences, il a été essentiel de paramétrer le modèle théorique afin d'obtenir des solutions numériques. La programmation du modèle ainsi paramétré est lourde et n'a pas été supportée par le logiciel Maple version 11 (dernière version), malgré l'aide du centre de ressources informatiques de l'université. Nous avons ainsi dû changer de logiciel, de langage et de programmation, ce qui a retardé les expériences. Ces points sont précisés dans le rapport.

RESULTATS

I. Mécanismes d'incitations aux mesures agro-environnementales : théorie et économie expérimentale

Selon le résultat bien connu de Becker (1968), un régulateur peut inciter des agents pollueurs (entreprises, agriculteurs, ...) à adopter le bon niveau d'émissions en menant des campagnes d'inspections aléatoires avec amende en cas d'infraction. Dans le contexte environnemental, Franckx (2002) propose de conditionner la réalisation des inspections individuelles à la qualité ambiante de l'environnement, ou « pollution ambiante », due aux émissions de l'ensemble des pollueurs responsables de la pollution locale. La mesure de la pollution ambiante (que l'on peut appeler « inspection ambiante » ou « inspection collective ») fournit en effet une information essentielle : si le niveau global de pollution s'avère satisfaisant, il n'est en effet peut-être pas indispensable d'effectuer des inspections individuelles.

L'observation du niveau de la pollution ambiante dans la régulation de la pollution diffuse n'est pas nouvelle. Segerson (1988) propose d'introduire une taxe dépendant du niveau de la pollution ambiante, c'est le principe de la « taxe ambiante ». Elle incite les pollueurs à internaliser leurs émissions tout en évitant au régulateur d'avoir à observer les émissions de chacun. Cependant, sa mise en œuvre sur le terrain n'est pas triviale pour des raisons d'acceptabilité sociale essentiellement. Il semble en effet assez improbable que les émetteurs (les agriculteurs qui utilisent les engrais azotés) acceptent de payer un montant dépendant du niveau de pollution ambiante plutôt que de leur niveau d'émission individuel.

L'approche proposée par Franckx doit ainsi pallier ce problème d'acceptabilité sociale. Si l'on considère le jeu (au sens de l'analyse économique des interactions entre les agents), il se déroule de la manière suivante. En début de période, le régulateur annonce des probabilités d'inspections individuelles conditionnellement aux résultats de l'inspection ambiante. Les firmes choisissent ensuite leurs niveaux d'émissions individuelles ou le type de pratiques culturales qu'elles vont mettre en place. Enfin, le régulateur réalise une inspection ambiante puis, si le niveau ambiant le justifie, des inspections en fonction des probabilités conditionnelles annoncées au départ. L'avantage par rapport à une politique d'inspections aléatoires simple est l'atteinte du même

objectif environnemental à moindre coût (si l'inspection ambiante n'est pas trop coûteuse). En effet, le régulateur peut inciter les firmes à adopter le bon niveau d'émission sans avoir besoin d'inspecter les firmes individuellement. Il lui suffit de *menacer d'inspecter toutes les firmes* si la pollution ambiante révèle qu'*une firme seulement* pollue trop fortement. Dès lors, les inspections individuelles ne sont plus nécessaires, et ce, indépendamment du niveau de l'amende.

Mais un problème important ne peut être négligé : celui de la crédibilité de l'annonce des probabilités d'inspection. En effet, les inspections étant coûteuses, le régulateur pourrait avoir *ex post* une incitation à ne pas réaliser autant d'inspections que ce qu'il avait annoncé initialement. Tout dépend alors de son « pouvoir d'engagement ». ¹ Franckx montre que le déficit de pouvoir d'engagement peut réduire l'efficacité de la politique d'inspections (qu'il y ait ou non recours aux inspections ambiantes). En l'absence de pouvoir d'engagement, il est en effet possible que le régulateur ne puisse plus inciter les firmes à choisir le bon niveau d'émission avec certitude. L'intuition en est simple : les firmes savent bien que dans le cas où la pollution ambiante observée est à un niveau intermédiaire (c'est-à-dire certaines firmes polluent mais pas toutes), alors le régulateur ne pourra pas toutes les inspecter, d'où une incitation à polluer...

Toutefois, les travaux théoriques montrent que le régulateur fait toujours mieux en matière d'atteinte d'objectifs environnementaux avec des inspections ambiantes que sans. Le recours aux inspections ambiantes apparaît donc comme un *substitut* au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur.

Dans la seconde phase de ce travail, ces prédictions théoriques sur l'efficacité d'une politique combinée inspection ambiante/ audits individuels conditionnels ont été testés en laboratoire.

L'économie expérimentale se définit comme « l'utilisation de l'expérimentation comme méthode d'investigation en économie ». Le principe fondamental de l'économie expérimentale réside dans le contrôle de l'environnement : une expérience consiste à créer, en laboratoire, une situation reflétant les conditions de la théorie économique, conçue et donc effectivement entièrement contrôlée par l'expérimentateur. A ce titre, la méthode expérimentale présente plusieurs avantages par rapport aux autres méthodes empiriques utilisées en économie : (a) l'observation des faits dans leur « environnement naturel » ne permet pas d'isoler avec précision les multiples facteurs susceptibles de les provoquer et l'analyse économétrique des données ainsi collectées peut potentiellement être biaisée par l'existence de tels facteurs ; (b) certaines situations sont très difficiles à observer, soit parce qu'elles sont rares, soit parce qu'elles nécessitent une combinaison particulière de facteurs ; (c) certaines situations économiques ne sont observables qu'à la condition que certaines politiques publiques soient mises en œuvre. L'expérimentation permet alors de provoquer ces situations et d'en observer les conséquences, constituant ainsi un outil puissant de réfutation des modèles théoriques, d'étude du comportement économique et d'aide à la décision².

Dans le cadre d'analyse qui nous occupe, c'est le point c) qui nous pousse à utiliser l'expérience comme productrice de données.

L'objectif de nos expériences a été d'étudier empiriquement l'effet du recours aux inspections ambiantes et l'effet du pouvoir d'engagement du régulateur. Plus précisément, elles visaient à répondre aux questions suivantes : les inspections ambiantes génèrent-elles suffisamment de gains de bien-être social (BES) pour en compenser le coût ? La détention du pouvoir d'engagement

¹ Le régulateur dispose d'un pouvoir d'engagement parfait s'il fixe ses probabilités d'inspection une fois pour toute (il ne peut donc pas les modifier *ex post*) et que les pollueurs le savent. Le régulateur n'a aucun pouvoir d'engagement s'il peut modifier ses probabilités après les avoir annoncées et que les pollueurs en sont conscients.

² A titre d'exemple, Alvin Roth, professeur d'économie à l'université de Harvard, a mobilisé la méthode expérimentale dans le but d'aider à améliorer l'efficacité du marché des internes en médecine aux Etats-Unis (Roth et Peranson (1999)). De même, la procédure de vente aux enchères des fréquences radio aux Etats-Unis a été conçue avec l'aide de chercheurs en économie expérimentale (Roth (2002)).

améliore-t-il significativement le BES ? Les inspections ambiantes peuvent-elles se substituer à un déficit de pouvoir d'engagement ? Nos objectifs suggéraient deux variables de traitement : la présence ou non des inspections ambiantes et la détention ou non du pouvoir d'engagement. Nos expériences comportaient donc un total de quatre traitements correspondant aux quatre combinaisons possibles des valeurs de ces deux variables. Dans notre expérience, le rôle du régulateur a été joué par un sujet expérimental et non pas par l'expérimentateur. En effet, il n'aurait guère eu de sens d'étudier l'effet du pouvoir d'engagement de l'expérimentateur.

Nos résultats sont les suivants :

- a. Nous observons dans tous les traitements une amélioration sensible du bien-être social (BES) par rapport à l'absence de régulation.
- b. L'inspection ambiante améliore fortement le BES en cas de pouvoir d'engagement du régulateur (conformément à la prédiction théorique). En l'absence d'engagement, en revanche, l'effet est beaucoup plus faible que prédit par la théorie. Il pourrait même être négatif si le coût de l'inspection ambiante est élevé. Ce résultat provient avant tout des efforts beaucoup plus élevés que prévu des firmes (dont le rôle a été joué par les sujets) en l'absence d'engagement.
- c. Le pouvoir d'engagement améliore le BES en présence d'inspections ambiantes (conformément à la prédiction). En revanche, l'effet est opposé en l'absence d'inspections ambiantes où l'absence d'engagement est meilleure pour le BES. La raison est similaire à celle évoquée au point b.

Des implications pratiques assez claires peuvent en être tirées :

- La situation incontestablement la plus favorable est celle où il y a engagement *et* inspection ambiante (quasi-atteinte de l'optimum social).
- Tout le problème est donc de savoir quel est le pouvoir d'engagement de l'agence ou du régulateur en réalité. S'il est fort, le recours aux inspections ambiantes semble particulièrement intéressant. Sinon, c'est moins évident.
- La conclusion est donc en quelque sorte inverse de celle de l'analyse théorique : le recours aux inspections ambiantes ne semble pas un bon substitut au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur !
- Il est possible que dans la réalité le problème d'engagement ne soit pas si fort du fait du caractère dynamique du jeu : l'agence a intérêt de respecter ses annonces afin d'investir en réputation et donc d'obtenir du pouvoir d'engagement à long terme. Dans ce cas, une politique d'inspections ambiantes semble apporter un gain de bien-être social très élevé.

II. Analyse comparative d'expériences étrangères en matière de lutte contre les pollutions agricoles

1. L'emploi de taxes sur les intrants ou sur les surplus azotés

Si l'on dresse le bilan des expériences de taxation « au 1^{er} kilo » d'engrais ou d'azote, il apparaît qu'elles n'ont pas eu d'effet sensible, les taux étant restés trop faibles par crainte de pénaliser par trop les exploitants, attendu le caractère en partie inélastique de ces taxes acquittées sur toutes les unités consommées. Ainsi, la demande d'engrais est restée très inélastique aux prix durant toute la période où coururent ces taxes. Dupraz et Rainelli (2003) mentionnent qu'une revue comportant 24 études *européennes* post-1990 montre qu'une augmentation du prix de l'engrais de 100% n'amène en gros que 6 à 12% de baisse des quantités consommées. Si bien que selon certains spécialistes, rapportés par eux-mêmes ou Bel *et al.* (2004), la taxe aurait dû être portée à 150, voire 250%, du prix de l'azote pour avoir un effet substantiel. Pourtant, si des taux plus élevés auraient sans nul doute

davantage impacté les consommations d'engrais, divers facteurs jouent sur l'élasticité qui est plus forte à long terme (Rainelli et Carpentier, 2002 ; Bel et *al.*, 2004), quand les exploitants peuvent, (i), modifier leurs facteurs fixes, dont les terres, (ii), réduire certaines inefficacités techniques, (iii), introduire des cultures requérant moins d'engrais, (iv), procéder à des substitutions d'engrais, naturels vs minéraux.

De fait, dans l'éventualité où l'on souhaiterait employer une *taxe sur l'azote contenu dans les intrants*, qui a l'avantage appréciable d'être facile d'application et donc peu coûteuse pour le régulateur (au-delà des recettes perçues), il faut sans doute pratiquer une taxation assez élevée pour espérer modifier substantiellement les pratiques. Notons tout de même que dans le cas français, l'élasticité de la demande d'engrais étant comprise entre -0,08 et -0,36 (Carpentier et Rainelli, 2002), soit à un niveau plus élevé que chez nombre de nos voisins européens (Dupraz et Rainelli, 2003), on peut espérer de meilleurs résultats, comme l'illustre la simulation offerte par Gohin, Guyomard et Levert (2003) qui montre qu'une taxe de 20% seulement amènerait une baisse de 15% de la consommation française d'engrais minéraux.

Dans l'éventualité où l'on voudrait utiliser un mode de taxation plus subtil, prenant pour assiette les *surplus azotés* à la sortie des exploitations, - modalité tout à la fois plus juste et plus efficace (puisque plus proche de la pollution et donc plus conforme au principe pollueur/payeur) - il faut indiquer que ce mode de taxation est incontestablement plus coûteux pour le régulateur (cf. l'expérience néerlandaise). Il n'en demeure pas moins qu'en associant les exploitants au calcul de leurs *surplus* — et à travers cela, en leur faisant prendre conscience du risque de pollution induit par leur activité et des moyens de le maîtriser —, on peut bien davantage espérer changer *durablement* leurs pratiques, et plus généralement leur rapport à l'environnement. Cet argument doit en tout cas nuancer l'impression que ce dispositif est plus coûteux à administrer.

2. L'emploi de normes (ou quotas) d'intrants ou de productions

Puisqu'on ne peut mesurer les émissions agricoles, il est impossible de chercher à les limiter par voie réglementaire, au même titre qu'on ne peut les taxer directement ou en subventionner la réduction « à la source ». L'idée consiste à nouveau à trouver des substituts aux émissions comme bases d'application des normes. Les alternatives proches de celles évoquées à propos de la taxation au second rang sont alors les suivantes : limiter l'usage d'intrants (eau, engrais ou terre, par le biais de la jachère, comme on y a déjà eu recours en Europe pour juguler les excédents céréaliers) ou limiter les productions en appliquant des quotas (comme on l'a aussi fait en Europe sur le lait, pour juguler les excédents laitiers). S'agissant du potentiel des normes d'intrants ou de production pour limiter les émissions diffuses, il apparaît qu'elles ne sont pas systématiquement onéreuses au plan privé, comme l'illustre notamment le travail exploratoire de Helfand (1995), qui montre que dans le pire des cas, *i.e.* avec un quota sur la fertilisation, la perte de VAB subie par l'exploitant serait d'à peine 1%, tandis qu'elle serait *a priori* nulle en cas de quota sur l'irrigation et d'environ 0,35% à l'hectare en cas de quota de production. Si de tels résultats sont sans doute propres au site et à la culture étudiée (en l'occurrence une culture maraîchère), ils relativisent, même un peu, l'idée suivant laquelle les normes seraient systématiquement ruineuses au plan privé.³ S'agissant du potentiel de la jachère, bien qu'il apparaît au terme de l'étude américaine conduite par Ribaud, Osborn et Konyar (1994), que les coûts de la mesure surclassent systématiquement les bénéfices attendus de l'amélioration de la qualité des eaux, on voit aussi que l'ordre de grandeur (le rapport entre coûts et bénéfices) peut varier substantiellement selon la pertinence des *scenarii* considérés, en clair selon que le choix de mettre en jachère certaines terres plus que d'autres est plus ou moins habilement opéré. Si on ajoute à cela que la jachère a deux avantages majeurs, (i), sa fiabilité écologique, et, (ii), sa facilité d'application, on peut trouver des justifications en faveur de diverses mesures qui ont pour objet de retirer de la culture certaines terres, par exemple dans les périmètres protégés de captage d'eau, ou ailleurs en bordure de champs (bandes enherbées).

³ L'inconvénient majeur de ce type de normes, et plus spécialement sur les intrants, reste bien sûr celui des coûts de contrôle à assumer publiquement pour s'assurer de leur bon respect.

3. L'emploi de subventions à l'adoption de bonnes pratiques

Parmi les soutiens portés aux exploitants pour réduire les nuisances de leur activité, on note, d'une part, les programmes de partage de coûts et autres paiements incitatifs *directs* (toutes formes de subventions *vertes*), et d'autre part, ceux d'assistance technique et/ou d'éducation aux pratiques moins polluantes, lesquels sont d'ailleurs souvent couplés. L'idée, en les aidant ainsi financièrement et techniquement à adopter de bonnes ou meilleures pratiques (*Best Management Practices*), est qu'à terme, une fois intégrées par les exploitants, on puisse les retirer ou en réduire le montant. Si ce mécanisme est bien sûr mieux accepté que les autres, il est coûteux et souvent lent à produire ses effets. Son rapport coût/efficacité est en effet « *suspect* » (Horan, Shortle et Abler, 1999), si bien que dans certains cas l'aide est non seulement conditionnée à l'atteinte de résultats mais plus encore, adossée à des systèmes de pénalisation en cas de non respect de l'objectif. Il va sans dire que les coûts de contrôle sont, comme avec les normes, élevés pour le régulateur. Parmi les programmes d'aides octroyées à l'agriculture pour se conformer à de bonnes pratiques, on peut notamment citer le *Water Quality Incentive Project* mis en œuvre aux Etats-Unis en 1990 et dont plusieurs études ont expliqué les raisons de l'échec. On peut les résumer globalement à un manque de moyens — traduisant en creux le coût potentiellement considérable de ces dispositifs pour le régulateur —, les exploitants exigeant pour la plupart des contreparties sans rapport avec les aides proposées. Ainsi, s'intéressant spécialement à 6 des 39 bonnes pratiques soutenues alors par le WQIP dans 4 régions pilotes, Cooper, Keim et Osborn (1994) montrent que pour passer des intentions aux actions, il aurait largement fallu accroître les subventions accordées. Par exemple, même en multipliant par 4 l'aide accordée aux exploitants fertilisant en intégrant l'apport naturel des fumures, le taux d'adoption de la mesure aurait tout juste dépassé 36%, taux trop faible pour en attendre des effets au plan écologique. Et d'en aller de même pour les cinq autres mesures, attendu qu'une autre étude, offerte cette fois par Kraft, Lant et Gillman (1996) et portant sur la *Cornbelt*, montra de son côté que les exploitants attendaient des aides régulièrement 4 à 6 fois supérieures à ce qui était proposé. A ce titre, il est vrai que lorsqu'on observe les aides accordées par le Land du Bade-Wurtemberg dans le cadre de sa directive *SchALVO* votée en 1988 pour lutter contre la pollution aux nitrates, et dont les résultats seraient conformes aux espérances, on comprend, vu leur niveau bien plus élevé (jusqu'à 165 euros l'hectare !), qu'il en coûte très cher pour faire adhérer les cibles visées. Et ce, sans prendre en compte les coûts d'administration de la mesure, évalués *a minima* (*i.e.* pour les seules analyses de sols) à 20€/ha pour s'assurer que les résultats ont bien été atteints.

4. Le recours au marché des permis d'émission

Leur principe est d'autoriser l'échange de *droits à polluer* entre deux grands types d'émetteurs responsables des mêmes pollutions aux mêmes lieux mais à des degrés divers : des émetteurs ponctuels (en général des stations d'épuration) et d'autres diffus (des exploitations). L'idée de les confronter est partie d'un constat simple : les coûts de dépollution des uns, les STEP, sont plus élevés que ceux des autres, les exploitations. L'idée d'échanges bénéfiques semblait alors évidente : les STEP achèteraient tout ou partie des droits des exploitants à un prix inférieur à celui qu'induirait un changement de technologie et les exploitants cédants auraient les moyens de couvrir les dépenses liées à l'adoption de *bonnes pratiques* pour dépolluer. Toutefois, si cette mesure semble avoir bien fonctionné en quelques endroits, comme en Caroline du Nord avec le *Programme de la rivière Tar-Palmico* (Jarvie et Solomon, 1998), d'un point de vue plus général, il reste difficile de parler de réussite. Plus souvent même, il fût davantage question d'échec (Woodward, 2003), attendu le nombre important de facteurs à réunir pour réussir.

Au bilan, il apparaît, premièrement, que les coûts d'administration de cet instrument sont élevés, au point de porter son coût total à un niveau supérieur à celui de tous les autres instruments de régulation (Kampas et White, 2004), et deuxièmement, que tels qu'ils ont été expérimentés aux Etats-Unis, accordant tacitement des droits de polluer aux exploitants, ils entrent à la fois en contradiction avec le principe pollueur/payeur adopté par l'UE, ainsi qu'avec celui de *pollution zéro à la sortie des exploitations*. Si bien que si on veut vraiment utiliser les avantages du marché, il semble que les

meilleurs terrains d'application soient ceux où la pollution est avant tout due à l'élevage, à travers la création de marchés de droits d'*épandage* des déjections sur terres non saturées, comme ce qui est fait aux Pays-Bas, et non à travers l'échange de *droits à polluer*, comme pratiqué aux Etats-Unis entre émetteurs ponctuels et diffus relevant de la grande culture, ces derniers se voyant ainsi reconnaître le droit de polluer.

III - Audit rétroactif et dynamique contractuelle

Le contrôle fiscal rétroactif est une pratique très répandue qui consiste à auditer les déclarations des années précédentes lorsqu'une fraude du revenu courant a été détectée. Ainsi, dans de nombreux pays où cette pratique est mise en œuvre, les inspections vont généralement jusqu'à 10 ans en arrière. L'idée est que la rétroaction a un effet dissuasif sur la fraude, car la durée d'inspection des déclarations passées accroît la sévérité des sanctions pour les fraudeurs. Dans le domaine environnemental, il ne s'agit pas de fraude à proprement parler mais de sous-investissement dans le bien public qu'est la qualité de l'eau. De fait, ne pas déclarer tout son revenu imposable pour échapper au paiement d'un impôt ou d'une taxe peut être rapproché d'un comportement qui consiste à ne pas investir dans des pratiques culturelles plus conformes aux normes environnementales. Dans les deux cas, l'agent économique (le contribuable, l'agriculteur) bénéficiera tout de même du bien public produit à partir des efforts des autres agents (dans notre contexte, d'une bonne qualité des eaux que l'on pourrait obtenir grâce aux efforts et investissements des uns et des autres). Curieusement, la pratique de l'audit rétroactif a fait l'objet de très peu d'études théoriques et empiriques. Ainsi est-il difficile de répondre à des questions du genre « quel est l'effet d'un allongement de la durée d'inspection sur les comportements courants ? » ou « quel est l'effet d'un accroissement de la compensation demandée en cas de non adoptions de « bonnes pratiques » avec un système rétroactif ? ».

Notre objectif était d'explorer l'applicabilité de ce type de système à des problèmes de pollution diffuse. Lorsque la pollution est diffuse (nitrates, pesticides, gaz à effets de serre, etc...) , le régulateur ne peut pas observer parfaitement les émissions individuelles d'un groupe d'agents pollueurs. Un système déclaratif, avec pénalités en cas de fraude détectée, apparaît dès lors comme une option intéressante. Et comme ces systèmes sont largement répandus en matière de déclarations de revenus, la question de leur transférabilité est posée.

Nous avons abordé deux démarches en parallèle, l'une théorique et l'autre expérimentale. L'intérêt de la démarche expérimentale est de permettre d'analyser la dimension comportementale, qui est généralement occultée par la démarche théorique. Par exemple, des sujets peuvent réagir différemment à un allongement de la durée de rétroaction du contrôle, selon qu'ils soient un homme ou une femme, une personne jeune ou âgée, ou un individu riche ou pauvre. Le second intérêt de la démarche expérimentale, est de pouvoir valider/invalides les prédictions de la démarche théorique, en se plaçant dans des conditions identiques à celle décrites dans le cadre d'un modèle par exemple. En ce sens les deux démarches sont complémentaires, et leur conduite simultanée permet un enrichissement mutuel.

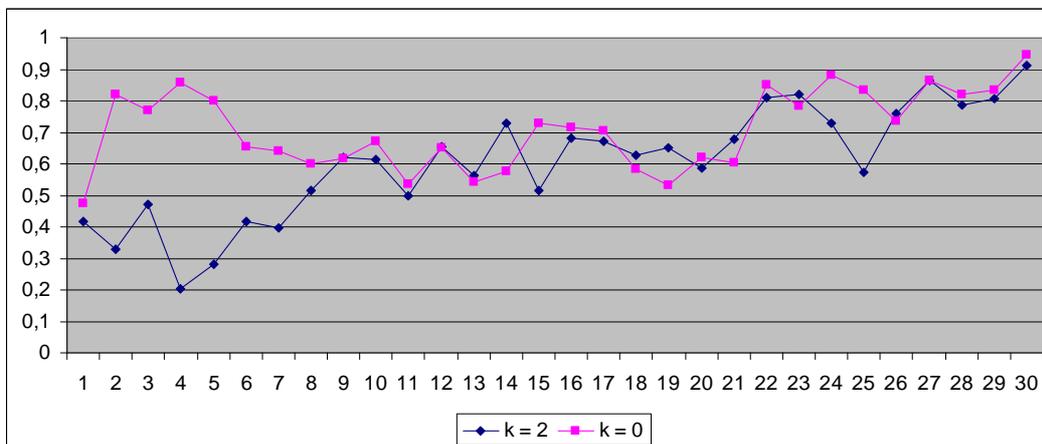
Les expériences que nous avons réalisées avaient comme objectif de tester l'efficacité de l'audit rétroactif en faisant varier la durée de la période de rétroaction. Pour ce faire, nous avons recruté des sujets étudiants, sélectionnés aléatoirement au sein d'un pool de volontaires, pour participer à une expérience rémunérée. Les participants étaient informés qu'à la fin de l'expérience ils percevraient une somme en Euros qui dépendrait de leur « performance individuelle » durant la session expérimentale.

La tâche expérimentale pour le sujet consistait simplement à déclarer un montant de revenu pour chaque période. Les participants étaient informés au début de l'expérience qu'ils devraient déclarer pour chacune des trente périodes que durait l'expérience leur revenu. Le revenu était révélé individuellement à chaque sujet au début de chaque période et pouvait varier d'une période à l'autre et d'un sujet à l'autre. Deux conditions expérimentales ont été comparées : dans la condition de référence, l'audit ne concernait que la période en cours. Ainsi un fraudeur détecté devait payer une pénalité uniquement sur la fraude de son revenu courant. Dans la seconde condition (condition de contrôle), l'audit portait sur trois périodes : la période courante et les deux périodes précédentes. Ainsi un sujet audité devait s'acquitter d'une pénalité pour chacune des trois périodes s'il avait fraudé pour chacune des périodes. La pénalité annoncée aux sujets était une pénalité proportionnelle à la fraude. De même le barème fiscal imposé aux montants déclarés était un taux fixe pour toutes les périodes.

Intuitivement, avec l'audit rétroactif de trois périodes les sujets vont frauder moins souvent et des montants plus faibles, car ils anticipent que la pénalité sera plus sévère. Mais que se passe-t-il si les impôts collectés sont redistribués aux membres de la collectivité de contribuables ? La réponse est moins évidente, et il est même possible qu'un allongement de la durée de rétroaction ait un effet pervers sur les déclarations. Dans notre analyse théorique, nous avons étudié le cas où la redistribution était réalisée sous forme de biens publics, c'est-à-dire le cas où tous les membres de la collectivité bénéficient d'un transfert forfaitaire identique. Nous montrons que dans ce cas un allongement de la durée de rétroaction peut avoir un effet négatif qui conduit les individus à frauder davantage sous certaines conditions.

Finalement, dans un souci de réalisme, nous avons envisagé la situation où le contrôle fiscal devait être autofinancé par l'autorité fiscale. En d'autres termes, à chaque période, une partie de la recette fiscale (20%) était affectée au financement des audits de la période suivante, et le reste (80%) était redistribué sous forme de biens publics.

Les résultats de nos expériences montrent que la rétroaction a un effet négligeable sur le taux de fraude moyen dans la population des agents (voir graphique 1). Au fur et à mesure des périodes, les taux de fraude ont tendance à s'accroître à la fois pour l'audit rétroactif ($k = 2$) et l'audit non-rétroactif ($k = 0$). Ceci est dû au fait que dans les deux cas, la fraude courante réduit la recette fiscale, et de ce fait moins d'audits peuvent être financés à la période suivante ce qui limite l'efficacité du contrôle et donc accroît la fraude à la période suivante, etc... On voit sur le graphique que l'audit rétro-actif arrive à contenir un peu ce processus lors des périodes initiales (entre 1 et 10) mais qu'ensuite la trajectoire du taux de fraude rattrape celle observée en l'absence de rétroaction.



Graphique 1 : évolution du taux de fraude moyen

Le graphique 1 décrit l'évolution générale du taux de fraude de la population des agents. On peut noter cependant qu'au niveau individuel, la rétroactivité accroît la fréquence des déclarations honnêtes. De même, le graphique 1 masque la diversité des situations individuelles dont nous ne rendons pas compte ici. Toutefois, le résultat principal demeure qu'à moyen terme, l'audit rétroactif s'avère inefficace dans le cadre des hypothèses que nous avons retenues.

Ce résultat est-il sensible à un allongement de la durée de rétroaction, à la taille de la population, à la pénalité en cas de fraude, à la nature de la redistribution ? ... Ces questions montrent l'intérêt de réaliser des expériences, à la fois pour évaluer la portée des prédictions théoriques, et pour calibrer l'instrument de politique mis en œuvre. Il est important dès lors de pouvoir répondre à ces questions en multipliant les expériences afin d'établir la robustesse des résultats.

