



HAL
open science

Méthode d'évaluation contingente et décision publique. Rapport final

Gildas Appéré, Francois Bonnieux, Alain Carpentier, Guillaume Pavie, Pierre Rainelli, Brigitte Desaignes, Stéphanie Durand, Patrick Point, Anne Stenger, Marc Willinger, et al.

► To cite this version:

Gildas Appéré, Francois Bonnieux, Alain Carpentier, Guillaume Pavie, Pierre Rainelli, et al.. Méthode d'évaluation contingente et décision publique. Rapport final. [Contrat] Cnrs. 2000. hal-02842589

HAL Id: hal-02842589

<https://hal.inrae.fr/hal-02842589>

Submitted on 7 Jun 2020

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

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



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

150302

Contrat A 848 : Méthode d'évaluation contingente et décision publique
(11/09/98-10/09/00).

Ministère de l'Aménagement
et du Territoire
DGAD/SRAE
Notification 11/09/1998,
Subvention 98118,

Rapport final

INRA - ECONOMIE
BIBLIOTHEQUE
Rue Adolphe Bobierre
CS 61103
35011 RENNES CEDEX
Tél. 02.23.48.54.08

Unité ESR INRA, UP 122, Rennes : François Bonnieux, coordonateur, Gildas Appéré,
Alain Carpentier, Guillaume Pavic, Pierre Rainelli.

LASI Université de Paris 1 : Brigitte Desaignes.

GRAPE-CEEP, UMR CNRS 5113, Bordeaux : Stéphanie Durand, Patrick Point.

Unité LEF INRA, UP 356, Nancy : Anne Stenger.

BETA, UMR CNRS 7522, Strasbourg : Marc Willinger, Anthony Ziegelmeyer.



Rue Adolphe Bobierre - CS 61103 - 35011 Rennes cedex - ☎ 02.23.48.53.82 - Télécopie : 02.23.48.53.80

DOCUMENTATION ECONOMIE RURALE RENNES



Contrat A 848 : Méthode d'évaluation contingente et décision publique

(11/09/98-10/09/00).

Rapport final : Gildas Appéré¹, François Bonnieux^{1*}, Alain Carpentier¹, Brigitte Desaignes², Stéphanie Durand³, Guillaume Pavic¹, Patrick Point³, Pierre Rainelli¹, Anne Stenger⁴, Marc Willinger⁵, Anthony Ziegelmeyer⁵.

* coordonnateur,

¹ Unité ESR INRA, UP 122, Rennes,

² LASI Université de Paris 1,

³ GRAPE-CEEP, UMR CNRS 5113, Bordeaux

⁴ Unité LEF INRA, UP 356, Nancy,

⁵ BETA, UMR CNRS 7522, Strasbourg

Ce travail a mobilisé cinq équipes de recherche du CNRS, de l'INRA et de l'Université ainsi qu'une société privée SE ESOP IPSOS spécialisée dans les sondages. Les économistes, tout en étant maîtres d'œuvre, se sont adjoints les compétences de psychologues et de statisticiens. Cette recherche s'inscrit dans l'ensemble des recherches coordonnées par le GIS 'Microéconomie de l'environnement'. Ce rapport de fin de contrat doit donc être lu comme marquant une étape significative dans un processus à plus long terme. La richesse des informations recueillies justifie en effet une valorisation qui s'étalera sur une période de plusieurs mois. De plus, les hypothèses qui ont pu être émises ouvrent de nouvelles perspectives de recherche qu'il conviendra de discuter.

Initialement trois objectifs avaient été assignés à ce programme :

- Mieux comprendre les mécanismes de formation du consentement à payer en faisant appel à l'économie expérimentale,
- Compléter les études de cas en s'intéressant à la valeur d'existence et à la sécurité alimentaire,
- Disposer de valeurs de référence pour aider à la décision publique.

Au delà d'inflexions normales dans un programme de recherche aussi ambitieux, ces objectifs ont été réalisés. Les deux premiers chapitres se rattachent au premier objectif, les deux suivants au second, enfin le cinquième chapitre au troisième objectif.

Sommaire

Résumé du chapitre 1	3
Résumé du chapitre 2	5
Résumé du chapitre 3	7
Résumé du chapitre 4	9
Résumé du chapitre 5	10
Chapitre 1. Contributions volontaires à l'offre d'un bien public et effet du contexte : Les apports de la littérature expérimentale.....	13
Chapitre 2. Evaluation expérimentale de la sécurité alimentaire - Application au cas de l'épandage des boues des stations d'épuration sur les sols agricoles.....	36
Chapitre 3. Approche théorique et empirique de la valeur d'existence - Application aux espèces animales protégées.....	58
Chapitre 4. Risque sanitaire et comportement des ménages.....	85
Chapitre 5. Comportement des Français face à la protection de l'environnement (résultats d'une enquête réalisée en 1999)	113

Résumé du chapitre 1.

Contributions volontaires à l'offre d'un bien public et effet du contexte : Les apports de la littérature expérimentale

Marc Willinger & Anthony Ziegelmeyer

Nos résultats montrent que le comportement de « passager clandestin » est rarement observé, contrairement à ce que prédit la théorie économique, et que les agents ont plutôt tendance à contribuer plus au bien public que ce qui correspond à leur pur intérêt privé. Nos résultats montrent également que les agents sont sensibles aux comportements de contribution des autres agents et à la perception qu'ils ont de ces comportements. L'effet de contexte met clairement en évidence que dans un contexte perçu comme "hostile" les sujets sont moins enclins à contribuer que dans un environnement perçu favorablement, même si les perceptions en tant que telle n'affectent pas directement leur richesse ou leur bien-être. Dans notre expérience le contexte était défini comme la contribution (ou la non-contribution) des autres membres de la collectivité. Dans le contexte négatif les agents sont moins incités à "donner l'exemple" d'un comportement vertueux, qui permettrait de tendre vers le niveau de contribution optimal pour la collectivité. Enfin, nos résultats révèlent également l'existence d'une grande diversité de comportements, et montrent la présence de changements de comportement de la part de certains agents, en réaction à l'évolution de leur environnement.

Ce travail pourrait être prolongé dans trois directions complémentaires. La première direction est une extrapolation naturelle de notre résultat principal. Elle consisterait à dire que les individus sont enclins à contribuer d'autant plus qu'ils anticipent des contributions importantes de la part de leurs concitoyens, même s'ils ne peuvent observer directement ces dernières. En d'autres termes on peut s'attendre à des niveaux de contribution moyens plus élevés dans des communautés moins individualistes ou plus "réciproques". Pour tester cette prédiction, nous proposons de réaliser une nouvelle expérience dans laquelle l'attitude plus ou moins réciproque de la collectivité est manipulée par l'expérimentateur. L'idée consiste à affabuler les sujets, en leur faisant croire qu'ils interagissent avec d'autres sujets via un réseau d'ordinateurs, alors qu'en réalité ils jouent "contre" l'ordinateur, lequel peut être programmé pour simuler un environnement plus ou moins "bienveillant" et "réciproque".

La seconde extension de ce travail consisterait à proposer une modélisation des comportements plus pertinente que les modèles conventionnels proposés par la théorie des jeux. Une première tentative dans ce sens a été faite dans le cadre du programme précédent (cf. Willinger & Ziegelmeyer (1999b)), en intégrant à la fois la diversité des comportements (individualiste, altruiste, réciproque, incitateur, ...) et leur dynamique d'évolution. Mais il reste un important travail à faire pour modéliser les processus d'apprentissage individuel afin d'être en mesure d'expliquer comment les agents révisent leur consentement à payer au fur et à mesure qu'ils découvrent le niveau de contribution de leur collectivité.

Enfin, la troisième extension consisterait à explorer le lien entre l'effet de contexte et la disparité entre le consentement à payer (CAP) et le consentement à recevoir (CAR). Une littérature croissante a mis en évidence que pour une majorité de gens, le CAR - pour accepter de subir une dégradation donnée de leur situation - était très supérieur au CAP pour bénéficier d'une amélioration de même ampleur de leur situation. Plus précisément, si A et B sont deux situations comparables, telles que $A > B$, alors le CAR pour accepter d'échanger A contre B

est supérieur au CAP pour obtenir A à la place de B. Cette disparité, observée pour de multiples biens publics, est souvent d'un facteur 2 ou plus. Un enjeu important pour la décision publique est dès lors de savoir 1) si cette disparité est fondée et 2) quel est l'indicateur à prendre en compte, sachant que ce choix risque de peser fortement sur la décision. La disparité CAP/CAR semble intimement liée à la perception du contexte par les agents, et en particulier à leur perception de leurs "droits de propriété" sur les biens publics.

Résumé du chapitre 2.

Evaluation expérimentale de la sécurité alimentaire Application au cas de l'épandage des boues des stations d'épuration sur les sols agricoles

Anne STENGER

En France, plus de 60% des boues d'épuration sont recyclées en agriculture. Deux contraintes réglementaires portant d'une part sur la fermeture des décharges et d'autre part sur la collecte et le traitement des eaux usées, contribuent à une réorientation du recyclage des boues. L'option du recyclage des boues sur les sols agricoles sera désormais prioritaire et majoritaire en raison du coût relativement plus important de l'option « incinération ». Néanmoins si les boues contiennent des matières fertilisantes et semblent bénéfiques aux sols agricoles, elles contiennent également des micro-polluants métalliques, organiques et pathogènes. Toutefois, la contamination des terres et des cultures semble écartée en raison de teneurs faibles en micro-polluants. De plus, les boues qui sont épandues sur les sols agricoles sont soumises à une réglementation stricte visant à limiter les risques de contamination tant pour les sols que pour les cultures (arrêté du 8/1/1998, en application du décret 97-1133). Cette réglementation a rendu les normes d'utilisation des boues plus sévères puisque les teneurs limites ont été divisées par deux par rapport à la réglementation précédente. Cependant, le consommateur qui a priori n'est pas ou peu informé du devenir des boues est en droit de se poser la question de la contamination accidentelle ou diffuse des cultures qu'il consomme.

Un consommateur informé de l'épandage des boues peut modifier la perception initiale qu'il avait de la sécurité des produits agricoles cultivés sur de tels sols. Or, la sécurité alimentaire est un attribut des biens alimentaires au même titre que la valeur nutritionnelle. Cependant, cet attribut reste sans prix explicite. Un consommateur peut par conséquent se retrouver prêt à payer pour la sécurité d'un tel bien alimentaire s'il perçoit un risque pour sa santé. L'objectif principal de ce rapport est de donner une valeur à la perception de la sécurité alimentaire des biens produits avec des boues. Cette évaluation s'est effectuée dans un cadre d'économie expérimentale sur 64 étudiants. Au-delà du fait qu'elle précède en général la mise en œuvre d'une évaluation contingente, l'économie expérimentale a déjà été employée pour évaluer les mécanismes de réduction d'un risque ou encore pour estimer la valeur de la sécurité alimentaire d'un bien. Plus généralement, les techniques d'économie expérimentale constituent un moyen de tester la réaction du consommateur face à de nouveaux procédés alimentaires ou produits et semblent efficace au regard de l'apprentissage : l'information et les procédures d'évaluation, plus particulièrement les techniques d'enchères, ont au vu des expérimentations effectuées, un poids non négligeable sur la valeur obtenue.

L'expérimentation a été conçue sur ordinateur. Les risques liés à la présence de cadmium ont été retenus : ils sont supposés très faibles et difficiles à quantifier en raison des incertitudes présentes dans la chaîne alimentaire. Cette expérimentation a permis de comparer les réponses obtenues d'une part dans un contexte risqué (avec une probabilité très faible et hypothétique), d'autre part dans un contexte incertain. Les résultats montrent que dans chaque échantillon,

risqué et incertain, la moitié des étudiants sont prêts à effectuer une dépense supplémentaire pour éviter de consommer des produits agricoles cultivés avec des boues urbaines. Les distributions des consentements à payer sont approximativement les mêmes dans les deux contextes. De cette première expérimentation, on retiendra que l'ambiguïté du risque est révélée à travers les résultats même si elle n'a pas été testée directement: le fait d'être demandeur de davantage d'informations ou de ne pas croire en l'information qui est apportée font partie des définitions de l'ambiguïté.

La construction et le test d'un questionnaire contingent ainsi qu'une réflexion théorique sur le concept d'ambiguïté s'inscriront comme prolongement à ce travail. L'évaluation du risque sanitaire s'effectuera en collaboration avec des psychologues sur le risque en général et sur l'épandage des boues en particulier. L'ensemble des techniques, expérimentales et contingentes poseront de manière générale le problème de l'information et du contexte dans lequel les individus sont interrogés.

Résumé du chapitre 3.

Approche théorique et empirique de la valeur d'existence

Application aux espèces animales protégées

Stéphanie DURAND, Patrick POINT

La protection de la richesse biologique suscite à l'heure actuelle de nombreuses réflexions. Des interrogations naissent sur la possibilité de maintenir la biodiversité tout en tenant compte des exigences économiques, sociales et culturelles. Il est clair que la préservation des habitats par exemple peut conduire à renoncer à certaines activités créatrices de richesses et d'emplois (exploitations forestières, carrières, infrastructures...) ou à certains usages (chasse, randonnée...). Le soutien, voire la réintroduction d'espèces menacées mobilise également des ressources financières qui pourraient s'employer ailleurs.

S'il est évidemment totalement illusoire de vouloir procéder à une analyse coûts-bénéfices complète en la matière, il n'est pas inutile de disposer d'informations de type coûts-bénéfices permettant d'éclairer les décisions. Peut-on approcher la valeur économique sociale de la protection des espèces menacées ? S'agissant de valeur d'usage, ceci est déjà difficile dans la mesure où le lien de complémentarité ou de substituabilité entre ces espèces et des biens marchands est souvent ténu. Pour certaines espèces furtives protégées, ce lien n'existe plus et il n'y a pas de valeur d'usage. Il ne reste qu'une composante : la valeur d'existence. Seules les techniques d'enquête auprès des individus sont susceptibles de faire émerger des informations sur cette valeur.

Dans ce travail, nous précisons les contours du concept de valeur d'existence en mettant l'accent sur la notion de seuil de population et le statut d'espèce protégée. Nous distinguons une valeur de présence et une valeur de survie. Nous examinons les possibilités d'additivité entre valeur d'usage actif et d'usage passif. Nous exploitons certains résultats d'une enquête traitant de ce problème et réalisée auprès des étudiants de l'Université Montesquieu-Bordeaux IV. Nous nous attachons à appréhender les grands types de motivation que l'on peut observer, car ces motivations vont jouer un rôle non négligeable dans le calcul du consentement moyen à payer. Comment prendre en compte les réponses nulles, comment éviter les doubles comptes avec les différents types d'altruisme (individuel, paternaliste, de legs). Nous testons les effets de deux supports de paiement : la taxe et le don, et les effets de différents formats de question. Il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les deux supports. Par contre on retrouve l'effet connu du biais d'ancrage avec le format dichotomique recommandé par le panel NOAA. On explore également la question de l'évaluation séquentielle des espèces et le problème de la sous additivité. Il est maintenant reconnu que ce biais serait au fond plutôt révélateur de rationalité chez les individus interrogés. Il semble que le support de don avec un format d'échelle de paiement diminue cet effet. Enfin, compte tenu de la dimension de bien public pur qui s'attache aux espèces protégées étudiées, la question de l'agrégation des valeurs a retenu notre attention. Nous discutons des mérites relatifs de la moyenne qui se rapproche de la recherche de l'efficacité et de la médiane qui relève du vote majoritaire. Nous structurons notre échantillon par le biais d'une classification hiérarchique

ascendante en trois groupes. Ces groupes sont constitués sur la base de divers critères de connaissance et de sensibilité, mais aussi de potentialité contributive. Nous appliquons alors un critère d'agrégation dérivé des travaux de Werner et Groves (1993) basé sur le calcul de la moyenne des médianes des groupes. Une application au vison donne des résultats intéressants même si l'on n'a pas la solution de compromis attendue à savoir une valeur agrégée comprise entre le CAP médian et le CAP moyen agrégés.

Résumé du chapitre 4.

Risque sanitaire et comportement des ménages

Pierre Rainelli , Gildas Appéré, Guillaume Pavic

Ce travail sur la sécurité sanitaire se place dans l'optique de l'efficacité des politiques publiques visant la protection des consommateurs. Il se situe dans le cadre très général de l'évaluation des systèmes mis en place, compte tenu du comportement des individus et de leurs préférences. Dans cette perspective, une première recherche a déjà été conduite concernant le problème de la « vache folle ». Ici, on s'est intéressé à un type de bien très différent : les coquillages provenant de la pêche à pied. En effet, les bivalves concentrent les micro-organismes et les substances toxiques du milieu marin, et de ce fait, leur consommation présente des risques non négligeables pour la santé des consommateurs.

L'évaluation du bien « santé » repose sur la méthode d'évaluation contingente mise en œuvre à partir de deux scénarios hypothétiques. Le premier considère un site peu contaminé et vise à déterminer le CAP pour bénéficier d'un site indemne. Le second se réfère à une zone insalubre et cherche à chiffrer le CAP pour avoir une zone saine. Le CAP est estimé à partir du nombre de km supplémentaires que les individus sont prêts à parcourir. Par ailleurs, afin de mieux appréhender la relation entre la représentation individuelle de la santé et l'environnement social, on a pris en compte explicitement la dimension psychologique. Pour cela on s'est référé au modèle des croyances relatives à la santé de Janz et Becker. Celui-ci, qui s'inspire de la notion de valeur espérée, repose sur trois éléments : la perméabilité aux informations, la vulnérabilité et la sévérité perçues.

Malgré l'affirmation d'une connaissance des risques, les pêcheurs sont peu perméables aux informations manifestant une tendance à croire exagérés les risques encourus. L'expérience personnelle apparaît une assurance suffisante. Parallèlement, la vulnérabilité est peu prononcée. Seule la sévérité des atteintes susceptibles de se produire intervient. Cela se manifeste à travers un décalage significatif entre le CAP concernant une faible amélioration de la qualité sanitaire (260 F/an), et celui relatif à une diminution substantielle du risque (390 F/an). Toutefois, il s'agit de résultats bruts, les données devant faire l'objet de traitements plus poussés.

Résumé du chapitre 5.

Comportement des Français face à la protection de l'environnement (résultats d'une enquête réalisée en 1999).

François Bonnieux, Alain Carpentier et Brigitte Desaignes.

Cette recherche s'appuie sur les résultats d'une enquête réalisée en septembre 1999 et qui porte sur un échantillon représentatif de la population française de 1003 personnes interrogées en face-à-face à leur domicile. Le questionnaire aborde les questions suivantes : opinions et perceptions concernant la protection de l'environnement, consentement à payer (*CAP*) pour la protection de l'environnement et arbitrages entre différentes dépenses publiques.

La pollution de l'air se classe en tête des préoccupations environnementales des Français devant la pollution de l'eau et des sols, la pollution sonore n'apparaissant que marginalement. Un large public assimile la question environnementale à la pollution, les menaces sur les ressources naturelles, la santé et la sécurité alimentaire n'interviennent que de façon relativement secondaire dans les réponses. Les différences régionales méritent d'être soulignées. Les inquiétudes sur la qualité de l'air et son évolution sont plus fortes dans les zones les plus urbanisées de l'Est et de l'Île de France que dans l'Ouest où la population est plus sensible à la qualité de l'eau. Dans l'ensemble, les personnes interrogées ont une perception d'un environnement qui se dégrade, qu'il s'agisse de l'air, de l'eau ou des paysages.

Les personnes interrogées peuvent être classées en trois groupes d'effectifs sensiblement égaux. Un premier tiers est satisfait de la politique actuelle ou pense que les efforts financiers en faveur de l'environnement sont excessifs. Deux tiers en revanche estiment ces efforts insuffisants, environ la moitié d'entre eux acceptant de payer. On est bien en face d'un clivage connu : la partie de la population sensible aux problèmes d'environnement est prête à contribuer annuellement pour une somme non négligeable. Les effectifs de ce groupe, qui reste minoritaire, ont tendance à augmenter. Un tiers de la population est sensibilisé aux problèmes d'environnement mais n'est pas encore prête à payer, c'est-à-dire à revenir sur l'allocation de ses dépenses.

La perception de la qualité de l'environnement et les opinions exprimées se traduisent par un *CAP* positif pour 36% des personnes interrogées. Pour cette sous-population on obtient une valeur proche 500F, ce qui correspond à 140F en moyenne pour l'ensemble de la population. Le *CAP* est une fonction croissante du revenu, les personnes âgées de plus de soixante ans annonçant, toutes choses égales par ailleurs, une valeur plus faible que les autres. Les personnes ayant faits un don ou qui sont membres d'une association ont aussi un *CAP* plus faible. Ce résultat qui traduit une relation de substitution entre dons et budget environnemental reste cependant fragile. Si l'on s'intéresse uniquement à ceux qui acceptent de payer, 28% répartissent également leur montant entre les politiques en faveur de l'air, de l'eau, des paysages et de gestion des déchets, et n'expriment donc pas de préférence particulière. Pour les 72% restants on note une préférence pour la qualité de l'air ce qui est cohérent avec le classement des problèmes environnementaux selon leur importance.

Les arbitrages entre la politique environnementale et les autres politiques publiques débouche sur un classement des fonctions d'intérêt. Les dépenses en faveur de la santé publique, de la qualité scolaire et de l'action sociale sont préférées aux dépenses visant la protection de l'environnement. Mais la protection de l'environnement est privilégiée par rapport à la sécurité routière, à la sécurité dans la ville et aux activités culturelles.

Cette recherche réalise donc les objectifs qui lui était assignées. Elle débouche en particulier sur la première estimation du *CAP* des Français pour améliorer la qualité de l'environnement et propose une décomposition de la valeur obtenue en quatre composantes, politiques en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air, de l'eau et des paysages et politique de gestion des déchets ménagers. Ces estimations reposent sur une hypothèse de séparabilité de la fonction d'utilité qui permet d'éliminer le biais dû à une agrégation sur les biens. On sait en effet que l'addition des *CAP* pour chacune de ces quatre politiques conduirait à une surestimation du *CAP* pour améliorer la qualité de l'environnement. Ces résultats ouvrent des perspectives de recherche sur les préférences relatives aux dépenses environnementales et aux arbitrages entre les fonctions d'intérêt général. L'approche directe par enquête au domicile s'est avérée pertinente et conduit à recommander la mise en place d'observations régulières des comportements qui complèteraient le dispositif de l'IFEN relatif à l'opinion publique sur l'environnement et l'aménagement du territoire.

Chapitre 1.

Contributions volontaires à l'offre d'un bien public et effet du contexte : Les apports de la littérature expérimentale

Marc Willinger & Anthony Ziegelmeyer

1. Introduction

Les méthodes de révélation du consentement à payer pour l'amélioration de l'offre d'un bien public, en quantité ou en qualité, sont fondées sur l'hypothèse que les personnes enquêtées révèlent un consentement à payer individuel, indépendant du consentement à payer des autres agents. Or, dans beaucoup de situations qui font l'objet d'une évaluation, il est difficile de faire abstraction de la présence simultanée d'autres contributeurs. En général, les personnes qui répondent à un questionnaire contingent savent qu'elles sont interrogées dans le cadre d'une enquête qui couvre une certaine population. Elles peuvent également anticiper que leur réponse servira à une évaluation en vue d'une décision publique les concernant, et à déterminer une contribution obligatoire. Parfois, l'enquêteur précise dans son questionnaire le coût du projet public pour lequel on cherche à estimer les bénéfices privés, faisant référence ainsi de manière implicite à un partage du coût. En règle générale, les réponses à des questionnaires d'évaluation contingente sont donc susceptibles d'être influencées par les anticipations que les personnes interrogées ont des réponses des autres. Par exemple, une personne qui anticipe que les autres personnes interrogées annonceront une contribution faible, pourrait réviser à la baisse son consentement à payer sur la base d'un jugement d'équité de l'effort de contribution. Elle pourrait également réagir de façon contraire en révisant son consentement à payer à la hausse, dans la perspective de pallier l'insuffisance du consentement à payer d'autrui, en face d'une cause qui mérite d'être soutenue.

Que le consentement à payer dépende de la perception des contributions d'autrui, et plus généralement du simple fait de prendre en compte les autres, est un fait largement reconnu, bien que le plupart des évaluations concrètes le négligent. Les personnes enquêtées font souvent référence à des jugements d'équité ("je ne veux pas payer plus que les autres", ...) ou à des jugements de responsabilité ("c'est aux pollueurs de payer", "ce n'est pas à moi de payer", ...). D'autres formes de dépendance par rapport aux autres sont également invoquées comme l'altruisme envers d'autres membres de la collectivité ou envers les générations futures, ou le fait de se donner bonne conscience en contribuant au bien public. Ces motifs, qui reposent sur la prise en compte des préférences, des valeurs ou des actions des autres, influencent le consentement à payer individuel. L'importance et la direction de cette influence, reste largement indéterminée.

Grâce aux techniques de l'économie expérimentale, qui permettent la construction d'un cadre approprié pour isoler certains des facteurs de dépendance du consentement à payer par rapport à autrui, l'indétermination peut en partie être levée. Les premières expériences réalisées sur les contributions volontaires à un bien public (Bohm (1972), Dawes et al (1977), Marwell et Ames (1979), ...) ont mis en évidence que l'hypothèse du "passager clandestin" était

largement contredite par les comportements observés en laboratoire, et qu'au contraire les agents avaient plutôt tendance à "sur-contribuer" au bien public au regard de leur intérêt purement individuel. Ces premières expériences ont été critiquées sur le fait que les sujets ne pouvaient contribuer qu'une seule fois, et pouvaient se trouver "ex post", après avoir pris connaissance des contributions d'autrui, dans un état de regret ou d'insatisfaction. Ils n'avaient pas la possibilité de réagir aux contributions d'autrui en ajustant leur propre contribution. Or, en réalité les agents sont souvent exposés de façon répétitive à des situations où ils sont amenés à contribuer à un bien collectif. Les agents réels, contrairement aux sujets qui participaient à ces premières expériences, sont expérimentés et avisés. Pour mettre les sujets des expériences dans des conditions similaires, et afin qu'ils prennent pleinement conscience de leur environnement stratégique, il fallait leur donner la possibilité d'apprendre cet environnement en répétant le jeu un nombre suffisant de fois afin qu'ils puissent en observer les résultats. Les premières expériences avec répétition ont été réalisées par Kim et Walker (1984) et Isaac, McCue et Plott (1985). Elles ont confirmé que les sujets avaient tendance à surcontribuer dans les premières périodes du jeu, mais que la répétition entraînait un déclin de la contribution moyenne, mais insuffisant pour atteindre en fin de jeu le niveau prédit par l'hypothèse du passager clandestin.

Ces résultats expérimentaux montrent qu'en matière de contribution volontaire à un bien public, le comportement de passager clandestin n'est pas systématique. Les prédictions théoriques paraissent donc pêcher par excès de « pessimisme » quant à la production de biens publics. Les sujets de ces expériences contribuent sensiblement plus au bien public que la contribution correspondant à leur stratégie dominante. De fait, en termes de bien être, les gains obtenus sont plus élevés que ceux prédits par l'équilibre de Nash du jeu. Si ces résultats présagent de la réalité, ils indiquent alors que les contributions volontaires à un bien public sont en réalité plus importantes que ne le suggère la théorie et qu'une coopération spontanée émerge. Les comportements observés en laboratoire étant en contradiction avec la théorie des jeux standard, il convient d'essayer de comprendre ce qui contribue à cette coopération spontanée. Les hypothèses avancées pour expliquer cette sur-contribution sont multiples. La première invoque la possibilité d'erreurs de la part des sujets qui n'identifient pas immédiatement leur stratégie dominante. Comme le jeu est répété plusieurs fois, l'apprentissage de la stratégie dominante ne devrait-il pas favoriser l'élimination graduelle des sur-contributions ? Une seconde explication repose sur l'idée de considérations stratégiques liées à l'information incomplète quant aux types des joueurs. Cette hypothèse reprend, dans le cadre d'un jeu de bien public, l'argument avancé par Kreps, Milgrom, Roberts et Wilson (Kreps et al. (1982)) pour expliquer la coopération rationnelle dans un dilemme du prisonnier répété un nombre fini de fois. Il suffit que chaque joueur pense qu'il y a une probabilité non nulle que parmi les autres joueurs certains soient irrationnels¹ pour qu'il ait un intérêt stratégique à se faire passer pour irrationnel. Au contraire de ces deux premières explications, d'autres hypothèses remettent plus fortement en cause les présupposés de la théorie des jeux. Les sociologues évoquent la motivation sociale des individus telle que l'altruisme (Dawes, McTavish et Shaklee (1977) et Marwell et Ames (1979)): dans ce cas les joueurs se préoccupent à la fois de leurs gains mais aussi des gains des autres joueurs. Andreoni (1990) distingue l'altruisme pur, évoqué à l'instant, de l'altruisme impur (appelé « warm-glow giving »): les joueurs se préoccupent de leurs gains mais ils sont aussi attentifs à l'acte de contribution en tant que tel.

¹ Nous appelons irrationnel un joueur qui n'adopte pas la stratégie dominante c'est-à-dire qui sur-contribue au bien public eu égard à l'équilibre.

Ce chapitre a un double objectif. Le premier est de faire une revue sélective de la littérature expérimentale et de discuter les différentes explications avancées pour comprendre le phénomène de sur-contribution. Le deuxième objectif est de présenter de nouveaux résultats expérimentaux permettant de comparer les contributions volontaires à un bien public dans deux contextes différents. Le premier traitement, que nous appelons *contexte positif* du fait que les agents perçoivent la contribution des autres agents comme une externalité positive, correspond à une situation de bien public. Le second traitement est appelé *contexte négatif* car la non-contribution des autres agents apparaît comme une externalité négative. Formellement, les jeux pour chacun de ces deux traitements sont identiques et les deux équilibres de Nash sont strictement les mêmes. Ils ne diffèrent que par le mode de présentation des gains. Andreoni (1995a) qui a initié cette voie de recherche, a observé que les contributions volontaires dans le contexte négatif sont significativement plus proches des prédictions de l'équilibre de Nash. Nous observons également ce phénomène dans notre expérience. Cet effet de contexte a des implications importantes pour l'économie des biens publics. Les résultats suggèrent en effet que la coopération spontanée pourrait plus forte pour la production d'un bien public que pour sa conservation (la problématique de la ressource commune). Pour expliquer cet effet nous avançons l'idée d'une différence de perception par rapport aux comportements des autres: les sujets jugent avec moins de bienveillance les contributions des autres au bien public dans le contexte négatif. Cette hypothèse nous permet d'expliquer un niveau plus faible de contribution dans le contexte négatif.

Dans la seconde partie nous discutons les principaux résultats de la littérature expérimentale sur la contribution volontaire à un bien public et les explications qui ont été proposées pour en rendre compte. La troisième partie est relative à l'effet de contexte.

2. Passagers clandestins et comportements coopératifs

2.1 Le Phénomène de sur-contribution

Il existe une importante littérature expérimentale sur la contribution volontaire à un bien public, dans un contexte d'interactions répétées (voir Ledyard (1995) pour une revue récente). De nombreuses variantes ont été proposées pour apprécier la robustesse du phénomène de sur-contribution et déterminer les facteurs qui y participent. Dans la plupart de ces travaux, le jeu de base possède une stratégie dominante pour chaque agent qui consiste à ne rien contribuer au bien public alors que le surplus collectif maximum est obtenu lorsque les agents contribuent l'intégralité de leur dotation au bien public. Dans cette configuration, appelée *jeu de bien public linéaire*, le dilemme social résultant du conflit entre l'intérêt privé et l'intérêt collectif est extrême. Même si une telle situation n'est pas très réaliste elle a l'avantage de permettre la mise en évidence de la nature des comportements de contribution dans une situation idéalisée.

Kim et Walker (1984) et Isaac, McCue et Plott (1985) ont introduit la répétition dans les expériences de biens publics. Les auteurs espéraient de la sorte "donner plus de chance" à la prédiction théorique standard, en permettant aux sujets de réaliser l'apprentissage de l'environnement stratégique grâce à la répétition et contredire ainsi les résultats antérieurs de Marwell et Ames (1979). Isaac, Walker et Thomas (1984) ont été les premiers à utiliser un réseau d'ordinateurs pour réaliser leur expérience sur les biens publics. A titre d'illustration d'un jeu de bien public linéaire, nous reprenons ici leurs procédures. Les sujets, répartis en groupes fixes de 4 ou 10 personnes, disposaient d'une dotation fixe de jetons par période, qu'ils pouvaient placer sur un investissement privé ou un investissement public. Chaque joueur connaissait sa dotation, la dotation de l'ensemble du groupe, le fait que le rendement de

l'investissement dans le bien public était le même pour chaque membre du groupe, et le nombre de périodes (fixé à 10). A la fin de chaque période, chaque participant connaissait le rendement individuel de ses investissements, ainsi que la contribution totale à l'investissement public du groupe. Le rendement individuel est déterminé par la fonction $u_i = \alpha(\omega_i - c_i) + \theta C$, où θ est le rendement marginal de l'investissement public, α le rendement marginal de l'investissement privé, c_i la contribution au bien public du joueur i , ω_i sa dotation², $C = \sum_{k=1}^N c_k$ la contribution totale du groupe au bien public et N la taille du groupe. Dans l'expérience θ était fixé à 1, et θ pouvait prendre les valeurs 0,3 ou 0,75. Comme $\alpha > \theta$ la stratégie dominante de chaque joueur consiste à ne rien contribuer au bien public.

Cette prédiction théorique de contribution nulle est infirmée. En moyenne, sur l'ensemble des périodes, les sujets ont contribué 42% de leur dotation. La répétition a tendance à faire baisser le contribution moyenne et de la rapprocher de la prédiction théorique. Plus généralement, quatre faits stylisés majeurs se dégagent de l'ensemble des résultats expérimentaux sur les biens publics :

- lors de la première période du jeu répété, les sujets contribuent au bien public, en moyenne, entre 40 et 60 % de leur dotation;
- la sur-contribution moyenne diminue au fur et à mesure des répétitions du jeu;
- le niveau de contribution au bien public est minimum lors de la dernière période du jeu répété;
- l'adoption de la stratégie dominante par l'ensemble des sujets est rarement observée et ce même en dernière période.

2.2 Artefact expérimental ou erreurs de décision ?

Une première explication plausible du phénomène de sur-contribution est l'idée que les sujets font des erreurs. Ces erreurs se traduisent nécessairement par des sur-contributions par rapport au niveau de contribution nul, puisque les "contributions négatives" sont impossibles. Si cette explication est valable, le protocole expérimental incorporerait un biais de surcontribution entraînant un artefact, qui pourrait être éliminé en dissociant le niveau de contribution d'équilibre du niveau de contribution nul. Avec un niveau de contribution théorique strictement positif, ou "intérieur", les erreurs peuvent se traduire à la fois par des sur-contributions et par des sous-contributions se compenser mutuellement, de sorte qu'en moyenne le niveau de contribution observé ne serait pas différent du niveau de contribution prédit.

C'est pourquoi un certain nombre d'expérimentalistes ont commencé à explorer des protocoles où l'équilibre consiste à contribuer partiellement au bien public. Par exemple, dans l'expérience présentée dans la troisième partie de cet article, l'unique équilibre parfait en sous-jeux consistait pour chaque joueur à contribuer exactement 7 jetons (sur une dotation de 20) au bien public à chaque période.

² En général dans les expériences sur les biens publics les dotations sont homogènes. Une expérience avec dotations hétérogènes pour les sujets a été réalisée par Weimann (1994).

Rappelons que dans le jeu de bien public linéaire, dès lors que le rendement marginal du bien privé est supérieur au rendement marginal du bien public ($\theta < \alpha$), aucun agent n'a intérêt à contribuer au bien public et par conséquent $c^* = 0$. Pour obtenir un équilibre intérieur il suffit de transformer légèrement la fonction de rémunération de chaque agent, de sorte que le rendement de l'investissement privé ne soit plus linéaire dans la contribution de l'agent i mais quadratique :

$$u_i = \alpha(\omega - c_i) - \beta(\omega - c_i)^2 + \theta \sum_{k=1}^N c_k$$

Avec cette transformation le rendement marginal de l'investissement privé est décroissant avec le niveau de l'investissement privé ($\omega - c_i$). La contribution optimale de chaque joueur est alors :

$$c^* = \frac{\theta - \alpha}{2\beta} + \omega \text{ qui est positif si } \alpha < \theta$$

Keser (1996) et Sefton & Steinberg (1996) ont chacun introduit un protocole avec équilibre intérieur³, dans le but respectivement de tester l'hypothèse d'erreur exogène et l'hypothèse d'altruisme. Dans la troisième partie de ce chapitre nous présentons nos propres résultats qui répliquent ceux de Keser (1996). Dans les deux expériences, on observe un niveau moyen de surcontribution élevé et une décroissance de ce niveau avec la répétition du jeu, sans converger vers l'équilibre en dernière période. Les faits stylisés observés avec l'équilibre en coin sont donc confirmés dans le cas d'un équilibre intérieur. Il semblerait donc que les erreurs ne soient pas distribuées symétriquement autour de l'équilibre. Ces résultats excluent définitivement toute tentative d'explication en termes d'erreur exogène.

De plus, et contrairement aux nombreuses observations réalisées pour l'équilibre en coin, les résultats de Keser (1996) et Sefton & Steinberg (1996) sont beaucoup moins généraux. Willinger et Ziegelmeyer (1999b) ont montré que le taux de surcontribution moyen était affecté par le niveau de la contribution d'équilibre. Leurs résultats tendent à montrer que lorsque le niveau de la contribution d'équilibre est "élevé" le phénomène de surcontribution a tendance à disparaître. Ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que l'intensité du dilemme social est moins forte lorsque l'équilibre est proche de l'optimum de Pareto.

Malgré ces résultats il serait prématuré de rejeter l'hypothèse d'erreur, car ce rejet est fondé implicitement sur la conception naïve que les erreurs sont exogènes et spécifiques à chaque agent. Or il y a deux raisons pour ne pas accepter une telle conception de l'erreur : premièrement, avec la répétition du jeu les sujets peuvent corriger leurs erreurs passées, et deuxièmement, s'ils ont conscience de faire des erreurs, alors ils peuvent penser que les autres sujets en commettent également. Par conséquent, si les erreurs sont éventuellement exogènes à la première période, elles deviennent endogènes dès la seconde période du jeu. De plus les erreurs d'un joueur ne sont pas indépendantes des erreurs des autres joueurs, car elles sont en partie fondées sur ses croyances quant aux erreurs des autres joueurs. Cette façon de considérer les erreurs a été introduite par McKelvey et Palfrey (1995, 1998), en généralisant l'équilibre de Nash à des distributions de probabilité sur les ensembles de stratégies. Au lieu qu'un agent adopte sa meilleure réponse avec certitude, étant données les stratégies des autres joueurs, il le fait avec une certaine probabilité. Plus généralement, chacune de ses stratégies a

³ On distingue deux sortes d'expériences avec équilibre intérieur : celles pour lesquelles il existe un équilibre unique en stratégies dominantes et celles pour lesquelles l'équilibre intérieur est un équilibre de Nash (en général non unique), qui ne sont pas évoquées ici.

une certaine probabilité d'être jouée, mais les meilleures stratégies ont une plus grande probabilité d'être choisies. Les probabilités ne sont donc pas données arbitrairement. McKelvey et Palfrey montrent que les agents sont caractérisés par une "fonction de réponse quantale" (quantal response function) qui donne les probabilités de chaque stratégie à l'équilibre étant donné que les autres joueurs choisissent leur stratégie avec leur distribution d'équilibre. Autrement dit, les fonctions de réponse quantale sont déterminées simultanément à l'équilibre (*Equilibre de Réponse Quantale*). Ces erreurs, contrairement à des erreurs exogènes et statistiquement indépendantes entre elles, ne se compensent pas mutuellement, mais peuvent entraîner des déviations systématiques par rapport à l'équilibre de Nash, par exemple dans un environnement de contribution volontaire à un bien public.

2.3 Apprentissage et répétition du jeu

Si la théorie des erreurs endogènes de McKelvey et Palfrey semble bien décrire le phénomène de surcontribution que l'on observe dans un jeu de bien public, du fait de son caractère statique cette théorie n'explique pas la décroissance de la surcontribution avec la répétition du jeu. La diminution de la contribution moyenne avec l'expérience a été observée un très grand nombre de fois (Ledyard cite 10 études où la décroissance est observée contre 3 où elle ne l'est pas). La réduction de la surcontribution a donc été interprétée comme le résultat de l'apprentissage graduel de l'équilibre de Nash du jeu statique. Le fait que les sujets déjà expérimentés contribuent moins que les novices plaide en faveur de la même conclusion. Mais Palfrey & Prisbrey (1997) remettent en question ce diagnostic, car les sujets expérimentés commettent également moins d'erreurs que les novices, et leurs propres expériences n'ont pas révélé un phénomène significatif de décroissance de la contribution moyenne.

Peut-on réellement parler de convergence vers l'équilibre de Nash du jeu statique ? En réalité le jeu auquel sont confrontés les sujets est un jeu répété à information incomplète car ils ne connaissent pas le type des autres joueurs. Or d'après l'argument de Kreps et al. (1982), il suffit qu'un joueur rationnel pense qu'il y a une probabilité non nulle que les autres joueurs ne soient pas tout à fait rationnels, pour qu'il adopte une stratégie différente de celle prédite par l'équilibre parfait en sous-jeux. La coopération apparente observée dans les jeux de contribution à un bien public pourrait donc s'expliquer par l'information incomplète des joueurs. Ceci n'exclut pas la présence simultanément d'effets d'apprentissage.

Pour tenter d'y voir plus clair, Andreoni (1988) a développé un protocole destiné à séparer les deux effets : l'apprentissage dû à la répétition du jeu qui conduirait à la découverte graduelle de l'équilibre de Nash, et l'existence d'une stratégie due à la nature répétée et séquentielle des interactions entre les joueurs. Pour neutraliser l'aspect stratégique il a réalisé une réaffectation aléatoire des sujets à un groupe différent à chaque période (traitement "*Strangers*") en rupture avec le traitement standard où les groupes restent formés pour l'ensemble de la durée de la session (traitement "*Partners*"). Dans le groupe *Strangers* on observerait alors uniquement l'effet de l'apprentissage, alors que dans le groupe *Partners* on observerait simultanément l'effet de l'apprentissage et de la stratégie. Andreoni a constitué des groupes de 5 tirés d'un échantillon de 20 sujets, qui interagissent durant 10 périodes. Le résultat principal est que les *Partners* contribuent moins que les *Strangers*, et que cette différence s'accroît au fur et à mesure des périodes. Ce résultat a laissé beaucoup d'expérimentalistes perplexes, car il y avait une vague présomption que la surcontribution serait due à une forme de coopération entre les sujets, et que cette coopération est facilitée lorsque les groupes restent fixes.

Récemment le résultat d'Andreoni a été remis en question, notamment à travers les contributions de Weimann (1994), de Croson (1996) et de Keser & van Winden (1999), qui

ont montré qu'en moyenne les Partners contribuent davantage que les Strangers. Apparemment, une des raisons qui avait conduit Andreoni au résultat contraire, est le faible nombre de périodes retenu dans l'expérience (seulement 10 périodes). L'expérience de Keser & van Winden comportait 25 périodes, et a donné une preuve statistiquement correcte du résultat (l'expérience de Andreoni ne comportait qu'une seule observation indépendante pour les Strangers !). Leurs résultats indiquent que les Strangers contribuent en général moins, et que cette situation est apparemment due à la présence d'un plus grand nombre de passagers clandestins que dans le cas des Partners. Toutefois, cette comparaison est délicate, étant donné que les Strangers interagissent au sein d'un groupe élargi.

Keser & van Winden, proposent une typologie de leurs sujets en fonction du niveau de contribution observé au cours du jeu :

- i) Les passagers clandestins radicaux (strong free riders) : contribuent toujours 0 durant les 25 périodes.
- ii) Les passagers clandestins modérés (weak free riders) : contribuent 0 au moins 50% des périodes mais pas tout le temps.
- iii) Les coopérateurs inconditionnels (strong cooperators) : contribuent toujours la totalité de leur dotation au bien public.
- iv) Les coopérateurs occasionnels (weak cooperators) : contribuent la totalité de leur dotation au moins durant 50% des périodes mais pas tout le temps

Le nombre et la fréquence de ces types sont indiqués dans le tableau 1.

Tableau 1. Répartition et fréquence des sujets en fonction de leur contribution et fréquence (van Winden & Keser, 1999)

Traitement	Nombre de sujets	StrongFree-riders	WeakFree-riders	StrongCooperators	WeakCooperators
Partners	40	1 (2,5%)	12 (30%)	1 (2,5%)	7 (17,5%)
Strangers	120	24 (20%)	42 (5%)	-	4 (3%)

Les auteurs proposent d'expliquer leurs résultats à partir de deux hypothèses de comportement : un comportement orienté par le futur et un comportement réactif. Le comportement orienté par le futur correspond particulièrement à ce qui se passe en fin de jeu. On observe un effet de "fin de jeu", dans le sens où le niveau de contribution moyen s'effondre, particulièrement dans le traitement Partners (la décroissance est continue dans le traitement Strangers). La raison est certainement due au fait que cela n'a plus de sens d'investir dans la relation de groupe vers la fin du jeu, puisque la coopération n'est plus possible au-delà. On remarque également qu'en début de jeu, il y a un niveau de contribution en général élevé pour les Partners qui signaleraient ainsi leur volonté de coopérer. On pourrait également expliquer le niveau de contribution plus élevé pour les Partners par un phénomène d'identification : l'objectif du groupe (le gain collectif) est internalisé dans les comportements individuels, ce qui n'est pas le cas pour le traitement Strangers.

Le comportement réactif est défini en référence au niveau de contribution du groupe à la période précédente. Chaque agent a tendance à contribuer à la période courante le niveau de contribution moyen observé dans le groupe à la période précédente. C'est l'hypothèse de réciprocité (cf. Fehr & Gächter, 1998). Un sujet observe que son niveau de contribution est inférieur à la moyenne du groupe, augmentera sa contribution à la période suivante. S'il constate qu'il est au-dessus de la moyenne il réduira sa contribution à la période suivante. Les observations vont dans le sens de cette interprétation, pour les deux traitements. Toutefois, la signification n'est pas claire pour le traitement Strangers, car que signifie la réciprocité pour des agents différents : pourquoi récompenser ou punir des individus qui ne sont pas à l'origine de la contribution passée ? Pourquoi anticiper que dans un nouveau groupe l'environnement sera le même ?

2.4 Altruisme ou « Warm-Glow »

Selon l'hypothèse d'altruisme, les sujets ne sont pas seulement motivés par leurs propres gains monétaires mais également par les gains des autres. L'utilité d'un sujet serait donc croissante à la fois avec le niveau de ses propres gains et le niveau des gains des autres joueurs. Comme dans un contexte de contribution volontaire à un bien public, l'altruisme agit en sens contraire de l'intérêt individuel, il peut en résulter une surcontribution. Une distinction importante doit être faite entre *l'altruisme pur* et *l'altruisme impur*. L'altruisme impur ou warm-glow signifie que c'est l'acte de contribuer en tant que tel qui procure une satisfaction au sujet, indépendamment de l'accroissement du gain des autres. L'altruisme impur s'explique par la recherche d'une bonne conscience ou d'une satisfaction morale procurée par le fait de contribuer. Bien que les deux formes d'altruisme se traduisent par des surcontributions, elles peuvent être identifiées comme l'ont montré Palfrey & Prisbrey (1997). Si les sujets manifestent de l'altruisme pur, alors en augmentant la taille du groupe ou le rendement marginal du bien public, on devrait observer un accroissement du niveau moyen de contribution. Par contre ces variables n'affectent pas le niveau de contribution si les sujets manifestent de l'altruisme impur.

Les résultats de Palfrey & Prisbrey ((1997) semblent indiquer que la plupart des observations pourraient s'expliquer par une combinaison d'altruisme impur et d'erreurs. Dans leur expérience, Palfrey & Prisbrey (1997) ont essayé d'identifier les facteurs explicatifs du niveau de contribution observé, en séparant ce qui pourrait être dû à des comportements "aberrants" de la part de certains sujets, d'autres facteurs, comme l'altruisme ou le warm-glow. Pour ce faire, les sujets ont été confrontés à divers paramètres, de sorte que la stratégie dominante soit tantôt de tout contribuer tantôt de ne rien contribuer. Les auteurs identifient trois formes de comportement aberrant, dont les deux principales sont⁴ :

- i) le fait de contribuer une fraction fixe de sa dotation (splitting)
- ii) le fait de contribuer moins que sa dotation lorsque la stratégie dominante est de tout contribuer (spite)

Dans l'expérience de Palfrey & Prisbrey, ces comportements sont rares et ont tendance à disparaître avec la répétition du jeu. Ils ne peuvent donc expliquer à eux seuls le phénomène de surcontribution (ou de sous-contribution). Les auteurs montrent, à partir d'un modèle probit destiné à estimer les fonctions de réponse individuelles, que le comportement des sujets est une combinaison d'altruisme impur et d'erreurs aléatoires. L'altruisme pur n'affecte pas significativement les contributions. Ils montrent également que la décroissance du niveau

⁴ La troisième, appelée "sacrifice" par les auteurs, correspond à un acte de contribution qui "détruit" le bien public c'est-à-dire annule les gains de l'investissement public.

moyen de contribution peut s'expliquer par une diminution de la fréquence des erreurs et non pas par des effets stratégiques. Enfin, le modèle à agents hétérogènes (avec des coefficients de warm-glow variables selon les individus) donne statistiquement de meilleurs résultats que le modèle à agent représentatif.

2.5 L'hypothèse stratégique

Nous avons déjà fait allusion plusieurs fois à l'hypothèse stratégique dans ce qui précède. Bien que plus convaincante, cette hypothèse n'est pas non plus pleinement satisfaisante. Kreps et al. (1982) ont montré, dans un dilemme du prisonnier répété un nombre fini de fois, que si les agents avaient une croyance commune sur le fait que l'autre soit irrationnel alors coopérer devient rationnel: en adoptant un comportement coopératif le premier agent « passe » pour irrationnel et incite le second agent à être coopératif. Cette attitude coopérative du second agent peut perdurer même si le premier agent a cessé de coopérer. Ainsi, l'émergence de comportements coopératifs repose sur l'abandon de la connaissance commune de la rationalité. Toutefois ce comportement stratégique cesse d'avoir un intérêt pour un agent rationnel dans les dernières périodes du jeu. Si tous les agents étaient rationnels, et qu'il existait une croyance commune d'une irrationalité, alors on devrait observer une sur-contribution dans les premières périodes et un brusque effondrement vers la stratégie dominante quelques périodes avant la fin du jeu. Or, bien que l'on observe une convergence vers l'équilibre de Nash, celui-ci est très rarement atteint en fin de jeu. Une sur-contribution significativement différente de zéro est encore observée en dernière période dans la très grande majorité des expériences.