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS, REALISATIONS PRATIQUES, VALORISATION

1) Des implications pratiques assez claires peuvent être tirées du travail sur les inspections ambiantes combinées aux inspections individuelles.

- Si l'on décide d'aller dans la direction des outils économiques incitatifs (si, par exemple, la médiation et la volontariat dans le changement des pratiques échouent) la situation incontestablement la plus favorable au respect des normes environnementales par les agents (les agriculteurs dans notre analyse) est celle où il y a engagement du régulateur *et* inspection ambiante. Tout le problème est donc de savoir quel est le pouvoir d'engagement de l'agence ou du régulateur en réalité. S'il est fort, le recours aux inspections ambiantes semble particulièrement intéressant. Sinon, c'est moins évident.
- La conclusion est donc en quelque sorte inverse de celle de l'analyse théorique : le recours aux inspections ambiantes ne semble pas un bon substitut au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur !

Remarquons tout de même qu'il est possible que dans la réalité le problème d'engagement ne soit pas si fort du fait du caractère dynamique du jeu : l'agence a intérêt de respecter ses annonces afin d'investir en réputation et donc d'obtenir du pouvoir d'engagement à long terme. Dans ce cas, une politique d'inspections ambiantes semble apporter un gain de bien-être social très élevé.

Enfin, il est encore important de noter que nos conclusions reposent avant tout sur le fait que les efforts des firmes en l'absence d'engagement sont beaucoup plus élevés que prévu dans nos expériences. Ce résultat est-il robuste ou est-ce un artefact ? Plus d'observations sont certainement nécessaires pour le confirmer. Si ce n'est pas un artefact, les comportements doivent être expliqués. Plusieurs hypothèses sont possibles, notamment la présence d'aversion au risque et de rationalité limitée, comme l'ont montré Holt et Laury (2002) dans une expérience présentant des similitudes avec notre traitement sans engagement et sans inspection ambiante.

2) A l'issue de l'analyse comparée des politiques existantes en Europe et aux Etats-Unis, nous pouvons livrer plusieurs informations pratiques et formuler alors diverses recommandations pour guider le régulateur public dans ses prises de décisions.

→ S'agissant des marchés de permis d'émission tels qu'ils ont été expérimentés aux Etats-Unis, il convient d'avoir à l'esprit les faits suivants.

(i) D'abord, il semble que les coûts d'administration publique du dispositif soient élevés, au point de porter le coût total de cette mesure à un niveau supérieur à celui de tous les autres instruments de régulation (cf. Kampas et White, 2004).

(ii) Ensuite, ces marchés qui mettent ainsi aux prises sources d'émission diffuses et sources ponctuelles entrent en contradiction avec le principe pollueur/payeur adopté par l'UE, puisqu'on y attribue (gratuitement) tous les droits aux sources diffuses, pour de simples raisons économiques (cf. *supra*).

(iii) Enfin, et c'est un fait encore européen, l'UE ayant adopté le principe de *pollution zéro à la sortie des exploitations*, seul l'échange de droits de réception d'azote en quantités non polluantes, et non de droits d'émissions polluantes au sens propre du terme, y est autorisé, en conformité d'ailleurs avec le principe pollueur/payeur.

Ainsi, si on veut vraiment utiliser les avantages du marché, il nous semble que les meilleurs terrains d'application restent ceux où la pollution est essentiellement due à l'élevage, comme en Bretagne, à travers l'échange de droits d'épandage sur terres non saturées, à l'image de ce qui est fait aux Pays-Bas. L'échange de *droits à polluer* entre émetteurs ponctuels et diffus relevant de la grande culture, comme on le pratique aux Etats-Unis, n'est pas efficace, les pollueurs diffus se voyant ainsi reconnaître le droit de polluer.

→ S'agissant des subventions vertes, malgré toutes les réserves que l'on a pu émettre à leur endroit — attribution tacite de droits sur l'environnement aux agriculteurs, en contradiction avec le principe pollueur/payeur de l'UE, risque d'opportunisme et d'effets pervers —, il reste que si le régulateur veut poursuivre dans cette voie, comme moyen au fond de légitimer le soutien traditionnel à l'agriculture au nom du maintien, voire du développement, de l'espace rural, il devra s'attacher à résoudre les problèmes suivants.

(i) D'abord, compte tenu du caractère toujours contradictoire entre d'un côté les aides massives à l'*agriculture intensive* — lui envoyant ainsi autant de signaux positifs — et de l'autre celles beaucoup plus modestes à finalité environnementale, il apparaît de plus en plus inévitable d'être cohérent en portant la part de ces dernières à un niveau supérieur, donc en substituant de plus en plus les unes aux autres.

(ii) Ensuite, il paraît indispensable de donner une portée réelle à l'éco-conditionnalité, en ce sens qu'il devient impératif que soit systématiquement attaché aux diverses aides directes des obligations de résultats et pas seulement de moyens, comme c'est encore parfois le cas. De ce point de vue, le bilan mitigé des MAE devrait servir d'expérience.

(iii) Enfin, il semble que le régulateur devrait aborder la question de la modulation des aides en fonction des revenus d'exploitation, non seulement au niveau des aides classiques, mais aussi des aides à finalité écologique.

→ S'agissant enfin des taxes, si l'on souhaite agir selon l'un ou l'autre des modes de taxation expérimentés par certains de nos voisins européens — *taxe sur les intrants* comme en Autriche, Finlande, Suède ou Norvège, ou *taxe sur les surplus* comme aux Pays-Bas ou au Danemark —, on peut formuler les recommandations suivantes.

(i) Une *taxe sur l'azote contenu dans les intrants* a pour avantage d'être facile d'application, mais nécessite, pour espérer modifier substantiellement les pratiques, que le taux soit assez incitatif. Néanmoins par delà sa facilité d'application et sa probable efficacité, il fait peu de doute qu'elle rencontrera des opposants dès lors que la corrélation intrants/émissions demeure imparfaite et avec, dès lors que les exploitants ne peuvent être tenus totalement responsables d'une pollution dont on sait le caractère en partie stochastique. Ainsi, attendu le caractère en partie injuste de la taxation « au premier kilo », il est loisible de penser que si la France devait choisir cet instrument, elle devrait, à l'image de ses homologues européens, choisir (*au moins dans un premier temps*) un taux modéré de l'ordre des 20% considérés par Gohin, Guyomard et Levert (2003).

(ii) Une *taxe sur les surplus azotés* compte bien des avantages sur la précédente, son inconvénient majeur étant son coût d'administration. Ainsi, outre d'être plus juste, elle a pour autre avantage, qui participe aussi de sa meilleure acceptation, d'impliquer les exploitants dans l'appréciation des impacts potentiellement négatifs de leur activité sur l'environnement et de leur donner les moyens de maîtriser les risques de pollution liés à leur activité.

3) Enfin, concernant la possibilité de mettre en place des contrôles des pratiques qui reposeraient sur l'analyse du cahier des charges sur plusieurs années en arrière, on peut noter qu'au niveau individuel, la rétroactivité accroît la fréquence des comportements conformes aux normes. Toutefois, le résultat principal demeure qu'à moyen terme, l'audit rétroactif s'avère inefficace dans le cadre des hypothèses que nous avons retenues. Ainsi, selon que l'objectif est la réduction du nombre d'exploitations non engagées dans le changement de pratiques ou l'adoption par certaines de technologies radicalement nouvelles, une politique de contrôle rétroactif sera plus ou moins efficace.

PARTENARIATS MIS EN PLACE, PROJETS, ENVISAGES

L'équipe travaille régulièrement avec l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et échange, à ces occasions, sur les implications pratiques de ses recherches. Le 22 octobre 2007 une réunion a notamment été organisée par l'équipe avec l'Agence de l'Eau, la DIREN, la DDAF et les Conseils régionaux (Bas-Rhin et Haut-Rhin) afin de discuter de suites éventuelles à donner à ses recherches. La question de la valorisation et de la diffusion des recherches au sein des réseaux a également été abordée.

LISTE DES OPERATIONS DE VALORISATION ISSUES DU CONTRAT (ARTICLES DE VALORISATION, PARTICIPATIONS A DES COLLOQUES, ENSEIGNEMENT ET FORMATION, COMMUNICATION, EXPERTISES...)

Les articles écrits à ce jour concernent essentiellement les aspects théoriques et l'analyse comparative. Les expériences ont fait, en effet, l'objet de la deuxième phase du contrat et valorisation et diffusion des résultats ne font que commencer.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES	
Publications scientifiques parues	Bchir M.A., Daures N., Willinger M., (2007), « Tolérance de la fraude et évasion fiscale : une analyse expérimentale du modèle de Greenberg », <i>Economie et Prévision</i> . Franckx L., (2005), "Environmental enforcement with endogenous ambient monitoring", <i>Environmental and Resource Economics</i> , vol. 30, 195-220. Verchère A. (2005), Pollution de l'eau en milieu rural et marchés de permis d'émission : les enseignements de l'expérience américaine, <i>Economie Rurale</i> , 285, 33-50.
Publications scientifiques à paraître	Verchère A. (2007), L'emploi de normes en matière

Publications scientifiques prévues	<p>de lutte contre les pollutions diffuses d'origine agricole. Analyse théorique et appréciation empirique dans le cas de la régulation des pollutions nitriques, en révision pour <i>Economie Rurale</i>.</p> <p>Afif M, Spaeter S., (2007), "Contrôle de la pollution ambiante et combinaison optimale transferts/permis d'émission, », document de travail BETA.</p> <p>Afif M., (2008), « Technologies hétérogènes, régulation de la pollution et anti-sélection », document de travail BETA.</p> <p>Bazard C., Spaeter S., Willinger M., (2008), « Retroactive audit and redistribution : an experimental investigation », en cours de rédaction.</p> <p>Cochard, (2008), "The Use of Ambient Inspections instead of Ambient Taxes: An Experimental Study", document de travail.</p> <p>Spaeter S. et M. Willinger, 2006, « Misreporting, (Retroactive) Audit and Redistribution », Document de Travail du BETA n°2005-12, Université Louis Pasteur, Strasbourg 1.</p> <p>Spaeter S., Willinger M, (2008), « De l'efficacité du contrôle rétroactif aléatoire dans la lutte contre la pollution diffuse de l'eau », en cours de rédaction.</p>
COLLOQUES	
Participations passées à des colloques	<p>Bchir, M. A. (2005), « Pour une Utilisation Durable des Nappes d'Eau Souterraine : une Approche par un Outil d'Incitation Economique », Gestion de la Ressource en Eau dans les Bassins Versants Aménagés : Quelques Questions de Recherche, Montpellier, ENGREF.</p> <p>Spaeter S., (2006), Présentation de «Misreporting, (Retroactive) Audit and Redistribution » (écrit avec Marc Willinger) au congrès de l'AFSE (Association française de Sciences Economiques), Paris, 14-15 septembre 2006.</p> <p>Willinger M., (2006), « Gestion d'une ressource commune dans un cadre dynamique : mécanismes incitatifs et coopération », colloque PNEC, IFREMER, Nantes, juin 2006.</p> <p>Willinger M., (2006), "Does random auditing reduce tax evasion in the lab ?", (écrit avec Mohammed Ali Bchir et Nicolas Daures), Asian-Pacific ESA meeting, Hong-Kong, Janvier 2006.</p> <p>Willinger M., (2007), « Retroactive audit and redistribution : an experimental investigation »</p>

	(travail avec C. Bazard et S. Spaeter), AFSE- Journées d'Economie Expérimentale, Université de Lyon II, Mai 2007
Participations futures à des colloques	- Journées d'économie expérimentales, Dijon, mai 2008 - 16th annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE) Gothenburg, Sweden, 25-28 June 2008 (sous réserve d'acceptation de la communication)
THESES	
Thèses passées	
Thèses en cours	Bchir M.A. , «Instruments fiscaux de gestion d'une ressource renouvelable», thèse en cours (2005 – 2008), Dir. : M. Willinger, LAMETA, Université Montpellier 1 et Mr. Bachta, INAT. Afif M. , «Combiner taxes et permis d'émission pour réduire la pollution diffuse ? <i>Analyse théorique et applications à l'eau et à l'air</i> », thèse en cours (2005 – 2008), Dir. : S. Spaeter, BETA, Université Louis Pasteur, Strasbourg 1.
ARTICLES DE VALORISATION-VULGARISATION	
Articles de valorisation parus	
Articles de valorisation à paraître	
Articles de valorisation prévus	
AUTRES ACTIONS VERS LES MEDIAS	
Actions vers les médias (interviews...) effectuées	
Actions vers les médias prévues	
ENSEIGNEMENT - FORMATION	
Enseignements/formations dispensés	
Enseignements/formations prévus	
EXPERTISES	
Expertises menées	
Expertises en cours	
Expertises prévues	
METHODOLOGIES (GUIDES...)	
méthodologies produites	
méthodologies en cours d'élaboration	
méthodologies prévues	
AUTRES	
Précisez...	

RESUMES

En français

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau

RESUME

Dans le cadre de notre réponse à l'appel à propositions de recherche « Sciences économiques et environnement », nous avons proposé de fédérer nos compétences autour de l'axe 2 intitulé « Comportement des agents et impact des instruments économiques », dans la continuité de certains travaux déjà effectués au sein du BETA. Précisément, en répondant au thème II.C., nous avons proposé d'utiliser les compétences du BETA en économie des contrats et en économie de l'environnement afin de traiter de la question de la pollution diffuse d'origine agricole. Nous avons également mis à profit les connaissances acquises dans ce domaine au sein, notamment, des réseaux régionaux auxquels le BETA appartient (REALISE, Zone Atelier « Nappe du fossé Rhénan », IFARE, ...).

Le thème II.C. est traité ici dans le cadre sectoriel spécifique de l'agriculture et de la pollution par les engrais azotés. Nous avons ainsi proposé de combiner théorie économique relative aux incitations et aux asymétries d'information, analyse comparative et économie expérimentale afin de répondre aux questions suivantes. Sachant que certaines pratiques culturales sont difficilement observables par un régulateur, et donc qu'un système de taxe pigouvienne classique ne peut convenir pour réduire la pollution de l'eau par les activités agricoles, quels instruments incitatifs sont les plus appropriés ? En particulier, comment les agents économiques réagissent-ils face à un système basé sur une taxe ambiante, que l'on compléterait par un système d'audit individuel conditionné par le niveau ambiant de la pollution ? (**partie 1 -**) Cette question relève de la théorie et de l'économie expérimentale. Du point de vue des pratiques existantes, une analyse comparative des politiques environnementales menées en Europe dans le secteur agricole, basées essentiellement sur les taxes, est proposée. Elle permet de mettre en avant leurs avantages et limites par rapport à un système américain qui fait plus souvent appel à une régulation par le marché (**partie 2 -**). Enfin, sachant que tant les résultats théoriques qu'expérimentaux de la littérature relative à la pollution d'origine agricole de l'eau s'inscrivent très souvent dans un contexte statique, nous nous sommes intéressés aux relations contractuelles dynamiques entre agriculteurs et régulateur en introduisant un système d'audit rétroactif. Ce système qui permet de prendre en compte les comportements passés des agents a un impact direct sur les décisions des agents, à travers les risques accrus de sanction, et indirect à travers l'augmentation attendue de la production du bien public qui, ici, correspond à la préservation, voire à l'amélioration, de la qualité de l'eau (**partie 3 -**). La théorie économique et l'économie expérimentale ont également été mobilisées dans cette partie.

L'ensemble des résultats obtenus nous permet finalement de proposer des orientations en matière d'actions de lutte contre la pollution diffuse de l'eau qui tiennent compte à la fois de l'existant et d'approches nouvelles et non encore expérimentées en pratique. Enfin, la caractéristique dynamique de la pollution diffuse n'est pas négligée dans notre approche.

MOTS CLES : POLLUTION DIFFUSE ; NITRATES ; EAU ; INSTRUMENTS ECONOMIQUES ; INCITATIONS.

In English

***Efficiency of economic instruments and the pollution of water by
agricultural activities***

ABSTRACT

To be added.

KEY WORDS : DIFFUSE POLLUTION ; NITRATES ; WATER ; ECONOMIC INSTRUMENTS ; INCENTIVES.

RAPPORT SCIENTIFIQUE

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau

PROGRAMME S3E 2004, MEDAD

Responsable scientifique

Sandrine SPAETER-LOEHRER

Professeur à l'université de Nancy 2

Bureau d'Economie Théorique et Appliquée (BETA)

UMR 7522 CNRS/ULP/Nancy - Université

Equipe

François Cochard, maître de conférences, Université de Franche-Comté, CRESE, et chercheur associé au BETA

Laurent Franckx, maître de conférences, Ecole Royale Militaire de Bruxelles

Sandrine Spaeter-Loehrer, professeur, Nancy - Université, membre du BETA

Alban Verchère, maître de conférences, Université de Saint-Etienne

Marc Willinger, professeur, LAMETA Montpellier 1, chercheur associé au BETA

APR S3E 2004

II.C. APPROCHE CONTRACTUELLE ET PRATIQUES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau

Rappel des objectifs

Dans le cadre de notre réponse à l'appel à propositions de recherche « Sciences économiques et environnement », nous avons proposé de fédérer nos compétences autour de l'axe 2 intitulé « Comportement des agents et impact des instruments économiques », dans la continuité de certains travaux déjà effectués au sein du BETA. Précisément, en répondant au thème II.C., nous avons proposé d'utiliser les compétences du BETA en économie des contrats et en économie de l'environnement afin de traiter de la question de la pollution diffuse d'origine agricole. Nous avons également mis à profit les connaissances acquises dans ce domaine au sein, notamment, des réseaux régionaux auxquels le BETA appartient (REALISE, Zone Atelier « Nappe du fossé Rhénan », IFARE, ...).

Le thème II.C. est traité ici dans le cadre sectoriel spécifique de l'agriculture et de la pollution par les nitrates. Nous avons ainsi proposé de combiner théorie économique relative aux incitations et aux asymétries d'information, analyse comparative et économie expérimentale afin de répondre aux questions suivantes. Sachant que certaines pratiques culturales sont difficilement observables par un régulateur, et donc qu'un système de taxe pigouvienne classique ne peut convenir pour réduire la pollution de l'eau par les activités agricoles, quels instruments incitatifs sont les plus appropriés ? En particulier, comment les agents économiques réagissent-ils face à un système basé sur une taxe ambiante, que l'on compléterait par un système d'audit individuel conditionné par le niveau ambiant de la pollution ? (**partie 1 -**) Cette question relève de la théorie et de l'économie expérimentale. Du point de vue des pratiques existantes, une analyse comparative des politiques environnementales menées en Europe dans le secteur agricole, basées essentiellement sur les taxes, est proposée. Elle permet de mettre en avant leurs avantages et limites par rapport à un système américain qui fait plus souvent appel à une régulation par le marché (**partie 2 -**). Enfin, sachant que tant les résultats théoriques qu'expérimentaux de la littérature relative à la pollution d'origine agricole de l'eau s'inscrivent très souvent dans un contexte statique, nous nous sommes intéressés aux relations contractuelles dynamiques entre agriculteurs et régulateur en introduisant un système d'audit rétroactif. Ce système qui permet de prendre en compte les comportements passés des agents a un impact direct sur les décisions des agents, à travers les risques accrus de sanction, et indirect à travers l'augmentation attendue de la production du bien public qui, ici, correspond à la préservation, voire à l'amélioration, de la qualité de l'eau (**partie 3 -**). La théorie économique et l'économie expérimentale ont également été mobilisées dans cette partie.

L'ensemble des résultats obtenus nous permet finalement de proposer des orientations en matière d'actions de lutte contre la pollution diffuse de l'eau qui tiennent compte à la fois de l'existant et d'approches nouvelles et non encore expérimentées en pratique. Enfin, la caractéristique dynamique de la pollution diffuse n'est pas négligée dans notre approche.

I - Mécanismes d'incitations aux mesures agro-environnementales : théorie et économie expérimentale (F. Cochard et L. Franckx)

CONTEXTE GENERAL

Quelle situation, quels enjeux motivent ce projet ?

Cette première partie s'inscrit dans le contexte de l'économie normative. Autrement dit nous cherchons à savoir si un instrument donné est bien adapté à la régulation de la pollution diffuse. Par

ailleurs, les propositions en matière d'aide à la décision qui peuvent en découler doivent s'inscrire dans une volonté de trouver des solutions incitatives au changement si changements au niveau individuel ne s'opèrent pas volontairement.

La régulation environnementale est souvent rendue difficile par les problèmes informationnels, notamment dans les situations dites de pollution diffuse où l'observation parfaite des émissions polluantes de chaque firme est très onéreuse. Toutefois, bien que coûteuse, l'observation des émissions individuelles est parfois techniquement réalisable au moyen d'inspection individuelles. Pour ne pas avoir à inspecter chacune des firmes et ainsi réduire ses coûts, le régulateur peut se limiter à inspecter chacune des firmes avec une probabilité inférieure à 1 (inspections aléatoires). Il doit alors annoncer, en début de période, la probabilité d'inspection de chacune des firmes et l'amende infligée en cas de flagrant délit d'excès d'émission. Un résultat bien connu dû à Becker (1968) est qu'une telle politique sera efficace du moment que la probabilité d'inspection ou le montant de l'amende sont suffisamment élevées⁴ (et le coût espéré de cette politique pour le régulateur est décroissant avec le niveau de l'amende et croissant avec la probabilité d'inspection).

Franckx (2002) propose de conditionner la réalisation des inspections individuelles à la qualité ambiante de l'environnement, ou « pollution ambiante », due aux émissions de l'ensemble des pollueurs responsables de la pollution locale. La mesure de la pollution ambiante (que l'on peut appeler « inspection ambiante » ou « inspection collective ») fournit en effet une information essentielle : si le niveau global de pollution s'avère satisfaisant (quantité de nitrates dans une nappe phréatique par exemple), il n'est en effet peut-être pas indispensable d'effectuer des inspections individuelles. L'exploitation de la connaissance du niveau de pollution ambiante dans la régulation de la pollution diffuse n'est pas une idée nouvelle. Segerson (1988) propose en effet d'introduire une taxe dépendant du niveau de la pollution ambiante, la fameuse « taxe ambiante » (voir aussi Xepapadeas, 1991, Cabe and Herriges, 1992). Chaque firme, sachant qu'elle va devoir payer une taxe dépendant des dommages infligés à l'environnement par l'ensemble des firmes présentes, se voit contrainte à internaliser la part des dommages qui provient de ses propres émissions. Ainsi, sans avoir besoin d'effectuer la moindre inspection individuelle, le régulateur parvient-il à inciter les firmes à adopter le bon niveau d'émission, au prix d'une simple mesure de la pollution ambiante. Ce type d'instrument, testé en laboratoire, fournit des résultats encourageants (voir entre autre Spraggon, 2002, Cochard, 2003, Cochard, Willinger, Xepapadeas, 2005, Cochard, Ziegelmeyer, Bounmy, 2007). Cependant, les instruments de type taxe ambiante peuvent poser des problèmes d'acceptabilité et sont interdits par la loi dans certaines juridictions en raison du caractère collectif de cette taxe, considérée comme une sanction.

L'idée proposée par Franckx (2002) est donc de garder le principe de la mesure de la pollution ambiante mais d'utiliser cette information uniquement comme un déclencheur d'une campagne d'inspections individuelles plutôt que d'une taxation collective. La pollution ambiante ne sert plus que de source d'information pour savoir s'il est utile ou non d'accentuer la probabilité d'inspection individuelle. Franckx démontre ainsi que la mesure du niveau de pollution ambiante peut permettre, si elle n'est pas trop coûteuse, de réduire les probabilités d'inspection nécessaires pour inciter les firmes à adopter le bon comportement, et ainsi de réduire le coût global de la politique d'inspections individuelles.

En début de période, le régulateur annonce donc ses probabilités d'inspections individuelles conditionnellement aux résultats de l'éventuelle inspection ambiante. Les firmes prennent ensuite leurs décisions (adopter une technologie propre ou non, changer de pratiques agricoles ou non) simultanément. Enfin, le régulateur réalise une inspection ambiante et puis des inspections en fonction des probabilités conditionnelles annoncées au départ. L'avantage par rapport à un politique d'inspections aléatoires simple est l'atteinte du même objectif environnemental à moindre coût (si

⁴ Ainsi une amende plus élevée permet-elle de réduire la fréquence des inspections à incitation identique, ce qui réduit le coût de la politique.

l'inspection ambiante n'est pas trop coûteuse). En effet, à l'équilibre du jeu⁵, le régulateur peut inciter les firmes à adopter la technologie propre sans avoir besoin d'inspecter les firmes individuellement. Il lui suffit de menacer d'inspecter toutes les firmes si la pollution ambiante révèle que certaines firmes (en fait, il peut s'agir que d'une seule) polluent trop fortement. Dès lors, à l'équilibre, les inspections individuelles ne sont plus nécessaires, et ce, indépendamment du niveau de l'amende (puisque à l'équilibre les firmes ne subissent jamais l'amende). Cette politique est d'autant plus intéressante par rapport à la politique d'audits simple que le coût de l'inspection ambiante est faible, que celui de l'inspection individuelle élevé et que l'amende est faible (en effet, en l'absence d'inspection ambiante, si l'amende est plus faible, il faut, pour compenser, une probabilité d'inspection plus élevée, ce qui est coûteux).

Cependant, l'efficacité d'une telle régulation dépend étroitement des capacités d'engagement (« commitment power ») du régulateur : dans quelle mesure le régulateur est-il crédible auprès des firmes lorsqu'il annonce une certaine probabilité d'inspection ? En effet, les inspections étant coûteuses, le régulateur pourrait avoir, *ex post*, une incitation à ne pas réaliser autant d'audits que ce qu'il avait annoncé initialement. Ces problèmes d'engagement se posent pour toute politique d'inspections aléatoires, que le régulateur ait, ou non, recours aux inspections ambiantes. Ils ont été peu pris en compte dans la littérature sur la régulation environnementale : plus précisément, le régulateur est en général supposé disposer d'un pouvoir d'engagement parfait. Ainsi est-il censé annoncer sa probabilité d'inspection en début de période et s'y tenir par la suite. En d'autres termes, cette probabilité n'a que rarement été considérée comme un élément d'une stratégie mixte au sein d'un jeu impliquant le régulateur et les firmes pollueuses.⁶ Aussi Franckx (2001, 2002a, b, 2004a, b, 2005) propose-t-il d'étudier systématiquement l'impact du pouvoir d'engagement du régulateur sur la politique d'inspection optimale.

L'hypothèse d'engagement parfait peut être jugée réaliste lorsque par exemple le régulateur est obligé statutairement d'appliquer les probabilités annoncées. Cependant, les contraintes informationnelles obligent en général les gouvernements à donner une certaine autonomie aux agences de régulation. Ainsi est-il réaliste d'envisager un contexte institutionnel où le gouvernement fixe la norme environnementale à respecter (adoption d'une technologie plus propre) ainsi que l'amende appliquée en cas de non respect de cette norme, mais où l'agence régulatrice (ou plus simplement le régulateur) dispose de tout pouvoir pour décider de sa politique d'inspection, remettant en question la crédibilité des probabilités d'audits qu'elle annonce et réduisant donc son pouvoir d'engagement.

Franckx montre que le déficit de pouvoir d'engagement peut réduire l'efficacité de la politique d'inspections (qu'il y ait ou non recours aux inspections ambiantes). En effet, à l'équilibre, avec inspection ambiante, il est possible que le régulateur ne puisse plus inciter les firmes à choisir la technologie propre avec une probabilité 1. L'intuition en est simple : les firmes savent bien que lorsqu'il observe un niveau excessif de pollution ambiante, le régulateur ne peut se permettre d'honorer sa menace d'inspection de toutes les firmes car ce serait trop coûteux. Pour être crédible, le régulateur en est donc réduit à annoncer dans ces situations des probabilités d'inspection plus faibles qu'en cas d'engagement parfait. D'où une plus faible incitation pour les firmes à réduire leurs émissions. Contrairement à ce qui se produit avec engagement parfait, le niveau de l'amende a alors un impact. Toutefois, selon les résultats théoriques obtenus, le régulateur fait toujours mieux avec des inspections ambiantes que sans. Le recours aux inspections ambiantes apparaît donc comme un *substitut* au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur.