L'argument, avancé notamment par Levati (1997), repose sur l'idée que certains sujets ont conscience que leur intérêt mutuel est de contribuer l'intégralité de leur dotation à la fourniture du bien public afin d'atteindre l'optimum de Pareto. Comme ils ne peuvent pas communiquer entre eux pour s'accorder sur la « bonne stratégie », ils adoptent une stratégie de persuasion qui consiste à contribuer très fortement durant les premières périodes, mêmes si les autres se comportent en passagers clandestins, afin de signaler leur volonté de coopérer⁵. Toutefois ce comportement de persuasion possède ses propres limites. Au fur et à mesure que le jeu approche de la fin, l'intérêt de persuader les autres se réduit. La convergence vers l'équilibre de Nash pourrait alors s'expliquer, soit par la « déception » résultant de tentatives de persuasion infructueuses, soit par l'érosion de l'intérêt de convaincre de coopérer au fur et à mesure que l'on se rapproche de la fin du jeu. Cette idée est notamment reprise, sous une forme différente, dans le modèle que nous avons développé (Vergnaud et al., 1997) et qui est esquissé dans la dernière partie de ce chapitre. Ce modèle se fonde également sur l'hypothèse d'une hétérogénéité des comportements possibles, les agents pouvant tour à tour se montrer réciproque, stratégique ou incitateur, en fonction du déroulement du jeu (Vergnaud et al. (1997), Willinger & Ziegelmeier (1999b)).

3. L'effet de contexte

Les raisons sous-jacentes au phénomène de surcontribution sont encore en partie indéterminées, en particulier lorsqu'on s'intéresse à l'évolution des contributions dans le temps. Le phénomène de surcontribution a les mêmes effets que la coopération entre les agents. Grâce à leurs contributions au bien public, les sujets génèrent des externalités positives, qui entraînent une réaction favorable des membres du groupe. Un cercle vertueux

⁵ Il est à noter que cette explication sort du traitement standard de la théorie des jeux puisque les déviations hors équilibre doivent être considérées comme corrélées.

de « don-contre-don » est donc susceptible d'émerger dans un tel contexte, la réciprocité favorisant la surcontribution. Bien que le processus dynamique à l'œuvre ne soit pas encore clairement compris, la recherche expérimentale a permis d'identifier certaines de ses caractéristiques, surtout en cherchant à déterminer les conditions dans lesquelles le phénomène de surcontribution était atténué. Un des facteurs qui a ainsi été mis en évidence est la répétition du jeu qui entraîne une baisse significative de la surcontribution moyenne, mais sans l'éliminer complètement. Un autre facteur est l'expérience des sujets. Ces deux facteurs sont liés l'un et l'autre à l'apprentissage des sujets. Un facteur ayant une influence beaucoup plus radicale sur le phénomène de surcontribution est la nature des externalités engendrées par la contribution au bien public. Alors que dans les environnements où les externalités sont positives la surcontribution apparaît de façon systématique, celle-ci disparaît presque complètement dès lors que les actions des sujets génèrent des externalités négatives. Ce type d'interaction se manifeste dans un environnement de ressource commune, où les agents peuvent être victime de la « tragédie des communaux »: les stratégies d'équilibre individuelles conduisent à une surexploitation de la ressource par rapport à l'optimum social. Dans les expériences avec externalités négatives on a ainsi pu constater que la « surcontribution » était éliminée au profit de comportements conformes aux prédictions de l'équilibre de Nash.

En réalité, comme le montrent à la fois les résultats de l'expérience de Andreoni (1995) et les résultats de notre propre expérience, ce qui importe c'est la perception du contexte et non pas le contexte en tant que tel. Dans ces deux expériences, les deux contextes sont identiques du point de vue des paiements nets des agents. Par contre, les agents sont sensibles au contexte qu'ils perçoivent. Ainsi, un sujet qui perçoit un contexte d'externalité positive peut se montrer plus « généreux » dans la mesure où il interprète les contributions des autres comme un gain ou comme un don. Au contraire, le même sujet placé dans un contexte d'externalité négative, peut percevoir la non-contribution des autres comme une perte ou une spoliation qui lui est infligée par le groupe.

3.1 L'expérience de Andreoni

J. Andreoni (1995a) a montré que la perception de la contribution des autres pouvait avoir une influence décisive sur la décision de contribution des sujets. Pour ce faire, Andreoni a étudié le comportement de contribution en manipulant le contexte stratégique. Dans l'un des traitements réalisés la contribution des autres est perçue positivement comme génératrice d'une externalité positive (bien public), source d'accroissement de l'utilité individuelle de chaque agent. Dans le traitement alternatif, la non-contribution des autres est perçue négativement comme génératrice d'une externalité négative (mal public), source de réduction de l'utilité individuelle de chaque agent.

L'expérience de Andreoni est basée sur un jeu de bien public linéaire. Les sujets sont affectés à des groupes de 5 sujets, et sont réaffectés à un groupe différent à chaque période pour éviter les effets de réputation. Le jeu de base est répliqué durant 10 périodes consécutives. La stratégie dominante pour un sujet est de ne rien contribuer au bien public à chaque période. Le contexte est modifié en manipulant les contraintes budgétaires des agents⁶. Ainsi, le contexte négatif n'est qu'une présentation alternative du contexte positif où les incitations financières restent identiques. Le contexte est donc neutre d'un point de vue théorique ce qui implique qu'à la fois la stratégie dominante et l'optimum social sont inchangés. Les résultats de cette expérience sont résumés par le graphique 1 et la figure 1.

⁶ Notre procédure de construction du contexte, calquée sur celle de Andreoni, est présentée dans la section 3.2.

Graphique 1. Contributions au bien public par période (en %) pour les deux traitements dans l'expérience de J. Andreoni (1995a).

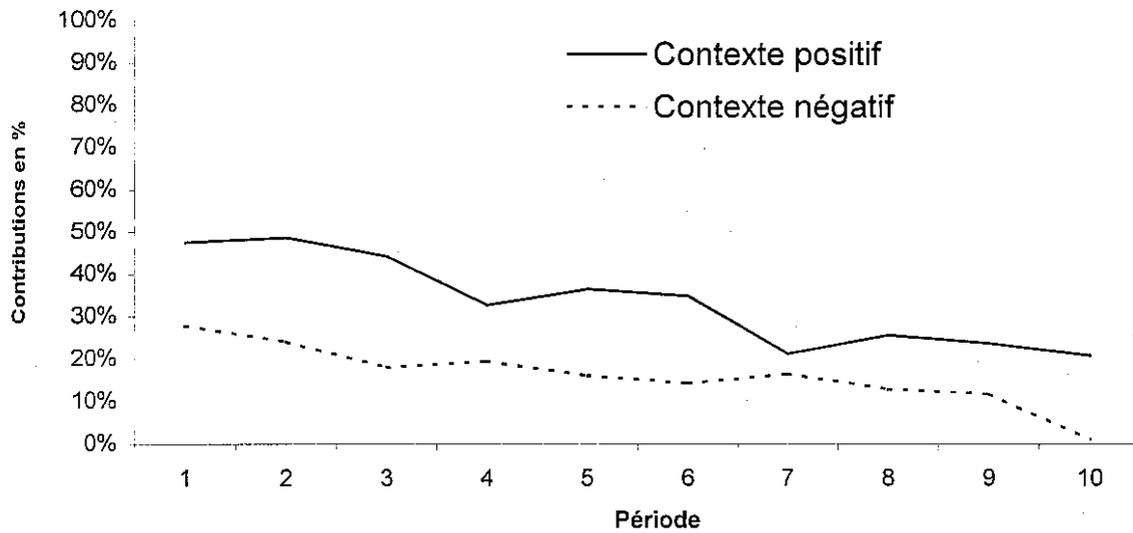
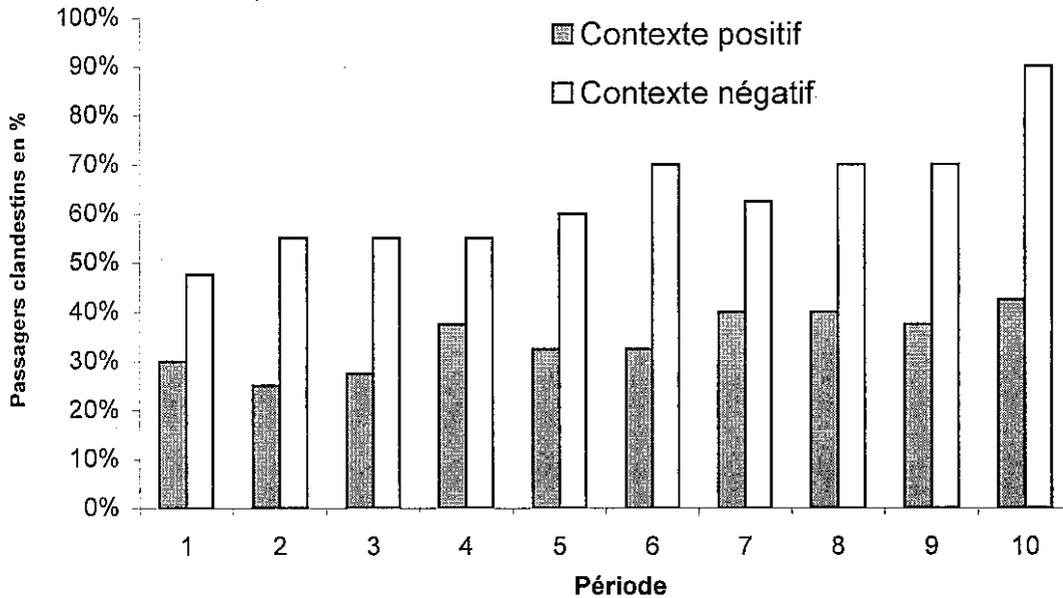


Figure 1. Pourcentage de sujets ne contribuant rien au public par période pour les deux traitements dans l'expérience de J. Andreoni (1995a)



Le graphique 1 indique le pourcentage de sur-contribution au bien public pour les deux contextes, période par période. La différence entre les taux de sur-contribution indique qu'en moyenne la sur-contribution est supérieure de plus de 17 % dans le contexte positif. Un test du rang de Mann-Whitney permet à l'auteur de conclure que cette différence est significative au seuil de 1 % pour l'ensemble des périodes. La figure 1 indique le pourcentage de sujets qui ont adopté la stratégie dominante de contribution nulle à chaque période. Elle montre

clairement qu'à chaque période le pourcentage de passagers clandestins est significativement supérieur dans le contexte négatif. Incidemment cette figure montre également que dans le contexte négatif les observations sont beaucoup plus en accord avec les prédictions théoriques que dans le contexte positif.

3.2 *L'expérience de Willinger & Ziegelmeyer (1999a)*

L'expérience que nous avons réalisée avait pour finalité de confirmer les résultats de Andreoni dans le cas où la stratégie dominante pour les sujets est de contribuer partiellement au bien public.

3.2.1 *Protocole expérimental*

a) Le jeu de base

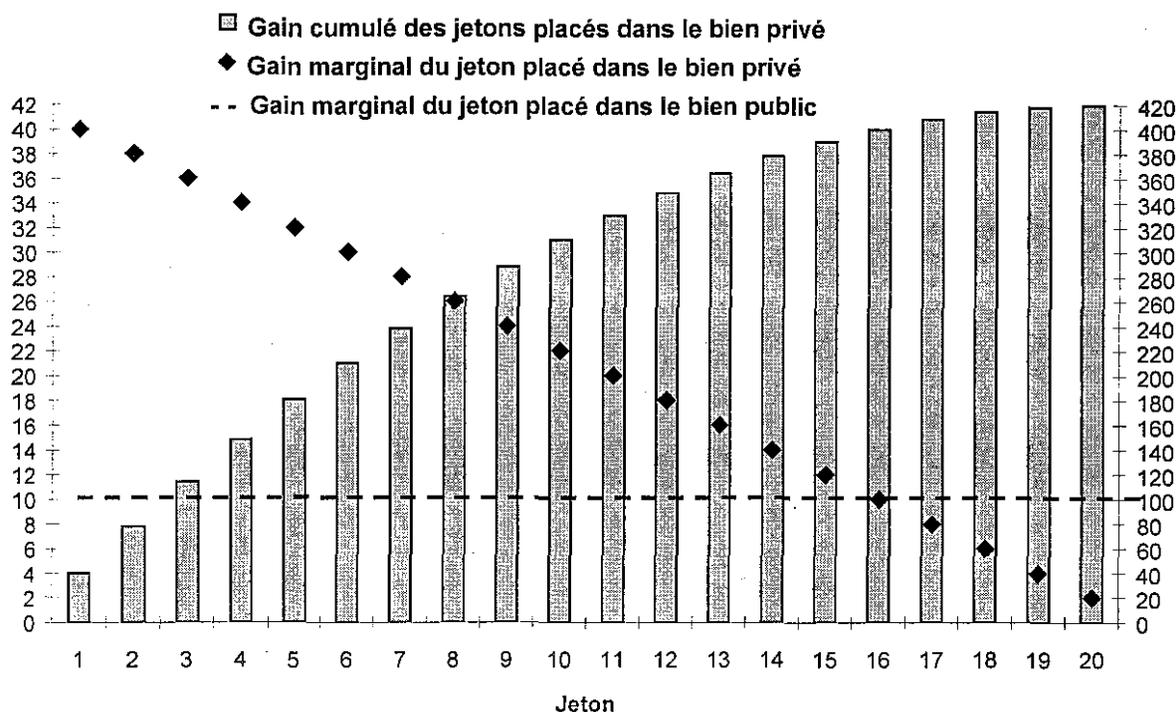
Pour déterminer l'effet du contexte sur le comportement individuel de contribution à un bien public, nous comparons deux traitements: l'un avec un contexte positif et l'autre avec un contexte négatif. Le traitement de référence, identique à celui de C. Keser (1996), est le contexte positif. Il possède la propriété d'avoir un équilibre de Nash unique, pour lequel la contribution individuelle de chaque joueur est égal à 7. Dans ce traitement la contribution d'un sujet au bien public est perçue par les autres comme une externalité positive, car à chaque fois qu'un agent contribue au bien public il accroît le bénéfice des autres. Le second traitement, correspondant au « contexte négatif », est une présentation différente du contexte positif obtenue en réécrivant les contraintes budgétaires des agents. Cette variation du contexte implique que la non-contribution d'un sujet au bien public est perçue par les autres comme une externalité négative, car à chaque fois qu'un agent investit dans son activité privée il inflige des pertes de bénéfice aux autres membres du groupe. Pour faire apparaître plus précisément ces caractéristiques du contexte nous donnons une présentation formelle du jeu.

Le jeu de base de notre expérience est un jeu symétrique et non coopératif auquel quatre joueurs participent. Le gain du joueur i est défini par: $u(x_i, C) = 41x_i - x_i^2 + \theta C$. Pour l'agent i , $x_i = \theta - c_i$ correspond à l'investissement dans le bien privé, et c_i à l'investissement dans le bien public. Le terme $41x_i - x_i^2$ représente le gain résultant de l'investissement dans l'activité

privée et θC le gain résultant de l'investissement dans l'activité publique. $C = \sum_{k=1}^4 c_k$ est la

contribution totale du groupe à l'investissement public. $\theta = 15$ dans cette expérience. A chaque période, chaque joueur reçoit une dotation de $\theta = 20$ jetons qui doivent être répartis, en totalité, entre l'activité privée et l'activité publique. Le graphique 2 représente le gain marginal de chaque jeton investi dans l'activité privée, le gain marginal de chaque jeton investi dans l'activité publique ainsi que le gain cumulé des jetons placés dans l'activité privée.

Graphique 2. Gains marginaux et gains cumulés issus du bien privé.



Cette présentation du jeu est celle qui correspond au contexte positif⁷. Lorsqu'un joueur contribue à l'activité publique, il crée une externalité positive pour les autres membres du groupe.

Sous l'hypothèse que le jeu de base est à information complète et que les joueurs ont un comportement rationnel de maximisation de leurs gains, l'unique stratégie dominante d'un joueur est de placer 13 jetons dans l'activité privée et 7 jetons dans l'activité publique. Ce résultat découle de la maximisation de la fonction objectif:

$$u_i(x_i, C_{-i}) = 41x_i - x_i^2 + 15[c_i + C_{-i}],$$

dans laquelle $C_{-i} = \sum_{k \neq i} c_k$ est la contribution des autres joueurs du point de vue du joueur i .

Ainsi 13 jetons placés dans l'activité privée apportent un gain maximum au joueur i , quel que soit l'investissement des autres personnes du groupe. Le graphique 2 montre que les treize premiers jetons placés dans l'activité privée ont un gain marginal supérieur à 15, donc supérieur au gain marginal de l'activité publique. Mais l'optimum social requiert que chaque membre du groupe place tous ses jetons dans l'activité publique puisque le rendement marginal de quatre jetons placés dans l'activité publique est supérieur au rendement marginal du premier jeton placé dans l'activité privée ($4 \cdot 15 = 60 > 40$).

Grâce à la fonction d'utilité quadratique retenue on obtient une solution intérieure pour l'équilibre du jeu de base. On peut noter que le coût marginal d'une déviation de l'équilibre est symétrique par rapport à l'équilibre, ce qui implique qu'un sujet est autant pénalisé s'il

⁷ Le bien public que nous considérons ici est un bien public pur à obligation d'usage, il peut donc être assimilé à une externalité.

contribue trop à l'activité publique que s'il n'y contribue pas assez⁸. En d'autres termes, si les erreurs des agents dépendent du seul coût de cette erreur, alors on devrait observer en moyenne les mêmes déviations de part et d'autres de l'équilibre. Il paraît donc raisonnable de supposer que les erreurs exogènes se compensent et que la fonction de gain retenue permet d'éviter le biais expérimental de la solution en coin (voir Andreoni (1995b)).

Reproduisant la démarche adoptée par Andreoni (1995a), nous réécrivons les contraintes budgétaires des autres joueurs afin de faire apparaître le contexte négatif. En utilisant le fait que $c_k = \varpi - x_k$, la fonction de gain du joueur i peut se réécrire :

$$u_i(x_i, \sum x_k) = 41x_i - x_i^2 + 15(\varpi - x_i) + 900 - 15 \sum x_k.$$

Cette présentation alternative du jeu est celle que nous nommerons le contexte négatif. Le coût d'opportunité d'investir dans l'activité privée est le défaut d'investissement dans l'activité publique. Ainsi, dire que la contribution d'un individu à l'activité publique crée une externalité positive pour les autres membres du groupe revient à dire que l'investissement d'un individu dans l'activité privée crée une externalité négative pour les autres membres du groupe. La différence entre les deux contextes ne peut donc être qu'une différence de perception. Un sujet placé dans le contexte positif aurait tendance à percevoir les contributions à l'activité publique des autres sujets de son groupe comme une source supplémentaire de gains. Au contraire, un sujet placé dans le contexte négatif aurait tendance à percevoir les non-contributions à l'activité publique des autres sujets de son groupe comme une source de pertes. Par ailleurs, dans le contexte négatif, les sujets perçoivent un capital de 900 de manière automatique et ce à chaque période.

On peut résumer les deux contextes du point de vue du joueur i :

- ⇒ dans le contexte positif, au début de chaque période, l'ensemble des jetons des autres sujets de son groupe est placé dans l'activité privée. Lorsque les autres sujets de son groupe déplacent leurs jetons vers l'activité publique ils améliorent la satisfaction du sujet i ;
- ⇒ dans le contexte négatif, au début de chaque période, l'ensemble des jetons des autres sujets de son groupe est placé dans l'activité publique. Le sujet i dispose d'un capital de départ de 900. Ce capital est érodé lorsque les autres sujets de son groupe déplacent leurs jetons vers l'activité privée; ce faisant ils diminuent la satisfaction du sujet i .

b) Le jeu de l'expérience

Le jeu de base est répété durant 15 périodes par le même groupe de quatre joueurs. Au début d'une période, chaque joueur décide individuellement combien de jetons il alloue à chacune des deux activités. A la fin de la période, chaque joueur est informé de son gain pour chacune des activités ainsi que du nombre total de jetons investis par l'ensemble du groupe dans l'activité publique. Ensuite la période suivante commence. La situation de décision est exactement la même à chaque période. Chaque joueur sait que le jeu se termine au bout de 15 périodes. Enfin, à tout moment de l'expérience, chaque joueur dispose de l'historique du jeu⁹.

Sous l'hypothèse d'information complète et de rationalité des joueurs le jeu répété possède un unique équilibre de Nash parfait en sous-jeux; chaque joueur alloue 7 jetons à l'activité

⁸ Ceci bien entendu ne reste vrai que tant que le nombre de jetons contribué par le joueur est supérieur ou égal à zéro.

⁹ Les jeux d'instructions - disponibles auprès des auteurs - sont une écriture précise, et pratiquement vide de références économiques, des deux contextes. Leur consultation permet une meilleure compréhension de la distinction qui est faite entre les deux contextes.

publique à chaque période. Cette prédiction théorique s'applique aussi au contexte négatif. En d'autres termes, la solution théorique du jeu répété dans un contexte positif est identique à celle du jeu répété dans un contexte négatif; le contexte est neutre d'un point de vue théorique.

c) Organisation de l'expérience

48 sujets ont participé à l'expérience, organisée en quatre sessions. 3 groupes de 4 personnes ont été constitués lors de chaque session ce qui porte le nombre total d'observations indépendantes à 6 par traitement. Les sujets ayant participé à l'expérience étaient majoritairement des étudiants de premier cycle et plusieurs disciplines étaient représentées à savoir l'économie, la gestion des entreprises, la biologie appliquée, etc. La proportion Homme/Femme était presque identique pour chaque traitement. Les participants ont été recrutés par téléphone au sein d'un pool d'environ 500 sujets, volontaires pour participer à des expériences.

Chaque sujet était affecté de façon aléatoire à un groupe de quatre personnes. Afin de préserver l'anonymat et d'éviter toute pression morale, l'expérience s'est déroulée à travers un réseau informatique. L'application informatique nécessaire à la gestion de l'expérience a été développée à l'aide de la boîte à outils « RatImage » (1995). Les sujets disposaient à leur arrivée d'un jeu d'instructions sur papier.

Dans chaque salle deux assistants étaient chargés de lire les instructions et de vérifier la bonne compréhension de celles-ci par les sujets. Avant que ne commence la première période, les sujets devaient répondre à un questionnaire proposé par l'ordinateur. Le jeu a commencé après que tous les sujets aient répondu correctement à toutes les questions. Pour repérer un éventuel effet de « mode de réponse », la moitié des groupes devaient indiquer le montant de jetons placés dans l'activité privée et l'autre moitié le montant de jetons placés dans l'activité publique¹⁰. A la fin de chaque période, les sujets étaient informés de leur gain (ou perte) relatif à chaque activité, de leur contribution à chaque activité, de la contribution totale du groupe à l'activité publique (ou privée) et de leur gain total sur l'ensemble du jeu¹¹. Les sujets capitalisaient au fur et à mesure du déroulement de la session leurs gains en points; 1000 points valant 5 francs. Une fois les quinze périodes achevées, les sujets pouvaient expliquer brièvement leur stratégie par écrit. Il est important de noter que les sujets ont très majoritairement répondu correctement au questionnaire précédant le jeu et qu'il est apparu, au travers des explications relatives aux stratégies adoptées, qu'une majorité avait identifié la stratégie dominante.

A la fin de chaque session, les étudiants ont été payés individuellement en fonction des gains réalisés sur l'ensemble du jeu. La moyenne des gains perçus a été de 89 francs. Chaque session a duré environ une heure et trente minutes. Aucune limite de temps n'était imposée aux sujets pour prendre leur décision.

¹⁰ Dans un même contexte, aucune différence significative n'a été observée entre les contributions au bien public des groupes plaçant leurs jetons dans le bien public et celles des groupes plaçant leurs jetons dans l'activité privée.

¹¹ Dans le cadre de l'expérience, les termes bien privé ont été remplacés par investissement individuel et les termes bien public ont été remplacés par investissement collectif.

3.2.2 Résultats expérimentaux: l'effet de contexte

a) Résultats de l'expérience

Le contexte positif

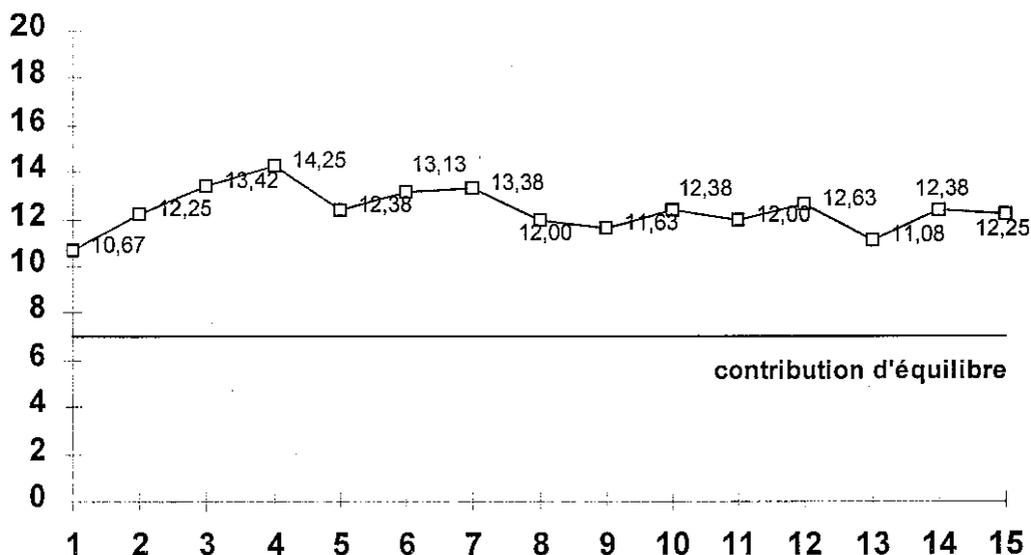
Vingt-quatre sujets ont pris part au premier traitement pour un total de trois cent soixante réponses. Les vingt-quatre sujets investissent en moyenne 12,4 jetons dans l'activité publique (avec un écart type de 3,2 jetons), ce qui correspond à un taux de sur-contribution¹² de plus de 41 % par rapport à la contribution d'équilibre (7 jetons). Le tableau 2 détaille l'ensemble de ces résultats.

Tableau 2. Contributions moyennes et taux de sur-contribution pour le contexte positif.