⁵ Il faut comprendre « jeu » au sens de la théorie des jeux, domaine fondamental de l'analyse économique.

⁶ Malik (1993), Strandlund et Dhanda (1999) Griehson et Singh (1990) semblent être, à notre connaissance, les seuls auteurs à avoir formulé explicitement le problème d'engagement. Cependant, Griehson et Singh sont les seuls auteurs à ne pas faire l'hypothèse que le régulateur dispose d'un pouvoir d'engagement parfait.

OBJECTIFS DES EXPERIENCES

L'objectif des expériences est d'étudier empiriquement l'effet du recours aux inspections ambiantes et l'effet du pouvoir d'engagement du régulateur. Elles permettent de générer des résultats en laboratoire qui sont ensuite comparés aux prédictions des modèles théoriques que nous venons de présenter. Plus précisément, les expériences visent à répondre aux questions suivantes : les inspections ambiantes génèrent-elles suffisamment de gains de bien-être social (BES) pour en compenser le coût ? La détention du pouvoir d'engagement améliore-t-il significativement le BES ? Les inspections ambiantes peuvent-elles se substituer à un déficit de pouvoir d'engagement ?

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE (ET EVENTUELLES DIFFICULTES RENCONTREES)

L'économie expérimentale se définit comme « l'utilisation de l'expérimentation comme méthode d'investigation en économie ». Le principe fondamental de l'économie expérimentale réside dans le *contrôle* de l'environnement : une expérience consiste à créer, en laboratoire, une situation reflétant les conditions de la théorie économique, conçue et donc effectivement entièrement contrôlée par l'expérimentateur. A ce titre, la méthode expérimentale présente plusieurs avantages par rapport aux autres méthodes empiriques utilisées en économie : (a) l'observation des faits dans leur « environnement naturel » ne permet pas d'isoler avec précision les multiples facteurs susceptibles de les provoquer et l'analyse économétrique des données ainsi collectées peut potentiellement être biaisée par l'existence de tels facteurs ; (b) certaines situations sont très difficiles à observer, soit parce qu'elles sont rares, soit parce qu'elles nécessitent une combinaison particulière de facteurs ; (c) certaines situations économiques ne sont observables qu'à la condition que certaines politiques publiques soient mises en œuvre. L'expérimentation permet alors de provoquer ces situations et d'en observer les conséquences, constituant ainsi un outil puissant de réfutation des modèles théoriques, d'étude du comportement économique et d'aide à la décision⁷.

Dans le cadre d'analyse qui nous occupe, c'est le point c) qui nous pousse à utiliser l'expérience comme productrice de données.

Nos objectifs, énoncés plus haut, suggèrent deux variables de traitement : la présence ou non des inspections ambiantes et la détention ou non du pouvoir d'engagement. Notre expérience comporte donc un total de quatre traitements correspondant aux quatre combinaisons possibles des valeurs de ces deux variables. Dans notre expérience, le rôle du régulateur est joué par un sujet expérimental et non pas par l'expérimentateur. En effet, il n'aurait guère eu de sens d'étudier l'effet du pouvoir d'engagement de l'expérimentateur.

1. Prédictions théoriques

Nous nous plaçons dans un modèle statique, avec $n = 2$ firmes-pollueurs qui peuvent choisir entre deux niveaux d'efforts de dépollution, ou plus simplement entre deux technologies, la technologie polluante (de coût normalisé à 0) et la technologie propre (de coût $\alpha > 0$). Le choix de l'effort par la firme se traduit par un certain niveau de dommage sur l'environnement. La valeur monétaire du dommage lié au choix de la technologie propre est notée $D_c > 0$ (« compliance ») ; la valeur du dommage en cas de choix de l'autre technologie est notée $D_{nc} > 0$ (« non compliance »), avec $D_{nc} > D_c$.

Le régulateur est supposé subir les dommages environnementaux et peut choisir entre inspecter et ne pas inspecter chaque firme. L'inspection d'une firme coûte un montant $b > 0$. Si l'inspection de la firme démontre que celle-ci a choisi la technologie polluante, alors elle doit payer une amende (ou pénalité) $\Psi > \alpha$. On suppose que l'amende n'est pas perçue ni fixée par le régulateur (elle est versée aux recettes fiscales générales de l'Etat). Cependant, la détection d'une

⁷ A titre d'exemple, Alvin Roth, professeur d'économie à l'université de Harvard, a mobilisé la méthode expérimentale dans le but d'aider à améliorer l'efficacité du marché des internes en médecine aux Etats-Unis (Roth et Peranson (1999)). De même, la procédure de vente aux enchères des fréquences radio aux Etats-Unis a été conçue avec l'aide de chercheurs en économie expérimentale (Roth (2002)).

firmes en flagrant délit d'effort faible fournit un gain Δ au régulateur ($\Delta > b$). Ce gain Δ peut par exemple être vu comme un bénéfice environnemental dû au fait que le régulateur a une autorité légale suffisante pour forcer la firme à adopter la technologie propre si son inspection révèle qu'elle a adopté la technologie polluante. Dans ce cas, Δ sera égal à une fraction de $D_{nc} - D_c$.

Le régulateur est supposé minimiser le dommage environnemental espéré plus le coût d'inspection. La firme minimise son coût espéré de dépollution. La matrice de ce jeu est alors la suivante (les coûts sont présentés dans chacune des cases) :

		Firme	
		Technologie propre (coût α)	Technologie polluante (coût 0)
Régulateur	Inspection (coût b)	$b + D_c, \alpha$	$b + D_{nc} - \Delta, \Psi$
	Non inspection (coût 0)	D_c, α	$D_{nc}, 0$

Il convient alors de distinguer deux régimes :

- Pouvoir d'engagement parfait (« full commitment »), le jeu est alors séquentiel Franckx (2002b) :
 - o 1^{ère} étape : le régulateur annonce sa probabilité d'inspection p_i pour chacune des firmes i .
 - o 2^{ème} étape : les firmes choisissent leur niveau d'effort (2002a).
- Absence de pouvoir d'engagement (« no commitment »), le jeu est alors de facto simultané, car l'annonce du régulateur peut être mise en doute par les firmes.

En cas d'engagement, le régulateur ne peut inciter les firmes à adopter la technologie propre que si l'amende et/ou les probabilités d'inspections sont suffisamment élevées (résultat standard dont l'idée remonte au moins à Becker (1968)). Le coût espéré pour le régulateur est décroissant avec le niveau de l'amende.

En l'absence d'engagement, le régulateur ne peut plus inciter les firmes à adopter la technologie propre avec probabilité 1, même en augmentant l'amende. En effet, à l'équilibre (en stratégies mixtes), on montre que la probabilité d'adoption de la technologie propre est égale à $1 - \frac{b}{\Delta}$ (par définition d'un équilibre en stratégies mixtes, c'est la probabilité qui rend le régulateur indifférent entre inspecter et ne pas inspecter), et est donc indépendante de l'amende. Le coût espéré du régulateur est supérieur à ce qu'il était en l'absence de problème d'engagement.

Nous introduisons ensuite la possibilité d'une inspection préliminaire portant sur le niveau de la pollution ambiante avant de réaliser des inspections individuelles : c'est ce que nous appelons l'inspection ambiante, de coût a . Les choix des firmes étant ici binaires, le niveau de la pollution ambiante dépend directement du nombre de firmes qui choisissent la technologie propre (ou de manière complémentaire, la technologie polluante). Aussi l'inspection ambiante fournit-elle au régulateur une information sur le nombre de firmes qui choisissent la technologie propre (polluante), et lui permet-elle donc d'affiner sa politique d'inspections individuelles. Mais il ne sait pas pour autant qui a fait quoi.⁸ On suppose ici que le régulateur réalise toujours une inspection ambiante (le coût de l'inspection ambiante n'est donc pas introduit dans l'analyse).

A nouveau il faut distinguer les deux régimes d'engagement :

⁸ Si, à la limite, l'inspection ambiante révèle que toutes les firmes ont choisi la technologie propre, il est immédiat qu'aucune inspection individuelle n'est utile, d'où peut-être une économie pour le régulateur.

- Engagement parfait : il s'agit d'un jeu séquentiel (Franckx, 2002b) :
 - o Etape 1 : Le régulateur commence par énoncer ses probabilités d'inspection individuelles p_0, p_1, p_2 conditionnelles aux résultats de l'inspection ambiante, respectivement si 0, 1 ou les 2 firmes ont fourni l'effort élevé.
 - o Etape 2 : Choix simultané par les firmes de leur technologie.
 - o Etape 3 : Inspection ambiante.
 - o Etape 4 : Inspections individuelles selon p_0, p_1, p_2 sur la base du résultat de l'inspection ambiante.
- Absence d'engagement : il s'agit d'un jeu séquentiel avec information imparfaite (Franckx, 2002a) :
 - o Etape 1 : Le régulateur commence par annoncer des probabilités d'inspection individuelles p_0^a, p_1^a, p_2^a conditionnelles aux résultats de l'inspection ambiante, respectivement si 0, 1 ou les 2 firmes ont fourni l'effort élevé. Cette annonce n'a pas valeur d'engagement.
 - o Etape 2 : Choix simultané par les firmes de leur technologie et des probabilités effectives p_0, p_1, p_2 par le régulateur. Les firmes ne connaissent donc pas les vraies probabilités choisies par le régulateur.
 - o Etape 3 : Inspection ambiante.
 - o Etape 4 : Inspections individuelles selon p_0, p_1, p_2 sur la base du résultat de l'inspection ambiante.

L'introduction de l'inspection ambiante modifie les prédictions théoriques du jeu. Lorsque le régulateur peut s'engager totalement, il peut inciter les firmes à adopter la technologie propre sans avoir besoin de les inspecter individuellement à l'équilibre. En effet, il lui suffit de *menacer d'inspecter toutes les firmes* si la pollution ambiante révèle qu'une des deux firmes au moins pollue trop fortement. Dès lors, à l'équilibre, les inspections individuelles ne sont plus nécessaires, et ce, indépendamment du niveau de l'amende (puisque à l'équilibre les firmes ne subissent jamais l'amende...). Le coût espéré du régulateur s'élève donc simplement à $a + nD_c$ (où $n = 2$ firmes). Ce coût a d'autant plus de chances d'être inférieur au coût sans inspection ambiante que a est faible ou que b est élevé. En comparant le coût espéré du régulateur avec et sans inspection ambiante, il apparaît que le recours à l'inspection ambiante est d'autant plus désirable que l'amende est faible. En effet, en l'absence d'inspection ambiante, si l'amende est plus faible, il faut, pour compenser, une probabilité d'inspection plus élevée, ce qui est coûteux.

Lorsque le régulateur ne dispose pas de pouvoir d'engagement, le résultat dépend du rapport entre le bénéfice environnemental Δ et le coût d'inspection b de chaque firme :

- s'il est supérieur à 2, on retrouve le résultat précédent, avec engagement parfait du régulateur : le régulateur peut inciter les deux firmes adopter la technologie propre en recourant à l'inspection ambiante, et ce, indépendamment du niveau de l'amende. En effet, si $\frac{\Delta}{b} > 2$, alors le bénéfice obtenu par le régulateur en repérant une firme en flagrant délit de pollution est supérieur aux coût d'inspection des deux firmes, donc il gagnera toujours à inspecter les deux firmes si le niveau de pollution ambiante révèle qu'au moins une des deux firmes choisit la technologie polluante. Si les firmes anticipent correctement cela, elles choisiront la technologie propre afin d'éviter l'amende. Ce résultat serait impossible à obtenir sans inspection ambiante car dans ce cas le régulateur court le risque d'inspecter une firme alors même qu'elle a choisi la technologie propre. Le coût espéré du régulateur est le même qu'en présence d'engagement total ($a + nD_c$). En quelque sorte, si $\frac{\Delta}{b} > 2$, l'inspection ambiante confère un pouvoir d'engagement parfait au régulateur.

- si $1 < \frac{\Delta}{b} < 2$, en revanche,⁹ seule une amende infinie permet de s'assurer que les firmes adoptent la technologie propre avec la probabilité 1. Cependant, on conserve le résultat selon lequel l'inspection ambiante a d'autant plus de chances de réduire le coût espéré de la politique de régulation que (notamment) a est faible et b est élevé. Plus précisément, et à l'inverse de ce qui se passe en présence d'engagement total, une amende plus élevée augmente la probabilité que le coût espéré du régulateur diminue avec l'inspection ambiante. Ce résultat implique que le régulateur peut résoudre un problème d'engagement en ayant recours conjointement à des inspections ambiantes *et* des amendes infinies. Même si l'amende n'est pas infinie, les inspections ambiantes peuvent jouer un rôle de substitut au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur.

Le tableau 1 récapitule le déroulement des jeux dans chaque cas étudié (chaque traitement de l'expérience).

Tableau 1 : Déroulement des jeux dans chaque traitement.

	Avec engagement	Sans engagement
Sans inspection ambiante	<ol style="list-style-type: none"> 1. Annonce de p. 2. Choix d'efforts. 3. Inspections selon p. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Annonce de p^a. 2. Choix simultanés d'efforts et de p. 3. Inspections selon p.
Avec inspection ambiante	<ol style="list-style-type: none"> 1. Annonce de p_0, p_1, p_2. 2. Choix d'efforts. 3. Inspection ambiante. 4. Inspections selon p_0, p_1 ou p_2 selon la somme des efforts. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Annonce de p_0^a, p_1^a, p_2^a. 2. Choix simultanés d'efforts et de p_0, p_1, p_2. 3. Inspection ambiante. 4. Inspections selon p_0, p_1 ou p_2 selon la somme des efforts.

Le tableau 2 récapitule les prédictions théoriques pour chaque traitement, avec les simplifications suivantes :

- le coût du dommage engendré par une firme qui fournit l'effort élevé est nul : $D_c = 0$.
- $1 < \frac{\Delta}{b} < 2$ (voir ci-dessus).
- l'agence doit choisir la même probabilité d'inspection pour les deux firmes (nous considérons donc seulement le cas symétrique, alors qu'il existe aussi des équilibres asymétriques, voir Franckx (2002b)).

⁹ A noter que le cas $\frac{\Delta}{b} \leq 1$ peut être exclu d'emblée : il signifie que le fait de surprendre une firme en flagrant délit apporte au régulateur un bénéfice inférieur au coût de l'audit. Si tel est le cas, il est clair que toute politique d'audits individuels est inefficace et ne doit donc pas être mise en œuvre.

Tableau 2 : Prédictions théoriques dans chaque traitement.

	Avec engagement		Sans engagement	
	p ou p_0, p_1, p_2	p_i^α	p ou p_0, p_1, p_2	p_i^α
Sans inspection ambiante	$p = \frac{\alpha}{\Psi} + \varepsilon$ $\varepsilon \rightarrow 0$	1	$\frac{\alpha}{\psi}$	$1 - \frac{b}{\Delta}$
Avec inspection ambiante	$p_0 > \frac{\alpha}{\Psi}$ $p_1 > \frac{\alpha}{\Psi}$ $p_2 = 0$	1	$p_0 = 1$ $p_1 = 0$ $p_2 = 0$	$1 - \frac{\alpha}{\psi}$

Dans certains traitements, les firmes peuvent avoir intérêt à choisir une « stratégie mixte », c'est-à-dire ne pas choisir simplement une « stratégie pure » (l'effort élevé ou l'effort faible), mais chacune de ces stratégies avec une certaine probabilité. On appelle p_i^α la probabilité avec laquelle la firme i choisit de fournir l'effort élevé.

Le bien-être social (gain des firmes + gain agence + gain du gouvernement) n'est pas indiqué ici. Toutefois dans chaque traitement il est supérieur à ce qu'il serait en l'absence d'intervention de l'agence (laissez-faire), mais il n'est maximal que dans le cas avec engagement et inspection ambiante (dans ce cas le seul coût pour la société est le coût des efforts élevés des firmes).

2. Expériences

Les expériences ont été réalisées au laboratoire d'économie expérimentale de Strasbourg, Université Louis Pasteur. Il s'agit d'une salle avec des ordinateurs en réseau séparés par des cloisons de sorte que les sujets ne puissent pas se voir ni communiquer en aucune façon. L'expérience comporte 4 traitements, impliquant chacun quatre groupes de trois participants (sujets expérimentaux), soit un total de 48 participants¹⁰. Les instructions (voir Annexe 1.1) étaient décontextualisées.¹¹ Les sujets étaient payés à la fin de l'expérience en espèce en fonction des profits réalisés. Le gain moyen était de 25 €, pour une expérience durant de 2 à 3 heures. Le paiement est nécessaire dans la méthodologie expérimentale ; il participe à la validation des expériences).

Chaque sujet a participé à un seul traitement (« between subject protocol »). Un traitement impliquait donc 4 groupes de 3 sujets, et était composé de 20 répétitions du même jeu, le nombre de répétition étant connu des sujets. Toutefois il ne s'agissait pas d'un jeu « répété » à proprement parler car à chaque période les groupes étaient remaniés au hasard (protocole en « random matching »). L'objectif de ces remaniements aléatoires est de faire en sorte que les sujets considèrent faibles les probabilités d'interagir deux fois de suite avec les mêmes personnes, et donc de limiter les effets de répétition. De manière approximative, les périodes sont donc censées être indépendantes : on teste un jeu statique, la répétition ne sert qu'à permettre l'apprentissage.

¹⁰ Il s'agit d'étudiants, ce qui est la pratique dans le cadre d'expériences décontextualisées.

¹¹ Introduire du contexte n'a vraiment de sens que si l'on utilise la « vraie » population d'agents. Cela serait intéressant mais aussi beaucoup plus compliqué à organiser. Quitte à utiliser une population d'étudiants, il vaut mieux décontextualiser les instructions pour observer leur comportement face à des incitations similaires dans leur essence à celles que rencontreraient les « vrais » agents dans la réalité.

Le tableau 3 présente les paramètres que nous avons effectivement appliqués en expérience. Le coût de l'inspection ambiante a est supposé égal à 0, ce qui n'est évidemment pas le cas dans la réalité. Toutefois il n'était pas utile de fixer une valeur positive pour ce paramètre dans la mesure où dans notre expérience l'agence n'a pas à décider de réaliser ou non une inspection ambiante : soit elle en fait toujours (traitements « avec inspection ambiante »), soit elle n'en fait jamais (traitements « sans inspection ambiante »).

Tableau 3 : Valeurs des paramètres dans l'expérience.

Nombre de firmes	n	2
Coût de l'effort élevé (pour la firme)	α	20
Dommage environnemental engendré par une firme en cas d'effort élevé	D_c	0
Dommage environnemental engendré par une firme en cas d'effort faible	D_{nc}	50
Coût de l'inspection individuelle	b	20
Amende	Ψ	30
Récompense de l'agence en cas d'inspection d'une firme qui fournit un effort faible	Δ	25
Coût de l'inspection ambiante	a	0
Dotation initiale de la firme		50
Dotation initiale de la période		100

3. Le tableau 4 présente les prédictions théoriques numériques qui découlent des tableaux 2 et 3.

Tableau 4 : Prédiction théorique numériques.

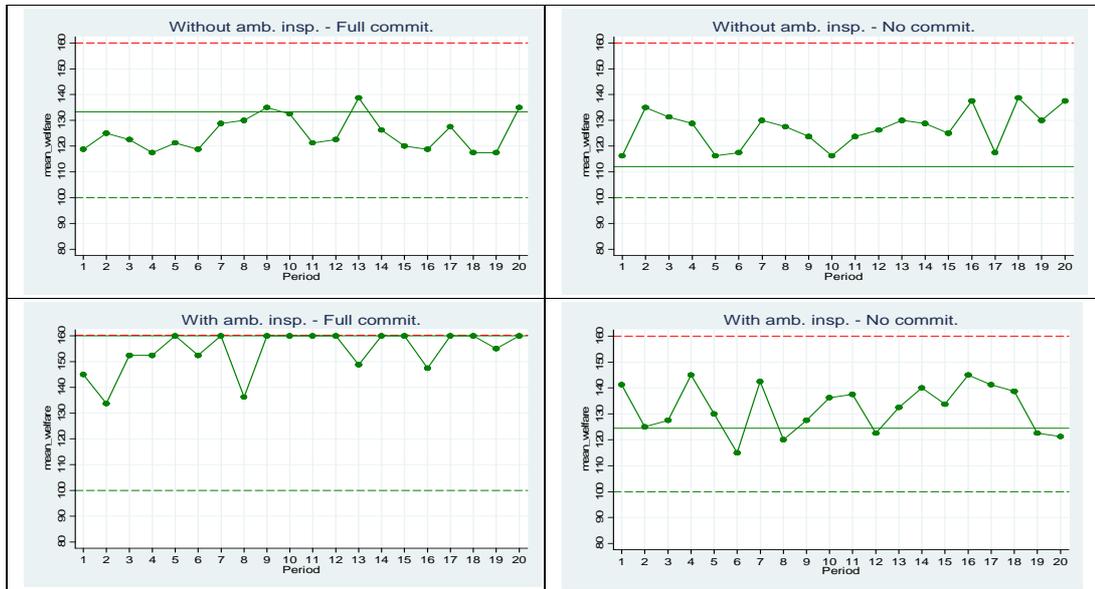
	Avec engagement			Sans engagement		
	p ou p_0, p_1, p_2	p_i^α	Bien-être social	p ou p_0, p_1, p_2	p_i^α	Bien-être social
Sans inspection ambiante	$2/3 + \varepsilon$	1	133,3	$2/3$	0,2	112
Avec inspection ambiante	$p_0 \geq 2/3$ $p_1 \geq 2/3$ $p_2 = 0$	1	160 optimum social	$p_0 = 1$ $p_1 = 0$ $p_2 = 0$	$1/3$	124,4

On notera que le bien-être social (gains des firmes + gain de l'agence + amendes éventuelles) est égal à 100 dans la situation de laissez-faire car chaque firme a un gain égal à sa dotation initiale (50), l'agence a un gain nul, et aucune amende n'est versée au gouvernement. Le recours aux inspections ambiantes permet d'augmenter le bien-être social : en effet les firmes sont incitées à fournir au moins autant d'efforts à moindre coûts en termes d'inspections individuelles. La détention du pouvoir d'engagement a aussi un effet positif sur le bien-être social.

RESULTATS OBTENUS

1. Résultats généraux

La figure 1 représente le niveau de bien-être social (BES) atteint en moyenne à chaque période dans chaque traitement. Il apparaît clairement que dans tous les cas l'instrument permet d'augmenter le BES par rapport à la situation de laissez-faire (ligne pointillée verte), conformément aux prédictions théoriques (droite verte). La ligne pointillée rouge correspond à l'optimum social, qui n'est atteint en théorie et en pratique que dans le cas avec engagement et avec inspection ambiante.

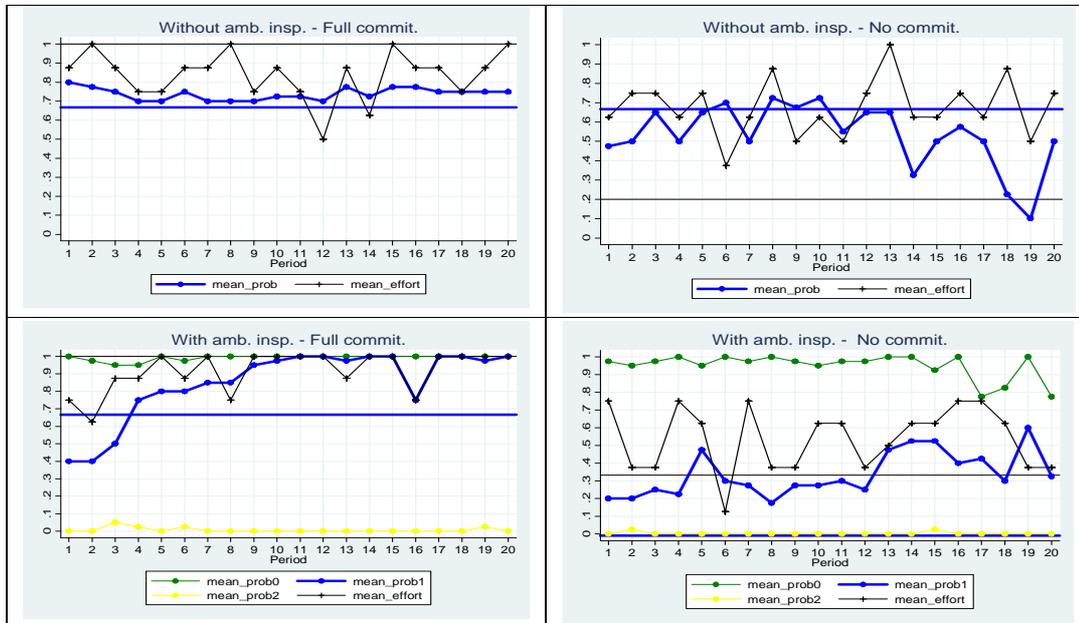


Pointillés rouges : Optimum social (160)
 Pointillés verts : Laissez-faire (100)
 Droite verte : Prédiction théorique
 Courbe : BES moyen par période sur les 4 groupes

Figure 1 : Niveau de bien-être social moyen par période dans chaque traitement.

Il est intéressant d'examiner les comportements sous-jacents. La figure 2 présente ainsi les décisions moyennes des sujets à chaque période dans les différents traitements. Les deux figures de gauche correspondent aux traitements « Avec engagement », les deux figures de droite correspondent aux traitements « Sans engagement ». Les prédictions sont données par les droites. La droite bleue épaisse correspond à la probabilité d'inspection p dans les cas « Sans inspection ambiante », et à la probabilité d'inspection si la somme de efforts est 1 (p_1) dans les cas « Avec inspection ambiante » (à noter que dans le cas « Avec inspection ambiante », en bas à gauche, la prédiction pour p_1 est en fait $p_1 > 2/3$, soit toute la surface au-dessus de la droite bleue). Les prédictions pour p_0 et p_2 ne sont pas représentées : on rappelle que $p_0 = 1$ (ou $p_0 > 2/3$ dans le cas « Avec engagement ») et $p_2 = 0$. La droite noire fine correspond à la probabilité d'effort élevé p_i^a . Les observations moyennes sont données par les courbes : la courbe bleue épaisse correspond aux probabilités p ou p_1 (selon le cas) moyennes observées par période ; la courbe verte fine et la courbe jaune fine correspondent respectivement aux probabilités p_0 et p_2 moyennes observées par période ; la courbe noire correspond à la fréquence moyenne d'effort observée (correspondant à p_i^a).

Dans les traitements « Avec engagement », on remarque que les prédictions théoriques sont assez bien vérifiées. Dans les traitements « Sans engagement », en l'absence d'inspection ambiante (en haut), la probabilité moyenne d'inspection p observée diverge de la prédiction (elle décroît). La fréquence moyenne d'effort observée (correspondant à p_i^e) est largement au-dessus de la prédiction. Avec inspection ambiante (en bas), les probabilités moyennes p_0 et p_2 observées sont à peu près conformes aux prédictions, et p_1 diverge (elle croît). La fréquence moyenne d'efforts est compatible avec la prédiction théorique (elle est un peu plus élevée mais c'est compatible avec le fait que p_1 est aussi plus élevé).



Droites : Prédictions.

- noires : efforts.
- bleue: probabilité d'inspection si la somme des efforts est 1 (p_1).

Courbes : Moyennes observées.

- verte, bleue, jaune : probabilité d'inspection si la somme des efforts est 0, 1 ou 2 (p_0, p_1, p_2).

Figure 2 : Niveau de bien-être social moyen par période dans chaque traitement

2. Effets des variables de traitement

a. L'effet de l'inspection ambiante sur le BES (comparaison graphiques du haut / graphiques du bas)

- Cas avec engagement (graphiques de gauche) :
 - o Effet positif clair sur le BES conformément à la prédiction, ce qui n'est pas étonnant car les décisions des agents sont très proches de la prédiction.
- Cas sans engagement (graphiques de droite) :
 - o Effet quasi-nul sur le BES (la théorie prédisait un effet faible mais tout de même plus élevé).

- Origine principale du résultat : efforts particulièrement élevés en l'absence d'inspection ambiante : la moyenne est de 0,7 au lieu de 0,2 prédit ; l'inspection ambiante n'apporte donc pas grand-chose de plus.
- b. *L'effet de l'engagement sur le BES (comparaison graphiques de gauche / graphiques de droite)*
 - Cas sans inspection ambiante (graphiques du haut) :
 - Effet quasi-nul sur le BES (prédiction : BES plus élevé avec engagement).
 - Origine principale du résultat identique à ci-dessus : les sont efforts particulièrement élevés en l'absence d'engagement ; l'engagement n'apporte donc pas grand-chose de plus.
 - Cas avec inspection ambiante (graphiques du bas) :
 - Effet positif sur le BES conformément à la prédiction, ce qui n'est pas étonnant car les décisions des agents sont assez proches de la prédiction (sauf p_1 mais cela joue finalement peu).

3. Conclusions

- d. Nous observons dans tous les traitements une amélioration sensible du bien-être social (BES) par rapport à l'absence de régulation.
- e. L'inspection ambiante améliore fortement le BES en cas de pouvoir d'engagement du régulateur (conformément à la prédiction). En l'absence d'engagement, en revanche, l'effet est beaucoup plus faible que prédit par la théorie. Il pourrait même être négatif si le coût de l'inspection ambiante (non pris en compte ici) est élevé. Ce résultat provient avant tout des efforts beaucoup plus élevés que prévu des firmes en l'absence d'engagement. C'est une bonne nouvelle d'une certaine façon mais est-ce un résultat robuste ou un artefact ? Pour le savoir, plus d'observations seraient nécessaires. Il serait aussi utile d'expliquer ces résultats grâce aux résultats expérimentaux sur les jeux avec équilibres en stratégies mixtes. Plusieurs hypothèses peuvent être formulées : la présence d'un autre équilibre plus évident dans le jeu, l'aversion au risque, la rationalité limitée, comme l'ont montré Holt et Laury (2002) dans un expérience présentant des similitudes avec notre traitement sans engagement et sans inspection ambiante.
- f. Le pouvoir d'engagement améliore le BES en présence d'inspections ambiantes (conformément à la prédiction). En revanche, l'effet est opposé en l'absence d'inspections ambiantes où l'absence d'engagement est meilleure pour le BES. La raison est similaire à celle évoquée au point b.

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS, REALISATIONS PRATIQUES, VALORISATION

* *Implications pratiques*

- La situation incontestablement la plus favorable est celle où il y a engagement *et* inspection ambiante (quasi-atteinte de l'optimum social).
- Tout le problème est donc de savoir quel est le pouvoir d'engagement de l'agence en réalité. S'il est fort, le recours aux inspections ambiantes semble particulièrement intéressant. Sinon, c'est moins évident.
- La conclusion est donc en quelque sorte inverse de celle de l'analyse théorique : le recours aux inspections ambiantes ne semble pas un bon substitut au déficit de pouvoir d'engagement du régulateur !

- Il est toutefois possible que dans la réalité le problème d'engagement ne soit pas si fort du fait du caractère dynamique du jeu : l'agence a intérêt de respecter ses annonces afin d'investir en réputation et donc d'obtenir du pouvoir d'engagement à long terme. Dans ce cas, il est une politique d'inspections ambiantes pourrait apporter un gain de bien-être social très élevé.

*** Recommandations et limites éventuelles**

- Recommandation (sur la base de cette seule étude ; cette recommandation est donc à considérer avec précaution) : si le pouvoir d'engagement de l'agence fort, le recours aux inspections ambiantes semble particulièrement intéressant. Sinon, c'est moins évident.
- Limites :
 - Nos conclusions reposent avant tout sur le fait que les efforts des firmes en l'absence d'engagement sont beaucoup plus élevés que prévu (voir les analyses précédentes). Ce résultat est-il robuste ou est-ce un artefact ? Plus d'observations sont certainement nécessaires pour le confirmer. Si ce n'est pas un artefact, les comportements doivent être expliqués. Plusieurs hypothèses sont possibles, notamment la présence d'aversion au risque et de rationalité limitée, comme l'ont montré Holt et Laury (2002) dans une expérience présentant des similitudes avec notre traitement sans engagement et sans inspection ambiante.

*** Réalisations pratiques et valorisation**

Les expériences ayant fait l'objet de la seconde partie du programme, la valorisation des résultats ne fait que démarrer. L'équipe fournira au ministère tout ce qui sera écrit et diffusé à ce propos dans les mois qui viennent.

Références citées

- Becker G., (1968), "Crime and punishment: An economic approach", *Journal of Political Economics*, vol. 76, 169-180.
- Cabe R. et J. A. Herriges, (1992), "The regulation of non-point-source pollution under imperfect and asymmetric information", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, 134-146.
- Cochard F., (2003), "Regulation of nonpoint source pollution: Experimental studies of the efficiency of fiscal instruments", These de doctorat, ULP, Strasbourg I.
- Cochard F., Willinger, M. et A. Xepapadeas, (2005), "Efficiency of nonpoint source pollution instruments: An experimental study", *Environmental and Resource Economics*, vol. 30, 393-422.
- Cochard F., Ziegelmeyer, A. et K. Bounmy, (2007), "Regulation of nonpoint source pollution instruments under limited information: An experimental study", Toulouse School of Economics, working paper.
- Franckx L., (2001), "Ambient environmental monitoring, sequential firm inspections and time-decreasing benefits of inspection", *Economics Bulletin*, vol. 17.
- Franckx L., (2002a), "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*, vol. 43, 71-92.
- Franckx L., (2002b), "Ambient environmental inspections and commitment towards enforcement policies: substitutes or complements?", *Topics in Economic Analysis & Policy*, vol. 2, Article 1.
- Franckx L., (2004a), "Penalty and crime with lumpy choices: some further considerations", *The Journal of Theoretical Politics*, vol. 16, 403-421.

- Franckx L., (2004b), "Marginal deterrence through ambient environmental inspections", *Scottish Journal of Political Economy*, vol. 51, 507-527.
- Franckx L., (2005), "Environmental enforcement with endogenous ambient monitoring", *Environmental and Resource Economics*, vol. 30, 195-220.
- Grieson R. E. et N. Singh, (1990), "Regulating externalities through testing", *Journal of Public Economics*, vol. 41, 369-387.
- Holt, C. A. and S. Laury, (2002), "Risk aversion and incentive effects", *American Economic Review*, vol. 92, 1644-1655.
- Malik A. S., (1993), "Self-reporting and the design of policies for regulating stochastic pollution", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 24, 241-257.
- Segerson K., (1988), "Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 15, 87-98.
- Stranlund J. K. et K. Dhanda, (1999), "Endogenous monitoring and enforcement of a transferable emissions permit system", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38, 267-282.
- Xepapadeas A. P., (1991), "Environmental policy under imperfect information: Incentives and moral hazard", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 20, 113-126.

II - Analyse comparative d'expériences étrangères en matière de lutte contre les pollutions agricoles (Alban Verchère)

OBJECTIFS GENERAUX DU PROJET

Ce projet part du constat partagé depuis Griffin et Bromley (1982) jusqu'à Shortle et Horan (2001), en passant par Shortle et Dunn (1986) ou encore Segerson (1988), que toute solution à la pollution diffuse d'origine agricole ne peut être que de « second rang » (Le Roch et Mollard, 1996). A défaut de pouvoir agir directement au niveau des émissions, le régulateur cherche *en pratique* à atteindre un objectif donné de la façon la moins coûteuse (Baumol et Oates, 1988)¹², soit en basant son action sur d'autres supports (intrants, productions,...), soit en recourant à des formes de régulation moins courantes, tels les marchés de permis d'émission.

Notre objectif est de rendre compte de divers dispositifs — tels qu'ils ont été employés ou expérimentés en Europe ou aux Etats-Unis —, et de les soumettre à une analyse comparative critique à trois niveaux :

1. « environnemental » : les instruments ont-ils été efficaces au plan écologique, permettant d'atteindre l'objectif recherché ?
2. « économique » : les instruments ont-ils permis d'atteindre ces objectifs à des coûts raisonnables, tant au plan public que privé ?
3. « éthique » : les instruments ont-ils répondu à quelque impératif éthique et si oui, lequel et comment ?¹³

QUELQUES ELEMENTS DE METHODOLOGIE (ET EVENTUELLES DIFFICULTES)

Compte tenu du parti pris d'axer ce travail sur les aspects *empiriques* et *pratiques* de la lutte contre les pollutions diffuses, nous avons opéré une recherche sur divers dispositifs pratiqués ou au moins envisagés, mais en lien avec les avancées de la recherche théorique à ce niveau. Il s'est agi de trouver le plus d'informations dans des revues spécialisées d'économie agricole, ou plus largement d'économie rurale et environnementale, sans négliger la littérature « grise », même si celle-ci n'offre pas toujours des études complètes, mais plus un éclairage institutionnel des dispositifs. Ces

¹² Et ce, tant au plan privé que public, attendu les inévitables coûts administratifs (information/suivi/contrôle) qu'il faut (idéalement) prendre en compte.

¹³ Sachant qu'il peut y en avoir plusieurs et que selon le principe, on peut influencer l'acceptabilité du dispositif.

informations collectées, nous nous sommes pliés à l'exigence de ne retenir que les travaux ayant cherché à évaluer les résultats de divers dispositifs (taxes, subventions, normes/réglementations, contrats, permis), même si nous avons parfois été conduit à utiliser les comptes-rendus d'expériences menées à titre exploratoire et non nécessairement après que tel ou tel dispositif ait été généralisé à l'ensemble d'un territoire.

Au nombre des difficultés rencontrées, soulevons que si nombre de dispositifs ont été mis en œuvre, il n'existe pas toujours d'informations définitives et/ou complètes sur leurs résultats (en particulier environnemental), soit parce qu'ils n'ont pas assez duré, soit parce qu'ils n'ont pas été assez volontaristes (si bien qu'il est au fond difficile d'avoir un réel avis), soit enfin parce qu'ils sont d'application trop récente à l'échelle des phénomènes de contamination des eaux, en particulier souterraines. Par ailleurs, et ce fût une autre difficulté, la littérature économique a jusqu'ici surtout cherché à estimer les coûts privés liés à l'adoption de tel instrument plutôt que tel autre, mais rarement les coûts d'administration publique qui en résultent ; coûts pourtant susceptibles de changer l'intérêt d'une mesure. C'est d'une certaine façon compréhensible — soit que l'estimation de ces coûts soit rendue très difficile par l'absence de données exploitables fournies par les administrations, soit que les dispositifs soient restés expérimentaux —, mais cela n'en constitue pas moins une limite, en ce sens qu'on a souvent uniquement une idée des coûts privés associés à l'adoption de telle mesure plutôt que telle autre, mais non de son coût global, public et privé.

RESULTATS OBTENUS

Nous présentons ci-après les principaux points à retenir au terme de notre analyse comparative à propos de quatre grands types d'instruments : les taxes, les normes, les subventions et enfin les marchés de permis d'émission.

1. L'emploi de taxes sur les intrants ou sur les surplus azotés : exemples européens

En cas de recours à une taxe sur un intrant en partie responsable de la pollution, Russell (1986) attire l'attention sur la base à retenir. S'il faut qu'elle soit corrélée à la pollution, il faut aussi que les possibilités de substitution avec des intrants/pratiques tout aussi nuisibles soient faibles et que celles avec des intrants favorables soient élevées. Enfin, s'il est intelligible de mener la réflexion sur l'ensemble des intrants, la régulation de multiples bases augmentant les coûts de contrôle, il convient de déterminer laquelle semble être la meilleure. A ce titre, Larson, Helfand et House (1996) montrent qu'il serait plus pertinent de taxer l'irrigation plutôt que les engrais, pour les raisons suivantes : (i), irrigation et décharge sont très corrélées, l'excès d'eau accélérant le transfert des nitrates et, (ii), face à une incitation, la marge de manœuvre des exploitants est plus élevée au niveau de l'irrigation qu'au niveau de la fertilisation, l'eau bon marché générant un large gaspillage. La difficulté, c'est que toutes les cultures ne sont pas irriguées et quand elles le sont, l'irrigation souffre souvent de problèmes de mesure. Enfin, d'autres activités comme l'élevage n'ont pas besoin d'irrigation alors qu'elles contribuent aussi aux pollutions diffuses. De fait, là où les taxes ont été utilisées, elles l'ont été sur les engrais (ou l'azote), et non sur l'eau.

1.1. Taxer l'usage d'engrais azotés : les cas finlandais, autrichien, norvégien et suédois

L'exemple finlandais : la Finlande adopte dès 1976 une taxe sur les engrais qu'elle abandonne en 1994 avant son entrée dans l'UE, par crainte de n'être pas assez compétitive. Sa finalité est alors de réduire la production céréalière destinée à l'export et de procurer des recettes à l'Etat. De 1976 à 1992, elle est assise sur les engrais, quelle que soit leur teneur en azote, comprise entre 0,006 et 0,09 €/kg, soit à peine 3% du prix des engrais. Les deux dernières années elle s'applique à l'azote à hauteur de 0,44€/kg, ce qui provoque une hausse de 72% du coût moyen de l'engrais ! Au plan écologique, attendu que la hausse des années 1993-94 ne put avoir d'effet de long terme, au mieux releva-t-on une baisse de la consommation de 11% attribuée au choc de 1993 (Ecotec, 2001), mais aucun autre impact ne fût clairement établi.

L'exemple autrichien : l'Autriche a mis en place une taxe sur l'azote en 1986. Son niveau est alors de 0,25 €/kg d'azote, porté à 0,47 €/kg en 1990, soit environ 39% et 59% du prix à ces dates. Bien que son objectif fût d'abord de trouver des recettes — l'Autriche l'ayant aussi levée en 1994 avant son entrée dans l'UE —, le sentiment est que ses effets furent positifs, en raison de la baisse *sensible* de la consommation d'engrais (Ecotec, 2001 ; Dupraz et Rainelli, 2003 ; Bel et al. (2004) émettant eux un avis plus mitigé).

L'exemple norvégien : la Norvège adopte une taxe sur l'azote en 1989 dont le taux est compris entre 1 et 8% avant de le porter à 20% (à l'époque 0,15 €/kg) jusqu'à l'arrêt de la mesure en 1999. Elle n'aurait eu aucun effet sur la fertilisation, en recul dès 1970 (Bel et al., 2004).

L'exemple suédois : à l'inverse des pays précédents, la Suède a d'emblée affiché une volonté de réduire l'usage d'engrais à des fins environnementales. Le vote d'une *écotaxe* sur tous les engrais chimiques date de 1984, complété par l'abolition en 1992 de la *taxe de régulation des prix*, en prévision de l'entrée dans l'Union mais aussi pour réduire les soutiens à l'exportation, néfastes pour l'environnement. Son mécanisme, toujours en vigueur, repose sur une taxation des productions et importations d'engrais selon leur teneur en azote. Au plan historique, deux périodes se distinguent, selon que les deux taxes (*écotaxe & taxe de régulation des prix*) étaient ou non en vigueur. Ainsi, de 1984 à 1992, leur cumul allait de 0,11 à 0,26 €/kg d'azote. De courant 1992 à fin 1993, du fait de l'abandon de la *taxe de régulation des prix*, le niveau chuta à 0,066 €/kg d'azote, mais dès 1994 il retrouvait celui du début 1992, à 0,19 €/kg d'azote. Enfin, après un pic en 1991-92, la taxe fût stabilisée en 1996 à un taux de 20% du prix des engrais. Au final, ses effets sur la consommation d'engrais demeurent nuancés. D'un côté une étude citée par Ecotec (2001) menée sur la période 1984-91 révèle que l'écotaxe eut un *effet net*, de l'autre Bel et al. (2004) ne trouvent aucun effet.

Si nous dressons le bilan de ces expériences de taxation « au 1^{er} kilo », c'est qu'en dehors du signal envoyé sur le caractère souvent néfaste des pratiques de fertilisation, elles n'ont pas eu d'effet sensible. La raison est que les taux sont souvent restés faibles, le motif tenant à la crainte des *Pouvoirs Publics* de frapper trop fort leurs exploitants, compte tenu du caractère en partie inique de ces taxes acquittées sur toutes les unités. Ainsi, la demande d'engrais est restée très inélastique aux prix durant toute la période où coururent ces taxes. Dupraz et Rainelli (2003) mentionnent qu'une revue comportant 24 études *européennes* post-1990 aurait montré qu'une augmentation du prix de 100% n'amènerait en gros que 6-12% de baisse des quantités consommées¹⁴ ; au point que pour certains spécialistes, rapportés par eux-mêmes ou Bel et al. (2004), il aurait fallu que la taxe atteigne 150, voire 250%, du prix de l'azote pour avoir un effet substantiel. Pourtant, si des taux plus élevés auraient sans doute davantage impacté les consommations d'engrais, d'autres facteurs jouent sur l'élasticité qui est plus forte à moyen terme selon Rainelli et Carpentier (2002) ou Bel et al. (2004) quand :

- les exploitants peuvent modifier leurs facteurs fixes (dont les terres) ;
- ils peuvent réduire certaines inefficacités techniques ;
- ils peuvent introduire des cultures réclamant moins d'engrais ;
- qu'ils peuvent procéder à des substitutions entre engrais *minéraux* et *naturels*.

Ainsi, il est des situations personnelles et/ou des environnements locaux plus favorables pour que des taxes y produisent de meilleurs résultats. Que l'inélasticité de la demande soit forte à court terme et qu'il faille des taux élevés pour faire baisser rapidement la fertilisation y revêt donc moins d'importance, le régulateur pouvant compter sur des ajustements à moyen terme. En revanche, en cas de situations personnelles plus tendues et/ou de conditions locales moins catalytiques, augmenter les taux générera un mécontentement chez ceux dont la situation est serrée. C'est sans doute ce qui explique que les taux pratiqués ont été (trop) peu élevés.

¹⁴ Cette situation n'est pas propre à l'Europe, Peters, McDowell et House (1997) faisant un constat analogue aux Etats-Unis.

1.2. Taxer les surplus azotés : les cas néerlandais et danois

L'exemple néerlandais : les Pays-Bas ont dès les années 1960 dû gérer le problème de leurs excédents en nutriments agricoles liés à l'explosion de l'élevage. Au terme d'une histoire déjà longue, la gestion de l'épandage prend une tournure originale en 1998, avec la mise en œuvre d'un dispositif qui associe à une *comptabilité matière*¹⁵, un système de taxation des *surplus azotés*¹⁶. Dans ce cadre, les exploitants tiennent une comptabilité au terme de laquelle on dresse un bilan des entrées/sorties en azote. Par différence est donc calculée la position excédentaire ou non des exploitations, attendu qu'en deçà de certains seuils, l'écotaxe ne s'applique pas. Pour l'épandage, les seuils en azote étaient fixés à 250 kg/ha/an de prairie permanente et à 170 kg/ha/an de terre arable, révisés par trois fois à la baisse (2000, 2002, 2004) en intégrant la nature des sols (sols sablonneux enherbés/cultivés vs. autres sols enherbés/cultivés). La taxe appliquée en cas de dépassement était au départ d'environ 0,7 €/kg d'N excédentaire, avant d'être substantiellement revue à la hausse en 2002 pour atteindre en gros entre 2,5 et 5 €/kg excédentaire, soit 5 à 10 fois le prix de l'azote selon l'OCDE (2005)¹⁷. Au plan de l'efficacité, les quantités d'azote minéral auraient baissé de presque 30% entre 1998 et 2002 et on aurait noté une baisse sensible de la pollution des eaux. Quant à la charge nette en azote à la surface des sols, elle aurait reculé de 35%, résultat là aussi significatif. Ainsi, outre d'être à finalité résolument environnementale et plus efficace au plan privé, le dispositif est aussi plus juste que les précédents, augmentant son acceptabilité sociale par son caractère moins arbitraire. Sa limite toutefois, c'est son coût d'administration, tant publique que privée. En effet, la gestion du dispositif reste lourde, aussi bien au niveau du financement des comptabilités matières que des contrôles pour s'assurer du bon report par les agents des données de leurs exploitations. Ainsi, le système de comptabilité minérale coûterait plus de 24 millions d'euros par an, à quoi il faut ajouter, (i), les coûts supportés par les exploitants eux-mêmes (prélèvements/analyses de lisiers), pour un montant compris entre 9,5 et 24,5M€, et, (ii), les coûts d'opportunité liés au temps requis pour renseigner les formulaires, coûts non encore estimés économiquement mais évalués, *en temps*, aux alentours de 3h en moyenne par exploitant. Si bien que si on cumule le tout, on arriverait au minimum à un coût par exploitation compris entre 220 et 580 € par an. En outre, le système a vite été l'objet de fraudes ou de contestations, de sorte qu'aux coûts précédents on devrait ajouter, à la fois, (i) ceux publics et privés liés aux actions en justice menées par de nombreux exploitants, (ii), ceux liés au refus de payer de tels ou tels exploitants (coût de mise en demeure et de recouvrement), (iii), ceux consécutifs au fait que certains ont exploité les failles du système pour s'y soustraire (au moins en partie), et enfin, (iv), ceux difficilement évaluables mais réels liés à la fraude pure et simple. Au final, malgré des qualités évidentes et un bilan assez probant, le système a été remplacé en 2006 par un dispositif proche de celui du Danemark, en conformité dès lors avec la *Directive Nitrates*, après que la *CJE* ait condamné les Pays-Bas en 2003 pour non respect des normes de fertilisation à l'hectare.

L'exemple danois : les résultats mitigés de divers plans d'action successifs en matière de rejets azotés en champs (1985-87-91) ont conduit à instaurer une comptabilité matière dès 1993, complétée en 1998 par un système de taxation en deux volets : d'un côté une taxe classique « au 1^{er} kilo » d'azote répandu d'un montant de 0,7 €/kg, et de l'autre une taxe progressive à l'azote excédentaire : en deçà de 30 kg de surplus dépassant le seuil autorisé, chaque kilo est taxé 1,3 €, au-delà, la taxe double à 2,6 €/kg d'azote en trop. Toutefois, malgré les qualités du dispositif, à la fois assez juste — puisque respectant en partie le principe pollueur/payeur — et incitatif, il semble que les bons résultats obtenus depuis une vingtaine d'années, tiennent bien davantage à d'autres approches (OCDE, 2007). En effet, si les quantités d'azote lessivées ont baissé de 48% entre 1985 et 2002 et si de même l'azote à la surface des sols a baissé de 30% entre 1985 et 2004, cela tient surtout, selon l'OCDE, aux réglementations adoptées en matière de fertilisation (notamment aux normes strictes sur l'utilisation et les pratiques), ainsi qu'à différentes MAE incitatives (*i.e.*

¹⁵ Système de comptabilité minérale dénommé *MINAS : Mineral Accounting System*.

¹⁶ *MINAS* tient aussi la comptabilité du phosphore, mais nous étant limité à la pollution nitrique, nous ignorons cet aspect.

¹⁷ Ce rapport illustre certes le caractère très incitatif de l'écotaxe 2002, mais il ne s'agit que du prix du dépassement des seuils.

couplées à des compensations financières ou formes de subventions), qu'au mécanisme de taxation de l'azote et des surplus azotés en tant que tel.

2. Du potentiel de la réglementation à partir de deux études exploratoires sur l'emploi de normes (ou quotas) d'intrants ou de productions

Puisqu'on ne peut mesurer les émissions agricoles, il est impossible de chercher à les limiter par voie réglementaire, au même titre qu'on ne peut les taxer directement ou en subventionner la réduction « à la source ». L'idée consiste à nouveau à trouver des substituts aux émissions comme bases d'application des normes. Les alternatives proches de celles évoquées à propos de la taxation au second rang sont alors les suivantes : limiter l'usage d'intrants (eau, engrais ou terre, par le biais de la jachère, comme on y a déjà eu recours en Europe pour juguler les excédents céréaliers) ou limiter les productions en appliquant des quotas (comme on l'a aussi fait en Europe pour juguler les excédents laitiers). Enfin, dans une acception plus réglementaire encore du terme normes, il est possible d'*interdire* aux agents tel intrant ou pratique, au même titre qu'on peut leur *prescrire* d'en adopter un ou une autre. C'est d'ailleurs en référence à ces normes de procédés ou de production que la norme est souvent perçue comme peu compatible avec les impératifs de l'économie. En effet, il est souvent bien plus difficile aux agents de se soumettre à une « interdiction de » ou ailleurs à « une obligation de » quand il est question de choix technologiques ou de pratiques, que lorsqu'il s'agit d'accepter une simple limitation en matière d'usage d'intrants, voire en termes de volumes de production. En effet, si ces dernières représentent aussi une contrainte, elles impliquent surtout une réduction d'activité (compensée en partie par une économie de temps ou de coûts intermédiaires), là où interdictions/obligations en matière de pratiques et/ou de technologies sont souvent *associées* à un surcroît d'activité, voire de risques, donc à un surcroît de coûts. On tient d'ailleurs ici une explication quant au fait que la majorité des dispositifs qui *imposent* de tels changements sont en général accompagnés d'aides diverses (cf. *infra* 3). Pour apprécier alors le potentiel des quotas d'intrants ou de productions, renvoyons à deux études conduites aux Etats-Unis, l'une microéconométrique (sur données de terrain), l'autre relevant d'une simulation macroéconomique à l'échelle nationale portant sur le potentiel de la jachère.

2.1. Du potentiel des normes appliquées aux intrants ou à la production : résultats d'une étude exploratoire dans le cas de la production de laitues en Californie

Sur la base d'une modélisation agro-économétrique, Helfand (1995) évalue la perte attendue de l'emploi de normes de second rang par rapport ce qu'on obtiendrait si on pouvait *idéalement* appliquer une norme de réduction des émissions de 20%. Les résultats sont les suivants :

		Eau (mm/ha)	Engrais (kg/ha)	Production (tonnes/ha)	VAB (\$/ha)	Pollution (kg NO ₃ ⁻ / ha)
(1)	<i>Situation sans contrainte</i>	806	136	3,377	4 279	120,17
(2)	<i>Solution théorique (1^{er} rang)</i>					
	Norme/Quota d'émission	702	113	3,339	4 267	96,14
	<i>Solutions pratiques (2nd rang)</i>					
(3)	Norme/Quota de production	712	94	3,329	4 264	96,14
(4)	Norme/Quota d'irrigation	700	116	3,340	4 267	96,14
(5)	Norme/Quota de fertilisation	731	62	3,294	4 236	96,14

Tableau 1 : Impacts attendus de quotas dans le cadre de la culture de laitues en Californie — Adapté de Helfand (1995)

Ainsi, si l'agriculteur n'est pas contraint, il emploie 806 mm d'eau et 136 kg d'azote/ha, pour une production de 3,377 tonnes de laitues et une VAB (Valeur Ajoutée Brute) estimée à 4279 \$. La décharge de NO₃⁻ en *laissez-faire* atteint alors 120,17 kg/ha, décharge par rapport à laquelle on doit comprendre les nombres portés en dernière colonne (80% × 120,17 = 96,14 kg/ha, objectif cible

atteint en théorie avec chaque contrainte : sur la production, l'eau ou la fertilisation). Bien qu'inopérante *en pratique*, les résultats qu'on obtiendrait avec une norme de premier rang de 96,14 kg de NO₃⁻ / ha sont portés à la ligne (2), qui renseigne sur l'impact qu'aurait la mesure sur les choix de l'agriculteur et qui sert de référence pour apprécier les autres, celles praticables. Ainsi, les lignes suivantes correspondent aux résultats attendus de la mise en œuvre de contraintes sur la production (3), l'irrigation (4), la fertilisation (5), pour atteindre - 20% de NO₃⁻. Si on observe alors les pertes de VAB par rapport au cas non contraint, on note que c'est sous contrainte d'irrigation que la VAB est la moins amputée : 4267\$ contre 4279\$ sans contrainte, alors qu'elle serait de 4264\$ en cas de quota de production et de 4236\$ en cas de quota de fertilisation. Ces données relativiseraient l'idée selon laquelle les normes sont très coûteuses au plan privé, la perte de richesse n'excédant jamais 1% par rapport au *laissez-faire*. L'inconvénient des normes resterait donc celui des contrôles pour s'assurer de leur bon respect (Kampas et White, 2005).