Périodes	De 1 à 5	De 6 à 10	De 11 à 15	De 1 à 15
contribution moyenne (en jetons)	12,6	12,5	12,1	12,4
taux de sur-contribution	43,1%	42,3%	39,2%	41,5%

Un test du Khi-deux confirme que les individus ont une contribution à l'activité publique supérieure à 7 jetons ($p = 0,00007$). Le graphique 3 rend compte de l'évolution de la contribution moyenne sur les quinze périodes et nous permet de comparer celle-ci à la contribution d'équilibre.

Graphique 3. Sentier temporel d'évolution de la contribution moyenne pour le contexte positif.



¹² On définit le taux de surcontribution comme le taux de contribution où 7 jetons correspond au fait de ne rien contribuer à l'activité publique, puisqu'il s'agit d'un comportement de passager clandestin.

Les données observées dans le contexte positif sont similaires aux données produites par l'expérience de C. Keser. Il semble donc que le protocole que nous avons utilisé soit robuste. Par ailleurs, les résultats obtenus sont en adéquation avec les résultats traditionnels d'un mécanisme de contribution volontaire à un bien public: un degré de coopération significativement non nul est observé. Contrairement à l'expérience de C. Keser (1996) pour laquelle on observe une décroissance significative du niveau de contribution à l'activité publique au cours des périodes, nous n'observons qu'une faible décroissance non-significative dans le cadre de notre expérience. Cependant on peut supposer que ce phénomène de décroissance marquée eut été observé dans notre expérience, du moins pour le contexte positif, si nous avions adopté un nombre identique de périodes à celui adopté par Keser à savoir 25 périodes.

Le contexte négatif

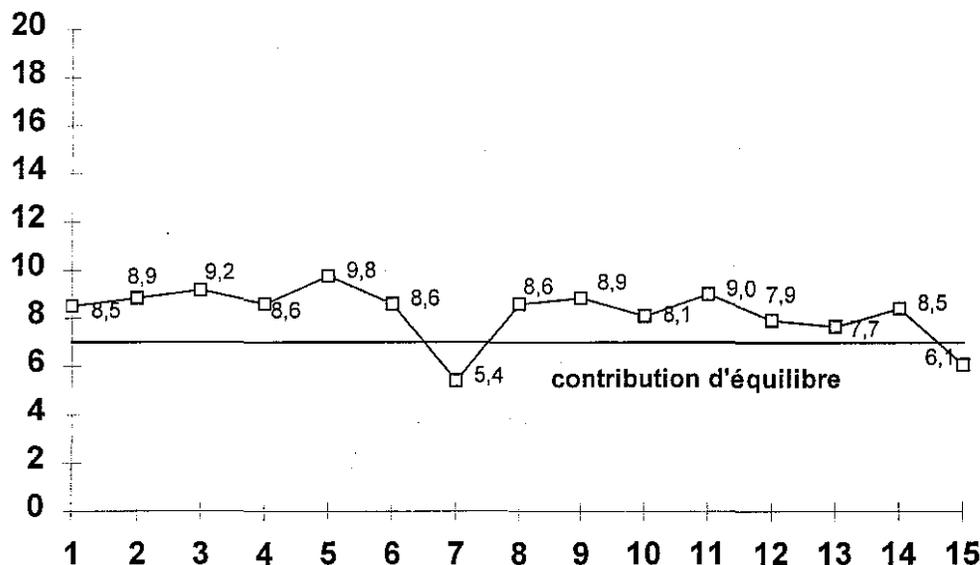
Vingt-quatre sujets ont participé au second traitement pour un total de trois cent soixante réponses. La moyenne pour les vingt-quatre sujets est de 8,3 jetons investis dans l'activité publique (avec un écart type de 3,3 jetons), correspondant à un taux de sur-contribution inférieur à 10 % par rapport à la contribution d'équilibre. Comme pour le contexte positif on peut noter une légère décroissance, non-significative, du niveau de contribution à l'activité publique. Le tableau 3 présente de manière détaillée l'ensemble de ces résultats.

Tableau 3. Contributions moyennes et taux de sur-contribution pour le contexte négatif.

Périodes	De 1 à 5	De 6 à 10	De 11 à 15	De 1 à 15
contribution moyenne (en jetons)	9	7,9	7,8	8,3
taux de sur-contribution	15,4 %	7,1 %	6,5 %	9,7 %

Un test du Khi-deux accepte l'hypothèse nulle selon laquelle le niveau moyen de contribution observé est égal au niveau de contribution d'équilibre ($p = 0,71$). Ce résultat est très fort. Il signifie que le contexte négatif est un cadre expérimental capable de produire le comportement de passager clandestin prédit par la théorie. Or, l'unique élément qui différencie le contexte négatif du contexte positif est la représentation des choix offerts aux agents. Le graphique 4 rend compte de l'évolution de la contribution moyenne sur les quinze périodes et nous permet de comparer celle-ci à la contribution d'équilibre.

Graphique 4. Sentier temporel d'évolution de la contribution moyenne pour le contexte négatif.

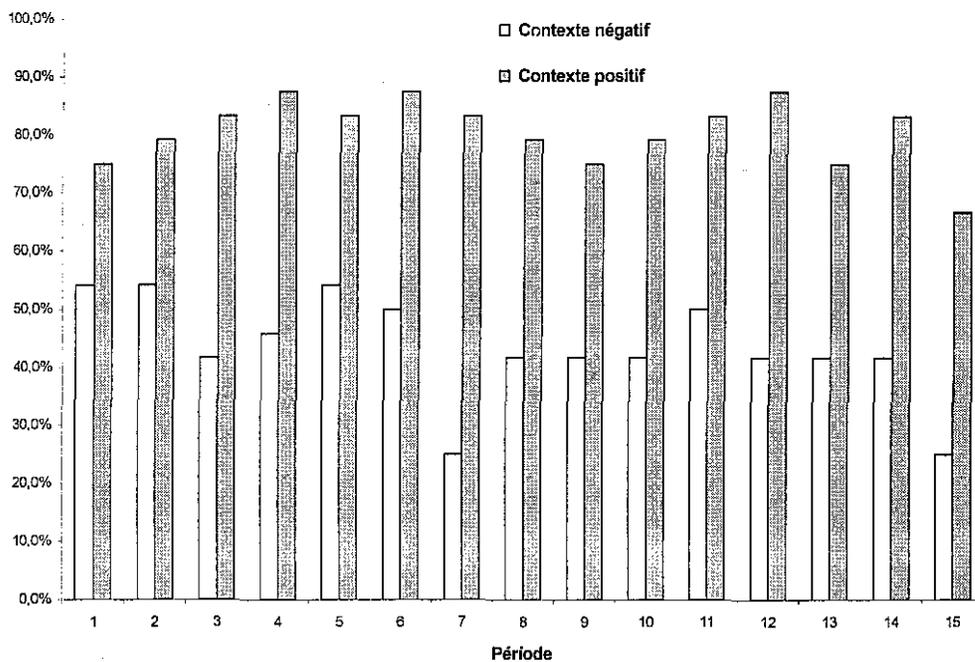


b) Comparaison entre les deux traitements: observation de l'effet de contexte et mise en parallèle avec des résultats expérimentaux passés

Un test unilatéral de permutation, test non-paramétrique, confirme que la contribution moyenne à l'activité publique pour le contexte positif est supérieure à la contribution moyenne à l'activité publique pour le contexte négatif; l'hypothèse nulle selon laquelle les contributions moyennes sont identiques est rejetée au seuil de 3 % ($p = 2,86 \%$). Il ressort de la comparaison entre les deux traitements que les individus ne prennent pas des décisions d'investissement identiques suivant le contexte dans lequel ils sont placés.

L'histogramme 2 illustre la différence entre les deux contextes quant au nombre de sujets sur-contributeurs.

Histogramme 2: Pourcentage de sujets ayant une contribution à l'activité publique strictement supérieure à 7 jetons par période pour les deux contextes.



Un test unilatéral de permutation indique que le nombre de sujets sur-contributeurs dans le contexte positif est supérieur au nombre de sujets sur-contributeurs dans le contexte négatif; l'hypothèse nulle selon laquelle le nombre de sujets sur-contributeurs est identique dans les deux contextes est rejetée au seuil de 1 % ($p = 0,006$). Bien que nous considérons le comportement de sur-contribution, à la différence de J. Andreoni (1995a) qui établit sa comparaison à partir du comportement de passager clandestin, nos résultats sont en accord avec les siens puisque près du double des sujets adoptent un comportement coopératif dans le contexte positif par rapport au contexte négatif.

La comparaison entre la contribution moyenne à l'activité publique dans le contexte positif et la contribution moyenne à l'activité publique dans le contexte négatif établit donc l'existence d'un effet de contexte qui influence le comportement des individus quant à leur décision d'investissement. Par ailleurs, pour le contexte négatif, nos résultats sont similaires à ceux obtenus pour les expériences sur les ressources communes. Le fait que le niveau de contribution observé soit conforme à la prédiction théorique, semble donc résulter de la présence d'une externalité négative. La question est donc de savoir quelles sont les particularités propres au contexte positif qui induisent une sur-contribution.

3.2.3 Une explication en termes de population à comportements évolutifs

Afin d'expliquer la différence de niveau de contribution entre les deux contextes, nous avons développé un modèle reposant sur l'hypothèse de coexistence entre deux types d'agent: des agents de "type Stratégique" (type S), dont le comportement s'accorde avec le comportement prédit par l'équilibre en stratégie dominante, et des agents de "type Réciproque" (type R), dont le comportement est animé par un désir de réciprocité en réponse aux actions des autres. Nous ne présentons ici que les grandes lignes du modèle développé dans Vergnaud et al. (1998).

Plusieurs travaux récents contribuent à donner un fondement théorique au comportement de réciprocité, notamment Rabin (1993), Bolton (1997), Fehr et al (1997), Fehr & Gächter (1998), Dufwenberg & Kirchsteiger (1998), etc... Un agent de type Réciproque se montrera bienveillant envers le groupe, s'il juge que le groupe s'est montré bienveillant à son égard en contribuant "suffisamment" au bien public. Dans le cas contraire, il pourra se montrer malveillant, en choisissant un niveau de contribution individuel suffisamment faible pour punir les autres, quitte à sacrifier une partie de ses gains potentiels.

Le modèle que nous avons développé tente également de capturer l'idée que les comportements des agents ne sont pas figés une fois pour toutes, mais sont susceptibles d'évoluer. L'évolution des comportements dans ce modèle se fait à deux niveaux: à un niveau "inter-type" et à un niveau "intra-type". Le changement inter-type est réalisé par mutation. Un agent de type Stratégique peut devenir de type Réciproque et vice versa, avec une probabilité qui est exogène au modèle. En revanche, une évolution intra-type est également possible, sous la forme de changements de comportements. Un agent de type Réciproque peut adopter un comportement Bienveillant, un comportement Malveillant ou un comportement Incitateur, selon le niveau ou l'évolution de la contribution moyenne des autres agents de la population. Le comportement Incitateur, qui consiste à contribuer plus que les autres, peut se justifier par la volonté de relancer la coopération lorsque celle-ci s'est dégradée. De la même façon un agent de type Stratégique peut adopter un comportement Individualiste ou un comportement Incitateur, mais dans ce dernier cas ses motivations se distinguent de celle de l'agent de type Réciproque. A l'état stationnaire de ce modèle on peut alors identifier la prévalence des deux types d'agents et des différents comportements de ceux-ci dans les deux contextes. Nous montrons qu'il existe un lien entre les niveaux relatifs des différents comportements et le niveau moyen de contribution au bien public. Nous avons ainsi une explication en termes de comportement de l'effet de contexte. Les comportements, contrairement aux contributions, ne sont pas directement observables. Par contre, il est possible de les caractériser empiriquement, à partir de leur description théorique. Cette caractérisation empirique, que nous avons réalisée à partir de plusieurs paramétrisations, nous a permis de valider globalement le modèle.

4. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons proposé une revue sélective de la littérature expérimentale sur les contributions volontaires à un bien public. Nos résultats sont intéressants à plusieurs titres. Premièrement ils montrent, comme pour beaucoup d'autres expériences que les passagers clandestins sont moins nombreux que ne le suppose la théorie économique, et que les agents ont plutôt tendance à contribuer plus au bien public que ce qui correspond à leur pur intérêt privé. Nous n'avons pas d'explication définitive pour justifier cette attitude, mais il est clair que le phénomène est plus complexe que de l'altruisme pur. La réciprocité et l'incitation sont deux voies d'explication que nous avons tenté d'intégrer dans notre modèle. Deuxièmement, nos résultats montrent que les agents sont sensibles aux comportements de contribution des autres agents et à la perception qu'ils ont de ces comportements. L'effet de contexte met clairement en évidence que la non-contribution des autres est interprété comme un environnement hostile dans le contexte négatif. Les agents dans le contexte négatif sont alors moins incités à "donner l'exemple" d'un comportement vertueux, qui permettrait de tendre vers le niveau de contribution optimal pour la collectivité. Troisièmement, nos résultats tendent à montrer l'existence d'une grande diversité de comportements, et révèlent des changements de comportement de la part de certains agents, en réaction à l'évolution de leur environnement.

L'effet de contexte a des implications importantes pour l'économie des biens publics. Nos résultats suggèrent en effet que la coopération spontanée sera plus forte pour la production

d'un bien public que pour sa conservation (la problématique de la ressource commune). Dans le modèle que nous avons proposé, l'effet de contexte est expliqué par une différence de perception de la contribution des agents qui influence leur attitude de réciprocité. L'idée est que les agents sont moins tolérants dans le contexte négatif et par conséquent jugent l'action des autres avec moins de bienveillance.

Le modèle de coexistence de comportements que nous avons proposé pour expliquer les résultats se distingue d'autres modèles fondés sur l'hypothèse de diversité des comportements, par deux caractéristiques. La première caractéristique est que nous autorisons les agents à changer de type en cours de jeu. Ainsi, un agent Réciproque peut devenir Stratégique, et vice versa. La seconde caractéristique est que pour un type donné, le comportement d'un agent n'est pas figé, mais peut évoluer. Contrairement au changement de type, le changement de comportement est endogène au modèle. Les agents peuvent donc décider d'adopter un comportement différent en fonction du déroulement du jeu. Plus spécifiquement, nous avons supposé que chaque type est susceptible d'adopter plusieurs comportements, en fonction de l'évolution de la contribution moyenne observée.

Enfin, l'effet de contexte a des implications importantes quant à la révélation du consentement à payer pour accroître l'offre d'un bien public ou pour éviter une dégradation. Les agents sont en effet plus facilement enclins à payer lorsqu'il s'agit d'accroître la quantité ou la qualité d'un bien public (contexte positif) que lorsqu'il s'agit de prévenir une dégradation (contexte négatif). Cette asymétrie stratégique peut avoir pour conséquence une sous-estimation systématique des bénéfices des politiques préventives, et par conséquent une préférence du décideur public pour stimuler les externalités positives au détriment de la limitation des externalités négatives de même intensité.

5. Références bibliographiques

ANDREONI, J. (1988) : « *Why free ride ? Strategies and learning in public goods experiments* », *Journal of Public Economics*, vol. 37, pp. 291-304.

----- (1990):« *Impure Altruism and Donations to Public Goods : A theory of Warm-Glow giving ?* », *Economic Journal*, vol. 100, pp. 464-477.

----- (1995a):« *Warm-glow versus cold-prickle: the effects of positive and negative framing on cooperation in experiments* », *The Quarterly Journal of Economics*, vol. 110, pp. 1-17.

----- (1995b):« *Cooperation in Public-Goods Experiments: Kindness or Confusion ?* », *The American Economic Review*, sept. 1995, pp.891-904.

ANDERSON, S., GOEREE J., HOLT C. (1998) : « *A theoretical analysis of altruism and decision error in public goods games* », *Journal of Public Economics*, 70, 1998, 297-323.

BOHM, G. (1972) : « *Estimating demand for public goods : an experiment* », *European Economic Review*, vol. 3, pp. 111-130.

BOLTON, G. (1997) : « *Bargaining and reciprocity* », working paper, Penn State University, 1997.

BOUN MY K. (1998), « *A VB software for experiments on public goods* », BETA, CNRS, 1998.

CROSON, R. T. A. (1996) : « *Partners and Strangers revisited* », *Economics Letters*, vol. 53, pp. 25-32.

- DAWES, R., J. MCTAVISH, ET H. SHAKLEE (1977): « *Behavior, communication, and assumptions about other people's behavior in a commons dilemma situation* », *Journal of Personality and Social Psychology*, vol. 35, pp. 1-11.
- DUFWENBERG M., KIRCHSTEIGER G. (1998), "A Theory of Sequential Reciprocity", working paper, 1998, Tilburg University.
- FEHR E. AND GÄCHTER S. [1998], « Reciprocity and Economics: the Economic Implications of *Homo Reciprocans* », *European Economic Review*, 1998.
- FEHR E., GÄCHTER S., KIRCHSTEIGER G. (1997), "Reciprocity as a contract enforcement device : experimental evidence", *Econometrica*, 65, 1997, 833-860.
- ISAAC, R. MARK, JAMES M. WALKER, AND SUSAN H. THOMAS (1984): « *Divergent Evidence on Free Riding: An Experimental Examination of Possible Explanations* », *Public Choice*, vol. 43, pp. 113-149.
- ISAAC M., K. MCCUE, C. PLOTT (1985), "Public Goods Provision in an Experimental Environment" *Journal of Public Economics* 26, 1985, 51-74.
- KESER, C. (1996): « *Voluntary Contributions to a Public Good when Partial Contribution is a Dominant Strategy* », *Economics Letters*, vol. 50, pp. 359-366.
- KESER, C., F; VAN WINDEN (1999), "Conditional Cooperation and Voluntary Contributions to Public Goods," *Scandinavian Journal of Economics*, forthcoming (1999).
- KIM, O., WALKER, M. (1984): « *The free-rider problem : experimental evidence* », *Public Choice*, 43, 3-24.
- KREPS, DAVID M., MILGROM, PAUL, ROBERTS, JOHN ET WILSON, ROBERT (1982): « *Rational cooperation in the finitely repeated prisoners'dilemma* », *Journal of Economic Theory*, vol. 27, pp. 245-252.
- LEDYARD, J. O. (1995): « *Public Goods: A Survey of Experimental Research* », dans KAGEL et ROTH « *The Handbook of Experimental Economics* », Princeton University Press.
- LEVATI, M. V. (1997): « *An Experimental Study on the Role Played by Persuasive Behaviour in Public Goods Experiments* », Miméo.
- MARWELL, G. ET R. AMES (1979): « *Experiments on the provision of public goods I: Resources, interest, group size, and the free-rider problem.*», *American Journal of Sociology*, vol. 84, pp. 1335-1360.
- MCKELVEY R., PALFREY, T., (1995): « *Quantal response equilibria in normal form game*», *Games and Economic Behavior*, 7, 6-38.
- MCKELVEY R., PALFREY, T., (1998): « *Quantal response equilibria for extensive form games*», *Experimental Economics*, 1, 1998, 9-41.
- PALFREY, T., ET J. PRISBREY (1997): « *Anomalous Behavior in linear public goods experiments: how much and why ?* », *American Economic Review*, 87, 1997, 829-846.
- RABIN, M. (1993): « *Incorporating Fairness into Game Theory and Economics* », *The American Economic Review*, Décembre 1993, pp. 1281-1302.
- RATIMAGE (1995): « *Research Assistance Toolbox for Computer-Aided Human Behavior Experiments* », Klaus Abbink and Abdolkarim Sadrieh, University of Bonn.
- SEFTON M. AND STEINBERG R. [1996], « *Reward structures in public good experiments* », J

- SONNEMANS, J., SCHRAM, A. ET T. OFFERMAN (1996): « *Public Good Provision And Public Bad Prevention: The Effect of Framing* », forthcoming Journal of Economic Behavior and Organization.
- VERGNAUD, J.-C., M. WILLINGER, A. ZIEGELMEYER (1997): « *Mécanismes de contribution volontaire et effet de contexte : théorie et évidence expérimentale* », Working Paper BETA, 9907, 1997.
- WEIMANN J.(1994), « Individual behaviour in a free riding experiment », *Journal of Public Economics*, 54, 1994, 185-200.
- WILLINGER M. AND ZIEGELMEYER A. (1999a), « Framing and cooperation in public good games: an experiment with an interior solution », *Economic Letters*, 65, 1999, 323-238.
- WILLINGER M. AND ZIEGELMEYER A. (1999b), « Non-cooperative behaviour in a public good experiment with interior solution », *working paper BETA*, 9922, 1999.

Chapitre 2

Evaluation expérimentale de la sécurité alimentaire

Application au cas de l'épandage des boues des stations d'épuration sur les sols agricoles

Anne STENGER, INRA Nancy, LEF (Laboratoire d'Economie Forestière)

1. Introduction : contexte et objectifs

L'analyse du contexte empirique lié à l'épandage des boues révèle la difficulté de l'application de la méthode contingente et la nécessité de procéder à des quasi expérimentations. En effet, tout d'abord la participation potentiellement croissante des agriculteurs au recyclage des déchets semble freinée par une demande croissante de sécurité alimentaire de la part des consommateurs. Ensuite, dans le cas de l'épandage des boues des stations d'épuration, l'analyse de la situation reflète un contexte risqué dans lequel le risque n'est pas facilement quantifiable. Enfin, ce cas d'application pose parallèlement le problème de l'information de l'individu interrogé comme dans toute mise en œuvre de la méthode contingente. Cependant, les techniques d'économie expérimentale permettent de connaître plus facilement la quantité d'information détenue par la personne interrogée et de déterminer ainsi l'information à donner.

En plus de l'élimination des déchets agricoles constitués essentiellement par des effluents d'élevage (265 millions de tonnes de déjections animales/an), l'agriculture contribue aussi en partie à l'élimination des déchets non agricoles, urbains et agro-industriels. Les déchets urbains sont composés d'une part du compost des ordures ménagères et des déchets verts, des boues résiduaires des stations d'épuration d'autre part. Les déchets agro-industriels sont en majorité des boues : les industries agro-alimentaires produisent 45 millions de tonnes de boues chaque année dont 9% sont valorisés en agriculture. L'épandage de ces déchets non agricoles, plus spécialement celui des boues des stations d'épuration, n'est pas sans risque, ni pour l'environnement, ni pour la santé publique. En effet, contrairement aux boues des industries agro-alimentaires essentiellement composées de matières organiques, les boues des stations d'épuration ne sont pas d'une composition constante et posent un problème particulier de suivi des métaux lourds dans les sols.

Si l'on ne s'attache qu'à ce seul problème des boues urbaines, leur valorisation agricole se posera d'une manière de plus en plus pressante dans les années à venir du fait de deux contraintes réglementaires. La première contrainte stipule qu'à compter de 2002, plus aucun déchet ne pourra être mis en décharge (loi du 13-7-1992). La seconde contrainte impose aux communes de plus de 2000 habitants un système de collecte et de traitement des eaux usées avant 2006 (directive européenne 91/271). La fermeture des décharges et le développement des stations d'épuration (et donc des quantités de boues produites) imposeront au décideur d'établir un choix de répartition des boues entre la valorisation agricole et l'incinération. Ainsi, en raison de l'augmentation du taux de collecte des eaux usées et du développement de nouvelles technologies de traitement des eaux usées (déphosphatation et dénitrification), on prévoit que les boues qui ont crû de plus de 55% entre 1986 et 1996, actuellement évaluées à

900 000 tonnes atteindront 1,2 à 1,3 millions de tonnes en 2005 en France. Ces prévisions se fondent sur l'amélioration quantitative et qualitative du processus d'épuration des eaux usées.

L'amélioration quantitative mesurée par le taux de raccordement de la population, est réelle puisqu'il ne resterait que près de 9% de la population à desservir par un réseau public (IFEN, 1996). Conformément à la directive européenne relative à l'obligation pour les agglomérations de se raccorder à un système de collecte des eaux résiduaires (91/271), le pourcentage croissant de la population raccordée à une station d'épuration se traduit par une augmentation du nombre de stations d'épurations (+ 60% de 1980 à 1990, IFEN, 1996) mais surtout par une quantité croissante de déchets, à savoir les boues.

L'amélioration qualitative du processus d'épuration des eaux usées est mesurée par le taux de dépollution, soit la part de la pollution éliminée dans la pollution brute. Ce taux est variable selon les matières polluantes (matières oxydables, matières en suspension, matières azotées et matières phosphorées) et selon la performance de la station d'épuration considérée mais l'objectif fixé par le Plan National pour l'Environnement est d'aboutir à un taux de dépollution d'au moins 65% pour l'an 2000. Un taux de dépollution croissant signifie une performance accrue des processus d'épuration des stations et une quantité conséquente de boues. Mais l'amélioration qualitative du processus d'épuration se mesure aussi par la capacité à traiter et à gérer les résidus, c'est-à-dire les boues. En effet, ces boues ne peuvent être utilisées directement mais nécessitent des traitements préalables qui conditionnent leur composition.

Il semblerait que la valorisation agricole des boues des stations d'épuration soit de plus en plus contestée¹³ tant par les agriculteurs que par les consommateurs : les plaintes et les arrêtés communaux tendent à être de plus en plus nombreux pour interdire l'épandage des boues¹⁴. En effet, les populations seraient de plus en plus hostiles à cette technique de culture, mentionnant en plus des risques pour la santé humaine, des externalités telles que les odeurs générées par l'épandage des boues sur les sols agricoles à proximité des habitations¹⁵. Il semblerait que le processus du syndrome du "NIMBY"¹⁶ développé lors de l'installation d'une centrale nucléaire ou d'une usine de déchets spéciaux s'étende aux plans d'épandage des boues.

Le consommateur peut se sentir concerné par l'épandage des boues s'il est confronté aux externalités que génère cette pratique. Les nuisances environnementales telles que les odeurs n'impliqueront que les riverains des terres cultivées. Par contre, les consommateurs peuvent également être confrontés aux nuisances sanitaires auxquelles l'épandage de boues est susceptible de participer. Si l'ensemble des consommateurs est pris en compte, les nuisances sanitaires se concrétiseraient principalement à travers la consommation de produits alimentaires, en excluant les individus entrant directement en contact avec les boues.

Le consommateur ne peut réellement exprimer une demande de sécurité alimentaire que lorsqu'il est informé des risques alimentaire encourus. Or, les risques alimentaires liés aux métaux lourds présents dans les cultures sont rendus complexes pour au moins trois raisons. Tout d'abord la connaissance de l'évolution des métaux lourds vers le sol et les cultures d'une

¹³ *Le Monde*, 2/11/1996 & 6/3/2000

¹⁴ à partir du 1-1-1995, les villes de plus de 10.000 habitants, produisant dans leurs boues plus de 10 tonnes d'azote par an doivent soumettre leur plan d'épandage à enquête publique (décret du 29 mars 1993)

¹⁵ Ces comportements de rejet à l'égard des boues observés sur des populations de consommateurs et d'agriculteurs semblent aussi corrélés à l'émergence d'autres risques alimentaires tels que la maladie de la vache folle (cf. *Le Monde*, 2/11/1996).

¹⁶ "Not in my back yard"

part et vers l'homme d'autre part comporte des inconnues. Ensuite, les métaux lourds présents dans le corps humain ont différentes origines comme d'autres produits alimentaires ou encore l'air. Ainsi, le risque alimentaire lié à l'absorption de métaux lourds via les produits agricoles n'est pas seulement dû aux boues. Par ailleurs, le sol agricole reçoit d'autres sources de métaux lourds en plus de ceux qui sont présents naturellement dans les sols, par le compost d'ordures ménagères, les déjections animales, les résidus de récolte, les déchets industriels en plus des fertilisants et des engrais chimiques. Enfin, les risques alimentaires sont variés.

Dans un contexte risqué, on peut considérer qu'une demande de sécurité alimentaire s'exprime à travers la perception d'un risque. Un risque est perçu différemment selon les connaissances de l'individu, l'information qu'il peut avoir, la communication de cette information et l'apprentissage qu'il peut en retirer. La perception du risque repose aussi sur la confiance accordée à l'information transmise, confiance difficilement prédite (Frewer & al, 1996). Les questions de la perception et de l'évaluation du risque impliqueraient de s'interroger parallèlement sur la pertinence des normes et de la dose journalière acceptable sachant que les origines des métaux lourds sont diverses, que les relations 'dose-réponse' sont difficiles à établir faute d'observations suffisantes et de délai d'apparition de symptômes très long.

Nous répondrons aux objectifs initiaux de la recherche à travers les résultats préliminaires issus d'économie expérimentale. Ces objectifs portent respectivement sur :

- l'obtention et la validité d'un consentement à payer pour réduire un risque alimentaire lié à la gestion de l'environnement dans le cas où le risque est estimé très faible mais à conséquences graves ;
- le rôle de l'information dans ce contexte particulier.

D'une manière plus générale, la question de la validité de la méthode est posée dans ce contexte particulier de consommation de biens marchands caractérisée par des conséquences à long terme incertaines. Le cas d'application s'inscrit de manière parallèle à une prise de décision publique concernant la gestion des déchets et la gestion des eaux usées. L'objectif de la mise en application de la méthode contingente dans ce contexte est de compléter la prise de décision par la connaissance d'un indicateur complémentaire. Cet indicateur est constitué du consentement à payer du consommateur placé dans un contexte risqué où le risque est a priori très faible mais inconnu à la fois du décideur et du consommateur. L'application sera également une manière de cerner la perception qu'a le consommateur de ce mode de recyclage ; elle sera enfin le moyen de tester sa réaction à une information qu'il ne possède pas a priori.

Dans la seconde partie de ce rapport, nous complétons la connaissance du contexte par l'identification du risque pour le consommateur lié à l'épandage des boues. Dans la troisième partie, nous définissons et caractérisons le bien économique « sécurité alimentaire ». Dans les deux dernières parties, nous synthétisons quelques applications d'économie expérimentale à la sécurité alimentaire avant de présenter les principaux résultats obtenus dans le cas particulier des boues.

2. Une situation risquée : vers un état du risque

Le risque alimentaire lié à l'épandage de boues est a priori très faible mais reste non quantifié pour deux raisons. D'abord, il est difficile d'établir des fonctions dose-réponse et d'imputer

des maladies dues aux micropolluants métalliques ou organiques provenant uniquement des boues. Ensuite, il existe une réglementation relative à l'épandage des boues qui minimise les risques à la fois environnementaux et sanitaires.

2.1 Les boues : quelques généralités

Le traitement des boues qui s'effectue selon plusieurs étapes peut impliquer différents procédés. Les trois étapes essentielles du traitement des boues à savoir l'épaississement, la stabilisation et enfin la déshydratation donnent chacune lieu à différents procédés. La composition qualitative des boues notamment en termes de micro-polluants organiques et pathogènes et en termes de taux de matière sèche est différente pour chaque étape et chaque procédé. Ainsi, différents types de boues peuvent être obtenus selon le procédé utilisé : boues liquides, pâteuses ou solides.

Toutefois, les boues composées en majorité d'eau et de matières sèches ont des qualités fertilisantes grâce au phosphore nécessaire aux cultures, combiné à d'autres fertilisants minéraux et organiques bénéfiques. Mais les boues contiennent aussi des micro-polluants organiques, pathogènes et métalliques. Ces composants, en quantités variables suivant le type de traitement, sont à l'origine de risques de contamination des sols et de l'homme. Les risques pour la santé sont indirects via la consommation de produits cultivés sur de tels sols mais aussi via la consommation d'animaux élevés sur des parcelles amendées par des boues ou encore via la consommation d'eau contaminée. Toutefois, les risques sont très faibles, c'est-à-dire proches de zéro, en raison de l'application de dispositifs réglementaires à la fois sur les teneurs maximales en éléments traces et composés organiques et sur la surveillance de la fréquence des épandages. Les éléments traces métalliques ne doivent pas dépasser une teneur limite déterminée par les normes AFNOR U 44.041. Un nouvel arrêté (8/1/1998, en application du décret 97-1133) a rendu les normes d'utilisation plus sévères puisque les teneurs limites ont été divisées par deux. Les normes fixent les teneurs maximales en métaux lourds à la fois pour les boues mais aussi pour les sols. Couplées à une réglementation relative à l'utilisation des boues sur les sols agricoles (mise en place et suivi), les normes visent à réduire les risques. Cependant, le consommateur est en droit de se poser la double question de l'efficacité des normes au vu de leur remise en cause et de la confiance à accorder au respect de la réglementation.

Même si les boues retiennent entre 70 et 90% des métaux lourds des eaux usées, elles ne sont pas uniques dans la rétention de métaux lourds. Le sol contient naturellement des traces métalliques selon son mode de formation. Les métaux lourds du sol proviennent aussi de retombées atmosphériques d'activités industrielles et urbaines, de l'utilisation d'autres matières fertilisantes et de pesticides. La contamination des aliments par les métaux lourds dépend à la fois de la mobilité de ces derniers dans le sol et de leur biodisponibilité, c'est-à-dire leur "aptitude à être transférés du sol vers le système racinaire du végétal" (Juste & al, 1995). Même si la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds dépendent de plusieurs facteurs liés soit aux caractéristiques du sol (pH du sol, température...), soit aux caractéristiques de la variété végétale, et qui sont relativement faciles à mesurer pour la plupart d'entre eux, la détermination du risque de pollution alimentaire se heurte à un manque de connaissances relatives aux processus de limitation de transfert à la plante et corrélativement à un manque de données et de mesures sur la biodisponibilité (Juste & al, 1995).

La composition des boues dépend des procédés physico-chimiques employés mais elle leur confère désormais le caractère de "déchets" et non plus de "matières fertilisantes" depuis le dernier décret (97-1133, 8/12/1997). Si on continue de leur reconnaître des avantages fertilisants, on met désormais davantage l'accent sur la nécessité de minimiser les nuisances et les risques sanitaires que leur utilisation agricole est susceptible d'entraîner, à travers l'édiction de normes et de contraintes d'utilisation plus sévères.

2.2 Le risque alimentaire lié aux boues

Les boues constituent un apport en métaux lourds pour les sols qui n'aurait pas lieu autrement. Cet apport peut donc être à l'origine d'une pollution des sols caractérisée par son invisibilité et par ses effets différés dans leur migration jusqu'à l'homme via la chaîne alimentaire.

L'épandage des boues sur les sols agricoles contribue à accroître les teneurs de ces derniers en métaux lourds. En cas de contamination, cette dernière est quasi-irréversible car il paraît difficile de décontaminer les sols en cas de dépassement des seuils limites autorisés. L'épandage pose de ce fait un problème potentiel de santé publique, via la contamination à long terme (ou accidentelle) des sols et de la chaîne alimentaire. En effet, l'exposition humaine aux métaux lourds est potentiellement accrue puisque les biens concernés vitaux pour l'homme peuvent faire l'objet d'apports supplémentaires en métaux lourds. A l'origine naturelle des métaux lourds présents dans le sol, il convient de rajouter cette origine anthropique. Or, si les bénéfices de consommation des biens alimentaires sont immédiats, les inconvénients ou risques alimentaires liés aux métaux lourds ont des effets toxiques invisibles à court terme, indirects et parfois même inconnus.

La consommation de métaux lourds via l'alimentation entraîne des effets à long terme, en raison des phénomènes de bio-accumulation dans certains organes. Les conséquences ne se mesurent pas en termes de mortalité mais en termes de morbidité, ce qui signifie que l'espérance de vie est réduite. La toxicité des métaux est due à leur caractère cumulatif, caractère commun à un grand nombre de métaux. Les métaux lourds posent par conséquent un problème de contamination qui reste a priori faible mais qui est chronique et diffus puisqu'il touche de manière indirecte l'ensemble de la population, soit à travers la consommation de végétaux, soit à travers la consommation de produits carnés ou de boissons. Les productions animales seraient principalement concernées par les métaux lourds lors du pâturage et de la consommation de fourrages. Toutefois, les métaux lourds ne sont pas les seuls contaminants des boues, et coexistent avec d'autres toxiques biocumulatifs (dioxines et furanes par exemple) ainsi que des micro-organismes pathogènes. Cependant, le risque est davantage lié aux métaux lourds puisque contrairement aux autres toxiques, ils peuvent s'accumuler dans les parties comestibles des cultures (Ducrot & Meffre, 1996).

L'établissement d'un risque alimentaire lié aux boues nécessite de connaître d'une part le risque de contamination par les métaux lourds du sol vers les cultures d'autre part le risque de contamination des aliments à l'homme. Or le risque de contamination des cultures par les métaux lourds n'est pas toujours simple à établir en raison d'un manque de connaissance liée essentiellement au processus de biodisponibilité. Le risque de contamination des plantes est fonction de la mobilité et de la biodisponibilité du métal pris en compte : les caractéristiques des métaux lourds, des sols et des plantes font que certains métaux sont plus ou moins mobiles dans le sol et atteignent plus ou moins difficilement les parties supérieures de la plante. Cette première difficulté s'ajoute à une autre due au fait qu'il n'est pas toujours

possible d'établir une relation "dose-effet", faute d'expérimentations suffisantes sur l'homme. Seule l'expérimentation animale permet parfois d'estimer les effets cancérigènes de certains métaux lourds (comme le plomb, le cadmium ou le beryllium), mais sans qu'aucune enquête épidémiologique ne confirme réellement ces hypothèses, en dehors du cas de quelques-métaux lourds comme le nickel pour lequel des relations de causes à effets ont pu être mises en évidence dans le secteur industriel (Maximilien & Masse, 1994). De plus, parmi les micro-polluants métalliques, certains sont indispensables à la vie : c'est le cas du fer ou du cuivre par exemple. Ce n'est qu'au-delà d'un apport reconnu comme nécessaire qu'il existe un risque de toxicité pour l'homme. De plus, l'homme est concerné par les métaux lourds non seulement par la consommation alimentaire de produits cultivés sur des sols amendés par des boues, mais aussi par d'autres types de consommation alimentaires (viandes, poissons, eau) auxquels il faut rajouter les apports atmosphériques, l'inhalation et l'ingestion de poussières : le mercure et ses dérivés sont par exemple présents dans les zones industrielles et donnent lieu à des retombées atmosphériques. C'est aussi le cas du plomb présent dans l'atmosphère et qui pénètre l'organisme également par la voie pulmonaire. Le risque alimentaire lié aux boues serait à relativiser au risque d'absorption des métaux lourds soit par d'autres produits alimentaires, soit par la voie pulmonaire. Enfin, il est certainement différent pour deux consommateurs différenciés par leur âge, poids, taille... .

Cependant, il convient de préciser que les dangers de certains éléments traces pour la santé humaine ont été identifiés par la recherche des principales sources de contamination. Ainsi, près de la moitié des apports alimentaires moyens en plomb, cadmium et mercure sont dus aux aliments d'origine végétale (fruits, légumes et céréales); de plus, certains groupes de la population semblent davantage exposés que d'autres en raison d'un rapprochement des "doses hebdomadaires tolérables" : c'est le cas des végétariens par exemple (F. Decloître, 1998). En réalité, les apports en métaux lourds via la consommation de fruits et légumes est due à la part qu'occupent ces aliments dans un repas moyen (ou ration alimentaire type). En effet, si les abats et les fruits de mer sont davantage biodisponibles que d'autres aliments, ils sont consommés moins fréquemment que les fruits, légumes ou céréales. La consommation de légumes et fruits (en dehors des pommes de terre, pain et légumes secs) a progressé de 97% entre 1950 et 1990 et représente environ entre 1985 et 1988 2,1% et 2,8% de la consommation calorique totale (Collet-Ribbing et Decloître, 1996)¹⁷. De ce fait, la probabilité d'approcher ou de dépasser les doses tolérables semble réduite quand les repas sont diversifiés. Les cas de contamination, c'est-à-dire d'une teneur en métal lourd quel qu'il soit parmi les trois les plus dangereux¹⁸ supérieure à la dose tolérable, restent toutefois rares¹⁹.

L'exposition humaine aux métaux lourds via la consommation de légumes dépend de plusieurs types de facteurs pouvant être regroupés en trois catégories : tout d'abord des facteurs intrinsèques tels que le pH, la structure du sol, et les types de cultures favorisant plus ou moins le passage des métaux. Ensuite, le risque de contamination humaine est naturellement dépendant de la nature et de la quantité de composants toxiques présents dans les boues et dans le sol. Les modes de traitement et d'épandage des boues influent sur les teneurs en composants toxiques. Enfin, le risque de contamination est lié aux habitudes de consommation alimentaire de l'individu (type d'achat, autoconsommation...). Les données

¹⁷ Sur la même période, la consommation de céréales (y compris le riz) représente 23% et la consommation de pommes de terre 5%.

¹⁸ Cadmium, mercure et plomb. Ces trois métaux ne sont pas indispensables à l'organisme contrairement à d'autres métaux. De plus, ils possèdent la caractéristique de s'intégrer à la chaîne alimentaire et de s'y accumuler. Enfin, il existe une incertitude autour de leur toxicité : ils possèdent différentes formes chimiques qui n'ont pas toutes les mêmes conséquences.

¹⁹ Une étude du ministère de la santé montrait que sur 352 repas, 10% environ atteignaient une teneur significative en l'un ou l'autre des trois métaux, soit la moitié de la dose admissible par repas (Direction Générale de la Santé, 1992).

épidémiologiques faisant défaut pour certains métaux lourds, il conviendrait de s'appuyer sur la notion de risque alimentaire perçu par le consommateur. Il n'est pas possible de donner au consommateur une information complète sur la contamination des cultures par les métaux lourds. Aussi, il ne peut s'appuyer sur une information complète lors de la prise de décision d'achat ou de consommation.

La minimisation du risque de contamination de la chaîne alimentaire par les métaux lourds peut s'effectuer en amont par une limitation des rejets industriels et domestiques, par une meilleure gestion des eaux pluviales, et par l'application de la réglementation. En aval, la minimisation du risque de contamination devrait s'orienter vers la recherche et l'application généralisées de techniques d'extraction des métaux lourds des boues avant épandage.

Seuls les fruits et légumes et céréales seront retenus dans cette étude. La contamination alimentaire potentielle par les boues ne concernera que ces trois catégories de produits alimentaires pour une raison simple : l'épandage des boues concerne les sols agricoles et par conséquent les premiers produits alimentaire concernés sont les végétaux. On ne retiendra pas l'action indirecte des métaux lourds sur l'homme par contamination des animaux, éliminant ainsi un chaînon alimentaire. Rappelons que les fruits et légumes participent davantage à l'exposition de l'homme en plomb, cadmium et légèrement moins en mercure (Decloître, 1998). Enfin, dans une enquête sur « les conditions de vie et les aspirations des Français » (Credoc, 1997), les Français interrogés sur la qualité et les risques sanitaires des produits alimentaires, sont 55% à penser que les produits alimentaires présentent un risque pour la santé, révélant une grande insatisfaction à l'égard de la réglementation française. Les produits alimentaires qui ont été cités présentant les plus grands risques ont été après la viande de bœuf, les fruits et les légumes en raison des techniques de culture développées.

2.3 Risque objectif-risque subjectif- Risque établi, risque perçu

L'analyse du contexte global a permis de dégager le contexte social du contexte scientifique et réglementaire et de constater des différences entre ces deux contextes quant au risque, perçu d'une part et réel d'autre part. Le contexte social défini par l'ensemble des acteurs concernés par la valorisation des boues urbaines sur les sols agricoles, montre que la participation potentiellement croissante des agriculteurs à ce mode de recyclage pourrait être freinée par la demande croissante du consommateur en matière de sécurité sanitaire des produits alimentaires. L'analyse du contexte social pose aussi la question du mode d'information de l'acteur en bout de chaîne, le consommateur, sur l'épandage des boues surtout quand une évaluation contingente est envisagée sur un échantillon représentatif de la population impliquée. De l'analyse du contexte réglementaire et scientifique, on retiendra que certains des micro-polluants des boues urbaines, les métaux lourds, peuvent être à l'origine de contaminations des sols et des cultures. Ces contaminations sont supposées a priori très faibles, voire négligeables au vu des contraintes réglementaires imposées sur les teneurs en métaux lourds des boues et des sols avant épandage. Néanmoins, le risque de contamination des aliments par les métaux lourds n'est pas clairement ni totalement établi en raison d'une connaissance incomplète sur le processus de biodisponibilité des cultures. Aussi le risque alimentaire qui concerne le passage des métaux lourds à l'homme via la consommation alimentaire n'est pas simple à déterminer (Stenger, 1999a).

S'interroger sur la distinction "risque établi-risque perçu" revient à s'interroger d'une part sur les possibilités d'estimer un risque particulier, d'autre part sur l'écart entre les estimations des experts et la perception des individus. Le risque regroupe à la fois une probabilité et une conséquence. En économie, une situation risquée renvoie à la possibilité de quantifier la

probabilité. Dans le cas contraire, la situation est qualifiée d'incertaine. Les possibilités d'estimation des conséquences d'un acte de production ou de consommation sur l'environnement renvoient à la distinction entre risque et incertitude, implicitement à la capacité d'attribuer une probabilité à un événement mettant en jeu des actifs naturels. En effet, les risques qui mettent en jeu des actifs naturels sont certainement plus difficilement quantifiables que des risques industriels où l'ensemble des paramètres est établi par l'homme. Par exemple, le calcul de probabilité de la panne d'une machine implique la connaissance maîtrisée de l'ensemble de ses composantes, plus précise que celle de l'ensemble des éléments vivants d'un écosystème. Aussi en matière d'environnement, on est le plus souvent confronté à des problèmes où règne l'incertitude. L'altération de l'actif environnemental peut avoir des conséquences sur la santé, dont les probabilités d'exposition ne sont pas toujours simples à établir.

L'estimation d'un risque pose le problème de la quantification d'une probabilité effectuée en amont par des experts. Quand elle est possible, cette quantification donne lieu à l'identification d'un risque établi ou objectif. Mais cette probabilité peut être déformée par le consommateur, soit en raison d'une incompréhension du problème posé, soit en raison de croyances individuelles (cf. "cognitive dissonance", Akerloff et Dickens, 1982). La transformation (ou déviation) des probabilités objectives donne lieu à des probabilités déformées qui varient en fonction des opinions, des connaissances ou information de chaque individu et de la confiance que celui-ci accorde au programme et au décideur. La transformation d'une probabilité objective ne se produit pas automatiquement. Cependant, on peut se demander si ce comportement n'est pas plus fréquent quand les conséquences potentielles portent sur la santé des individus et/ou sur l'environnement.

La comparaison des probabilités déformées et objectives suppose par conséquent la présence d'un risque identifié d'une part par des individus (le risque perçu), d'autre part par des « experts » (le risque objectif). Un écart significatif entre les probabilités n'est pas susceptible d'être expliqué entièrement et uniquement par un manque d'information des individus. A information égale, le risque peut ne pas être perçu de la même manière par chacun. La reconnaissance de ce résultat repose sur l'acceptation du rôle de facteurs cognitifs dans la formation des probabilités individuelles (Arrow, 1982; Smith & Desvougues, 1989). Dans l'appréhension du risque, le contexte et le processus d'élaboration propre à chaque individu peuvent aider à comprendre une partie de la probabilité. Ces facteurs cognitifs sont de plus en plus intégrés et reconnus par les économistes dont la collaboration avec des psychologues est devenue croissante. Ce sont les résultats de ces travaux expérimentaux qui ont peu à peu remis en cause le modèle de l'utilité espérée, notamment l'hypothèse de linéarité dans les probabilités et la mise en évidence de comportements différents entre des situations de gains et des situations de pertes. La violation de la linéarité dans les probabilités refléterait une « transformation psychologique » de ces dernières (Kahneman et Tversky, 1992, Abdellaoui, 1995). Kahneman et Tversky expliquent ces déviations par une incapacité de l'individu à prendre en compte simultanément la probabilité et la conséquence. La transformation des probabilités n'est pas une caractéristique propre aux dommages environnementaux (cf. les paradoxes mis en évidence par Allais ou Ellsberg). Cette transformation des probabilités constitue un test de la théorie standard. Au vu de certains tests et expérimentations, cette théorie standard reste valide malgré quelques signes de déviation tels que la surestimation des probabilités faibles, les points d'ancrage, la prise en compte de motifs psychologiques dans l'établissement des préférences (Smith & Desvougues, 1987).

Quand les conséquences peuvent porter à la fois sur un écosystème, sur la santé et la vie humaines, la déformation des probabilités est certainement plus systématique. L'intrusion de facteurs affectifs et psychologiques liés aux expériences individuelles et aux croyances est

inévitables. Fischhoff (1987) préconise une solution au problème de la perception du risque et de sa déformation qui repose sur l'information et la communication auprès du public. Cependant, selon Fischhoff cette solution comporte des difficultés de mise en application dans la mesure où les individus ont tendance à « simplifier en se fiant à des quantificateurs imprécis, s'accrochent à leurs croyances, estiment la fréquence en fonction du nombre de leurs connaissances, décèlent mal les omissions dans les preuves qu'on leur fournit et s'accordent moins sur ce qu'est le risque que sur son importance ».

Quand la quantification du risque n'est pas possible, les probabilités individuelles ne sont plus déformées mais subjectives. Selon Shafer et Tversky (1988), il n'existe pas de langage de probabilité normatif qui serait valable pour l'ensemble des individus, mais il faudrait plutôt se référer à des fonctions de croyance où les probabilités sont construites par chacun. Les théories des psychologues ont permis de comprendre l'existence des probabilités subjectives : les individus ont un contrôle sur leur probabilité subjective (ou croyance) car ils peuvent les manipuler en sélectionnant et en ne retenant que des informations qui viendraient confirmer leur choix (Akerloff & Dickens, 1982). Les expériences des psychologues tendent à montrer que des individus qui ont eu une information identique ont systématiquement des croyances différentes. L'ampleur de ces croyances dépendrait de la nature et du niveau du risque ainsi que de l'information communiquée (Viscusi). Dans le cas d'un risque quantifié comme dans celui d'une situation incertaine, on emploiera la notion de risque perçu par le consommateur.

3. Sécurité alimentaire : la pertinence de la méthode d'évaluation contingente

La définition de la sécurité alimentaire en tant que bien économique souligne la pertinence de l'application de la méthode contingente. Les caractéristiques essentielles de ce bien reposent sur le fait qu'il est un attribut non marchand et non visible d'un bien marchand pour lequel l'information donnée au consommateur joue un rôle primordial.

La sécurité alimentaire est avant tout un problème de santé publique. La sécurité alimentaire constitue un objectif de la législation alimentaire nationale et européenne qui vise à "garantir un haut niveau de protection de la santé publique, de la sécurité et des consommateurs" (Livre vert de la Commission, 30-04-1997). La demande croissante du consommateur en matière de qualité et de sécurité alimentaires fait suite à un ensemble d'événements au cours desquels sa santé s'est trouvée remise en cause par la consommation de produits issus directement de l'agriculture. L'emploi de pesticides et de nitrates, l'utilisation d'hormones et de médicaments pour l'élevage, la culture de plantes transgéniques continuent d'être dénoncés pour leurs conséquences potentiellement néfastes pour la santé de l'homme.

Si on admet que la sécurité sanitaire d'un bien alimentaire a une valeur pour le consommateur, il conviendrait de connaître le supplément de prix que le consommateur serait prêt à verser pour un niveau déterminé de sécurité pour que le décideur en déduise le niveau souhaité de protection de l'environnement. Toutefois, la sécurité alimentaire qui est un attribut d'un bien marchand a des caractéristiques qui l'apparentent à un bien public de la même manière que les biens environnementaux : elle n'a pas de prix explicite. De plus, la sécurité alimentaire est un aspect qualitatif du bien alimentaire pour lequel l'information asymétrique entre producteurs et consommateurs génère un marché imparfait. Une des façons de corriger le marché consiste à donner au consommateur des informations sur le niveau de sécurité alimentaire (Henson & Traill, 1993).