2.2. Du potentiel de la jachère comme instrument de contrôle réglementaire : résultats d'une simulation sur données américaines

Parmi les mesures quantitatives envisageables pour réduire les pollutions diffuses, il en est une rarement étudiée, la jachère. Contrainte et forcée comme on l'a fait pour limiter les excédents agricoles, elle peut ainsi aussi entrer dans le champ de la régulation des pollutions. En agissant comme contrainte sur l'utilisation d'un intrant certes indispensable et non polluant en tant que tel mais participant indirectement, par sa surexploitation, à la pollution, la jachère entre bien dans la catégorie des instruments de contrôle réglementaires par voie de limitation quantitative, ici sur la SAU. Bien qu'elle n'ait pas du tout la faveur du milieu agricole, elle a certains mérites, soulignés par Ribaud, Osborn et Konyar (1994) : sa facilité d'application (et avec, son coût d'administration modique) et sa fiabilité écologique. Il est de fait intéressant de se référer à leur travail qui évalue les coûts et bénéfices de quatre scénarii de jachère à finalité écologique :

- *Scénario 1* : jachère des terres des contés ruraux dont au moins 10 segments d'eau sont affectés par la pollution diffuse d'origine agricole.
- *Scénario 2* : jachère des terres des contés dont au moins 1 segment est affecté et à condition, (i), que ces terres aient un lien avec au moins un 1/2 mile de segment affecté, et, (ii), qu'elles s'érodent d'au moins 20 T de sédiments / an et / acre de terre.
- *Scénario 3* : jachère des terres des contés dont au moins 5 segments sont affectés et à condition que (i) et (ii) soient également respectées [*Scénario de fait moins contraignant que le 2^{ème}*].
- *Scénario 4* : jachère des terres des contés dont au moins 10 segments sont affectés et à condition que (i) et (ii) soient là aussi respectées. [*Scénario de fait moins contraignant que le 1^{er}*]

Les résultats sont alors les suivants :

Impacts...	Scenarii			
	1	2	3	4
...environnementaux				
• Surfaces plantées	- 11,6 %	- 2,5 %	- 1,6 %	- 1,0 %
• Erosion des sols (millions T/an)	- 137	- 258	- 144	- 66
• Engrais azotés	- 13,2 %	- 2,5 %	- 1,4 %	- 0,7 %
...et économiques				
• Coûts (millions de \$)	9 719	1 592	914	574
• Bénéfices (millions de \$)	142 à 481	248 à 890	134 à 493	61 à 208
→ <u>Rapports Coûts/Bénéfices</u>	<i>De :</i> <u>20,20 à 68,44</u>	<i>De :</i> <u>1,78 à 6,42</u>	<i>De :</i> <u>1,85 à 6,82</u>	<i>De :</i> <u>2,75 à 9,40</u>

Tableau 2 : Impacts attendus de scénarii de jachère aux Etats-Unis — Adapté de Ribaud, Osborn et Konyar (1994)

Ainsi, les coûts l'emporteraient systématiquement sur les bénéfices escomptés, en témoignent les rapports coûts/avantages qui iraient de 1,78 jusqu'à 68,5 ! Pourtant, trois faits relativisent l'impression laissée par ces résultats : le premier, c'est que les bénéfices ont une probabilité supérieure d'être sous-estimés, soit parce que les méthodes d'évaluation ne sont pas totalement fiables, soit parce qu'on les ignore plus simplement. Le deuxième, c'est qu'un ciblage fin permet de modifier

fortement les résultats, en atteste la différence entre les *scenarii 1* et 2 où l'on voit que le n°2 générerait des bénéfices en moyenne 2 fois supérieurs à des coûts plus de 6 fois moindres, alors même qu'il serait globalement moins contraignant : réduction de la SAU (Surface Agricole Utile) de seulement 2,5% contre 11,5% pour le premier ! Ainsi, en ciblant les terres les plus érodées, il conduirait à la fois à réduire substantiellement les coûts, mais en sus, il accroîtrait les bénéfices pour cette même raison que les terres mises en jachère seraient celles qui contribuent le plus à l'érosion sédimentaire. Le troisième point tient, nous le disions, à la facilité d'application du dispositif, contribuant à réduire son coût d'administration publique. Ces trois points considérés permettent donc d'émettre un avis plus nuancé que ce que suggère ces résultats.

3. L'emploi de subventions à l'adoption de 'Bonnes pratiques' : deux exemples

Parmi les soutiens portés aux exploitants pour réduire les nuisances de leur activité, on note, d'une part, les programmes de partage de coûts et autres paiements incitatifs *directs* (toutes formes de subventions *vertes*), et d'autre part, ceux d'assistance technique et/ou d'éducation aux techniques/pratiques moins polluantes, lesquels sont d'ailleurs souvent couplés aux premiers. En effet, et on le conçoit, ces programmes d'assistance/éducation employés seuls, donc sans aide financière, n'ont de chances de marcher que s'ils requièrent de faibles changements de techniques et/ou de pratiques (Feather et Copper, 1995).¹⁸

Les subventions *vertes* sont des dispositifs incitatifs qui visent à induire des changements de techniques et/ou de pratiques agricoles favorables à l'environnement et sans lesquelles ils ne seraient pas mis en œuvre par les exploitants. L'idée, en les aidant ainsi financièrement (et très souvent aussi techniquement) à adopter de meilleures pratiques est qu'à terme, une fois intégrées, on puisse les supprimer ou en réduire le montant. Elles présentent ainsi le double avantage (si on les sollicite...), de porter des bénéfices écologiques et de ménager le revenu des exploitants en leur procurant une autre source que les soutiens traditionnels. Aussi, en lieu et place d'une logique purement *normative*, qui imposerait une technique et/ou une pratique, on préfère aider à leur adoption à travers divers programmes qui ont en commun de reposer sur le volontariat. Les exploitants restent en effet libres d'intégrer ou non les dispositifs, puisque, par définition, la sollicitation de subventions reste du ressort des cibles qu'elle vise. On comprend donc que ce mécanisme soit mieux accepté que les autres, mais aussi coûteux et souvent lent à produire ses effets. Ces raisons font d'ailleurs qu'il est en général décrié dans la littérature, puisque tout est à l'avantage des exploitants à qui on confère implicitement des droits sur l'environnement. En effet, soit ils sont dédommagés pour leurs efforts (et c'est à la collectivité de racheter ainsi leur droit à polluer), soit, puisqu'ils restent libres de ne pas les consentir, ils peuvent user de ce droit tacite à polluer. Pis, certains peuvent tenter d'abuser le système en modifiant leurs pratiques dans un sens néfaste pour solliciter le soutien public. Ceci explique que les subventions aient souvent peu d'effet, donc un rapport coût/efficacité « *suspect* » (Horan, Shortle et Abler, 1999), et c'est ce qui motive le fait que dans certains cas le versement soit conditionné à l'atteinte de résultats, mais plus encore, que les dispositifs soient parfois adossés à des pénalités en cas de non atteinte desdits objectifs. Le cas échéant, quand l'obligation de résultats est avérée (comme c'est le cas avec le système mis en œuvre au Bade-Wurtemberg ; cf. *infra*), nul doute que les coûts des contrôles sont, comme avec les normes, plus élevés pour le régulateur.

3.1. L'exemple du Water Quality Incentive Project américain (ou WQIP)

Le WQIP fût instauré suite au vote du *Food, Agriculture, Conservation, and Trade Act* de 1990. Les aides établies en \$/acre devaient compenser toute perte éventuelle de revenu et/ou tout risque de rendement inférieur, 39 mesures étant éligibles. Malgré une expérimentation courant 1991 dont il ressortit un bilan mitigé, il se déploya entre 1992 et 1995 où on dénombra 242 projets à l'échelle américaine, avant d'être abandonné faute d'avoir été concluant. Dans le cadre d'une étude menée sur

¹⁸ Halstead, Padgitt et Batie (1990) montrent ainsi que l'assistance au changement technique marcherait mieux pour lutter contre la pollution aux nitrates que contre celle aux pesticides, nécessitant des changements plus lourds.

quatre régions pilotes, Cooper, Keim et Osborn (1994) s'intéressèrent en particulier à six « bonnes pratiques » soutenues par le WQIP.

Rémunération de six 'Bonnes Pratiques' du WQIP		
(1) Maîtrise de la Fertilisation	Crédit octroyé...	En \$/acre
1.1) Fumures naturelles (FN)	: ...si la fertilisation minérale tient cpte de l'apport des FN	≤ 10
1.2) Plantes légumineuses (PL)	: ...si la fertilisation tient cpte de l'apport des PL	≤ 10
1.3) Bi-Répartition	: ... si la fertilisation minérale se fait en 2 temps	≤ 10
(4) Gestion intégrée des pest.	: ...si on contrôle les pesticides en évaluant les niveaux en deçà desquels les rendements nets baisseraient	≤ 12
(5) Gestion de l'irrigation	: ...si l'irrigation tient cpte de l'humidité des terres	≤ 12
(6) Pratique conservatoire	: ...si au moins 30% de la surface des sols reste couverte par le résidu des plantes après culture	≤ 12

Adapté de Feather et Cooper (1995), en réf. à Cooper, Keim et Osborn (1994)

A ces conditions d'indemnisation, les taux d'adoption des seuls exploitants éligibles dès 1991 furent jugés décevants, allant, selon les régions, de 2,5 à 10% pour la première mesure, de 8,5 à 32% pour la deuxième, de 25 à 64% pour la troisième, de 25 à 40% pour la quatrième, de 2,5 à 32% pour la cinquième et enfin de 41 à 87% pour la sixième. Au delà, Cooper, Keim et Osborn établirent les indemnités qu'il eut fallu pour que ceux non (encore) éligibles y entrent :

Bonnes Pratiques (BP)	Rappel indemnités exploitants éligibles dès 1991	Exploitants non éligibles en 1991				
		Indemnisation Actuelles / Potentielles des BP				
		Actuelles	Potentielles			
		0\$/acre	5\$/acre	10\$/acre	20\$/acre	40\$/acre
		Taux d'adoption : Actuel / Espérés (en %)				
		Actuel	Espérés			
(1) Décompte fumures natur.	≤ 10\$/acre	7,2	14,5	16,4	21,4	36,1
(2) Décompte apports légum.	≤ 10\$/acre	27,4	31,6	32,9	36,3	46,7
(3) Bi-répartition des engrais	≤ 10\$/acre	41,1	52,2	56,0	65,1	84,5
(4) Gestion intégrée pesticides	≤ 12\$/acre	29,9	39,9	42,4	48,3	63,3
(5) Evaluation humidité sols	≤ 12\$/acre	8,2	16,3	17,3	25,7	45,3
(6) Pratique conservatoire	≤ 12\$/acre	73,0	81,0	82,0	84,0	88,3

Adapté de Feather et Cooper (1995)-Tab.3, en réf. à Cooper, Keim et Osborn (1994)

Ainsi, pour que des intentions manifestées par ceux non éligibles en 1991 se transforment en actions, il aurait fallu accroître nettement les aides accordées, lesquelles étaient dans les faits *au mieux* de 12\$/acre. Par exemple, pour que le taux d'adoption de la mesure (1) — fertilisation chimique après déduction de l'apport des fumures —, passe de 7,2% à l'époque, à un taux de 36,1% *seulement*, il aurait été nécessaire de porter les aides à un niveau 4 fois plus élevé que le maximum accordé en 1991. Il en va presque de même s'agissant des mesures (2) et (3), et la situation est pire encore pour les mesures (4) et (5). Le seul point positif, à relativiser d'ailleurs, concerne la mesure (6) encourageant les pratiques conservatoires. En effet, l'aspect positif c'est que même non aidés, presque $\frac{3}{4}$ des exploitants adopteraient ces pratiques ; le point négatif, c'est que partant d'un taux déjà très élevé, les hausses de taux que pourraient provoquer des hausses même substantielles de subvention ne seraient que marginales, signe qu'il serait très coûteux d'inciter les exploitants les plus réfractaires à adopter la mesure. De la même façon, Cooper et Keim (1996) montrent à partir de la même enquête que si l'on peut obtenir un taux d'adoption compris, selon les pratiques, entre 12 et 20% sans recourir aux aides, signifiant qu'elles seraient profitables pour certains exploitants, pour la très grande majorité (80-88% donc) il faudrait bien en passer par des compensations. Enfin, attendu que pour porter la probabilité d'adoption à au moins 50% et espérer pérenniser le changement au

delà des 3-5 ans durant lesquels les aides étaient accordées il eut fallu les augmenter à un niveau dépassant les moyens du programme, on doit peut-être trouver une explication quant à son abandon précoce. Nous sommes fondé à le penser car leurs estimations sont renforcées par celles de Kraft, Lant et Gillman (1996), où il apparaît — dans une étude sur la *Cornbelt* —, qu'*ex-ante*, seuls 17,5% des exploitants étaient *intéressés* par le *WQIP*, 27,8% seulement *susceptibles de l'être* et près de 55% *en aucune manière*. L'accueil mitigé *tint a priori* à ce que les exploitants anticipaient un soutien très insuffisant, estimant à près de 76\$/acre de terre la compensation moyenne nécessaire, là où le programme n'en prévoyait, au mieux, que le tiers, et bien plus souvent le cinquième.

3.2. La Directive *SchALVO* du Land du Bade-Wurtemberg

Votée et mise en oeuvre en 1988, révisée en profondeur en 2001, les dispositions adoptées dans son cadre sont parties d'un constat simple : la loi fédérale sur l'eau (votée en 1957, amendée en 2000), et celle sur la fertilisation (votée en 1977, appliquée en 1989 et amendée en 1999), ainsi que le *Code des Bonnes Pratiques* de 1996, ne sont pas à la hauteur des enjeux là où la pollution est critique, comme c'est souvent le cas au Bade-Wurtemberg. *SchALVO* a donc été pensée pour pallier ces manques, avec pour objectifs, (i), de minimiser l'intrusion des nitrates dans l'eau, (ii), d'en prévenir la pollution microbiologique, et, (iii), de réduire la pollution par les pesticides. Partant, un découpage du Land en *zones de protection* a été réalisé en fonction du niveau de contamination, distinguant les zones 'normales'¹⁹ de celles dites 'à problèmes'²⁰ et celles 'sanitaires'²¹. De même, la *Directive* ordonna de classer les sols en types A (propices au lessivage des nitrates) et B (peu propices). Enfin, les *obligations* suivantes étaient à observer en fonction des zones :

- Dans les zones *normales*, le Code des Bonnes Pratiques s'applique, sachant qu'à proximité des captages, seules sont autorisées les prairies naturelles, sans fertilisation, leur conversion en champs de culture étant défendue.
- Dans les zones *à problèmes* et celles dites *sanitaires*, les dispositions sont communes, seules les exigences diffèrent. En gros, plantation et gestion des sols à l'interculture sont encadrées sur une période donnée. Les pratiques doivent se conformer à celles de la directive, par exemple procéder à une rotation régulière des cultures, ou encore, si les sols sont trop riches en azote après récolte, ne pas fertiliser avant les semis. Au delà, la fertilisation se fait à un rythme fixé, avec un espacement minimum de 3 semaines, et à des taux donnés : de 50 à 80 kg de N/ha sur les sols de type A et de 80 à 100 kg N/ha sur ceux de type B. De même, les sols ne peuvent pas rester à nu et l'irrigation est limitée.

Au niveau des *compensations*, on distingue là aussi entre zones :

- Dans les zones *normales*, les élevages dont la densité de cheptels est au moins d'une ½ UGB / ha et qui se trouvent proches d'une zone protégée perçoivent une compensation qui va de 10 à 160 €/ha selon la part de SAU située dans le périmètre de protection.
- Dans les zones dites *à problèmes* et celles dites *sanitaires*, toute terre est éligible au versement d'une compensation de 165 €/ha, sachant que des compléments sont prévus pour certains sites spécifiques des zones *sanitaires*.

Ce sont les taux de nitrates à différentes profondeurs du sol (30, 60 et 90 cm) et selon les sols qui servent à discriminer entre ceux qui auront droit à la compensation et les autres.²² Pour ce faire, de nombreux sols sont contrôlés chaque année (du 15/10 au 15/11), par prélèvements et analyses, afin de vérifier si les teneurs correspondent aux informations transmises tous les 15 avril sur les *rotations culturales* opérées, les *variétés végétales* semées, les *rendements* retirés, les *doses de fertilisants* utilisées, les *pratiques culturales* (seulement pour ceux situés en zone sanitaire) et enfin les *balances*

¹⁹ La charge en NO₃⁻-N a été < à 7,9 mg N/l au cours des 2 dernières années.

²⁰ La charge en NO₃⁻-N a été > à 7,9 mg de N/l durant 2 ans ou y est > à 5,6 mg N/l avec une tendance à la hausse.

²¹ La charge en NO₃⁻-N a été > à 11,3 mg de N/l durant 2 ans ou y est > à 9 mg N/l avec une tendance à la hausse.

²² Les seuils concernent le NO₃⁻-N et sont uniquement valables dans les zones 'à problème' et 'sanitaires' : (i), entre 0 et 90 cm : 45 kg/ha pour les sols normaux, 90 kg/ha sur ceux tourbeux ; (ii), entre 0 et 60 cm : 30 kg/ha pour les sols « A », 45 kg pour les « B », 90 kg s'ils sont tourbeux ; entre 0 et 30 cm : 20 kg/ha pour les sols « A ».

en nutriments. A noter enfin, (i), que le nombre de prélèvements annuels s'est établi entre 55 000 et 80 000 au cours des années 1990, avec pour objectif de le porter à 100 000/an durant la décennie 2000, (ii), que si des compensations sont bien accordées en cas de conformité, les exploitants sont également passibles de pénalités dans le cas inverse, et enfin, (iii), que le système étant assez, sinon très, coûteux — le coût moyen des analyses de sols étant évalué à 20 €/ha ! (CCE, 2002) —, le dispositif a dû être financé par la création d'un nouvel impôt, en l'occurrence sur les consommations d'eau : le *Wasserpfenning*.

S'agissant du bilan (provisoire) du dispositif, les autorités font état d'une nette amélioration au niveau de la teneur en nitrates des sols, passée de 62 kg/ha (sur les 90 premiers cm) en 1991, à 30 kg en moyenne en 2002²³ ; évolution laissant présager une baisse des transferts vers la nappe, même si les effets nets sur la qualité de l'eau se font encore attendre.

4. Le recours au marché dans la lutte contre la pollution diffuse : expériences américaines

Les marchés de permis ont connu un engouement croissant dans la lutte contre les pollutions atmosphériques dont Hahn (1989) dressait déjà un premier bilan. Qu'en est-il de la possibilité de les employer contre la pollution diffuse de l'eau ? Le principe est d'autoriser l'échange de droits d'émission entre agents, auxquels ils ont été préalablement alloués, afin d'atteindre un objectif global de réduction de la pollution (Dales, 1968). Compte tenu des difficultés de mise en œuvre dans le cas des pollutions diffuses, plusieurs cas de figure ont été expérimentés qu'il faut distinguer selon, (i) qu'ils visaient à réduire les pollutions liées à la culture/fertilisation ou à l'élevage/épandage, et (ii), qu'ils constituaient de *vrais* ou *faux* marchés de *droits*. A ce stade, il est intéressant de comparer les situations européenne et américaine, pour mieux faire apparaître à la fois leur originalité respective mais aussi leur philosophie différente.

Dans sa *Directive Nitrates*, l'Europe a adopté le principe d'une fertilisation équilibrée en azote quelle qu'en soit l'origine. Elle a donc parié sur un objectif de *pollution 0* au niveau des exploitations en excluant la possibilité que ces dernières puissent s'échanger des droits d'émission. Pour autant, elle a autorisé la création de droits *de réception* d'azote sur les terres, liés à leur faculté à en assimiler un certain volume. Ces droits prennent leur sens dans le problème de la gestion des boues de stations d'épuration, ainsi que dans celui de l'épandage des déjections animales en zone d'élevage intensif. C'est d'ailleurs pour cette raison que la littérature a évoqué depuis la création de marchés de l'épandage en Europe où agriculteurs et éleveurs s'échangent des droits dès lors qu'ils y trouvent un avantage mutuel et sous couvert que l'achat par les uns corresponde à une détention de surfaces *non saturées* par les autres (Rainelli et Vermersch, 2000). Si la mise en œuvre de marchés de l'épandage semble donc créer un marché *de droits à polluer*, il s'agit en fait de marchés *de droits d'émissions non polluantes*. En effet, en autorisant l'échange de droits *de réception* d'azote liés à la capacité d'assimilation des terres, on a pu créer des marchés de droits *d'émission* où les exploitants qui ont un excédent peuvent trouver chez ceux qui ont un déficit un moyen de l'écouler. Mais compte tenu de la charge non polluante prescrite à l'hectare, l'Europe n'a de fait accepté que l'échange de droits *d'émissions non polluantes*, plutôt que d'avoir vraiment donné une capacité aux uns de pouvoir *polluer* chez les autres. Les marchés aux Etats-Unis relèvent d'une philosophie différente, où en autorisant vraiment l'échange de *droits à polluer*, on reconnaît clairement l'existence d'un droit *d'émission polluante* à ceux qui ne souhaitent pas les céder et préfèrent ainsi en user. En l'occurrence, appliqué à des pollutions agricoles d'origine *culturale*, le principe des marchés de droits américains a été de mettre aux prises deux types d'émetteurs responsables des mêmes pollutions aux mêmes lieux mais à des degrés divers : des émetteurs ponctuels (en général des stations d'épuration) et d'autres diffus (des exploitations). L'idée de les confronter est partie d'un constat simple : les coûts de dépollution des uns (les STEP) sont plus élevés que ceux des autres (les exploitations), l'opportunité d'échanges mutuellement bénéfiques apparaissant ainsi évidente. Les

²³ D'après des données extraites du *SchALVO-Nitrat-Bericht 2002*.

firmes achèteraient tout ou partie des droits des exploitants à un prix inférieur à celui qu'induirait un changement de technologie et les exploitants cédants auraient les moyens de couvrir les dépenses liées à l'adoption de *bonnes pratiques* pour dépolluer.

4.1. Le programme du bassin de la rivière Tar-Pamlico en Caroline du Nord

Relatif à deux pollutions, l'une aux phosphates — aux $\frac{2}{3}$ d'origine diffuse et au $\frac{1}{4}$ liée à des STEP, le reste étant d'origine diverse —, l'autre aux nitrates et à 83% d'origine diffuse, il a débuté en 1990 après que de nouvelles normes d'émission aient été établies à l'endroit des stations d'épuration. Toutefois, le coût de mise en conformité des STEP apparut vite comme trop élevé pour 12 d'entre elles après qu'une étude fit ressortir qu'il existait un rapport de 1 à 10 entre le coût unitaire de dépollution de ces derniers et le leur. Elles se constituèrent alors en association pour créer, avec l'aide des autorités, un marché de permis devant impliquer les émetteurs diffus. L'objectif affiché de la première phase du dispositif (1990-1994) était de réduire les nutriments de 200 tonnes à l'échelle du bassin versant à l'horizon de 2004. Les permis alloués en conséquence se répartirent de la façon suivante : 90% pour les nitrates, 10% pour les phosphates. Les STEP pouvaient s'échanger des crédits d'émission ou s'en procurer au ratio de 3 pour 1 auprès des émetteurs diffus, lesquels devaient ainsi adopter de meilleures pratiques. Les 12 stations de l'association consentaient à payer 56 \$/kg de fertilisants utilisé au-delà de la limite imposée par leur allocation — prix à considérer comme celui d'un droit à polluer —, tandis que les stations demeurées à l'extérieur devaient, elles, acquitter un prix de 62 \$. Au bilan, l'autorisation ainsi donnée aux stations de reporter leurs efforts sur les exploitations moyennant achat au ratio 3 contre 1 aurait permis d'économiser 75 à 90% du coût qu'auraient dû supporter les stations et au plan environnemental, le programme aurait été un succès (Jarvie et Solomon, 1998). Ceci étant, et bien qu'on puisse trouver d'autres expériences où le recours au marché a rencontré un certain succès en matière de lutte contre des pollutions diffuses, c'est par exemple le cas du programme du Lac Dillon au Colorado (mais pour une pollution liée aux *habitats isolés* en milieu rural), dans une large majorité de cas il est difficile de parler de réussite. Il y fût, en fait, plus souvent question d'échec (Woodward, 2003). Cette raison nous amène de fait à évoquer les conditions difficiles de succès des marchés de permis.

4.2. Conditions du succès d'un marché des permis appliqué aux pollutions diffuses

Il convient de s'attarder sur plusieurs conditions qui, à défaut de garantir le succès d'un marché des permis, en augmentent la probabilité.

Les émetteurs diffus et ponctuels : localisés sur le même bassin, ils doivent être nombreux et contribuer chacun significativement à la pollution, au risque que les uns ne puissent acheter (céder) assez de droits et que le marché manque de liquidité (Bartfeld, 1993). Selon APOGEE (1992), il était possible d'organiser un marché entre sources ponctuelles/diffuses dans seulement 10% des cas. Par ailleurs, il ne faut pas que certains émetteurs aient trop de poids, au risque qu'ils manipulent le marché (Hahn, 1984 ; Sartzetakis, 1996 ; Van Egteren et Weber, 1996).

Les objectifs : réalistes et non re-négociables, ils doivent viser à améliorer la qualité de l'eau et non à pérenniser, à moindre coût, une situation donnée (USEPA, 1996 ; Jarvie et Solomon, 1998 ; Young et Karkoski, 2000). Les autorités doivent être déterminées et prévoir les suites à donner en cas de manquement aux objectifs.

Les moyens techniques et institutionnels : évaluer les bénéfices pour les émetteurs, afin de les inciter à y participer, prévoir un soutien technique pour les sources diffuses, disposer d'un outil de mesure adapté au suivi et au contrôle de la pollution, prévoir les dispositifs légaux en cas de litige, en dégageant notamment de toute responsabilité les acquéreurs de droits (les STEP par exemple) en cas de non-conformité aux objectifs (Jarvie et Solomon, 1998 ; Young et Karkoski, 2000)

Au terme de cette liste non exhaustive de conditions utiles à réunir pour accroître la probabilité de succès, on mesure mieux que le bilan se soit souvent révélé mitigé, voire décevant. De fait, c'est peut-être dans la combinaison des marchés avec d'autres instruments qu'on peut trouver les clés

d'une réussite plus régulière. Plusieurs cas sont envisageables (Kraemer et Banholzer, 1999), par exemple :

→ coupler les marchés à une taxe sur les titres « dormants », pour inciter à l'échange, tout en évitant le risque que représente, quand cela est permis, l'accumulation de titres ; ceci, aussi bien au plan écologique (risque de charges erratiques sur le milieu) qu'économique (instabilité du marché, spéculation).

→ Coupler les marchés à des standards technologiques (ou meilleures pratiques) et caler alors l'émission périodique et révisable de titres sur ces derniers de façon à en inciter l'adoption rapide et systématique. L'idée est en somme de forcer l'adoption des standards ou meilleures pratiques, en donnant une forme de prime à ceux qui les adoptent le plus vite.

IMPLICATIONS PRATIQUES, RECOMMANDATIONS

A l'issue de cette recherche, nous pouvons livrer plusieurs informations pratiques et formuler alors diverses recommandations pour guider le régulateur public dans ses prises de décisions.

→ S'agissant des marchés de permis d'émission tels qu'ils ont été expérimentés aux Etats-Unis, il convient d'avoir à l'esprit les faits suivants.

1) D'abord, il semble que les coûts d'administration publique du dispositif soient élevés, au point de porter le coût total de cette mesure à un niveau supérieur à celui de tous les autres instruments de régulation (cf. Kampas et White, 2004).

2) Ensuite, ces marchés qui mettent ainsi aux prises sources d'émission diffuses et sources ponctuelles entrent en contradiction avec le principe pollueur/payeur adopté par l'UE, puisqu'on y attribue (gratuitement) tous les droits aux sources diffuses, pour de simples raisons économiques (cf. *supra*).

3) Enfin, et c'est un fait encore européen, l'UE ayant adopté le principe de *pollution zéro à la sortie des exploitations*, seul l'échange de droits de réception d'azote en quantités non polluantes, et non de droits d'émissions polluantes au sens propre du terme, y est autorisé, en conformité d'ailleurs avec le principe pollueur/payeur.

Ainsi, si on veut vraiment utiliser les avantages du marché, il nous semble que les meilleurs terrains d'application restent ceux où la pollution est essentiellement due à l'élevage, comme en Bretagne, à travers l'échange de droits d'épandage sur terres non saturées, à l'image de ce qui est fait aux Pays-Bas. L'échange de *droits à polluer* entre émetteurs ponctuels et diffus relevant de la grande culture, comme on le pratique aux Etats-Unis, n'est pas efficace, les pollueurs diffus se voyant ainsi reconnaître le droit de polluer.