Une revue de la littérature relative à l'évaluation économique de la sécurité alimentaire montre que cette dernière est souvent associée aux notions de qualité, de risque pour la santé, et d'information (Stenger, 1998). La sécurité alimentaire est une composante de la

consommation alimentaire dans son aspect qualitatif. La sécurité alimentaire n'est pas synonyme de qualité même si elle en est un élément essentiel²⁰. Van Ravenswaay et Hoehn (1991) montrent que les consommateurs sont prêts à payer pour une réduction de l'emploi de pesticides et à accepter une baisse de la qualité en termes de couleurs et d'apparences du produit. Les attributs qualitatifs d'un bien peuvent être répartis en trois catégories (Nelson, 1974) : des attributs relatifs à la recherche personnelle de chaque consommateur; des attributs basés sur l'expérience de consommation et des attributs fondés sur la croyance de chacun. Les attributs de recherche permettent au consommateur de définir la qualité du produit avant de l'acheter et/ou de le consommer sur la base de sa prospection. Le consommateur définit aussi la qualité du bien sur l'expérience qu'il a du bien par l'acte d'achat et/ou l'acte de consommation. Enfin, les attributs de confiance ne sont ni visibles, ni appréhendables par l'expérience d'achat ou de consommation. En ce qui concerne les biens alimentaires, les attributs d'expérience et de croyance seraient plus appropriés. Les attributs issus d'un mode de production agricole tendent à se concentrer dans la troisième catégorie : les résidus potentiels de pesticides, de nitrates ou de métaux lourds ne sont pas visibles et les conséquences potentielles sur la santé ne peuvent se manifester qu'à long terme. Suivant le type d'attribut impliqué dans le bien alimentaire considéré, l'impact et l'efficacité de l'information sur la sécurité alimentaire ne seront pas identiques (Caswell et Mojduszka, 1996).

Un consommateur n'est prêt à payer en plus pour la sécurité alimentaire que s'il perçoit un risque pour la santé. La sécurité alimentaire peut être analysée comme une réduction de la morbidité, mesurée par une baisse de la probabilité d'être en mauvaise santé et évaluée par le supplément de prix accordé par le consommateur au produit alimentaire (Stenger, 2000). L'attribution par le consommateur d'une valeur à la réduction d'un risque alimentaire revient à demander un accroissement de sécurité alimentaire. La sécurité alimentaire implique donc le changement d'un ou de plusieurs attributs du bien alimentaire tels que le niveau de lipides ou de résidus chimiques néfastes pour la santé. La réduction d'un risque de morbidité est un bien non marchand qui a en réalité une valeur et pour lequel le consommateur est prêt à payer. L'estimation de cette valeur peut s'effectuer par différentes méthodes dont la plus directe est la méthode d'évaluation contingente. Cette méthode a souvent été appliquée pour évaluer la sécurité alimentaire d'un produit (Lin & Milon, 1995 ; Van Ravenswaay & Hoehn, 1991.....) (tab. 1). Il a été constaté qu'un bien alimentaire déclaré sain pouvait faire néanmoins l'objet d'un arrêt de consommation en raison d'une perte de confiance des consommateurs. En fait, le risque peut être plus ou moins bien perçu en fonction de l'information de l'individu et de la confiance qu'il lui accorde. C'est davantage la perception individuelle de la qualité du produit plutôt que ses caractéristiques réelles, qui influencerait l'évaluation de la sécurité alimentaire : une enquête auprès de consommateurs sur la réduction de l'emploi de pesticides dans la production de pêches montre qu'une marque ou un label le certifiant ne seraient pas suffisants pour que le consommateur accorde une valeur supplémentaire au produit. Par contre, un consommateur accorde une valeur inférieure à un produit non labellisé (Bagnara, 1996).

L'information joue un rôle non négligeable dans la perception du risque alimentaire et dans la demande de sécurité alimentaire. Les individus informés sont davantage capables de percevoir un risque alimentaire et semblent de ce fait, préoccupés par la sécurité alimentaire en cherchant à minimiser ce risque dans leurs pratiques de consommation alimentaire. Une enquête auprès de 1925 individus a permis de montrer qu'un individu diplômé fera plus facilement confiance aux progrès et aux pratiques de production alimentaire (antibiotiques,

²⁰ La qualité d'un produit englobe la notion de sécurité alimentaire et contient également des aspects tels que l'emballage ou le processus de production.

hormones, pesticides ou irradiation) pour lesquelles il aura été prouvé qu'il n'y a pas d'effet négatif sur la sécurité (Nayga 1996). D'après cette enquête, des variables telles que l'âge, le revenu, le niveau d'études, l'activité professionnelle expliquent de manière significative l'opinion des individus sur la sécurité des produits alimentaires. L'impact de l'information n'est pas identique selon que l'individu est diplômé ou non. L'impact de l'information varie également en fonction d'autres facteurs (âge, sexe, contrainte de temps...). Une difficulté tient à la mesure de l'information détenue par l'individu et à son intégration dans un problème d'évaluation de la demande de sécurité alimentaire. De plus, le comportement espéré suite à une information sur des dangers de contamination n'est pas toujours le comportement effectif : des individus peuvent être amenés à surestimer le risque ou au contraire à l'ignorer. Krupnick et Cropper (1992) ont expérimenté l'évaluation d'une réduction de risque de maladie chronique auprès d'individus familiers de cette maladie et auprès d'autres qui ne l'étaient pas. Ils montrent que le critère de familiarité ne permet pas de différencier les réponses quand les individus ont évalué la réduction de ce risque sur la base de l'acceptation de l'augmentation d'un autre risque. Dans le cas d'un échange risque-risque, l'information des individus n'influencerait pas leur réponse. Par contre, dans le cas d'une évaluation risque-revenu, le critère de familiarité avec la maladie a un effet sur les réponses des individus. Une des hypothèses avancées par les auteurs tient à la stabilité des échanges risque-risque relativement aux échanges risque-revenu.

L'information est aussi un élément clé de politique publique. Dans quelle mesure les décideurs publics doivent-ils fournir une information détaillée aux consommateurs sur la vraisemblance d'une contamination alimentaire de certains produits (Swartz and Strand, 1981). Le consommateur a besoin d'informations supplémentaires pour faire ses choix de consommation. Réciproquement le décideur public pourrait avoir besoin de connaître les comportements du consommateur en matière de sécurité alimentaire pour élaborer des critères de politique environnementale dans le secteur agricole. Les coûts d'acquisition de l'information pour un consommateur peuvent être élevés : c'est le cas notamment de la sécurité alimentaire du fait d'une asymétrie d'information entre producteurs et consommateurs. Le décideur public peut alors être incité à intervenir dans le niveau d'information du consommateur de manière à atteindre le niveau optimal de sécurité sanitaire. L'offre d'informations sur la contamination environnementale et/ou sur les conséquences sur la santé s'apparente à l'offre d'un bien public : il ne faut pas que les coûts de fourniture de ce bien soient supérieurs aux coûts supportés par les consommateurs qui évitent le produit contaminé. Ces coûts sont quasi automatiques quand l'information est incomplète : la plupart du temps en cas de contamination environnementale, il existe une incertitude sur l'étendue de la contamination et sur les effets potentiels sur la santé. Dans ce cas d'information incomplète, les consommateurs subissent obligatoirement des coûts d'évitement (Swartz & Strand, 1981).

4. Economie expérimentale et sécurité alimentaire : les nécessités

Au-delà du fait que l'économie expérimentale précède en général la mise en oeuvre d'une évaluation contingente, elle a déjà été employée pour évaluer les mécanismes de réduction d'un risque ou encore pour estimer la valeur de la sécurité alimentaire d'un bien. Plus généralement, les techniques d'économie expérimentale constituent un moyen de tester la réaction du consommateur face à de nouveaux procédés alimentaires ou de nouveaux produits. L'économie expérimentale semble efficace au regard de l'apprentissage : l'information et les procédures d'évaluation, plus particulièrement les techniques d'enchères,

semblent au vu des expérimentations effectuées, avoir un poids non négligeable sur la valeur obtenue.

L'application de méthodes expérimentales peut fournir des valeurs guides au même titre que l'application de la méthode d'évaluation contingente. En créant les conditions d'un véritable marché, l'expérimentation fournit un indicateur d'analyse cout-bénéfice de type consentement à payer par exemple pour un produit alimentaire plus sûr. Les caractéristiques de l'expérimentation sont liées à la maîtrise de l'apport d'information aux individus. Les conséquences d'un apport progressif d'information sur un exercice d'évaluation sont mieux évaluées. Par exemple, l'utilisation d'enchères du type Vickrey permet aux individus interrogés de converger progressivement vers leur CAP grâce à une période d'apprentissage.

L'évaluation de la sécurité sanitaire des produits alimentaires a déjà fait l'objet d'application de méthodes expérimentales (Buhr & al, 1993 ; Hayes & al, 1995 ; Melton & al 1996 ; Shin & al, 1992 ; Fox & al, 1998). Ces applications se sont principalement concentré sur l'attribution d'une valeur à un bien alimentaire reconnu plus sûr le plus souvent sur le plan microbiologique, grâce à l'instauration d'un contrôle. Dans la majorité des cas, des probabilités de contamination des individus ont été données aux individus²¹. Les contextes expérimentaux ont permis d'évaluer un consentement à payer pour un produit alimentaire plus sûr et par conséquent une morbidité réduite.

Les expérimentations seront dans notre cas nécessaires d'une part pour déterminer la valeur de la sécurité sanitaire des biens alimentaires concernés par l'épandage des boues, d'autre part pour comprendre le comportement individuel dans une situation ambiguë. L'ambiguïté peut être définie de plusieurs manières. Nous retiendrons pour l'instant qu'une situation ambiguë n'est ni une situation risquée ni une situation incertaine, mais fait référence à un ensemble de distributions de probabilités pour un problème donné. L'ambiguïté selon Ellsberg (1961) a constitué une remise en cause de la théorie de l'utilité espérée subjective de Savage : le "principe de la chose sûre" a été remis en cause de manière expérimentale. Des individus interrogés sur leur préférence entre des paires d'actes dans le cas où toutes les probabilités ne sont pas connues révèlent des contradictions dans l'attribution des probabilités et ne respectent pas la cohérence des choix. La violation de ce principe équivaut à la violation de l'axiome d'indépendance des choix (indépendance des probabilités et des conséquences). Pour Ellsberg (1961), ce type de comportement ne suit aucun critère de décision pris en incertitude et montre que les individus placés dans une situation ambiguë basent leur décision sur la nature de l'information concernant la vraisemblance relative des événements. L'état de l'information en situation ambiguë n'est pas due à de l'ignorance car les individus en savent assez pour se forger un ensemble de distributions. L'ambiguïté serait importante quand les individus posent la question de la confiance et de la pertinence de l'information disponible ou encore quand l'opinion et l'évidence ne concordent pas.

Un autre domaine ambigu et qui a fait l'objet d'une évaluation expérimentale est celui de la sécurité alimentaire des produits soumis à l'irradiation (Fox & al, 1998). L'irradiation diminue par exemple le risque du parasite *Trichinella* dans les viandes. C'est un procédé qui commence à se développer mais qui reste encore peu connu du grand public. Aussi, même si ce procédé recueille un avis favorable des scientifiques sur l'innocuité des produits

²¹ L'évaluation de la sécurité alimentaire requiert une description des maladies et des probabilités d'occurrence. Les difficultés portent souvent sur l'apport d'information relative au dernier élément. Quand les probabilités font défaut, ce sont les probabilités subjectives qui servent de référence à l'exercice d'évaluation (Shin & al, 1992).

alimentaires traités de cette façon, les individus semblent partagés entre deux opinions extrêmes : d'une part ceux qui pensent que ce procédé peut avoir des conséquences sur la santé, d'autre part ceux qui pensent que ce procédé semble fiable. La mise en oeuvre de ce procédé s'effectue dans une situation ambiguë de la même façon que l'épandage des boues qui ne représente pour les scientifiques qu'un risque très faible, voire négligeable de contamination des cultures. L'échantillon des individus interrogés peut donc être scindé en deux groupes suivant qu'ils accordent ou non leur confiance à la technique étudiée.

C'est en fait l'analyse du contexte global de l'épandage des boues qui a permis de se rendre compte que le contexte d'évaluation était ambigu. Dans le cas de l'épandage des boues, l'ambiguïté sera présente à deux niveaux : elle est d'une part liée à une incertitude sur le niveau des résidus en métaux lourds dans les cultures après épandage ; d'autre part elle à une incertitude sur les effets sur la santé à long terme. Ce deuxième niveau d'ambiguïté est lié au premier : si une partie de l'incertitude est levée sur les niveaux de résidus en métaux lourds dans les cultures, alors les conséquences sur la santé seront mieux cernées. Au vu des quelques estimations et/ou observations effectuées sur les teneurs en métaux lourds dans les cultures après épandage de boues, il semblerait que le passage des métaux lourds ne soit pas systématique. De plus, quand on observe une variation positive de la teneur pour un métal donné, elle est en général très faiblement positive. Les conséquences sur la santé se mesureraient alors en termes de probabilités très faibles proches de zéro. Cependant, les observations ne sont pas assez nombreuses pour en tirer des conclusions sur les effets sur la santé pour chacun des métaux lourds. Si le problème n'est pas immédiat pour les cultures d'aujourd'hui, il risque de se poser à plus long terme pour les cultures de demain sachant que même si les apports en métaux lourds des boues épandues sont très faibles, ils ont tendance à s'accumuler dans les sols et posent la question de la possibilité de prolonger l'activité agricole à plus long terme sur ces mêmes sols.

5. Applications effectuées dans le contexte de l'épandage des boues

L'évaluation du risque sanitaire lié à l'épandage des boues urbaines sur les sols agricoles a donné lieu à une expérimentation auprès d'étudiants. Ces étudiants ont été interrogés sur leur dépense supplémentaire hypothétique pour éviter un risque de morbidité lié à la consommation de productions agricoles brutes cultivées avec des boues urbaines (fruits, légumes et céréales).

Les techniques d'économie expérimentale appliquées aux boues urbaines et à leurs conséquences potentielles sur la santé ont été appliquées auprès de 64 étudiants (Stenger, 1999). Cet échantillon de petite taille placé dans un univers contrôlé a permis d'obtenir quelques résultats préliminaires et de tirer des enseignements nécessaires à la rédaction du questionnaire contingent. Après la présentation du protocole expérimental, les principaux résultats feront l'objet d'un dernier paragraphe avant la conclusion et les enseignements de cette expérimentation.

5.1 Le protocole expérimental

L'expérimentation a été conçue sur ordinateur. Chaque étudiant a dû répondre de manière individuelle à une série de questions en disposant du temps qui lui semblait nécessaire. Le questionnaire était composé de trois parties. La première partie a eu pour objectif de saisir son comportement alimentaire en termes de consommation de fruits, légumes et céréales à la fois en termes de quantité et de dépense hebdomadaires. Dans une deuxième partie, l'étudiant a pu

prendre connaissance de l'épandage des boues sur les sols agricoles à travers le problème de gestion posé et le risque de contamination des sols et des cultures par des micropolluants métalliques. Une attention particulière a été portée au fait que l'information n'était pas suffisante pour établir un risque pour la santé humaine. Dans ce contexte de contamination alimentaire, nous avons défini le risque comme la probabilité d'approcher la dose hebdomadaire tolérable. Si ce risque reste difficile à estimer, certaines informations existent et lui ont été données : par exemple le fait que le risque de contamination par les métaux lourds s'effectue davantage par voie alimentaire que par voie aérienne. Dans une troisième et dernière partie, l'étudiant a été interrogé sur la dépense supplémentaire qu'il serait prêt à effectuer par semaine pour consommer des produits qui ne seraient pas cultivés avec des boues et diminuer ainsi la probabilité d'approcher la dose hebdomadaire tolérable pour un métal donné, le cadmium. Pour estimer la dépense supplémentaire, l'étudiant a été interrogé suivant la technique des intervalles: l'objectif de cette technique est d'approcher progressivement le consentement à payer en alternant des offres hautes et basses et par itération successive suivant un arbre d'offres prédéfini. (cf en annexe figure 1). Grâce à cette technique de paiement, on détermine un intervalle autour du consentement à payer de l'individu. En ultime question de ce processus tâtonnant, les étudiants ont pu donner leur consentement à payer en valeur absolue. Il a été précisé à l'étudiant au moment de l'évaluation que la quantité consommée par semaine ne variait pas. Cette contrainte sur la quantité permet de minimiser le risque de sur (ou de sous) estimation du consentement à payer relativement à un paiement forfaitaire (Johansson, 1996).

De manière à tester une différence significative de comportement entre un contexte risqué et un contexte incertain, deux échantillons ont été formés: l'un des deux a estimé sa dépense supplémentaire avec une information supplémentaire relative à une probabilité fictive d'approcher la dose hebdomadaire tolérable pour le cadmium; dans l'autre échantillon, l'information a été déclarée insuffisante sur le plan scientifique pour estimer la probabilité d'approcher la dose hebdomadaire tolérable et les étudiants n'ont pas eu de probabilité.

5.2 Résultats et discussions

Les résultats montrent que dans chaque échantillon, risqué et incertain, la moitié des étudiants sont prêts à effectuer une dépense supplémentaire pour éviter de consommer des produits agricoles cultivés avec des boues urbaines : soit une hausse de 14% dans le contexte risqué et une hausse de 18% dans le contexte incertain. Ces étudiants ont répondu par des dépenses supplémentaires significatives par rapport aux dépenses hebdomadaires déjà engagées. Les distributions des consentements à payer sont approximativement les mêmes dans les deux contextes. Aucune différence n'a pu être constatée entre les deux échantillons aussi bien dans la distribution que les indicateurs médians et moyens des consentements à payer .

Les raisons invoquées par les étudiants qui ont refusé de payer davantage sont pour la majorité éloignées de préoccupations financières mais tiennent davantage au fait que le "risque semble trop faible", que "les métaux lourds sont ubiquistes" ou que "davantage d'informations semblent nécessaires pour répondre".

De cette première expérimentation, on retiendra que l'ambiguïté du risque est révélée à travers les résultats même si elle n'a pas été testée directement: le fait d'être demandeur de davantage d'informations ou de ne pas croire en l'information qui est apportée font partie des définitions qui sont données à l'ambiguïté.

Un des objectifs de cette expérimentation a été d'appréhender le problème de la sécurité alimentaire. Les résultats de cette expérimentation restent toutefois limités par le fait que ce sont des étudiants qui ont répondu et qui ne sont pas représentatifs du revenu moyen de la population. Toutefois, le fait que les étudiants ont exprimé un consentement à payer significatif par rapport aux dépenses qu'ils engageaient déjà, peut être interprété de deux façons différentes : soit effectivement, l'épandage est à l'origine de contamination des cultures et des réponses identiques à celles des étudiants constatées sur un échantillon représentatif de la population inciteraient à réglementer davantage cette pratique ; soit les boues ne sont pas à l'origine de contaminations supplémentaires et des réponses identiques à celles des étudiants constatées sur un échantillon représentatif de la population inciteraient à informer davantage des avantages et inconvénients de cette pratique.

Ces travaux n'ont pas eu vocation à répondre directement à ces interrogations mais ils ont servi plutôt à mieux orienter et cerner les questions d'une évaluation contingente future.

6. Conclusion et perspectives

Ces travaux d'économie expérimentale nous ont permis de tester une première ébauche de questionnaire et d'en retenir la nécessité d'un travail plus théorique sur la notion d'ambiguïté en même temps qu'un approfondissement de la connaissance du risque sanitaire en collaboration avec d'autres disciplines (agronomie, nutritionnistes et épidémiologistes). De cette première expérimentation, nous nous posons aussi la question des caractéristiques du comportement alimentaire et de l'appréhension du risque alimentaire en collaboration avec des psychologues. Enfin, et dans une ébauche de questionnaire contingent, nous envisageons de poser clairement des questions préalables aux individus d'une part sur le lien qu'ils effectuent entre alimentation et santé et sur la confiance qu'ils accordent aux informations relatives aux produits alimentaires en particulier et à la sécurité alimentaire en général.

L'évaluation du risque sanitaire s'est effectuée parallèlement à un travail préliminaire de psychologues sur le risque en général et l'épandage des boues en particulier. L'ensemble des techniques, expérimentales et contingentes posent de manière générale le problème de l'information et du contexte dans lequel les individus sont interrogés.

Les travaux en psychologie sociale laissent apparaître trois biais majeurs concernant la perception des risques en général. Le premier serait de l'ordre d'une limitation cognitive forçant l'être humain à appliquer certaines règles heuristiques pour traiter des informations complexes. De l'utilisation de ces heuristiques, il en résulte souvent une simplification des données appelée biais de disponibilité ou de représentativité (Kahneman et Tversky, 1973, 1974). Ensuite, il apparaît que la plupart des individus se montrent "sur-confiants" quant à l'estimation de leurs risques. Cette surconfiance mène là aussi à une erreur d'estimation du risque : c'est le biais d'optimisme (Higgins et Watson, 1995 ;). Ainsi, on note la tendance des sujets à sous-estimer les risques qui leur sont familiers et liés à leur contrôle (tels que la cigarette) et par contre, à surestimer les risques nouveaux sur lesquels ils ont peu d'informations et auxquels ils sont confrontés de manière involontaire (Gregory et Mendelsohn, 1993). Enfin, si les experts font appel à des données quantitatives, le grand public fait davantage appel à des données qualitatives pour juger du risque. Il apparaît une relation inverse entre perception des risques et des bénéfices. Plus un élément est jugé risqué moins il est jugé bénéfique et inversement (Alhakami et Slovic, 1994). Il est difficile pour les individus de dissocier les deux éléments et donc de faire une évaluation objective.

Parallèlement les recherches sur la consommation alimentaire révèlent un changement profond dans les comportements des consommateurs depuis les années 90. Ces changements semblent principalement s'expliquer par le fait que les gens doutent de la qualité des produits et cherchent de plus en plus à savoir ce qu'ils mangent. Les produits avec label, ou certifiés conformes, leur apparaissent comme des solutions plus fiables. Dans cette perspective nous avons réalisé une série d'entretiens semi-directifs afin de recueillir des données qualitatives en relation avec les modes de consommation et la perception des risques liés à l'épandage des boues. Vingt entretiens ont ainsi été menés auprès de 9 hommes et 11 femmes âgés de 24 à 59 ans, vivant en couple avec ou sans enfant. Les principaux résultats suggèrent que la responsabilité du choix des produits incombe à la personne responsable des achats en l'occurrence le plus souvent la femme (2/3) ou les deux membres du couple (1/3). Il en ressort également que les sujets ont tendance à être attentifs à l'origine des produits, surtout en ce qui concerne la viande. On relève donc l'impact vraisemblable des problèmes récents ("vache folle", poulet à la dioxine ...). L'attention se porte aussi sur le mode de production ou d'élevage. Certains évoquent l'origine régionale comme le gage d'une meilleure qualité. Les produits régionaux apparaissent supérieurs aux produits " français ", eux mêmes supérieurs aux produits étrangers. L'origine du produit devient alors un critère de choix des produits au même titre que la qualité et le prix. La consommation de produits cultivés selon un mode biologique est quant à elle davantage expliquée en terme de qualité des produits que de respect de l'environnement. Enfin en ce qui concerne la pratique de l'épandage, une majorité de personnes n'en a jamais entendu parler (15/20) et n'est pas en mesure de la définir. Après une explication sommaire sur le fait d'utiliser les boues comme fertilisant dans l'agriculture, la plupart (12/20) considère encore que cela ne comporte pas de risque majeur. Cette pratique n'apparaît pas comme négative. Des bénéfices sont même évoqués : la notion de recyclage de déchets, les boues comme engrais naturel (biodégradable) et l'aspect économique de la solution.

Les personnes en mesure d'en parler spontanément (sans information) sont nettement plus réservées. Il y a évocation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et des risques pour la nature. La dissociation entre risque et bénéfice relevée dans la littérature apparaît assez clairement. Les personnes qui trouvent des points positifs à l'épandage n'évoquent pas d'éléments négatifs et inversement. Ces premiers entretiens nous ont donc permis de soulever plusieurs points essentiels : la probable méconnaissance de la pratique de l'épandage ; le décalage de perception des risques entre la population déjà informée et la population " nouvellement " informée et la présence de croyances infondées liées à l'origine des produits.

La problématique de la sécurité alimentaire liée aux boues nous permet de nous intéresser au problème du contexte. Ce phénomène a d'abord été mis en évidence par les psychologues (cf. supra) : selon les contextes, les individus ont une perception différente du risque selon qu'il est plus ou moins choisi et contrôlé. Dans la problématique qui nous intéresse ici, la question du contexte se pose. Il a été décidé au vu des résultats précédents de construire un questionnaire contingent décontextualisé dans lequel les métaux lourds ne seraient pas explicitement liés aux boues mais à un ensemble de pratiques agricoles.

7. Valorisation de la recherche

Anne Stenger, 1998, Recyclage des déchets urbains sur les sols agricoles-Evaluation économique de la sécurité alimentaire, Document de travail INRA, septembre 1998, 32p.

Anne Stenger, (1999a), "Recycling sewage sludge on agricultural soils: *Economic valuation of food safety* , INRA – Janvier 1999, (présenté au IXème congrès de l'EAAE, 1999, Warsaw, Poland- 24-28 August.)

Anne Stenger, (1999b), "Experimental valuation of food safety – *Application to sewage sludge*", paru dans *Food Policy*, **25**, 2000, 211-218.

8. Références bibliographiques

Abdellaoui, M, (1995) Comportements individuels devant le risque et transformation des probabilités. *Revue d'Economie Politique*, janvier-février, 157-178.

Akerlof, G.A. and Dickens, W.T. (1982) The economic consequences of cognitive dissonance. *The American Economic Review* 72, 3, 307-19.

Alhakami A.S. et Slovic P. (1994). A psychological study of the inverse relationship between perceived risk and perceived benefit. *Decision research report*, 93, 7, 2-34.

Arrow, K.J. (1982) Risk perception in psychology and economics. *Economic Inquiry* XX, 1-9.

Bagnara, G.L. (1996) Consumer willingness to pay for food safety: results from a survey on peaches. *Proceedings of the XIIIth International Symposium on Horticultural Economics*, August 4-9, The State university of New Jersey, *Acta Horticulturae* **429**, 157-164.

Baker, G.A., Crosbie, P.J. (1993) Measuring food safety preferences: identifying consumer segments. *Journal of Agricultural and Resource Economics* **18**(2), 277-87.

Buhr, B.L., Hayes, D.J., Shogren, J.F., Kliebenstein, J.B. (1993) Valuing ambiguity: the case of genetically engineered growth enhancers. *Journal of Agricultural and Resource Economics* **18**(2), 175-184.

Caswell, J.A and Mojduszka, E.M. (1996) Using informational labeling to influence the market for quality in food products. Working Paper #43, Department of Resource Economics. University of Massachusetts.

Collet-Ribbing C & Decloître F, Consommation alimentaire en France et dans quelques pays occidentaux, in « Alimentation et Cancer- Evaluation des données scientifiques, Ed. Lavoisier, Tec&Doc, 1996, 41-77.

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section de l'alimentation et de la nutrition, Plomb, Cadmium et Mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque, Lavoisier, 1996, 237p.

CREDOC, Enquête Conditions de vie et Aspirations des Français, Les opinions des Français sur la qualité et sur les risques sanitaires des produits alimentaires, Collection des rapports, n°190, Décembre 1997.

Decloître, F. (1998) La part des différents aliments dans l'exposition au plomb, au cadmium, et au mercure en France. *Cahiers de Nutrition et Diététique* **33**(3). 167-175.

Direction générale de la Santé, Ministère de la Santé, La diagonale des métaux- Etudes sur la teneur en métaux de l'alimentation, 1992, 31p.

- Ducrot, C., Meffre, C. et les membres du Comité de rédaction d'info Santé-Déchets. (1996) Risque sanitaire toxicologiques lié à l'épandage agricole des boues des stations d'épuration - Synthèse bibliographique. *Revue de Médecine Vétérinaire* 147(6), 439-44.
- Ellsberg, D. (1961) Risk, Ambiguity, and the Savage axioms. *Quarterly Journal of Economics* 75, 4, 643-669.
- Fischhoff, B. (1987) Gérer la perception du risque. In : Fabiani J.L. and Theys .J (eds), *La société vulnérable - Evaluer et maîtriser les risques.*, Presses de l'École Normale Supérieure.
- Fox J.A, Shogren J.F, Hayes D.J & Kliebenstein J.B, (1998), "Contingent values with experimental auctions", *American Journal of Agricultural Economics*, 80(3), 455-465.
- Frewer, L.J, Howard, C., Hedderley, D. and Sheperd, R. (1996) What determines trust in information about food-related risks? Underlying psychological constructs. *Risk analysis*, 16, 4, 473-486.
- Eom, Y.S. (1994) Pesticide residue risk and food safety valuation: a random utility approach. *American Journal of Agricultural Economics* 76, 760-771.
- Gregory R. et Mendelsohn R. (1993), Percieved risk, dread, and benefits. *Risk analysis*, 13, 3, 259-264.
- Halbrendt, C., Pesek, J., Parsons, A., Lindner, R. (1995) Using conjoint analysis to assess consumers' acceptance of pST-supplemented pork. In *Valuing Food Safety and Nutrition*, (J.A. Caswell, ed., Pr at Department of Resource Economics – University of Massachusetts-Amherst), pp. 129-154, Westview Press. Boulder-San Francisco-Oxford.
- Hammit, J.K. (1993) Consumer willingness to pay to avoid pesticide residues. *Rand RP* 227-1993.
- Hayes D.J, Shogren J.F, Shin A.Y & Kliebenstein J.B, (1995), "Valuing food safety in experimental auction markets", *American Journal of Agricultural Economics*, 77, 40-53.
- Henson, S. (1996) Consumer willingness to pay for reductions in the risk of food poisoning in the UK. *Journal of Agricultural Economics* 47(3), 403-420.
- Higgins N.C. et Watson J.E. (1995), Unrealistic optimism as a fuction of repeated victimization, *Canadian psychology*, 36.
- Holland, D., Wessels, C.R. (1998) Predicting consumer preferences for fresh salmon: the influence of safety inspection and production method attributes. *Agricultural and Resource Economics Review* 27(1), 1-14.
- IFEN, (1996) Indicateurs de performance environnementale de la France, Lavoisier, Tec & Doc.
- Johansson, P.O. (1996) Commodity prices as payment vehicles in valuation experiments. *Environmental and Resource Economics* 8, 247-254.
- Kim, D.Y., Chern, W.S. (1995) Health risk concern of households vs. food processors: estimation of hedonic prices in fats and oils. In *Valuing Food Safety and Nutrition*, (J.A. Caswell, ed. Pr at Department of Resource Economics – University of Massachusetts-Amherst), pp. 155-172, Westview Press. Boulder-San Francisco- Oxford.
- Krieger, D.J., Hoehn, J.P. (1995) Anglers' Willingness to pay for information about chemical residues in sport fish: Design of a CV questionnaire. In *Valuing Food Safety and Nutrition*, (J.A. Caswell, ed. Pr at Department of Resource Economics – University of

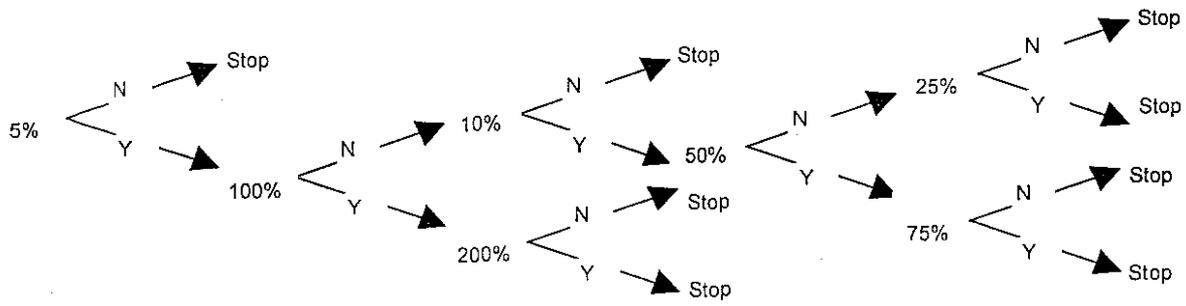
- Massachusetts-Amherst), pp. 257-286, Westview Press. Boulder-San Francisco-Oxford.
- Krupnick, A.J. and Cropper, M.L. (1992) The effect of information on health risk valuations. *Journal of Risk and Uncertainty*, 5, 29-48.
- Latouche, K., Rainelli, P., Vermersch, D. (1999) Food safety issues and the BSE scare : some lessons from the French case, *Food Policy* 23(5), 347-356.
- Lin, C.T.J., Milon, J.W. (1995) Contingent Valuation of health risk reductions for shellfish. In *Valuing Food Safety and Nutrition*, (J.A. Caswell, ed. Pr at Department of Resource Economics – University of Massachusetts-Amherst), pp. 83-114, Westview Press. Boulder-San Francisco- Oxford.
- Livre Vert de la Commission des Communautés Européennes, (1997) Principes généraux de la législation alimentaire dans l'Union Européenne. In : La nouvelle politique européenne de sécurité alimentaire au service de la santé, Club de Bruxelles, sous la direction de J. Smith.
- Maximilien, R. and Masse, R. (1994) Evolution du risque toxicologiques des métaux non ferreux. *Réalités Industrielles* février, 56-60.
- Melton B.E, Huffman W.E & Shogren J.F, (1996), "Economic values of pork attributes : hedonic price analysis of experimental auction data", *Review of Agricultural Economics*, 18, 613-27.
- Nelson. P, 1974, Advertising as information, *Journal of Political Economy*, 82, 729-754.
- Ott, S.L., Huang, C.L., Misra, S.K. (1991) Consumers perceptions of risks from pesticide residues and demand for certification of residue free produce, In *Economics of food safety*, (J.A. Caswell, ed. Pr at Department of Resource Economics – University of Massachusetts-Amherst), pp. 175-188, Elsevier Science Publishing Co., Inc, New York-Amsterdam-London-Tokyo.
- Ready, R.C., Buzby, J.C., Hu, D. (1996) Differences between continuous and discrete contingent value estimates. *Land Economics* 72(3), 397-411.
- Roberts, T. , Marks, S. (1995) Valuation by the cost of illness method: the social costs of Escherichia Coli O157:H7 foodborne disease. In *Valuing Food Safety and Nutrition*, (J.A. Caswell, ed. Pr at Department of Resource Economics – University of Massachusetts-Amherst), pp. 173-206, Westview Press. Boulder-San Francisco-Oxford.
- Shafer,G. and Tversky, A. (1988) Languages and designs for probability judgment. In: Bell, D; Raiffa, H. and Tversky, A (eds), *Decision making - Descriptive, normative and prescriptive interactions*, Cambridge University Press.
- Shin, S.Y., Kliebenstein, J., Hayes, D.J., Shogren, J.F. (1992) Consumer willingness to pay for safer food products. *Journal of Food Safety* 13, 51-59.
- Smith, V.K. and Desvougés, W.H. (1987) An empirical analysis of the economic value of risk changes. *Journal of Political Economy* 95, 11, 89-114.
- Smith, V.K. and Desvougés, W.H. (1989) Subjective versus technical risk estimates: do risk communication policies increase consistency? *Economic Letters* 31, 287-291.
- Smith, M.E., Van Ravenswaay, E.O., Thompson, S.R. (1988) Sales loss determination in food contamination incidents: an application to milk bans in Hawaii,. *American Journal of Agricultural Economics* 70(3), 513-520.

- Swartz, D. & Strand, 1981, Avoidance costs associated with imperfect information : the case of kepone, *Land Economics*, 57, 2, 139-150.
- Tversky, A. and Kahneman, D. (1992) Advances in prospect theory: cumulative representation of uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty* 5, 297-323.
- Tversky A et Kahneman D. (1973), Availability : A heuristic for judging frequency and probability , *Cognitive psychology*, 5, 207-232.
- Tversky A et Kahneman D. (1974), Judgement under uncertainty : heuristic and biasis. *Science*, 185, 1124-1130
- Van Ravenswaay, E., Hoehn, J.P. (1991) Consumer willingness to pay for reducing pesticide residues in food: results of a nationwide survey. Staff Paper 91-18, Department of Agricultural Economics. Michigan State University.
- Van Ravenswaay, E., Hoehn, J.P. (1991) Contingent valuation and food safety: the case of pesticide residues in food. Staff Paper 91-13. Department of Agricultural Economics. Michigan State University.
- Weaver, R.D., Evans, D.J., Luloff, A.E. (1992) Pesticide use in tomato production: consumer concerns and willingness to pay, *Agribusiness* 8(2), 131-142.
- Wessels, C., Anderson, J. (1995) Consumer willingness to pay for seafood safety assurances. *The Journal of Consumer Affairs* 29(1), 85-107.

Tableau 1. Quelques évaluations de la sécurité alimentaire

Authors	Food	Hazard	Risk	Method
Bagnara	peaches	<i>pesticides, chemical residues</i>	subjective	Contingent Valuation Method (CVM)
Baker et Crosbie	apples	<i>pesticides</i>		conjoint analysis
Buhr et al	meat	<i>Growth enhancer</i>	ambiguous probability	experiment
Eom	fresh produce	<i>pesticides</i>	subjective and objective	CVM
Halbrendt et al,	fresh pork	<i>somatotropin</i>		conjoint analysis
Hammit	vegetables	<i>pesticides</i>	objective	revealed preferences
Henson	chicken, eggs	<i>salmonella</i>	objective	CVM
Holland et Wessels	fresh salmon			conjoint analysis
Kim et Chern	fats & oils	<i>fatty acids</i>		hedonic price
Krieger et Hoehn,	fish	<i>mercury</i>	subjective	CVM*
Latouche et al	beef	<i>BSE</i>	subjective	CVM
Lin et Milon	oysters	<i>no reference</i>	subjective and established	CVM
Ott et al	fresh produce	<i>pesticides</i>	subjective	CVM
Ready et al	grapefruit	<i>pesticides</i>	subjective	CVM
Roberts et Marks,		<i>E. Coli O157</i>		Cost of illness
Shin et al	meat	<i>Salmonella & Trichinella</i>	subjective & estimated	experiment
Smith et al	milk	<i>pesticides, heptachlor contamination</i>		Value of lost sales (estimation)
Van Ravenswaay et Hoehn,	apples	<i>pesticides</i>	subjective	CVM
Weaver et al	tomatoes	<i>pesticides</i>	subjective	CVM
Wessels et Anderson,	seafood	<i>all</i>	subjective	experiment

Figure 1. L'arbre des offres



Chapitre 3.

Approche théorique et empirique de la valeur d'existence

Application aux espèces animales protégées

Stéphanie Durand, Patrick Point

INTRODUCTION

La protection de la richesse biologique suscite à l'heure actuelle de nombreuses réflexions. Des interrogations naissent sur la possibilité de maintenir la biodiversité tout en tenant compte des exigences économiques, sociales et culturelles. Il est clair que la préservation des habitats par exemple peut conduire à renoncer à certaines activités créatrices de richesses et d'emplois (exploitations forestières, carrières, infrastructures...) ou à certains usages (chasse, randonnée...). Le soutien, voire la réintroduction d'espèces menacées mobilise également des ressources financières qui pourraient s'employer ailleurs.

Les réactions à la directive Natura 2000 ont montré que le coût d'opportunité de la protection est perçu comme non négligeable par nombre d'agents qu'ils soient propriétaires privés ou collectivités locales. L'examen des péripéties associées à la préservation d'une espèce emblématique telle que l'ours des Pyrénées révèle qu'il est aujourd'hui utile de chercher à identifier les bénéfices sociaux tirés de l'existence d'espèces et notamment de celles qui ont le statut d'espèces menacées.

S'il est évidemment totalement illusoire de vouloir procéder à une analyse coûts-bénéfices complète en la matière, il n'est pas inutile de disposer d'informations de type coûts-bénéfices permettant d'éclairer les décisions.

Peut-on approcher la valeur économique sociale de la protection des espèces menacées ? Le marché ne révèle que très partiellement la valeur de ces espèces qui participent à l'image de marque des régions qui les recèlent. Le marché est d'autant plus inopérant que les espèces ont un caractère furtif et se trouvent par là même dénuées de toute valeur d'usage. Les individus attribuent incontestablement de la valeur à la protection de ce type d'actif. Cette valeur se relie exclusivement à l'existence de l'espèce. Dans un tel cas, seules les techniques d'enquête auprès des individus sont susceptibles de faire émerger des informations sur cette valeur.

Peu d'études en France ont tenté d'évaluer la valeur d'existence d'une espèce protégée ; récemment Armand et Bonnioux (1999) à la suite d'une évaluation empirique de la valeur totale du poisson sauvage identifient comme valeur d'existence les consentements à payer positifs exprimés par les pêcheurs qui ne pratiquent pas la pêche sauvage ; cette valeur est comprise entre 20F et 50F par pêcheur et par an¹. L'évaluation contingente, bien qu'encore controversée, est la seule méthode permettant de quantifier cette valeur de non-usage ; elle apparaît simple d'utilisation mais elle soulève de délicats problèmes méthodologiques.

I. REPERES CONCEPTUELS ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

On observe une multiplication de termes divers pour évoquer les valeurs non liées à l'usage. Apparaissent ainsi les notions de valeurs intrinsèques, de valeurs de préservation, de valeurs de legs, de valeurs d'usage passif etc... Il est nécessaire de réfléchir à la cohérence de ces différents concepts.

A. L'émergence du concept

C'est J. Krutilla qui le premier a introduit en 1967 le concept de valeur d'existence dans un article de l'AER sous le titre : Conservation reconsidered. Il y indiquait que les consommateurs n'ont pas besoin d'avoir un comportement actif pour attacher de la valeur à certaines composantes du patrimoine naturel. Il indiquait deux motivations : préserver une option pour un usage futur, et assurer à leurs descendants le transfert d'un patrimoine

¹ On notera également l'étude de Willinger et al. sur la valeur d'existence de la nappe d'Alsace.

naturel. Certains ont ensuite évoqué le concept de valeur intrinsèque (Fisher, Raucher 1984) ou celui de valeur de préservation (Sutherland, Walsh 1985).

Des motivations diverses sont mentionnées par les auteurs. A celles de Krutilla, on a vu s'adjoindre des considérations altruistes qui font que l'on souhaite voir conservée la ressource pour le profit des autres et des générations futures (Mc Connel 1983). Il faut auparavant lever une ambiguïté associée au concept de valeur d'option introduit dans ce débat par J. Krutilla. En réalité, la valeur d'option est la différence algébrique entre des valeurs fixées selon deux points de vue différents : une perspective *ex ante*, et une perspective *ex post* basée sur l'espérance mathématique du surplus. La présence d'incertitude pose des problèmes spécifiques d'évaluation qui concernent aussi bien les valeurs d'usage que de non usage. Cette question doit donc être traitée de façon séparée.

Ainsi que l'observe Freeman, les arguments relatifs aux motivations contribuent à rendre plausible l'existence de la valeurs d'existence! Ils ne constituent pas une preuve. Il est donc essentiel de tester l'hypothèse selon laquelle ce type de valeur peut-être positif. Par contre l'identification des motivations n'est pas un exercice inutile. En effet, elle permet de préciser l'usage qui peut être fait, notamment dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice des valeurs estimées.

Mais où est la frontière entre valeurs d'usage et non liées à l'usage? S'agissant des valeurs d'usage, l'approche la plus commune consiste à identifier un bien ou un service marchand qui entretient une relation de complémentarité avec la composante de patrimoine naturel à laquelle on s'intéresse. On mesurera l'usage en considérant la quantité acquise du bien ou du service complémentaire. Par exemple pour la valeur de loisir d'un site naturel, le bien complémentaire est constitué par « l'achat de trajets » vers le site. L'usage sera mesuré en nombre de déplacements « achetés ».

Deux difficultés se présentent ici. D'une part la proximité physique avec un actif naturel par exemple un représentant d'espèce rare, peut être réalisée sans qu'il y ait acquisition spécifique d'un bien marchand, tout simplement du fait d'une proximité accidentelle. D'autre part, certains ont avancé (Randall, Stoll 1983) que la proximité physique n'était pas nécessaire pour qu'il y ait usage de la ressource. Ils évoquent la valeur dégagée par la simple contemplation dans des revues et magazines de scènes de nature par exemple. Ce phénomène est désigné sous le vocable de consommation de substitution (vicarious consumption). Il correspond aussi à ce que Boyle et Bishop (1987) appellent valeurs d'usage indirect.

Observons que ces valeurs peuvent exister alors même que l'élément du patrimoine naturel concerné a disparu. De plus ces valeurs sont largement dépendantes des supports, ce qui rend toute recherche de relation très hypothétique.

Pour conserver une relative clarté dans ce débat, il est sans doute raisonnable de réserver le terme de valeur d'usage pour tout ce qui peut être rattaché à une consommation *in situ* mesurée en termes d'un bien marchand complémentaire. Le reste, et notamment les valeurs de substitution, vient alors rejoindre les valeurs non liées à l'usage. Comme l'a fait Freeman, il nous semble important de distinguer un seuil dans l'usage des actifs naturels correspondant à risque de dégradation irréversible ou de disparition. Tout franchissement de ce seuil amène dans une zone où l'existence même de la ressource est en cause. On réserve le terme de valeur d'existence pour désigner le prix que l'on attache à ne pas voir ce seuil dépassé.

Munis de ces distinctions, nous pouvons envisager deux situations qui vont déterminer les possibilités de révélation des valeurs d'usage passif. Dans la première, on peut maintenir un lien entre un ou des biens marchands et l'actif naturel non marchand, notamment sous l'hypothèse de complémentarité faible. Ce cadre d'analyse permet de faire apparaître la valeur d'usage passif et la valeur d'existence pour des usagers actifs. On pourrait ainsi identifier les valeurs d'usage passif et d'existence attachées à une espèce telle que le saumon, mais pour des individus pratiquant la pêche au saumon.

Ce lien entre un actif naturel et un ou des biens marchands n'est pas toujours assuré. On est alors conduit à opter pour une séparabilité entre biens marchands et actif naturel dans la fonction d'utilité.

B. Le cadre théorique de référence

Nous pouvons envisager deux situations qui vont déterminer les possibilités de révélation des valeurs d'usage passif. Dans la première, on peut maintenir un lien entre un ou des biens marchands et l'actif naturel non marchand, notamment sous l'hypothèse de complémentarité faible. Ce cadre d'analyse permet de faire apparaître la valeur d'usage passif et la valeur d'existence pour des usagers actifs. On pourrait ainsi identifier les valeurs d'usage passif et d'existence attachées à une espèce telle que le saumon, mais pour des individus pratiquant la pêche au saumon. Ce lien entre un actif naturel et un ou des biens marchands n'est pas toujours assuré. On est alors conduit à opter pour une séparabilité entre biens marchands et actif naturel dans la fonction d'utilité.

- 1) Définition des valeurs de non usage et des valeurs d'existence sous l'hypothèse de complémentarité faible.

Classiquement, depuis les travaux de Mäler (1974), on exprime le rôle des actifs naturels environnementaux comme un bien public présent à part entière dans la fonction d'utilité. Dans ce modèle, le

consommateur a des préférences exprimées sur un ensemble de biens marchands x et sur un ensemble d'attributs environnementaux noté q . Ce dernier ensemble est exogène pour les consommateurs. C'est à dire qu'ils peuvent modifier les quantités de x , mais pas celles de q . Les préférences sont représentées par la fonction d'utilité $u(x, q)$.

La mesure de bien-être pour un changement quantitatif de q^0 à q^1 affectant un actif naturel non marchand q est le surplus compensateur SC : $e(P, q^0, u^0) - e(P, q^1, u^0)$ où u^0 est la solution de $\text{Max} : u(x, q^0)$ sc $P \cdot X \leq M$.

La dérivée de la fonction de dépense par rapport à q donne la fonction de demande compensée inverse pour q . On peut alors obtenir le surplus compensateur par intégration entre q^0 et q^1 . Ceci donne une mesure de la valeur totale. Pour pouvoir distinguer entre valeur d'usage passif et d'usage actif, il faut ajouter des hypothèses supplémentaires. On reprendra ici l'hypothèse selon laquelle l'usage d'une ressource est mesuré par la consommation d'un bien marchand x_0 entretenant une relation de complémentarité faible avec l'actif naturel q .

On se situera systématiquement dans des situations où q baisse ($q^0 > q^1$) et on utilisera la définition du surplus compensateur comme mesure de la variation de bien-être.

L'approche privilégiée ici suit d'assez près la formulation adoptée par Freeman (1993).

Soit q_{Min} le niveau minimum de q pour lequel on peut considérer que la ressource est disponible pour l'usage. Ce niveau seuil permet de considérer des situation pour lesquelles, il y a disparition de la valeur de non-usage, alors même que la ressource n'est pas totalement détruite.

On suppose que le prix de réservation p_0^* est une fonction croissante de q lorsque $q > q_{Min}$. On admet par ailleurs que la demande compensée pour le bien complémentaire mesurant l'usage de q a les caractéristiques suivantes :

a) Pour $0 \leq q \leq q_{Min}$,

$$x_0 = x_0(p_0, P, q, U) = 0$$

pour tout $p_0 \geq 0$

b) Pour $q \geq q_{Min}$

$$x_0 = x_0(p_0, P, q, U) > 0$$

pour $0 \leq p_0 \leq p_0^*$

et,

$$x_0 = x_0(p_0, P, q, U) = 0$$

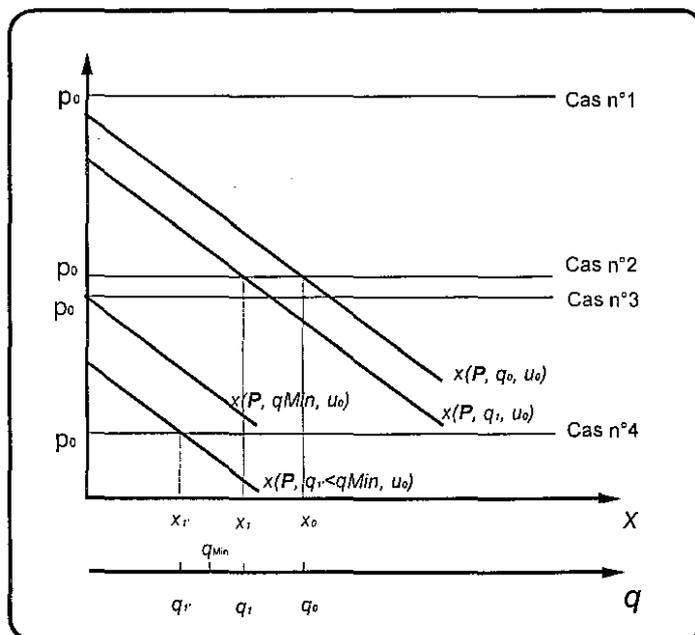
pour $p_0 \geq p_0^*$

La condition a) indique que si la ressource est au-dessous d'un certain seuil, aucune utilisation n'interviendra, même si le prix d'usage est nul. Dans une approche en terme de fonction de production du ménage, on pourrait dire que dans la combinaison facteur marchand, facteur environnemental, ce dernier a le statut de facteur essentiel.

La condition b) n'appelle pas de commentaire particulier.

En suivant Freeman (1993) on peut examiner 5 cas pour lesquels des variations dans q et p_0 affectent le niveau d'usage mesuré par x_0 . Le graphe n° 1 permet de visualiser ces différentes situations.