→ S'agissant des subventions vertes, malgré toutes les réserves que l'on a pu émettre à leur endroit — attribution tacite de droits sur l'environnement aux agriculteurs, en contradiction avec le principe pollueur/payeur de l'UE, risque d'opportunisme et d'effets pervers —, il reste que si le régulateur veut poursuivre dans cette voie, comme moyen au fond de légitimer le soutien traditionnel à l'agriculture au nom du maintien, voire du développement, de l'espace rural, il devra s'attacher à résoudre les problèmes suivants.

1) D'abord, compte tenu du caractère toujours contradictoire entre d'un côté les aides massives à l'*agriculture intensive* — lui envoyant ainsi autant de signaux positifs — et de l'autre celles beaucoup plus modestes à finalité environnementale, il apparaît de plus en plus inévitable d'être cohérent en portant la part de ces dernières à un niveau supérieur, donc en substituant de plus en plus les unes aux autres. Le temps est en effet venu d'être ici volontariste, attendu que sous la double pression — partie pour durer —, (i), de la croissance considérable de nombreux pays émergents dont deux géants, et avec, (ii), de l'épuisement accéléré des ressources fossiles, le prix de nombreuses denrées alimentaires ne cesse de s'envoler sur le marché inter-national, si bien que l'agriculture intensive recevra déjà assez de signes, et peut-on le craindre, longtemps, l'encourageant à ne rien changer...

2) Ensuite, il paraît indispensable de donner une portée réelle à l'éco-conditionnalité, en ce sens qu'il devient impératif que soit systématiquement attaché aux diverses aides directes des obligations de résultats et pas seulement de moyens, comme c'est encore parfois le cas. De ce point de vue, le bilan mitigé des MAE devrait servir d'expérience.

3) Enfin, il semble que le régulateur devrait aborder la question de la modulation des aides en fonction des revenus d'exploitation, non seulement au niveau des aides classiques, mais aussi des aides à finalité écologique. En effet, attendu que les rendements d'échelle sont associés à la taille des exploitations, il est discutable que tous les exploitants bénéficient des mêmes soutiens, ainsi accordés sans discernement, en général à l'hectare. Certains pourraient sans aucun doute davantage s'en passer, de sorte qu'avec une meilleure distribution on pourrait mieux impliquer le lot considérable des exploitants plus fragiles.

→ S'agissant enfin des taxes, si l'on souhaite agir selon l'un ou l'autre des modes de taxation expérimentés par certains de nos voisins européens — *taxe sur les intrants* comme en Autriche, Finlande, Suède ou Norvège, ou *taxe sur les surplus* comme aux Pays-Bas ou au Danemark —, on peut formuler les recommandations suivantes.

1) Une *taxe sur l'azote contenu dans les intrants* a pour avantage d'être facile d'application, mais nécessite, pour espérer modifier substantiellement les pratiques, que le taux soit assez incitatif. De ce point de vue, l'élasticité de la demande d'engrais française étant comprise entre -0,08 et -0,36 selon Carpentier et Rainelli (2002), situant la France au-delà des résultats établis en Europe tels que rapportés par Dupraz et Rainelli (2003), on peut espérer de meilleurs résultats que ceux observés dans tel ou tel des quatre pays cités ci-avant qui ont recouru à cet instrument. C'est d'autant plus probable que si l'élasticité reste faible à *court terme*, elle est plus élevée à *moyen terme*, pour peu que les exploitants aient quelques marges d'ajustement comme celles évoquées plus haut, ce qui semble être assez souvent le cas. Ainsi, et sous réserve de le vérifier, il apparaît que même un taux assez faible pourrait avoir des effets sensibles sur la fertilisation, comme l'illustre la simulation offerte par Gohin, Guyomard et Levert (2003) qui montre qu'une taxe de 20% seulement amènerait une baisse de 15% de la consommation d'engrais minéraux française. Néanmoins par delà sa facilité d'application et sa probable efficacité, il fait peu de doute qu'elle rencontrera des opposants dès lors que la corrélation intrants/émissions demeure imparfaite et avec, dès lors que les exploitants ne peuvent être tenus totalement responsables d'une pollution dont on sait le caractère en partie stochastique. Ainsi, attendu le caractère en partie injuste de la taxation « au premier kilo », il est loisible de penser que si la France devait choisir cet instrument, elle devrait, à l'image de ses homologues européens, choisir (*au moins dans un premier temps*) un taux modéré de l'ordre des 20% considérés par Gohin, Guyomard et Levert (2003).

2) Une *taxe sur les surplus azotés* compte bien des avantages sur la précédente, son inconvénient majeur étant son coût d'administration. Ainsi, outre d'être plus juste, elle a pour autre avantage, qui participe aussi de sa meilleure acceptation, d'impliquer les exploitants dans l'appréciation des impacts potentiellement négatifs de leur activité sur l'environnement et de leur donner les moyens de maîtriser les risques de pollution liés à leur activité. Ce faisant, et malgré un coût d'administration publique et privée élevé — c'est en tout cas clair à court terme, en témoigne l'expérience néerlandaise —, il reste qu'en associant ainsi les exploitants on peut espérer tout à la fois changer *durablement* les pratiques et le rapport à l'environnement, et à travers cela, faire accepter la logique pollueur/payeur au cœur des principes de régulation européens.

POUR EN SAVOIR PLUS (QUELQUES REFERENCES) ET REFERENCES CITEES

Bel F., Drouet d'Aubigny G., Lacroix A. et A. Mollard (2004), Efficacité et limites d'une taxe sur les engrais azotés : éléments d'analyse à partir de 16 pays européens, *Eco.&Prév.* N°166, 99-113.
Carpentier A. et P. Rainelli (2002), La taxation des intrants polluants agricoles : perspectives européennes, *Document de travail INRA ESR Rennes*, 20 pages.

- CCE (2002), Mise en œuvre de la directive 91/676/CEE du Conseil concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles – Synthèse pour l'année 2000, *Commission des Communautés Européennes (Rapport)*, Bruxelles, 35 pages.
- Cooper J. et R. Keim (1996), Incentive Payments to Encourage Farmer Adoption of Water Quality Protection Measures, *AJAE*, 78(1), 54-64.
- Dupraz P. et P. Rainelli (2003), Quelles marges de manœuvre aux niveaux national, régional et local ?, *Les Dossiers de l'Environnement de l'INRA*, N°24, 169-178.
- ECOTEC (2001), Study of the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member, Rapport réalisé par le cadre du groupe de travail *ECOTEC*, sous le contrôle de la Commission Européenne.
- Feather, P. et J. Cooper (1995), Voluntary Incentives for Reducing Agricultural Nonpoint Source Water Pollution, *USDA-ERS Agriculture Information Bulletin* N°716.
- Gohin A., Guyomard H. et F. Levert (2003), Impacts économiques d'une réduction des utilisations agricoles des engrais minéraux en France : une analyse en équilibre général, *Eco. & Prév.* N°157, 13-60.
- Happe K., Kilian B. et G. Kazenwadel (2001), Environmental pressures and national environmental legislation with respect to nutrient management: Germany, in P. De Clercq, A.Gertsis, G.Hofman, S.Jarvis, J.Neeteson et F.Sinabell Eds, *Department of Soil Management and Soil Care*, Université de Gand.
- Helfand G. (1995), Alternative Pollution Standards for Regulating Non-Point Source Pollution, *Journal of Environmental Management*, 45, 231-241.
- Jarvie M. et B. Solomon (1998), Point-NonPoint Effluent Trading in Watersheds: A review and Critique, *Environmental Impact Assessment Review*, 18, 135-157.
- Kampas A. et B. White (2004), Administrative Costs and Instrument Choice for Stochastic Non-Point Source Pollutants, *Environmental and Resource Economics*, 27, 109-133.
- Kraft S., C. Lant et K. Gillman (1996), WQIP: An Assesment of its Chances for Acceptance by Farmers, *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(6), 494-498.
- Kraemer R. et K. Banholzer (1999), Tradable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control, Chap. IV in *OECD Proceedings "Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection"*, Paris, 1999, 252 pages.
- Le Roch C. et A. Mollard (1996), Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture, *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 39/40, 64-92.
- Peters M., H. McDowell et R. House (1997), Environmental and Economics Effects of Taxing Nitrogen Fertilizer, communication aux rencontres annuelles de l'AAEA, Toronto 1997.
- Rainelli P. et D. Vermersch (2000), Gestion foncière des excédents azotés et marché implicite de droits : application aux élevages intensifs, *Eco.&Prév.*, 143/144 (2-3), 91-100.
- Ribaudo M., C. Osborn et K. Konyar (1994), Land Retirement as a Tool for Reducing Agri-cultural Nonpoint Source Pollution, *Land Economics*, 70 (1), 77-87
- Woodward R. (2003), Lessons about Effluent Trading from a Single Trade, *RAE*, 25(1) 218-233.
- Young T. et J. Karkoski (2000), Green Evolution: Are Economic Incentives the Next Step in Non-point Source Pollution Control ?, *Water Policy*, 2, 151-173.
- USEPA (1996), Draft Framework for Watershed-Based Trading, *USEPA Office of Water*, Washington DC, 141 pages.

III - Audit rétroactif et dynamique contractuelle (S. Spaeter et M. Willinger)

Nous avons encore proposé de continuer d'investir l'analyse théorique de la problématique du contrôle en privilégiant cette fois l'aspect dynamique des relations contractuelles.

Dans l'analyse dynamique des relations contractuelles entre les agents à l'origine de pollutions et le régulateur (le principal) qui cherche à les réduire efficacement, nous avons proposé d'introduire le temps afin de permettre le traitement des relations d'agence en jeux répétés et la prise en compte d'autres systèmes d'incitation, basés notamment sur l'historique des agents. L'accumulation d'informations permise par plusieurs audits successifs doit ainsi donner un degré de liberté supplémentaire au régulateur, et donc lui permettre d'atteindre des solutions plus efficaces en matière de régulation environnementale. Les comportements déviants par rapport aux normes environnementales ou aux pratiques préconisées sont traités dans un contexte dynamique, comme cela est déjà le cas dans la littérature relative à l'évasion fiscale (Allingham et Sandmo, 1972 ; Yitzhaki, 1974 ; Rickard, Russel et Howroyd, 1982 ; Greenberg, 1984 ; Pei, Reckers et Wyndelts, 1992 ; Andreoni, Erard et Feinstein, 1998). L'analyse théorique que nous avons menée la première année a permis d'établir de nouvelles prédictions théoriques sur le comportement des agents en situation d'asymétrie d'information. La seconde année a été consacrée au test de ces prédictions théoriques à l'aide d'expériences en laboratoire. Ces expériences ont eu lieu au LEEM (Laboratoire d'Economie Expérimentale de Montpellier).

1. Analyse théorique et prédictions

Le modèle de référence que nous avons développé est fondé sur la théorie de l'agence : un agent à l'origine d'une pollution est invité à adopter de bonnes pratiques, sachant qu'il peut être contrôlé et que ce contrôle peut être rétroactif, c'est-à-dire que l'agent dont les pratiques ne sont pas conformes dans la période courante pourra être sanctionné par des pénalités non seulement sur la période présente mais aussi sur toutes les périodes passées pour lesquelles le régulateur pourra établir qu'il y a eu un comportement de « resquille ». Dans la pratique ce contrôle peut s'envisager sur la base de l'étude du cahier des charges que l'on demanderait aux agents (les agriculteurs) de tenir au cours du temps et également par la mesure du niveau de pollution ambiant sachant que l'effet d'accumulation joue un rôle important. L'originalité de notre approche tient au fait qu'elle combine un mécanisme d'incitation, la rétroactivité (jusque là envisagée uniquement par Rickard et alii, 1982, et dans le cadre de la fraude fiscale) et un mécanisme de production de qualité environnementale, sur la base des contributions des agents. La qualité de l'environnement est considérée comme un bien public pur dans notre approche, dont le niveau dépend du comportement de l'ensemble des agents.

La revue de la littérature sur le point de l'audit conduit essentiellement à des recherches menées sur le cas de la fraude fiscale. Même si ce sujet semble loin de celui de ce projet, plusieurs points leurs sont communs (action à prendre à chaque date [déclaration de revenu pour l'individu taxé, adoption de pratiques agricoles pour l'agriculteur], revenus de la période qui dépendent des actions passées [accumulation de revenus pour l'agent taxé, impact dans le temps des pratiques agricoles adoptées par l'agriculteur sur les périodes passées], contribution à un bien public [la construction d'une autoroute, par exemple, pour l'agent taxé, la qualité de l'environnement pour l'agriculteur]).

La plupart des articles de la littérature qui nous concerne traite de politique d'audit qui ne tient compte que de la période courante. Allingham et Sandmo (1972), considérés comme une référence dans le domaine, considèrent un agent qui décide d'un montant de revenu à déclarer aux autorités (ce qui correspond au choix d'une action par l'agriculteur dans notre problématique) afin de maximiser son revenu espéré privé, sachant la probabilité d'inspection et la pénalité en cas de fraude détectée (ou d'adoption de pratiques déconseillées pour l'agriculteur). Dans ce contexte, ils recherchent la politique fiscale optimale. En imposant des pénalités sur les taxes non payées plutôt que sur les revenus non déclarés, comme dans Allingham et Sandmo, Yitzhaki (1974) montre qu'une augmentation du taux de taxe mène toujours à plus d'honnêteté lorsque les préférences des agents présentent une aversion au risque qui décroît lorsque sa richesse augmente. Un grand nombre de

contributions s'est inspiré de ces travaux pour rechercher soit les niveaux optimaux de sanctions en cas de resquille ou les probabilités optimales d'audit ((Witte et Woodbury (1977); Feinstein (1991); Collins et Plumlee (1991); Alm et al. (1992); Jung et al. (1994)).

Il y a trois exceptions qui considèrent une politique d'audit dont la probabilité de contrôle dépend du passé de l'individu. Dans le contexte de la fraude fiscale, Landsberger et Meilijson (1982) et Greenberg (1984) proposent une politique d'audit dont la probabilité de contrôle dépend du résultat des audits passés. Dans ce scénario, les agents pris à resquiller sont inspectés avec une probabilité différente des agents s'étant conformés aux règles. Harrington (1988) propose, quant à lui, une politique avec une probabilité d'audit qui dépend des périodes passées également, avec une application aux politiques environnementales.

Mais à notre connaissance aucun article dans le domaine de l'environnement traite de l'audit rétroactif (qui permet donc de vérifier ce qui a été déclaré ou fait dans les années passées) et un seul le considère dans le domaine de la fraude fiscale. Il s'agit de l'article de Rickard, Howroyd et Russel (1982).

Notre modèle considère une politique qui tient compte des périodes passées grâce à un audit rétroactif. Si l'agent est audité dans la période courante et détecté comme ne s'étant pas conformé aux normes annoncées, l'inspection est étendue à d'autres périodes, passées. Si des actions non conformes sont également observées dans le passé, l'agent devra verser un transfert monétaire aux autorités en charge de faire fonctionner le système.

Du point de vue de la théorie, autoriser la rétroactivité de l'audit permet d'ajouter un instrument à l'ensemble des instruments de régulation. Cet instrument est particulièrement adapté lorsque les autorités sont confrontées à des actions répétées, dont les impacts se cumulent dans le temps, au sein d'un groupe dont les revenus sont entachés d'incertitude (liée au climat, à la conjoncture économique pour les agriculteurs).

Du fait de leur revenu aléatoire, les agents peuvent être amenés à changer de stratégie d'une année à l'autre, point important dans le contexte qui nous occupe. Si le revenu était un élément certain dans notre analyse, outre le fait qu'une telle hypothèse enlèverait du réalisme à notre approche, elle permettrait également au régulateur de remonter jusqu'à la véritable action de l'agent en observant simplement ce qu'il déclare avoir fait. Une politique de contrôle ne serait alors plus nécessaire.

Résultats théoriques obtenus

L'un des principaux résultats que l'on obtient tient au fait que le revenu espéré de l'agent peut augmenter lorsque la probabilité de contrôle augmente, du fait de la présence du bien public.

Par ailleurs, la rétroactivité ne produit pas toujours les incitations suffisantes à être honnête car le bien public augmente le revenu de l'agent et crée ainsi un effet de substitution. Néanmoins, sous certaines conditions détaillées dans l'article, les agents malhonnêtes deviennent plus fréquemment honnêtes suite à l'introduction d'un audit rétroactif.

Enfin, le régulateur doit décider quelle proportion des taxes collectées dans la période courante est allouée à la production du bien public, sachant que la proportion restante est réservée au financement de la politique d'audit de la période suivante. La répartition optimale des revenus de la taxe dépend de l'efficacité relative de l'audit par rapport à la productivité du bien public, et il maximise le bien-être social espéré sous la contrainte de financement du système d'audit. Contrairement aux résultats de la littérature sur le sujet, nos hypothèses impliquent que le comportement des autorités régulatrices est endogène au modèle : la politique d'audit de la période courante dépend du comportement passé des agents économiques. Tous nos résultats sont obtenus avec des agents neutres au risque, ce qui nous permet d'isoler le comportement d'investissement dans le bien public en fonction de la politique d'audit retenue.

En marge de ce travail, le célèbre modèle de Greenberg (publié dans le JET en 1984), a encore pu être testé. Il se réfère certes à la fraude fiscale (comme la plupart des articles), mais nous permet d'avancer sur la question de l'efficacité de l'audit basé sur le passé. Nous avons ainsi évalué, sur la

base d'une expérimentation, le mécanisme de prévention de la fraude fiscale proposé par Greenberg (Bchir, Daures et Willinger, 2006). Ce mécanisme est fondé sur trois éléments, que nous rappelons ici : l'audit aléatoire, la pénalité en cas de fraude détectée, et la modulation de la probabilité d'inspection en cas de fraude antérieure. Le mécanisme de Greenberg est fondé sur l'hypothèse que les agents ont toujours intérêt à frauder tout leur revenu tant qu'ils ne sont pas menacés d'être audités en permanence par l'autorité fiscale. Il utilise l'audit perpétuel comme une menace pour dissuader les agents à frauder. Mais compte tenu de sa contrainte budgétaire, à l'optimum, l'autorité fiscale est obligée de tolérer la présence d'un groupe de fraudeurs au sein de la population, échappant à la menace de l'audit perpétuel. L'intérêt du mécanisme est qu'il permet à l'autorité fiscale de financer le mécanisme d'inspection et de ramener le pourcentage de fraudeurs à un niveau optimal arbitrairement "petit".

Néanmoins, nos résultats expérimentaux sont partiellement en contradiction avec les prédictions de ce modèle. D'une part, malgré l'absence de menace d'audit perpétuel, les agents font fréquemment des déclarations honnêtes de leur revenu. D'autre part, même en présence de la menace d'audit perpétuel, certains agents fraudent malgré tout. Enfin, la propension à la fraude ainsi que la part du revenu fraudé sont croissantes avec le revenu, un résultat par ailleurs très largement confirmé par diverses études empiriques et expérimentales, mais en désaccord avec le mécanisme qui prédit que la propension à frauder est indépendante du niveau du revenu.

Dans le cadre de la problématique environnementale qui nous occupe, l'adoption de « mauvaises pratiques » prend la place de l'activité de fraude. Et la taxe correspond au coût d'adoption des bonnes pratiques. Si ces bonnes pratiques ne sont pas adoptées et qu'un audit a lieu, l'agriculteur supportera un coût supplémentaire lié au non respect des normes. Un transfert monétaire aura lieu entre le régulateur et lui-même.

2. Tests en laboratoire des prédictions théoriques

L'ensemble du matériel des expériences (protocole, questionnaires, ...) se trouve dans l'annexe 1.2.

2.1. Objectifs

Dans la lignée des travaux théoriques sur l'efficacité comparée du contrôle rétroactif au contrôle aléatoire simple (Spaeter & Willinger, 2006) une série d'expériences a été réalisée dans le but de tester l'impact de la rétroaction sur les comportements des agents en matière d'investissement dans le bien public (la qualité des eaux souterraines ici).

Lorsque le dispositif d'audit rétroactif est assorti d'une redistribution de montants prélevés sous forme de biens publics, un allongement de la durée de rétroaction peut produire des effets contradictoires (Spaeter & Willinger, 2006) : d'une part un effet répressif qui décourage la fraude, et, d'autre part un effet redistributif, qui à l'inverse, peut stimuler le comportement de passer clandestin et donc la fraude. En effet, en allongeant la durée de rétroaction la pénalité devient plus sévère en moyenne en cas de détection de mauvaises pratiques, ce qui incite les agents à investir plus dans le bien public et plus souvent. Mais du fait que le montant du bien public produit a tendance à être plus élevé (en raison du premier effet), les agents ont tout de même une incitation à limiter l'investissement. L'effet net global est donc indéterminé et dépend en général d'autres facteurs, en particulier de facteurs comportementaux.

Afin d'évaluer les conséquences sur la fraude de la combinaison de ces deux effets, nous avons réalisé une expérience permettant de comparer un système sans rétroaction à un système avec rétroaction. L'expérience comporte donc deux traitements : dans le *traitement de référence*, l'audit porte uniquement sur la période courante, ce qui correspond à un système sans rétroaction (on note $k = 0$, k désignant le nombre de périodes de rétroaction). Dans le *traitement de contrôle*, l'audit

porte sur la période courante et sur les 2 périodes précédentes, ce qui correspond à un système avec une rétroaction de deux périodes ($k=2$). Au total donc pour ce traitement le contrôle porte sur 3 périodes.

Le modèle théorique de référence (Spaeter & Willinger, 2006) a été adapté afin d'isoler l'impact d'une variation de la durée de rétroaction dans l'expérience.

Les adaptations principales sont :

- L'introduction d'un coût fixe de l'audit indépendant de la durée de rétroaction (identique pour chaque traitement)
- L'annonce d'un nombre d'agents audités à chaque période (au lieu d'une probabilité). En effet avec des inspections aléatoires indépendantes, l'éventualité dans laquelle aucun agent n'est audité au cours d'une période (même si le budget permet de financer plusieurs contrôles) ne peut pas être exclue. Pour éviter ce cas, tous les contrôles potentiels pour une période sont effectivement réalisés.
- L'introduction d'un budget initial exogène permettant aux autorités fiscales de commencer les audits dès la première période.
- Le déclenchement systématique de la rétroaction. Tout contrôle mené lors de la période courante est étendu, en cas de rétroaction, aux périodes précédentes indépendamment du résultat obtenu à la première période. Le modèle initial prévoyant un déclenchement de la rétroaction conditionnel à la détection d'une fraude à la période courante.

2.2. Design expérimental

Les sujets étaient répartis en groupes fixes de 5 participants pour la durée de l'expérience. Chaque session était organisée sur la base de trois groupes indépendants. A chaque période, chaque sujet percevait un revenu, tiré au sort dans l'ensemble des revenus possibles $\{50, 100, \dots, 1000\}$. L'unité de compte expérimentale était le Yen (50 ¥) et les niveaux de revenus successifs étaient mesurés par tranches de 50 ¥. Le tirage au sort du revenu de la période était réalisé indépendamment pour chaque sujet.

Après avoir pris connaissance de son revenu de la période, chaque sujet devait ensuite déclarer un montant, compris entre 0 et son revenu effectivement perçu pour la période. Le revenu déclaré faisait l'objet d'un prélèvement fiscal de 20%. Après la phase de déclaration du revenu, un audit aléatoire était réalisé selon la règle suivante. En début de période le nombre de sujets audités pour cette période était annoncé publiquement. Après que tous les sujets aient déclaré leur revenu, les sujets inspectés étaient sélectionnés aléatoirement au sein du groupe. En cas de déclaration incorrecte une surtaxe de 28% était infligée sur la part non déclarée du revenu. Cette surtaxe comporte la taxe sur le revenu plus une pénalité pour non-déclaration.

Après la phase d'audit, le montant des recettes fiscales collectées était partagé en deux parts. 80% des fonds collectés étaient alloués à la production du bien public, c'est-à-dire que tous les membres du groupe percevaient le même montant quelle que soit leur contribution individuelle (bénéficiant ainsi, dans notre contexte, de la même qualité des eaux). Le montant alloué à la production de bien public était multiplié par un coefficient de productivité de 50% et le produit reversé à chaque contribuable. La part restante (20%) sert à financer l'audit à la période suivante. Le nombre d'audits qui pourront être financés est calculé en divisant cette part par le coût unitaire d'un audit, fixé à 60 ¥. Pour permettre la comparaison des deux traitements, le coût unitaire d'un audit est indépendant de la durée de rétroaction.

Le jeu de déclaration a été répété durant 30 périodes consécutives pour chaque groupe. A l'issue des 30 périodes chaque sujet recevait un paiement déterminé sur la base des gains accumulés au cours de l'expérience.

Procédures pratiques

L'expérience a été réalisée grâce à un réseau d'ordinateurs installés dans une salle dédiée à cette activité. Les participants étaient séparés les uns des autres par des cloisons afin d'éviter tout contact visuel, en particulier pour empêcher qu'ils puissent voir les informations affichées sur les écrans des autres participants. Les sujets ont été recrutés sur la base d'un pool d'étudiants volontaires comprenant plus de 1000 inscrits, de toutes disciplines. Les sujets étaient contactés par courrier électronique, et devaient valider leur participation en renvoyant un message de confirmation. L'indemnité des participants est fondée sur deux éléments : un forfait de participation (variable en fonction de la localisation de leur faculté de rattachement) et un gain individuel dépendant de la performance durant l'expérience. La performance était mesurée par l'accumulation des gains au cours des périodes. Des instructions écrites ont été fournies aux sujets en début d'expérience. Après une première étape de lecture individuelle, les instructions ont été lues à haute voix par un assistant, afin que les sujets réalisent que tous les participants disposaient des mêmes instructions, et pour que la structure du jeu soit connaissance commune. Les instructions devaient permettre d'éclaircir les procédures employées durant l'expérience, exposées ci-dessous.

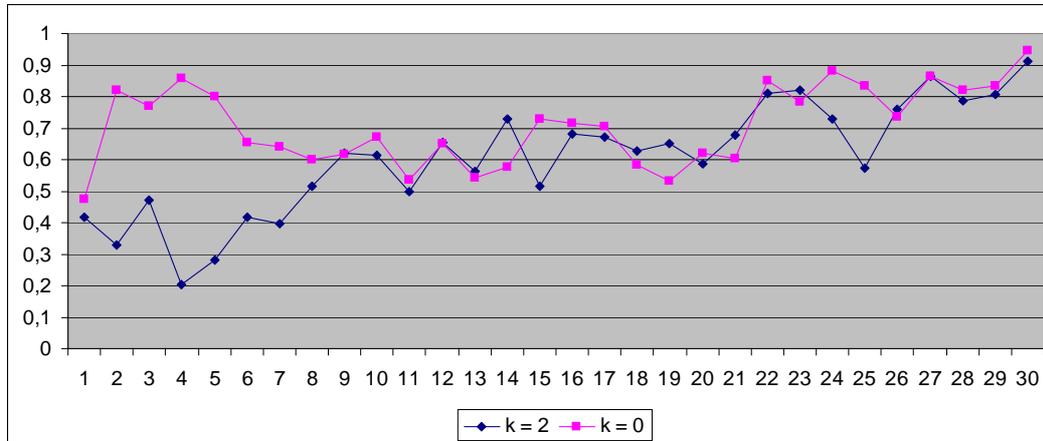
Au début de chaque période, le nombre de sujets audités durant la période est rendu public dans chacun des groupes. En période 1, ce nombre est arbitrairement fixé à 2 audits pour chacun des groupes grâce à un budget initial du régulateur qui est fixé de manière exogène. Par la suite, le nombre d'audits devient endogène puisqu'il dépend des revenus perçus et déclarés dans chacun des groupes. Le revenu de chaque sujet est ensuite tiré au hasard indépendamment parmi les 20 revenus possibles (avec une probabilité uniforme). Une fois informé de son revenu de la période, chaque sujet est tenu de faire une déclaration d'un montant compris entre 0 et son revenu réel de la période. Chaque sujet est ensuite informé s'il a fait l'objet ou non d'un audit visant à mesurer l'éventuel écart entre revenu réel et revenu déclaré. A la fin de la période, les résultats sont affichés individuellement sur chacun des écrans :

- Le revenu réel de l'agent pour la période
- Le revenu qu'il a déclaré
- La pénalité éventuelle qui lui a été infligée (en cas d'audit cette pénalité comprend un remboursement des sommes fraudées et une sanction)
- Le gain du bien public
- Le nombre d'audits qui seront réalisés à la période suivante

A la fin de la lecture des instructions, les sujets devaient remplir un questionnaire de compréhension (type QCM) afin que l'expérimentateur puisse s'assurer que tous les sujets avaient bien compris les procédures.

2.3. Résultats et discussion

Observation 1 : la rétroaction a un effet négligeable sur le taux de fraude



Graphique 1 : évolution du taux de fraude moyen

Le graphique 1 décrit l'évolution du taux de fraude moyen sur les 30 périodes avec ($k = 2$) et sans ($k = 0$) rétroaction. Les taux de fraude moyens sont à peu près les mêmes pour la première période dans les deux traitements, mais diffèrent sensiblement par la suite jusqu'à la période 9 pour laquelle ils s'égalisent. De la période 1 à 9 on note un taux de fraude sensiblement inférieur lorsque la rétroaction de deux périodes est appliquée. A partir de la période 9, les taux de fraude moyens se rejoignent (avec et sans rétroaction) et suivent une tendance à la hausse pour tendre vers 90% de fraude en fin de période.

Observation 2 : les sujets choisissent le plus souvent des taux de fraude extrêmes (tout ou rien)

Les sujets pouvant déclarer n'importe quel montant compris entre 0 (qui correspond à un cas de fraude extrême) et leur revenu réel on pouvait s'attendre à une diversité dans les taux de fraude. Or la figure 1 qui présente en abscisse le taux de fraude et en ordonnée le pourcentage de sujets correspondants, montre que les taux de fraude extrêmes (0% ou 100%) représentent près de 90% des taux de fraude pour les deux traitements.

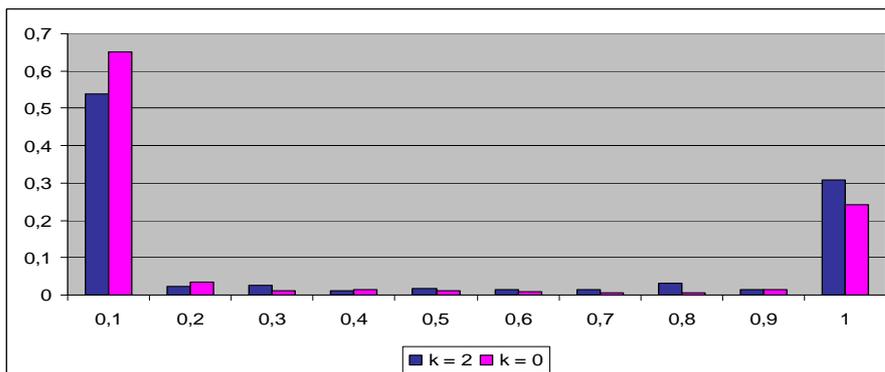


Figure 1 : Fréquence des taux de revenus fraudés

Observation 3 : le taux de conformité est plus élevé dans le cas de l'audit rétroactif.

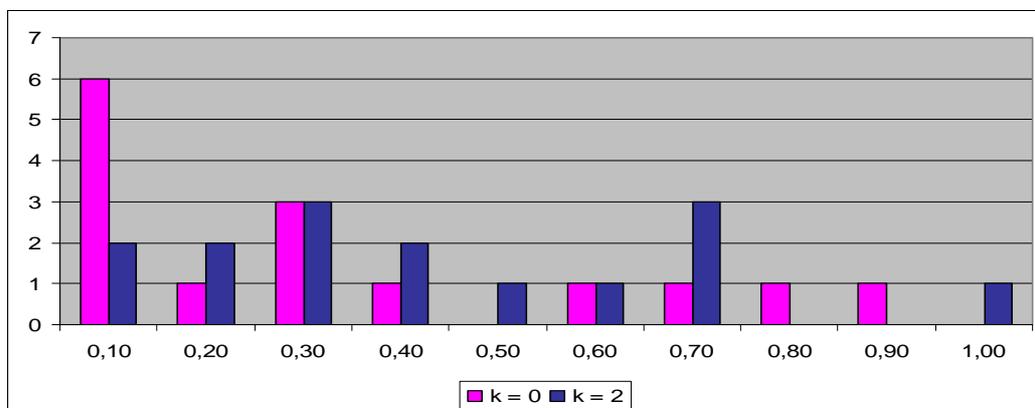


Figure 2 : Fréquence des sujets par taux de fraude moyen.

La figure 2 présente en abscisse le taux de fraude moyen et en ordonnée, le nombre de sujets dans chacune des catégories pour les deux traitements. On note que la durée de rétroaction a une influence positive sur le taux de conformité individuel.

Discussion

L'analyse des commentaires laissés par les sujets, révèle que ces résultats semblent correspondre à une stratégie délibérée de la part des sujets à contrecarrer l'action de l'autorité fiscale. En effet, ces commentaires suggèrent que le comportement majoritaire consiste à minimiser le nombre d'audits, en déclarant un revenu le plus faible possible. Ainsi les sujets semblent avoir négligé la possibilité de contrôler indirectement les autres membres de leur groupe, en augmentant le capital disponible pour l'audit. De plus, il semble que la dimension redistributive (bien public) ait été négligée à la faveur de la mesure répressive.

Sur la base de ce travail expérimental il apparaît qu'une rétroaction bien calibrée peut améliorer le rendement fiscal. La durée de rétroaction, bien qu'efficace lors des premières périodes, tend à perdre de son impact avec la répétition du jeu. Toutefois, lorsque l'horizon temporel n'est pas borné on peut s'interroger sur la permanence de cet effet dissuasif de la rétroaction sur la fraude.

Extensions possibles

Nos résultats concernant l'impact de la rétroaction sur le comportement des agents nous permettent ainsi de continuer à contribuer à la réflexion sur les termes d'une politique optimale de régulation de la pollution diffuse de l'eau par les activités agricoles. Néanmoins, les difficultés que nous avons rencontrées dans la paramétrisation du modèle théorique et, surtout, dans l'obtention de solutions numériques ne nous a pas permis d'entreprendre d'autres vérifications. Celles-ci pourraient faire l'objet de trois extensions et nous les évoquons ici.

Premièrement, il serait encore utile d'analyser l'impact de la répartition de la recette fiscale, entre amélioration de la qualité environnementale et financement des contrôles futurs. Deuxièmement, tester l'impact d'une réduction du coût unitaire de l'audit permettrait de vérifier si les sujets cherchent bien à minimiser le nombre d'audits. Troisièmement, une augmentation du rendement

marginal du bien public nous amènerait à pouvoir vérifier si les sujets sont sensibles ou non à l'aspect redistributif. Plus fondamentalement, il s'agit de voir si l'intensité du dilemme social (disparité entre optimum et équilibre) affecte les déclarations. Finalement, la terminologie employée a pu affecter les décisions des sujets, en exacerbant la dimension du gain individuel et en négligeant le financement du bien public : le contrôle est dès lors perçu négativement alors qu'il pourrait être perçu comme un mécanisme coercitif pour augmenter l'offre du bien public.

Références citées

- Allingham, M., Sandmo A., (1972), "Income tax evasion: A theoretical analysis", *Journal of Public Economics*, vol 1, pp 323-338.
- Alm J., Jackson B.R. et M. McKee, (1992), "Estimating the Determinants of Taxpayer Compliance with Experimental Data", *National Tax Journal* 45, 107-114.
- Andreoni J., Erard B., Feinstein J., (1998), "Tax Compliance," *Journal of Economic Literature*, vol 36, pp 818-860.
- Babcock B.A., P.G. Lakshminarayan, Wu J., D. Zliberman (1997), "Targeting tools for the purchase of environmental amenities", *Land Economics*, 73(3), 325-339.
- Becker G., (1968), "Crime and punishment: An economic approach", *Journal of Political Economics*, vol. 76, 169-180.
- Cabe R. et J. A. Herriges, (1992), "The regulation of non-point-source pollution under imperfect and asymmetric information", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, 134-146.
- Chambers R.G. et J. Quiggin, Non-point pollution regulation as a multi-task principal-agent problem, *Journal of Public Economics*, vol. 59, 95-116 (1996).
- Cochard F., (2003), "Regulation of nonpoint source pollution: Experimental studies of the efficiency of fiscal instruments", These de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg I.
- Cochard F., Willinger, M. et A. Xepapadeas, (2005), "Efficiency of nonpoint source pollution instruments: An experimental study", *Environmental and Resource Economics*, vol. 30, 393-422.
- Collins J.H. et R.D. Plumlee, (1991), "The Taxpayer's Labor and Reporting Decision: The Effect of Audit Schemes", *The Accounting Review* 66, 559-576.
- Feinstein J.S., (1991), "An Econometric Analysis of Income Tax Evasion and its Detection", *Rand Journal of Economics* 22, 14-35.
- Franckx L., (2001), "Ambient environmental monitoring, sequential firm inspections and time-decreasing benefits of inspection", *Economics Bulletin*, vol. 17.
- Franckx L., (2002a), "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*, vol. 43, 71-92.
- Franckx L., (2002b), "Ambient environmental inspections and commitment towards enforcement policies: substitutes or complements?", *Topics in Economic Analysis & Policy*, vol. 2, Article 1.
- Franckx L., (2004a), "Penalty and crime with lumpy choices: some further considerations", *The Journal of Theoretical Politics*, vol. 16, 403-421.
- Franckx L., (2004b), "Marginal deterrence through ambient environmental inspections", *Scottish Journal of Political Economy*, vol. 51, 507-527.
- Franckx L., (2005), "Environmental enforcement with endogenous ambient monitoring", *Environmental and Resource Economics*, vol. 30, 195-220.
- Greenberg J, (1984), "Avoiding Tax Avoidance: A (Repeated) Game-Theoretic Approach", *Journal of Economic Theory* 32, 1-13.
- Grieson R. E. et N. Singh, (1990), "Regulating externalities through testing", *Journal of Public Economics*, vol. 41, 369-387.
- Griffin R. C., Bromley D. W., (1982), "Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality : A Theoretical Development", *American Journal of Agricultural Economics*, 64, 547-552.

- Hansen L. G. (1998), "A Damage Based Tax Mechanism for Regulation of Non-Point Emissions", *Environmental and Resource Economics*, 12, 99-112.
- Helfand G., (1995), « Alternative Pollution Standards for Regulating Non-Point Source Pollution », *Journal of Environmental Management*, volume 45, pages 231 à 241.
- Helfand G., House B., (1995), « Regulating Nonpoint Source Pollution Under Heterogeneous Conditions », *American Journal of Agricultural Economics*, volume 77(4), pages 1024 à 1032.
- Helming J., (1998), « Effects of Nitrogen Input and Nitrogen Surplus Taxes in Dutch Agriculture », *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, volume 49, pages 5 à 31.
- Horan R. D., Shortle J. S., Abler D. G. (1998), "Ambient Taxes when Polluters have Multiple Choices", *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 186-199.
- Jung Y.H., Snow A. et G.A. Trandel, (1994), "Tax Evasion and the Size of the Underground Economy", *Journal of Public Economics* 54, 391-402.
- Kraemer R., K. Banholzer (1999), « Tradable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control », Chap. IV in *OECD Proceedings "Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection"*, Paris, 1999, 252 pages.
- Larson D., Helfand G., House B., (1996), « Second-Best Tax Policies to Reduce Nonpoint Source Pollution », *American Journal of Agricultural Economics*, volume 78(4), pages 1108 à 1117.
- Malik A. S., (1993), "Self-reporting and the design of policies for regulating stochastic pollution", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 24, 241-257.
- Pei, K.W.B., Reckers P.M.J., Wyndelts R.W., (1992), "Tax Professionals Belief Revision: The Effects of Information Presentation Sequence, Client Preference and Domain Experience," *Decision Sciences*, vol 23, pp 175-199.
- Peters M., H. McDowell, R. House (1997), « Environmental and Economics Effects of Taxing Nitrogen Fertilizer », communication présentée en 1997 à Toronto, lors des rencontres annuelles de l'*American Agricultural Economics Association*.
- Rickard J.A., Russel A.M., Howroyd T.D., (1982), "A Tax Evasion Model with Allowance for Retroactive Penalties", *The Economic Record* 58, 379-385.
- Robert M., M. Spence (1976), « Effluent Charges and Licences under Uncertainty », *Journal of Public Economics*, vol. 5, pp.193-208.
- Segerson K. (1988), "Uncertainty and Incentives for Non-Point Source Pollution," *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 87-98.
- Spaeter S., Verchère A. (2004), "Aléa moral et politiques d'audit optimales dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau », *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 71, pages 5 à 35.
- Shortle J.S., Horan R.D., (2001), « The Economic of Nonpoint Pollution Control », *Journal of Economic Surveys*, volume 15(3), pages 255 à 289.
- Shortle J.S., Horan R.D., Abler D.G., (1998), « Research Issues in Nonpoint Pollution Control », *Environmental and Resources Economics*, volume 11(3-4), pages 571 à 585.
- Stranlund J. K. et K. Dhanda, (1999), "Endogenous monitoring and enforcement of a transferable emissions permit system", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38, 267-282.
- Tsai K., J. Shortle (1998), « Optimal Differentiation of Tax Rates and Base Definition in Nonpoint Pollution Control », document de travail du *Department of Agricultural Economics and Rural Sociology* de la Pennsylvania State University.
- Witte R.D. et D.F. Woodbury, (1977), "The Effects of Tax Laws and Tax Administration on Tax Compliance: The Case of the US Individual Income Tax", *Quarterly Review of Economics and Business* 17, 21-31.
- Woodward R. (2003), « Lessons about Effluent Trading from a Single Trade », *Review of Agricultural Economics*, vol. 25(1) pp.218-233.

- Xepapadeas A., (1991), « Environmental Policy Under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard », *Journal of Environmental Economics and Management*, volume 20, pages 113 à 126.
- Xepapadeas A., (1992), « Environmental Policy Design and Dynamic Nonpoint Source Pollution», *Journal of Environmental Economics and Management*, volume 23, pages 22 à 39.
- Xepapadeas, A. P., (1995), “Observability and choice of instrument mix in the control of externalities”, *Journal of Public Economics*, vol. 56, 485–498.
- Yitzhaki S., (1974), “A Note on Income Tax Evasion: A Theoretical Analysis,” *Journal of Public Economics*, vol 3, pp 201-202.

ANNEXE 1 : MATERIEL DES EXPERIENCES

Annexe 1.1 Expériences liées au point I. (F. Cochard et L. Frankx).

Instructions du traitement « Avec inspection ambiante – Sans engagement ». C'est le traitement le plus complexe. Les instructions des autres traitements sont analogues (un peu plus simples).

BIENVENUE

L'expérience à laquelle vous allez participer est destinée à l'étude des comportements économiques individuels et collectifs. Nous vous encourageons à lire ces instructions très soigneusement. Après les avoir lues, vous devrez répondre à un questionnaire vérifiant votre bonne compréhension. Toutes vos réponses seront traitées de façon anonyme et recueillies au travers d'un réseau informatique. Vous indiquerez vos choix à l'ordinateur devant lequel vous êtes assis et celui-ci vous communiquera vos gains réalisés au fur et à mesure du déroulement de l'expérience.

I. Cadre général de l'expérience

Cette expérience comporte 20 périodes. 12 participants sont présents dans cette salle. A chaque période, les 12 participants sont répartis au hasard en quatre groupes de trois personnes. Nous désignerons chaque groupe simplement par un chiffre de 1 à 4. **A chaque période, vous êtes donc affecté au hasard à l'un des quatre groupes.** Au cours d'une période, vous n'interagissez qu'avec les deux autres personnes de votre groupe, et pas avec les autres personnes présentes dans la salle. A aucun moment vous ne pouvez connaître l'identité des autres membres de vos groupes successifs, ni pendant l'expérience, ni après. Vous allez interagir avec les autres personnes seulement en utilisant l'ordinateur en réseau placé devant vous.

Parmi les trois membres de chaque groupe, l'un se voit attribuer le **rôle B** et les deux autres le **rôle A**. Au début de l'expérience, vous allez donc vous voir attribuer un de ces deux rôles au hasard, et vous garderez le même rôle tout au long des 20 périodes. Dans ce qui suit, les participants dont le rôle est A seront simplement désignés **individus A** et les participants dont le rôle est B seront désignés **individus B**. Comme chaque groupe comporte deux individus A, il sera utile de les distinguer. A chaque période, si votre rôle est A, vous vous voyez donc attribuer au hasard le numéro 1 ou le numéro 2. Vous pouvez donc être un individu « A1 » ou un individu « A2 » (et cela peut varier d'une période à l'autre). Le numéro ne sert qu'à distinguer les deux individus A d'un groupe, mais leur rôle est parfaitement identique. Votre rôle (et votre numéro si votre rôle est A) sera (seront) affiché(s) sur l'écran de votre ordinateur. Votre numéro de groupe sera aussi affiché si votre rôle est B, mais pas si votre rôle est A (nous vous en expliquons la raison plus loin). **Rappelez-vous que votre rôle (A ou B) reste fixe tout au long de l'expérience, mais que les groupes sont reformés au hasard à chaque période** : il est donc très peu probable que vous interagissiez deux fois de suite avec les mêmes personnes..

Les gains que vous réaliserez au cours de l'expérience dépendent à la fois des décisions que vous prendrez et des décisions prises par les personnes avec qui vous interagissez. Ces gains seront comptabilisés en points. Pour trois des 20 périodes, votre gain en points sera converti en euros et vous sera payé à la fin de l'expérience. Nous avons déjà déterminé ces périodes : elles se trouvent sur la feuille accrochée à l'envers sur la porte de la salle. Vous pourrez le vérifier à la fin de l'expérience en soulevant le papier. La procédure de conversion des points en euros est détaillée à la fin des instructions.

La suite des instructions va vous permettre de comprendre de quelle manière vos gains sont calculés en fonction de votre rôle (A ou B).

II. Les décisions des individus A et B

Au début de chaque période, chaque individu A dispose de 50 points et chaque individu B dispose de 100 points. Comme cela a été précisé plus haut, vous êtes donc affecté à un groupe comportant un individu B, un individu A1 et un individu A2 (vous inclus). Dans ce qui suit, nous décrivons successivement les décisions des individus A et des individus B.

A. Les décisions des individus A

Chaque individu A doit choisir entre deux **niveaux d'effort** :

- un effort **faible** (effort de niveau 0), qui lui coûte 0 point,
- et un effort **élevé** (effort de niveau 1), qui lui coûte 20 points.

Les niveaux d'effort choisis par les individus A ont un impact sur l'individu B. Lorsqu'un individu A fournit un effort faible, l'individu B subit une **perte** de 50 points. Lorsqu'un individu A fournit l'effort élevé, l'individu B ne subit pas de perte. Les divers cas de figure possibles sont donc :

- Les deux individus A fournissent l'effort élevé => perte de B = 0 point.
- Un des deux individus A fournit l'effort élevé, l'autre l'effort faible => perte de B = 50 points.
- Les deux individus A fournissent l'effort faible => perte de B = 100 points.

B. Les décisions des individus B

L'individu B a la possibilité d'infliger une **pénalité** aux individus A s'ils fournissent l'effort faible. Pour infliger une pénalité à un individu A qui a fourni un effort faible, l'individu B doit l'**inspecter individuellement**, ce qui lui coûte 20 points. Si l'inspection d'un individu A révèle qu'il fournit l'effort faible, cet individu A subit une pénalité de 30 points et l'individu B perçoit une récompense de 25 points, ce qui lui procure donc un gain net de 5 points (= 25 - 20). A noter, donc, que la récompense qu'obtient l'individu B n'est pas égale au montant de la pénalité.

Plus précisément, la décision de l'individu B ne sera pas simplement « inspecter » ou « ne pas inspecter » un individu A. L'individu B est invité à décider des **« chances » (ou « probabilité »)** d'inspection de chaque individu A. *Exemple : l'individu B peut décider de réaliser l'inspection individuelle de chaque individu A avec « 2 chances sur 10 », c'est-à-dire une probabilité $\frac{2}{10}$ (qui est évidemment aussi égale à $\frac{1}{5}$).*

Dans un souci de simplification, les probabilités choisies devront toujours être du type « x chances sur 10 ». Ce principe n'empêche en rien l'individu B de décider d'effectuer une inspection à coup sûr : il lui suffit alors de choisir une probabilité de « 10 chances sur 10 ». De même, pour être certain qu'aucune inspection ne sera effectuée, l'individu B choisira une probabilité de « 0 chance sur 10 ». Toujours dans un souci de simplification, nous n'autorisons l'individu B qu'à choisir une seule et même probabilité d'inspection pour les deux individus A.

En outre, l'individu B est invité **moduler sa probabilité d'inspection en fonction de la somme des efforts** des individus A. Au total, au début de chaque période, il est donc invité à **annoncer** aux individus A trois probabilités d'inspection individuelle :

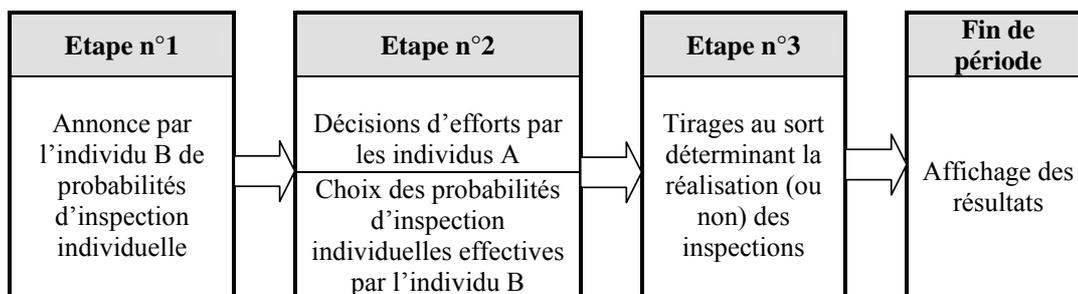
- une probabilité d'inspection si la somme des niveaux d'efforts est égale à 0 (c'est-à-dire si les deux individus A fournissent l'effort faible et donc aucun l'effort élevé).
- une probabilité d'inspection si la somme des niveaux d'efforts est égale à 1 (c'est-à-dire si un individu A fournit l'effort faible et l'autre l'effort élevé).
- une probabilité d'inspection si la somme des niveaux d'efforts est égale à 2 (c'est-à-dire si les deux individus A fournissent l'effort élevé et donc aucun l'effort faible).

Après avoir effectué son annonce, l'individu B choisit *secrètement* les trois probabilités d'inspection qu'il souhaite *effectivement* voir appliquées. Chaque individu A décide de son niveau d'effort après avoir été informé des probabilités annoncées par l'individu B, mais sans connaître les probabilités effectivement choisies.

La période se termine par la réalisation d'un tirage au sort pour chaque individu A en fonction de la probabilité effectivement choisie par l'individu B, afin de déterminer s'il est ou non inspecté.

III. Organisation pratique de l'expérience

Voici le déroulement précis d'une période de jeu :



• **Etape n°1 : Annonce par l'individu B de probabilités d'inspection individuelle**

L'individu B annonce trois probabilités d'inspection individuelle selon la somme des efforts des individus A :

- la probabilité si la somme des efforts est de 0,
- la probabilité si la somme des efforts est de 1,
- la probabilité si la somme des efforts est de 2.

Il lui suffit de cliquer dans les cases correspondantes à l'écran, puis de valider en cliquant sur OK.

• **Etape n°2 : Décisions d'effort par les individus A et choix des probabilités d'inspection individuelle effectives par l'individu B**

Individus A

L'annonce de l'individu B est transmise aux individus A via le réseau informatique. Chaque individu A choisit secrètement son niveau d'effort et le saisit sur son ordinateur dans la case qui apparaît sur son écran, puis clique sur OK.

Dans l'exemple ci-contre, l'individu B a annoncé des probabilités respectivement de 0, 7, et 3 chances sur 10 si la somme des efforts est de 0, 1 et 2.

Individu B

L'individu B est invité à choisir ses trois probabilités d'inspection individuelles effectives selon la somme des efforts des individus A :

- la probabilité si la somme des efforts est de 0,
- la probabilité si la somme des efforts est de 1,
- la probabilité si la somme des efforts est de 2.

Il lui suffit de cliquer dans les cases

correspondantes à l'écran, puis de valider en cliquant sur OK.

A l'issue de cette étape, tous les individus (A et B) sont informés de la somme des efforts des individus A. L'individu B en déduit la probabilité d'inspection qui sera appliquée.

• **Etape n°3 : Tirages au sort déterminant la réalisation (ou non) des inspections**

- On effectue alors des tirages au sort permettant de savoir si les individus A sont inspectés ou non. Ces tirages sont réalisés à partir de lancés d'un dé à dix faces. Pour effectuer le tirage correspondant à une probabilité de « 3 chances sur 10 », par exemple, nous considérerons que si le nombre tiré au sort est compris entre 1 et 3, alors l'inspection a lieu, alors que si le nombre est compris entre 4 et 10, l'inspection n'a pas lieu.
- Pour que chacun des participants soit convaincu de la validité de ces tirages, ils seront réalisés à chaque période par différents participants. Chaque participant aura ainsi l'occasion d'effectuer quelques tirages au cours des 20 périodes.
- A chaque période, quatre lancés de dé successifs sont effectués : les deux premiers lancés concernent les groupes 1 et 2, les deux lancés suivants concernent les groupes 3 et 4. A chaque fois, le premier lancé concerne l'individu A1 et le second l'individu A2. Dans chacun des groupes, l'individu B peut donc en déduire si chacun des individus A est inspecté ou non. *Exemple : Supposons que dans l'un des groupes l'individu B ait choisi une probabilité d'inspection de 2 chances sur 10. Cela signifie que l'inspection a lieu si le résultat du tirage est 1 ou 2. Supposons que le premier lancé de dé pour le groupe de cet individu B donne 9 et que le second donne 2. Cela signifie que dans ce groupe l'individu A1 n'est pas inspecté, alors que l'individu A2 l'est.*
- Bien entendu, les individus A ne peuvent rien déduire des résultats des lancés de dés puisqu'ils ne connaissent pas la probabilité effectivement choisie par l'individu B ni le numéro de leur groupe (c'est la raison pour laquelle le numéro de groupe n'apparaît pas sur les écrans des individus A : en connaissant leur numéro de groupe, les individus A pourraient éventuellement en tirer une information sur les probabilités effectivement choisies).
- Les résultats des lancés de dé sont saisis par un moniteur sur un ordinateur. Chaque individu A voit alors apparaître sur son écran le résultat du tirage au sort, c'est-à-dire s'il subit une inspection ou non. Chaque individu (A et B) obtient aussi un récapitulatif des décisions des membres du groupe et les gains qui en découlent.
- La période est terminée.

Exemple :

- *Etape n°1 : L'individu B du groupe 3 annonce les probabilités d'inspection suivantes :*
 - « 1 chance sur 10 » si la somme des efforts est de 0.
 - « 8 chances sur 10 » si la somme des efforts est de 1.
 - « 3 chances sur 10 » si la somme des efforts est de 2.
- *Etape n°2 :*
 - *Les individus A du groupe 3 sont informés de cette décision. L'individu A1 choisit de fournir un effort élevé, l'individu A2 choisit de fournir l'effort faible.*
 - *L'individu B choisit ses trois probabilités d'inspection effectives : supposons qu'il choisisse les probabilités suivantes :*
 - « 1 chances sur 10 » si la somme des efforts est de 0.
 - « 9 chances sur 10 » si la somme des efforts est de 1.

- « 2 chances sur 10 » si la somme des efforts est de 2.
- Une fois que toutes ces décisions sont prises, tous les individus sont informés de la somme des efforts, qui est ici égale à 1. Les individus A en déduisent donc que selon l'annonce effectuée par l'individu B, la probabilité qui devrait s'appliquer est « 8 chances sur 10 ». L'individu B sait que c'est la probabilité « 9 chances sur 10 » qui sera effectivement appliquée.
- Etape n°3 : Les tirages au sort sont effectués afin de déterminer si les inspections ont effectivement lieu ou non. Pour l'exemple présent, il y a inspection si le lancé donne un chiffre de 1 à 9. Supposons que pour le groupe 3, le premier lancé donne le chiffre 1 : l'individu A1 est donc inspecté. Le second lancer donne 10 : l'individu A2 n'est donc pas inspecté. Les gains sont les suivants :
 - Individu A1 : Dotation initiale (50), moins coût de l'effort (-20) = 30 points. Bien qu'il soit inspecté, l'individu A1 ne subit pas de pénalité car il fournit l'effort élevé.
 - Individu A2 : Dotation initiale (50), moins coût de l'effort (-0) = 50 points. L'individu A2 a fourni l'effort faible mais il n'est pas inspecté, donc il ne subit pas la pénalité. Si l'individu A2 avait été inspecté, son gain aurait été de 20 points (= 50 - 30).
 - Individu B : Dotation initiale (100), moins perte due au fait que l'individu A2 choisit l'effort faible (-50), moins coût de l'inspection de l'individu A1 (-20) = 30 points. A noter que l'individu B ne perçoit pas la récompense de 25 points car l'individu A qu'il inspecte fournit bien l'effort élevé. Si l'individu A2 avait aussi été inspecté, le gain de l'individu B aurait été de 35 points (= 100 - 50 - 20 - 20 + 25).

IV. Fin de l'expérience

Lorsque la dernière période est achevée, nous vous dévoilons les trois périodes qui vont vous être payées. Le taux de conversion des points en euros est de 0,20 euro pour 1 point pour les individus A et de 0,16 euro pour 1 point pour les individus B. Nous avons volontairement choisi des valeurs différentes pour ces taux de conversion, afin que quel que soit votre rôle, vous ayez la possibilité de gagner à peu près le même montant en euros si vous prenez de bonnes décisions.

Avant de commencer l'expérience, vous procéderez à trois périodes d'essai. Ces périodes d'essai ne sont pas prises en compte pour votre paiement en euros.

A tout moment, si vous souhaitez poser une question, n'hésitez pas à nous le faire savoir en levant la main.

A présent, vous allez devoir répondre à un questionnaire visant à vérifier votre bonne compréhension des instructions. Prenez votre temps pour répondre aux questions.

MERCI DE VOTRE PARTICIPATION

Annexe 1.2 Expériences liées au point III. (F. Cochard et L. Frankx).

EXPERIENCE AVEC UNE PERIODE D'AUDIT

INSTRUCTIONS

Bienvenue

L'expérience à laquelle vous allez participer est destinée à l'étude de la prise de décision. Vous allez être confronté à une série de décisions individuelles consistant à chaque période à déclarer un montant de revenu sur lequel vous devez acquitter un prélèvement. Les prélèvements seront ensuite redistribués entre tous les membres du groupe auquel vous serez affecté(e). Les instructions sont simples. Si vous les suivez scrupuleusement et que vous prenez de bonnes décisions, vous pourrez gagner une somme d'argent non négligeable. Toutes vos réponses seront traitées de façon anonyme et seront recueillies au travers d'un réseau informatique. Vous indiquerez vos choix à l'ordinateur devant lequel vous êtes assis et celui-ci vous communiquera les gains que vous pouvez réaliser. La somme correspondante à votre gain total vous sera versée, en liquide, à la fin de l'expérience.

2. Cadre général de l'expérience

Au début de l'expérience vous serez affecté(e) à un groupe de 5 personnes choisies au hasard parmi les 15 personnes présentes dans cette salle. Vous interagirez avec les mêmes personnes tout au long de l'expérience. L'expérience comporte 30 périodes qui se dérouleront chacune de la même manière. Chaque période est décomposée en 6 étapes.

Etape 1 : Déclaration du revenu

Au début de chaque période vous toucherez un revenu en Yens (¥). Ce revenu sera tiré au hasard, et le montant pourra varier entre 50 et 1000 ¥, avec des multiples de 50, soit : {50, 100, 150, 200, 250, ..., 1000}. Tous les montants ont la même chance d'être tirés au sort. Le tirage au sort du revenu est réalisé séparément pour chaque membre de votre groupe. En général donc, à chaque période les revenus des membres de votre groupe seront différents. Une fois votre revenu connu, l'ordinateur vous demandera d'effectuer une déclaration. Vous êtes libre de déclarer n'importe quel montant compris entre 0 ¥ et votre revenu de la période. Sur la base de votre déclaration, vous ferez l'objet d'un prélèvement (Etape 2) et éventuellement d'une pénalité (Etape 3).

ETAPE 2 : PRELEVEMENT

Votre revenu déclaré fait l'objet d'un prélèvement, calculé selon la règle suivante :

$\text{Prélèvement sur le revenu déclaré} = \text{revenu déclaré} \times 0,20$
--

- Exemple :

Votre revenu de la période est égal à 500¥ ;

Vous déclarez 300 ¥ ;

Le prélèvement sur le montant déclaré est égal à : $300 \times 0,20 = 60$ ¥

ETAPE 3 : CONTROLE ALEATOIRE

Vous pouvez éventuellement faire l'objet d'un contrôle aléatoire dont le but est de vérifier que votre déclaration est égale à votre revenu. Le nombre de personnes de votre groupe qui seront contrôlées peut changer d'une période à l'autre. Ce nombre sera communiqué à l'ensemble des

membres de votre groupe à chaque période. A la première période 2 personnes seront contrôlées. Les personnes contrôlées seront choisies par tirage au sort.

Si vous faites l'objet d'un contrôle celui-ci portera uniquement sur la période en cours. Votre revenu déclaré sera comparé à votre revenu effectif. Si le contrôle révèle que votre déclaration est inférieure à votre revenu effectif vous devrez acquitter une pénalité dont le calcul est expliqué ci-dessous. Si votre revenu déclaré est égal à votre revenu effectif il n'y aura pas de pénalité. La pénalité est calculée de la façon suivante :

$Pénalité = (\text{revenu effectif de la période} - \text{revenu déclaré}) \times 0,28$

Le contrôle aléatoire sera appliqué jusqu'à la période 30.

• Exemple :

Le tableau 1 montre un exemple portant sur 4 périodes, notées t, t-1, t-2 et t-3 (colonne 1). Dans la colonne 2 figure le revenu effectif de l'individu, attribué au hasard, et dans la colonne 3, le montant qu'il a choisi de déclarer. A la période t, l'individu a touché un revenu de 50 ¥ et a déclaré 0 ¥. Le montant prélevé est donc égal à 0 ¥ (colonne 4). Comme l'individu n'est pas contrôlé à la période t, il ne paye pas de pénalité pour cette période. A la période t - 1, l'individu a fait l'objet d'un contrôle. Pour la période t - 1 le revenu non déclaré est égal à 400 ¥ (700 - 300) donc la pénalité pour la période t - 1 est égale à 0,28×400 = 112. Pour la période t - 2 la pénalité est nulle car l'individu n'a pas été contrôlé, de même que pour la période t - 3.

Période	Revenu effectif	Revenu déclaré	Prélèvement	Contrôle Oui/Non	Pénalité
t	50	0	0	Non	0
t - 1	700	300	60	Oui	112
t - 2	350	200	40	Non	0
t - 3	950	950	190	Non	0

Tableau 1

Etape 4 : Gain collectif

Pour votre groupe, le total des prélèvements pour la période est égal à la somme des montants prélevés sur chaque membre de votre groupe. Ce montant comprend les prélèvements sur les revenus déclarés, plus les éventuelles pénalités prélevées suite au contrôle.

A l'étape 4, le montant total collecté sera partagé en deux parts :

- 80% de ce montant sera placé sur un compte collectif et sera multiplié par 0,5. Chaque membre de votre groupe (vous y compris) touchera ensuite la totalité du montant réalisé grâce à ce placement.
- 20% de ce montant servira à financer les activités de contrôle pour la période suivante

• Exemple :

Au cours d'une période, le montant total collecté dans votre groupe est égal à 3000 ¥. Sur ce montant, 600 ¥ (= 3000×0,20) serviront à financer le contrôle à la période suivante. 2400¥ seront placés sur le compte collectif et rapporteront 1200 ¥ (= 2400×0,50) à chacun des membres de votre groupe.

Etape 5 : Gain total d'une période

Votre gain pour une période est calculé comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Gain total de la période} = & \text{Revenu effectif de la période (Etape 1)} \\ & - \text{Prélèvement sur le montant déclaré (Etape 2)} \\ & - \text{Pénalité éventuelle (Etape 3)} \\ & + \text{Gain du compte collectif (Etape 4)} \end{aligned}$$

Le tableau 2 (page 6) illustre ce calcul à partir d'un exemple. Ce tableau résume les résultats pour un individu sur quatre périodes. Celui-ci subit un contrôle en (t-1). Seul le prélèvement total sur les autres membres du groupe est donné (colonne 6). Ce montant comprend donc tout à la fois les prélèvements et les éventuelles pénalités sur les autres membres du groupe.

Etape 6 : Financement du contrôle

Le contrôle est financé de la façon suivante. 20% du prélèvement total sur tous les membres du groupe est affecté au contrôle pour la période suivante (les 80% restants étant affectés au compte collectif). Chaque contrôle coûte 60 ¥. Le nombre de contrôles réalisables à la période suivante est donc égal au montant du prélèvement total attribué aux contrôles divisé par 60. Le résultat de cette division sera arrondi au nombre entier inférieur. Vous n'aurez aucun calcul à faire : à la fin de chaque période l'ordinateur vous communiquera le nombre de contrôles qui seront effectués à la période suivante.

Exemple :

Au cours de la période le prélèvement total du groupe s'élève à 1000 ¥.

Sur ce montant 20% seront affectés au financement des contrôles à la période suivante soit $1000 \times 0,2 = 200$ ¥ serviront à financer le contrôle à la période suivante. Le nombre de contrôles est donc obtenu en divisant 200 par 60. Cela donne $(200 : 60) = 3,33$ et donc 3 contrôles seront financés et menés.

3. Détermination de votre gain à la fin de l'expérience

Votre gain total pour l'expérience sera calculé sur la base du nombre total de points accumulés au cours des 30 périodes que comporte l'expérience. Le montant total en Yen sera converti en Euros selon la règle :

$$1 \text{ Euro} = 1000 \text{ ¥}$$

Efficacité des instruments économiques dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau (S. Spaeter)

Période	(1) Revenu effectif	(2) Revenu déclaré	(3) = (2)×0,20 Prélèvement	(4) Contrôle Oui/Non	(5) Pénalité	(6) Prélèvement sur les autres membres du groupe	(7) = (3)+(5)+(6) Prélèvement total Sur le groupe	(8) = 0,8×(7) ×0,5 Gain du compte collectif	(9) = (1)-(3) – (5) + (8) Gain total	Finance-- ment du contrôle pour la période suivante	Nombre de contrôle
-	-	-		-							
<i>t</i>	50	0	0	Non		500	500	200	250	100	1
<i>t - 1</i>	700	300	60	Oui	112	1520	1692	676,8	1204,8	338,4	5
<i>t - 2</i>	350	200	40	Non	0	700	740	296	606	148	2
<i>t - 3</i>	950	950	190	Non	0	2000	2190	876	1636	438	7

Tableau 2

Exemple :

Le tableau 2 complète le tableau 1, en y ajoutant le prélèvement sur les autres membres du groupe, le prélèvement total, le gain du compte collectif et le gain total. Pour information la dernière colonne mentionne également le montant affecté à l'activité de contrôle pour la période suivante. Par exemple, pour la période *t*, le prélèvement total est égal à 500 ¥ dont 100 ¥ (= 0,20×500) sont affectés au financement du contrôle pour la période *t + 1* et 400 ¥ (= 0,80×500) sont placés sur le compte collectif. Le compte collectif rapporte donc 200 ¥ (= 0,50×400) à chacun des membres du groupe.

Feuille de commentaires

Veillez préciser vos remarques sur le déroulement de l'expérience ainsi que la stratégie que vous avez suivi(e).

INSTRUCTIONS

Bienvenue

Mise en forme : Puces et numéros

L'expérience à laquelle vous allez participer est destinée à l'étude de la prise de décision. Vous allez être confronté à une série de décisions individuelles consistant à chaque période à déclarer un montant de revenu sur lequel vous devez acquitter un prélèvement. Les prélèvements seront ensuite redistribués entre tous les membres du groupe auquel vous serez affecté(e). Les instructions sont simples. Si vous les suivez scrupuleusement et que vous prenez de bonnes décisions, vous pourrez gagner une somme d'argent non négligeable. Toutes vos réponses seront traitées de façon anonyme et seront recueillies au travers d'un réseau informatique. Vous indiquerez vos choix à l'ordinateur devant lequel vous êtes assis et celui-ci vous communiquera les gains que vous pouvez réaliser. La somme correspondante à votre gain total vous sera versée, en liquide, à la fin de l'expérience.

2. Cadre général de l'expérience

Au début de l'expérience vous serez affecté(e) à un groupe de 5 personnes choisies au hasard parmi les 15 personnes présentes dans cette salle. Vous interagirez avec les mêmes personnes tout au long de l'expérience. L'expérience comporte 30 périodes qui se dérouleront chacune de la même manière. Chaque période est décomposée en 6 étapes.

Etape 1 : Déclaration du revenu

Au début de chaque période vous toucherez un revenu en Yens (¥). Ce revenu sera tiré au hasard, et le montant pourra varier entre 50 et 1000 ¥, avec des multiples de 50, soit : {50, 100, 150, 200, 250, ..., 1000}. Tous les montants ont la même chance d'être tirés au sort. Le tirage au sort du revenu est réalisé séparément pour chaque membre de votre groupe. En général donc, à chaque période les revenus des membres de votre groupe seront différents. Une fois votre revenu connu, l'ordinateur vous demandera d'effectuer une déclaration. Vous êtes libre de déclarer n'importe quel montant compris entre 0 ¥ et votre revenu de la période. Sur la base de votre déclaration, vous ferez l'objet d'un prélèvement (Etape 2) et éventuellement d'une pénalité (Etape 3).

ETAPE 2 : PRELEVEMENT

Votre revenu déclaré fait l'objet d'un prélèvement, calculé selon la règle suivante :

$$\text{Prélèvement sur le revenu déclaré} = \text{revenu déclaré} \times 0,20$$

- Exemple :

Votre revenu de la période est égal à 500¥ ;

Vous déclarez 300 ¥ ;

Le prélèvement sur le montant déclaré est égal à : $300 \times 0,20 = 60$ ¥

ETAPE 3 : CONTROLE ALEATOIRE

Vous pouvez éventuellement faire l'objet d'un contrôle aléatoire dont le but est de vérifier que votre déclaration est égale à votre revenu. Le nombre de personnes de votre groupe qui seront contrôlées peut changer d'une période à l'autre. Ce nombre sera communiqué à l'ensemble des membres de votre groupe à chaque période. A la première période 2 personnes seront contrôlées. Les personnes contrôlées seront choisies par tirage au sort.

Si vous faites l'objet d'un contrôle celui-ci portera sur la période en cours ainsi que les 2 périodes précédentes. Pour chacune de ces 3 périodes, votre revenu déclaré sera comparé à votre revenu effectif. Si le contrôle révèle que votre déclaration est inférieure à votre revenu pour une ou plusieurs de ces 3 périodes, vous devrez acquitter une pénalité dont le calcul est expliqué ci-dessous. Pour chacune des périodes où votre revenu déclaré est égal à votre revenu effectif il n'y aura pas de pénalité. Pour chacune des périodes où votre revenu déclaré est inférieur à votre revenu effectif, vous devrez acquitter une pénalité, calculée de la façon suivante :

$$\text{Pénalité} = (\text{revenu effectif de la période} - \text{revenu déclaré}) \times 0,28$$

La pénalité totale, si vous êtes contrôlé, est égale à la somme des pénalités pour les 3 périodes sur lesquelles, porte le contrôle.

Le contrôle aléatoire sera appliqué jusqu'à la période 30.

- Exemple :

Le tableau 1 montre un exemple portant sur 4 périodes, notées t , $t-1$, $t-2$ et $t-3$ (colonne 1). Dans la colonne 2 figure le revenu effectif de l'individu, attribué au hasard, et dans la colonne 3, le montant qu'il a choisi de déclarer. A la période t , l'individu a touché un revenu de 50 ¥ et a déclaré 0 ¥. Le montant prélevé est donc égal à 0 ¥ (colonne 4). Comme l'individu n'est pas contrôlé à la période t , il ne paye pas de pénalité pour cette période. A la période $t-1$, l'individu a fait l'objet d'un contrôle. Comme le contrôle porte sur 3 périodes, l'individu est également contrôlé pour les périodes $t-2$ et $t-3$. Pour la période $t-1$ le revenu non déclaré est égal à 400 ¥ ($700 - 300$) donc la pénalité pour la période $t-1$ est égale à $0,28 \times 400 = 112$. Pour la période $t-2$ la pénalité est égale à $0,28 \times 150 = 42$ et pour la période $t-3$ la pénalité est nulle, car le revenu déclaré est égal au revenu effectif. La pénalité totale pour le contrôle réalisé à la période $t-1$ est donc égale à 154 ¥ ($112 + 42 + 0$).

Période	Revenu effectif	Revenu déclaré	Prélèvement	Contrôle Oui/Non	Pénalité	Pénalité totale
t	50	0	0	Non	0	
$t-1$	700	300	60	Oui	112	154
$t-2$	350	200	40	Oui	42	
$t-3$	950	950	190	Oui	0	

Tableau 1

Note : En cas de contrôles successifs la pénalité ne pourra être prélevée qu'une seule fois : lors du premier contrôle. Supposons que dans l'exemple du tableau 1, l'individu soit contrôlé une nouvelle fois à la période t . Le contrôle portera donc également dans ce cas sur les périodes $t-1$ et $t-2$. Mais puisque l'individu a déjà été pénalisé pour ces deux périodes à l'occasion du contrôle qui avait été appliqué en $t-1$, il n'aura pas de pénalité à payer pour les périodes $t-1$ et $t-2$. Par contre, puisqu'il n'a pas déclaré tout son revenu de la période t , il devra payer une pénalité pour la période t .

Etape 4 : Gain collectif

Pour votre groupe, le total des prélèvements pour la période est égal à la somme des montants prélevés sur chaque membre de votre groupe. Ce montant comprend les prélèvements sur les revenus déclarés, plus les éventuelles pénalités prélevées suite au contrôle.

A l'étape 4, le montant total collecté sera partagé en deux parts :

- 80% de ce montant sera placé sur un compte collectif et sera multiplié par 0,5. Chaque membre de votre groupe (vous y compris) touchera ensuite la totalité du montant réalisé grâce à ce placement.

- 20% de ce montant servira à financer les activités de contrôle pour la période suivante

- Exemple :

Au cours d'une période, le montant total collecté dans votre groupe est égal à 3000 ¥. Sur ce montant, 600 ¥ (= $3000 \times 0,20$) serviront à financer le contrôle à la période suivante. 2400¥ seront placés sur le compte collectif et rapporteront 1200 ¥ (= $2400 \times 0,50$) à chacun des membres de votre groupe.

Etape 5 : Gain total d'une période

Votre gain pour une période est calculé comme suit :

*Gain total de la période = Revenu effectif de la période (Etape 1)
 - Prélèvement sur le montant déclaré (Etape 2)
 - Pénalité éventuelle (Etape 3)
 + Gain du compte collectif (Etape 4)*

Le tableau 2 (page 6) illustre ce calcul à partir d'un exemple. Ce tableau résume les résultats pour un individu sur quatre périodes. Celui-ci subit un contrôle en (t-1) et donc sur les périodes (t-2) et (t-3). Seul le prélèvement total sur les autres membres du groupe est donné (colonne 6). Ce montant comprend donc tout à la fois les prélèvements et les éventuelles pénalités sur les autres membres du groupe.

Etape 6 : Financement du contrôle

Le contrôle est financé de la façon suivante. 20% du prélèvement total sur tous les membres du groupe est affecté au contrôle pour la période suivante (les 80% restants étant affectés au compte collectif). Chaque contrôle coûte 60 ¥, pour les 3 périodes sur lesquelles il porte. Le nombre de contrôles réalisables à la période suivante est donc égal au montant du prélèvement total attribué aux contrôles divisé par 60. Le résultat de cette division sera arrondi au nombre entier inférieur. Vous n'aurez aucun calcul à faire : à la fin de chaque période l'ordinateur vous communiquera le nombre de contrôles qui seront effectués à la période suivante.

Exemple :

Au cours de la période le prélèvement total du groupe s'élève à 1000 ¥.

Sur ce montant 20% seront affectés au financement des contrôles à la période suivante soit $1000 \times 0,2 = 200$ ¥ serviront à financer le contrôle à la période suivante. Le nombre de contrôles est donc obtenu en divisant 200 par 60. Cela donne $(200 : 60) = 3,33$ et donc 3 contrôles seront financés et menés.

3. Détermination de votre gain à la fin de l'expérience

Votre gain total pour l'expérience sera calculé sur la base du nombre total de points accumulés au cours des 30 périodes que comporte l'expérience. Le montant total en Yen sera converti en Euros selon la règle :

R

1 Euro = 1000 ¥

<i>Période</i>	(1) <i>Revenu effectif</i>	(2) <i>Revenu déclaré</i>	(3) = (2)×0,20 <i>Prélèvement</i>	(4) <i>Contrôle Oui/Non</i>	(5) <i>Pénalité totale</i>	(6) <i>Prélèvement sur les autres membres du groupe</i>	(7) = (3)+(5)+(6) <i>Prélèvement total Sur le groupe</i>	(8) = 0,8×(7) ×0,5 <i>Gain du compte collectif</i>	(9) = (1)-(3) – (5) + (8) <i>Gain total</i>	<i>Finance- ment du contrôle pour la période suivante</i>	<i>Nombre De contrôle</i>
-	-	-		-							
<i>t</i>	50	0	0	<i>Non</i>		500	500	200	250	100	1
<i>t - 1</i>	700	300	60	<i>Oui</i>	112	1520	1734 (=1520+112+42)	693,60	1179,6	346,8	5
<i>t - 2</i>	350	200	40	<i>Oui</i>	42	700	740	296	606	156,4	2
<i>t - 3</i>	950	950	190	<i>Oui</i>	0	2000	2190	876	1636	438	7

Tableau 2

Exemple :

Le tableau 2 complète le tableau 1, en y ajoutant le prélèvement sur les autres membres du groupe, le prélèvement total, le gain du compte collectif et le gain total. Pour information la dernière colonne mentionne également le montant affecté à l'activité de contrôle pour la période suivante. Par exemple, pour la période t, le prélèvement total est égal à 500 ¥ dont 100 ¥ (= 0,20×500) sont affectés au financement du contrôle pour la période t + 1 et 400 ¥ (= 0,80×500) sont placés sur le compte collectif. Le compte collectif rapporte donc 200 ¥ (= 0,50×400) à chacun des membres du groupe.

Feuille de commentaires

Veillez préciser vos remarques sur le déroulement de l'expérience ainsi que la stratégie que vous avez suivie(e).

- Feuille de Brouillon-

QUESTIONNAIRE DE L'EXPERIENCE A UNE PERIODE

QUESTIONNAIRE

Veillez cochez la bonne réponse

1. Vous êtes affecté à un groupe de
 - 5 personnes
 - 2 personnes
 - 7 personnes

2. La composition de votre groupe restera la même sur les 30 périodes que dure l'expérience
 - Oui
 - Non

3. Au cours d'une période votre revenu s'élève à 300 ¥, quel est le montant que vous ne pouvez pas déclarer ?
 - 280 ¥,
 - 300 ¥,
 - 390 ¥,

4. Si votre revenu déclaré est de 250 ¥ votre prélèvement sera de :
 - 45 ¥,
 - 75 ¥,
 - 50 ¥,

5. Vous êtes contrôlé(e) au cours de la période t ceci signifie que vos revenus vérifiés seront ceux de :
 - La période t
 - La période t-1
 - La période t +1

6. Voici vos revenus pour les périodes t, (t-1), (t-2), (t-3), un contrôle est réalisé en t

<i>Période</i>	<i>Revenu effectif</i>	<i>Revenu déclaré</i>	<i>Prélèvement</i>	<i>Contrôle Oui/Non</i>	<i>Pénalité</i>	<i>Pénalité totale</i>
<i>t</i>	<i>100</i>	<i>75</i>				
<i>t - 1</i>	<i>450</i>	<i>50</i>				
<i>t - 2</i>	<i>150</i>	<i>150</i>				
<i>t - 3</i>	<i>800</i>	<i>500</i>				

Quelle est votre pénalité totale suite au contrôle (*Vous pouvez utiliser le tableau pour vous aider dans vos calculs*) :

- 5 ¥

- 9 ¥
 - 7 ¥
7. Votre revenu effectif est égal à 200 ¥ et vous déclarez 200 ¥. Le montant total prélevé sur les autres membres du groupe pour cette même période s'élève à 2650 ¥ quel est votre gain total ?
- 1236 ¥
 - 1220 ¥
 - 1356 ¥
8. A la période t votre revenu effectif est de 650 ¥ et vous déclarez 211¥ . Votre prélèvement est de 42,2 ¥. A la suite d'un contrôle vous devez acquitter une pénalité de 122,92 ¥. Enfin, le gain du compte collectif est de 500 ¥. Quel est votre gain total :
- 484,88 ¥
 - 1027,08 ¥
 - 984,88 ¥
9. Le prélèvement total pour la période t sur tout le groupe est de 1254 ¥ combien de contrôles pourront être financés en t + 1 ?
- 4
 - 5
 - 4,2

QUESTIONNAIRE DE L'EXPERIENCE A 3 PERIODES

QUESTIONNAIRE

Veillez cochez la bonne réponse

10. Vous êtes affecté à un groupe de

- 5 personnes
- 2 personnes
- 7 personnes

11. La composition de votre groupe restera la même sur les 30 périodes que dure l'expérience

- Oui
- Non

12. Au cours d'une période votre revenu s'élève à 300 ¥, quel est le montant que vous ne pouvez pas déclarer ?

- 280 ¥,
- 300 ¥,
- 390 ¥,

13. Si votre revenu déclaré est de 250 ¥ votre prélèvement sera de :

- 45 ¥,
- 75 ¥,
- 50 ¥,

14. Vous êtes contrôlé(e) au cours de la période t ceci signifie que vos revenus vérifiés seront ceux de :

- La période t
- La période t et la période t-1
- La période t et les périodes t-1 et t-2.

15. Voici vos revenus pour les périodes t, (t-1), (t-2), (t-3), un contrôle est réalisé en t

Période	Revenu effectif	Revenu déclaré	Prélèvement	Contrôle Oui/Non	Pénalité	Pénalité totale
t	100	75				
t-1	450	50				
t-2	150	150				
t-3	800	500				

Quelle est votre pénalité totale suite au contrôle (*Vous pouvez utiliser le tableau pour vous aider dans vos calculs*) :

- 119 ¥
- 112 ¥
- 203 ¥

16. Votre revenu effectif est égal à 200 ¥ et vous déclarez 200 ¥. Le montant total prélevé sur les autres membres du groupe pour cette même période s'élève à 2650 ¥ quel est votre gain total ?
- 1236 ¥
 - 1220 ¥
 - 1356 ¥
17. A la période t votre revenu effectif est de 650 ¥ et vous déclarez 211¥ . Votre prélèvement est de 42,2 ¥. A la suite d'un contrôle vous devez acquitter une pénalité de 122,92 ¥. Enfin, le gain du compte collectif est de 500 ¥. Quel est votre gain total :
- 484,88 ¥
 - 1027,08 ¥
 - 984,88 ¥
18. Le prélèvement total pour la période t sur tout le groupe est de 1254 ¥ combien de contrôles pourront être financés en t + 1 ?
- 4
 - 5
 - 4,2

Poste N°.....

Fiche de renseignement confidentielle

- * Année de naissance : 19...
- * Nationalité :
- * Sexe : Masculin / féminin
- * Etat civil : célibataire / marié
- * Année d'étude : Bac + (ex : 1, 2, ...)
- * Formation : Economie et Gestion / autre : (Veuillez préciser, ex : biologie, agronomie, etc.)
(si vous êtes agro-économiste veuillez choisir Economie et Gestion)
- * Vous avez déjà participé à une expérience en économie expérimentale : oui / non
- * Avez-vous déjà payé des impôts ? oui / non
- * Etes-vous croyant(e) ? oui / non
Si oui veuillez préciser votre religion :
- * Profession de vos parents :
 - Agriculteurs, Exploitants
 - Artisans , commerçants
 - Chef d'entreprise
 - Profession Intermediaires
 - Cadre
 - Employés
 - Ouvriers
 - Inactifs.

ANNEXE 2 : TEXTES DES PUBLICATIONS

Les articles seront joints à la version papier du rapport.