Cas n°1



Il permet d'identifier la valeur d'usage passif pur.

Si $p_0 \geq p_0^*$ alors, la demande du bien x_0 est nulle aussi bien pour le niveau q^0 que q^1 . On suppose que ces deux valeurs sont supérieures à $qMin$. Alors, l'individu est un non utilisateur actif de q avant et après sa variation. La valeur de la variation de q est donnée par la différence dans les fonctions de dépense qui est nécessaire pour revenir au niveau initial d'utilité après l'impact sur q .

Le surplus compensé est donc :

$$SC^{UP} = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0) < 0$$

Observons que puisque l'usage de q serait toujours nul si le prix tombait au niveau du prix de réservation p_0^* , on peut aussi écrire :

$$SC^{UP} = e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^1, U^0)$$

Cas n°2

Le prix du bien marchand est inférieur au prix de réservation. Il s'ajoute une valeur d'usage. On suppose toujours que $q^0 > q^1 > qMin$. La valeur d'usage est mesurée par l'accroissement nécessaire dans la fonction de dépense pour compenser la hausse du prix du bien x_0 qui ramène son usage à zéro. Cette valeur fournit une mesure monétaire du changement de bien être associé à l'usage pour le prix existant p_0 .

La perte de valeur pour un passage de q^0 à q^1 est la différence de surplus compensé associé à un passage au prix de réservation pour les deux niveaux de q .

$$SC^{UA} = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0) - e(p_0^*, P, q^1, U^0) < 0$$

Observons que SC^{UA} peut être défini, uniquement s'il y a un prix de réservation qui annule la demande. C'est la surface entre deux courbes de demande compensées pour x_0 paramétrées par les deux niveaux de q .

Maintenant définissons une valeur d'usage passif comme un changement dans la fonction de dépense qui maintien l'utilité totale constante alors même que le prix du bien marchand s'est accru de façon telle que l'on utilise plus q . (Penser en terme de site fréquenté et de prix de visites) :

$$SC^{AUP} = e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^1, U^0) < 0$$

Cette expression définit un pur usage passif pour un individu pratiquant un usage actif.

Si l'on compare l'expression générale du surplus compensateur :

$$SC = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0)$$

avec SC^{UA} et SC^{AUP} , on constate que : $SC = SC^{UA} + SC^{AUP}$

Vérification :

$$SC = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0) + e(p_0^*, P, q^1, U^0) + e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^1, U^0)$$

$$SC = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0)$$

Ainsi, si le niveau initial de q , et le prix de x_0 sont tels qu'il y a usage de la composante de patrimoine naturel, alors on montre que les valeurs d'usage passif et actif peuvent être définies d'une façon qui assure la cohérence de l'additivité. Si les conditions de complémentarité faible sont satisfaites, alors $SC^{AUP} = 0$ et $SC = SC^{UA}$.

Cas n° 3

Maintenant supposons $q^1 < qMin$ et $q^0 = qMin$. Supposons également que au niveau $q^0 = qMin$, le prix de réservation soit égal au prix de marché ($p_0 = p_0^*$) de façon telle que :

$$x_0(p_0, P, q^0, U^0) = x_0(p_0^*, P, q^0, U^0) = 0$$

A partir de la définition du surplus compensateur, la perte due au passage de $qMin$ à q^1 est :

$$SC = e(p_0, P, qMin, U^0) - e(p_0, P, q^1, U^0) < 0$$

Puisque $p_0 = p_0^*$, il n'y a pas d'usage actif. On est donc confronté à une perte de valeur d'usage passif. On peut ici la qualifier de valeur d'existence puisqu'on atteint un niveau qui remet en cause l'existence de la ressource. La présence de ce seuil se marquera par l'hypothèse d'une discontinuité de la fonction de dépense et par le fait que $\partial e(p_0, P, q, U) / \partial q = 0$ pour $q < qMin$.

Cas n° 4

Supposons à nouveau que $q^l < qMin$ et $q^0 = qMin$, mais par contre $p_0 < p_0^*$. Le passage de q^0 à q^l se traduit par la perte simultanée de la valeur d'usage et de la valeur d'existence.

Pour ce qui est de l'usage actif :

$$SC^{UA} = e(p_0, P, qMin, U^0) - e(p_0^*, P, qMin, U^0)$$

La perte de valeur d'existence peut s'obtenir par différence avec la perte totale :

$$\begin{aligned} SC^E &= SC - SC^{UA} \\ &= e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^l, U^0) - e(p_0, P, qMin, U^0) + e(p_0^*, P, qMin, U^0) \\ &= e(p_0^*, P, qMin, U^0) - e(p_0, P, q^l, U^0) \end{aligned}$$

Mais, $e(p_0, P, q^l, U^0) = e(p_0^*, P, q^l, U^0)$ quand l'utilisation est exclue du fait de la non existence.

D'où :

$$SC^E = e(p_0^*, P, qMin, U^0) - e(p_0^*, P, q^l, U^0)$$

Ceci montre qu'il est possible de définir les valeurs d'usage et d'existence d'une façon cohérente telle que la valeur totale satisfasse à la condition d'addition. Si la condition de faible complémentarité tient, alors $SC^E = 0$, et la valeur totale égale SC^{UA} .

Cas n° 5

Finalement, considérons le cas général où : $q^l < qMin < q^0$. La perte a trois composantes : La première est une perte de valeur d'usage actif associée à la baisse de q au dessous du seuil. Elle est donnée par :

$$SC^{UA} = e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^0, U^0)$$

La seconde est une perte de valeur d'usage passif donnée (pour un usager actif) par une version révisée de SC^{ALP} dans laquelle $qMin$ remplace q^l .

$$SC^{ALP} = e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, qMin, U^0) < 0$$

La troisième est une perte de valeur d'existence CS_E .

$$SC^E = e(p_0^*, P, qMin, U^0) - e(p_0, P, q^l, U^0) < 0$$

Ces composantes de la valeur satisfont à la condition d'additivité ainsi qu'on peut le vérifier :

$$\begin{aligned} SC &= SC^{UA} + SC^{ALP} + SC^E \\ &= e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, q^0, U^0) + e(p_0^*, P, q^0, U^0) - e(p_0^*, P, qMin, U^0) \\ &\quad + e(p_0^*, P, qMin, U^0) - e(p_0, P, q^l, U^0) \\ &= e(p_0, P, q^0, U^0) - e(p_0, P, q^l, U^0) \end{aligned}$$

Ce qui est bien l'expression de SC .

Récapitulons les trois pertes :

- perte d'usage parce que le dépassement du seuil rend l'usage actif impossible
- perte d'usage passif du fait de la dégradation au-dessous du seuil
- perte de valeur d'existence

La première intervient quand q est plus grand que $qMin$ et $x_0 > 0$. Elle peut être mesurée par la différence de surplus du consommateur associée à l'utilisation des deux niveaux de q .

La deuxième et une composante d'usage passif qui intervient car x_0 est non essentiel dans la fonction de production du ménage, et la productivité de q est supérieure à zéro (si $q > qMin$) quand $x_0 = 0$. Ceci est une valeur d'usage passif pour un utilisateur actif.

La troisième est liée au franchissement de q_{Min} et intervient car q est un facteur essentiel dans la fonction de production du ménage de façon telle que la productivité marginale de $x_0 = 0$ lorsque $q < q_{Min}$. Ceci est une valeur d'existence.

2) Valeurs d'usage passif pour des actifs naturels non marchands sans lien avec des biens marchands.

Cette situation impose une structure particulière pour la fonction d'utilité. Elle suppose une séparabilité avec q comme argument unique d'un sous-ensemble de la fonction d'utilité. La structure proposée notamment par McConnell (1983) est du type suivant :

$$u(x, q) = G[\bar{u}(x, q), q]$$

où $G[.]$ est croissante par rapport aux deux arguments et $\bar{u}(.)$ non décroissante pour les deux ensembles d'arguments et quasi-concave pour x . La séparabilité impose que le taux marginal de substitution entre les x est indépendant de $G[.]$.

Soit $\bar{v}(P, q, y)$ la fonction d'utilité indirecte associée à $\bar{u}(.)$, On a :

- Le surplus compensateur SC^{UA} pour l'usage actif tel que :

$$\bar{v}(P, q^I, y - SC^{UA}) = \bar{v}(P, q^0, y)$$

- Le surplus compensateur SC^{UP} pour l'usage passif tel que :

$$G[\bar{v}(x, q^I, y - SC^{UA} - SC^{UP}), q^I] = G[\bar{v}(x, q^0, y), q^0]$$

Parmi les conséquences qu'implique cette définition, nous noterons que les conditions d'intégrabilité de Hurwicz-Uzawa² ne peuvent être satisfaites que pour $\bar{u}(.)$ et non $G[.]$. Ceci illustre bien le fait que les méthodes de préférences révélées ne permettent pas de remonter à la valeur SC^{UP} . A l'inverse, la méthode d'évaluation contingente permet d'obtenir directement :

$$SC = SC^{UA} + SC^{UP}$$

Les actifs naturels auxquels nous allons nous intéresser dans la suite de ce document conduisent à privilégier cette dernière approche.

En effet, nous examinons la situation d'espèces animales furtives qui donc ne peuvent qu'accidentellement être l'objet d'un contact direct. Ce sont bien des valeurs d'usage passif qui s'attachent à elles. Comme de plus ces espèces sont considérées comme menacées on a bien ici la notion de seuil qui désigne alors les valeurs comme des valeurs d'existence.

Les investigations vont s'appuyer sur une enquête exploratoire comportant une évaluation contingente.

C. Les objectifs de l'étude

Depuis 1986, l'évaluation contingente est admise par le département intérieur aux États-Unis pour estimer les coûts des dommages liés à l'usage ou le non-usage des actifs environnementaux. Cette pratique a été admise notamment dans le cadre de la législation relative à la fixation de la responsabilité et des compensations adéquates pour les rejets de substances dangereuses. En réponse aux polémiques concernant les évaluations des dommages causés par le naufrage de l'Exxon Valdez (1989) des règles de conduites pour effectuer chacune des étapes nécessaires à la mise en place d'une évaluation contingente ont été publiées en 1993 par le NOAA Panel. Pour la construction du questionnaire, elles préconisent notamment l'utilisation d'une question dichotomique pour l'évaluation monétaire, l'annonce du coût du programme présenté et le paiement en une fois. Concernant l'administration du questionnaire les auteurs recommandent une interview directe, la nécessité d'avoir un taux de réponse d'au moins 70%, et de travailler sur de grands échantillons répondant à une réelle stratégie d'échantillonnage. Une analyse des motivations des individus est indispensable afin de voir si les individus attribuent véritablement une valeur monétaire susceptible d'être utilisée lors d'une décision publique. La publication de ces recommandations³ illustre les difficultés méthodologiques concernant cette méthode d'évaluation qui est pourtant la seule susceptible de fournir des valeurs de non-usage associées à des actifs naturels.

² basées sur la résolution du système d'équations différentielles partielles obtenues par dérivation de la fonction de dépense par rapport aux prix des biens x .

³ dont nous nous n'avons pas évoqué la totalité, ni le détail.

L'expérience française est très réduite dans ce domaine. Nous avons donc lancé une recherche exploratoire qui s'appuie sur une enquête menée auprès d'étudiants de l'Université Montesquieu-Bordeaux IV. Ce choix exclut bien sûr toute ambition de représentativité. Cette population particulière qui sert de support à l'expérimentation n'est tout de même pas dénuée d'intérêt. Les individus jeunes et relativement bien formés qui la composent, sont susceptibles de peser sur les choix que la société sera amenée à effectuer dans avenir proche. Il peut être pertinent de s'intéresser à leur système de valeur dans ce domaine.

Compte tenu des acquis déjà obtenus et consacrés dans la littérature internationale et dans la perspective d'une mise en œuvre opérationnelle, nous avons choisi de concentrer nos investigations empiriques autour, des motivations conduisant à une valeur d'existence, des biais associés aux différentes techniques de révélation du consentement à payer et de l'agrégation des consentements à payer.

D. Présentation rapide de l'enquête

Nous indiquerons succinctement la structure des questionnaires, les variantes adoptées et le mode d'administration de l'enquête.

Les questionnaires comprennent trois parties principales :

- Une première partie permet aux individus de rentrer dans le questionnaire, elle comprend un module sur les motivations des individus quant à la protection des espèces (*module1*) ;
- Une deuxième partie concerne l'évaluation du consentement à payer pour chacune des trois espèces choisies et pour les trois réunies (*module2*) ; Ce module diffère suivant les questionnaires. En effet, l'impact du choix du support de paiement et/ou du format de la question d'évaluation sur le consentement à payer des individus donnant lieu encore à beaucoup de critiques, il nous a paru intéressant de tester l'impact de ces différents choix pour l'évaluation de la valeur d'existence. Pour cela deux supports de paiement ont été choisis : l'augmentation de la part régionale de la taxe d'habitation et le don à une association. La question d'évaluation prend deux formes différentes suivant les questionnaires : une question dichotomique comme le recommande le NOAA Panel qui est suivie par une question ouverte afin d'avoir une information supplémentaire mais aussi une question ouverte sous forme d'échelle. Ce dernier format a l'avantage de faire construire une valeur par les individus en plusieurs étapes, en effet dans un premier temps il leur est demandé de rayer les sommes qu'ils trouvent trop importantes, puis celles qu'ils considèrent trop faibles et enfin d'indiquer dans l'intervalle restant leur CAP.
- Enfin un module de questions socio-économiques adaptées à la population étudiante qui compose notre échantillon(*module3*). Ce module comprend des questions socio-économiques classiques (âge, sexe....) ainsi que des questions sur les activités des étudiants, leur appartenance ou non à une association de protection de l'environnement et/ou à un parti politique.... La révélation des revenus des étudiants se décompose en plusieurs questions afin de pouvoir obtenir un revenu "brut" commun pour tous les étudiants.

E. Les différents questionnaires

Dans l'ensemble des questionnaires, trois groupes seront différenciés : QTD, QDE, QTE.

<i>Notations</i>	<i>Support de paiement</i>	<i>Format des questions d'évaluation</i>
QTD	Taxe	Dichotomiques
QDE	Don	Ouvertes (échelle)
QTE	Taxe	Ouvertes (échelle)

Tab 1: Description des questionnaires

Le format dichotomique a semblé plus adapté à la taxe qu'au don car la taxe est souvent d'un montant imposé.

L'enquête a été distribuée auprès d'étudiants de l'université Montesquieu Bordeaux IV lors de séances de travaux dirigés des sections A.E.S. et Sciences économiques. La première phase de l'enquête s'est déroulée durant le mois d'avril 1998 ; puis une seconde vague d'enquête a été distribuée en janvier 1999 afin de compléter nos échantillons.

La base de donnée est donc constituée de 557 questionnaires si l'on considère ceux où les revenus manquent, répartis de la façon suivante :

- 344 QTD
- 102 QTE
- 111QDE

Les effectifs pour les différentes sommes proposées pour les questionnaires dichotomiques varient de 8 à 45.

II. L'ANALYSE DES MOTIVATIONS

L'analyse des motivations a deux objectifs principaux : différencier les vrais des faux zéros, et mieux comprendre d'un point de vue théorique les valeurs monétaires énoncées par les individus interrogés. En effet, l'analyse de ces motivations permet de différencier les individus les plus attachés au caractère fonctionnel de la ressource, de ceux qui consentent à payer pour protéger une espèce afin de léguer une partie du patrimoine naturel à leurs enfants.

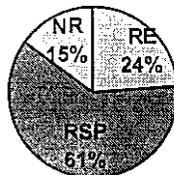
A. Le problème des zéros

Avant les questions d'évaluation monétaire, le projet est présenté aux individus de la façon suivante pour les questionnaires s'appuyant sur le paiement d'une taxe :

*« Nous nous intéressons maintenant à 3 espèces régionales PROTEGEES spécifiques : Esturgeon ouest-européen, Ours brun des Pyrénées, Vison...
Afin d'assurer la survie à long terme de ces trois espèces, des fonds supplémentaires sont nécessaires. Imaginez que les pouvoirs publics souhaitent augmenter le montant annuel consacré à cette action. (Imaginez qu'une association indépendante ait pour but la protection et la survie à long terme de ces espèces, sa principale source de financement étant les dons des particuliers). Imaginez que pour cela ils envisagent d'augmenter la part régionale de la taxe d'habitation pendant 5 ans pour alimenter un fond spécifique ; fond qui serait exclusivement utilisé pour protéger et assurer la survie à long terme de ces espèces. (Supposez qu'afin d'atteindre son objectif de survie des espèces, cette association lance une campagne pour récolter les dons nécessaires). »*

A la suite de cette présentation, il est demandé aux individus s'ils acceptent « le principe de paiement d'une taxe (d'un don) », si non pourquoi ? Le format choisi est celui d'une question ouverte de façon à ne pas influencer les individus ; 159 individus (28,6% des questionnaires saisis) ont refusé le principe de paiement qui leur était proposé. La question ouverte de justification a été codée de façon à différencier les individus qui refusent le paiement d'une taxe ou d'un don par rejet du support de paiement (RSP), des individus qui ne sont pas sensibles à l'environnement (RE). Parfois des individus évoquent les 2 raisons, dans ce cas là, la première justification énoncée est retenue, d'autres n'indiquent aucune justification à leurs refus, il sont codés NR. Après codage, la répartition des 159 individus entre ces 3 catégories est la suivante :

Répartition des Zéros



Le codage RE (Refus Environnement) est attribué aux individus qui ne sont pas considérés comme sensibles à l'environnement, ils refusent le principe de paiement pour la protection des espèces car ils considèrent que « la protection des espèces n'est pas prioritaire » ... ; on peut donc facilement considérer d'un point de vue théorique, que pour ces individus une amélioration (ou une dégradation) de l'environnement n'entraîne pas de variation de leur utilité, ce qui justifie que leur CAP soient nuls, ces individus expriment un CAP nul qui témoigne d'une variation d'utilité nulle donc un « vrai » zéro.

Par contre les individus évoquant comme raison principale un refus du support de paiement, RSP, (« on paie déjà assez de taxes », « je ne veux pas donner à une association car on ne sait pas ce que devient notre argent »...) peuvent avoir une variation d'utilité non nulle suite à une dégradation de l'environnement, ils seraient peut-être prêt à payer pour la préservation d'au moins une de ces espèces si le support de paiement présenté était différent ; leurs CAP nuls ne peuvent donc pas être considérés comme des vrais zéros, ils seront

plutôt qualifiés de « zéros de protestation » (ZP). Cela serait une attitude très conservatrice que de garder ces zéros dans les calculs et travaux empiriques.⁴

Par la suite, afin de montrer l'impact de la différenciation des zéros, l'ensemble des résultats sera présenté pour un échantillon où tous les zéros ont été conservés, et pour l'échantillon où les zéros de protestation (sans ZP) ont été supprimés.

B. La place de l'altruisme dans les motivations

Lors de la préparation de l'enquête il a donc semblé fondamental de tenter d'identifier les motivations des répondants. Pour ce faire, dans la partie introductive du questionnaire (la partie précédant les questions d'évaluations) les individus sont soumis à une question à choix multiples ; elle se présente sous la forme suivante :

Q3 Voici quelques motivations généralement citées par les gens pour justifier la protection d'une espèce animale.

Quelles sont les 3 qui motivent le plus votre choix de protection d'une espèce animale (de la plus importante à la moins importante) ?

- 1) Elle doit être protégée pour que mes enfants grandissent dans un monde où cette espèce existe.
- 2) Elle doit être protégée, car elle a un droit d'existence propre.
- 3) Elle doit être protégée parce qu'elle a une valeur scientifique et d'éducation.
- 4) Elle doit être protégée, car des gens sont heureux de savoir qu'elle existe.
- 5) Elle doit être protégée, car c'est une espèce que la société aime.
- 6) Elle doit être protégée pour le bien-être des générations futures.
- 7) Elle doit être protégée afin de maintenir la biodiversité.
- 8) Autres (précisez) : _____

Il est intéressant de remarquer que les emplacements des réponses se situent à la suite des propositions afin d'inciter les personnes, remplissant le questionnaire, à lire toutes les propositions. Le choix de ces différentes propositions s'est effectué à l'aide de la lecture d'études empiriques et d'un questionnaire test constitué de questions ouvertes.

L'idée est d'essayer de différencier les différentes formes d'altruismes pouvant être présente chez les individus en s'inspirant de la typologie de McConnell (1997). Toutefois le modèle de McConnell n'est pas parfaitement adaptable aux cas d'espèces ayant le statut d'espèces protégées, car aucun usage direct de la ressource n'est envisageable. L'altruisme sera présent chez un individu si sa motivation de protection est l'existence de l'espèce pour le bien-être des générations actuelles ou futures, et non pas pour qu'elles puissent en avoir un usage. Les différentes propositions ont pour but de caractériser les motivations suivantes :

Propositions	Motivations
1)	Altruisme paternaliste
2)	Ethique environnementale
3)	Caractère fonctionnel de la ressource
4)	Altruisme envers les contemporains
5)	Altruisme individuel
6)	Altruisme de legs
7)	Caractère fonctionnel de la ressource

Tab 2: Motivations liées aux propositions

L'analyse des motivations s'effectue sur un échantillon de 556 questionnaires ; 543 individus ont rempli correctement la question concernant les motivations de protection d'espèces c'est à dire ont cité leurs 3 motivations principales, seulement 10 individus n'ont pas été capables de citer leur troisième motivation, et 3 individus n'ont énoncé qu'une motivation.

⁴ Les individus n'ayant pas exprimés les raisons de leur refus de participation ne sont pas considérés comme des zéros de protestations, ils sont conservés au même titre que les vrais zéros.

1) Résultats empiriques sans tenir compte de l'ordre des réponses

Dans un premier temps une analyse a été effectuée en regroupant les réponses, sans se soucier de l'ordre de ces réponses. Nous avons donc un effectif de 1652 réponses (543*3+3*1+10*2).

<i>Propositions</i>	7)	2)	6)	3)	1)	8)	5)	4)
effectifs	474	412	253	198	117	52	45	41
pourcentage	29%	25%	15%	12%	11%	3%	3%	2%

Tab 3: Répartition de l'ensemble des choix de motivations des individus

Les motivations liées à l'éthique environnementale et au caractère fonctionnel de la ressource naturelle sont les plus présentes ; en effet les propositions 2) et 7) représentent 54% des choix des individus.

La forme d'altruisme la plus présente est l'altruisme qui a été qualifié d'altruisme de legs (proposition 6)), elle représente 15% des motivations des individus, suivi de l'altruisme envers ses propres enfants ,altruisme paternaliste, (11% des choix des individus). Lorsque l'altruisme est présent il est caractérisé par une notion de legs envers ses propres enfants ou les générations futures en général.

Si l'on regroupe les motivations altruistes, elles représentent 31% des choix des individus. Le faible taux de la proposition "autres" (8) permet de penser que les propositions faites aux individus sont représentatives de leurs motivations. Il semble intéressant de savoir comment ces motivations sont réparties par ordre de choix.

2) Répartition par ordre des choix.

Cette analyse permet d'identifier les motivations choisies en premier par les individus mais aussi d'identifier un possible biais dû à l'ordre des propositions, en effet si la proposition 1) est choisie majoritairement en premier alors que la 7) n'est que très rarement citée, on peut suspecter les individus de ne pas avoir lu toutes les propositions.

<i>Propositions</i>	1° Choix	2° Choix	3° Choix
1)	6%	9%	18%
2)	40%	20%	14%
3)	4%	11%	21%
4)	1%	2%	5%
5)	1%	4%	4%
6)	6%	20%	20%
7)	39%	32%	15%
8)	4%	2%	3%

Tab 4: Répartition des motivations des individus en fonction des choix.

La crainte de biais peut donc être rejetée à la vue des répartitions des réponses.

La répartition des réponses du premier choix montre que la majorité des individus est en premier lieu motivée par des considérations d'éthique. En effet les pourcentages des motivations les plus citées représentent 79% des premiers choix des individus et sont liés à la valeur intrinsèque de la ressource naturelle à protéger; les autres propositions ne recueillant qu'un très faible taux de suffrage en premier choix. En effet, si les propositions sont triées par ordre décroissant d'effectifs, une proposition étant identifiée comme une composante altruiste apparaît en troisième position mais avec seulement 6% des effectifs totaux de ce premier choix.

La répartition des motivations pour le deuxième choix est plus diversifiée, 72% des deuxièmes choix des individus sont représentés par les propositions 7), 6), 2). Une des motivations altruistes (6) est couramment citée en deuxième choix (20%).

L'analyse de la répartition des 3èmes choix des individus est plus délicate. En effet, il est souvent avancé que le troisième choix pour des individus est un exercice cognitif difficile à effectuer.

Par contre, la répartition suivant les différentes motivations est beaucoup plus diversifiée, sur les huit choix possibles 5 propositions recueillent un pourcentage supérieur à 13%. Nous remarquons que la motivation la plus citée fait référence à une valeur scientifique et d'éducation des espèces protégées, cette proposition ne représentait pas 5% des réponses des individus lors du premier choix.

L'altruisme envers les générations futures, représenté ou non par ses propres enfants, est cité par 31% des individus pour le troisième choix, pourcentage équivalent à celui obtenu pour la représentation des ces deux motivations sur l'ensemble des réponses, ce troisième choix n'est donc pas un choix "poubelle".

L'altruisme ne semble donc pas être la motivation principale des individus même si elle est couramment citée. Les individus ont donc des motivations qui pourront être qualifiées de mixtes.

C. Différentes motivations génèrent elles différentes valeurs ?

L'analyse des motivations des individus à exprimer un consentement à payer a permis de constater que les motivations des individus sont différentes et variées. Il paraît donc intéressant de tenter d'identifier différentes valeurs suivant les motivations des individus.

1) Valeur de Présence (ou d'existence temporaire).

Les motivations altruistes envers ses contemporains et/ou liées au caractère fonctionnel de la ressource peuvent être à la base d'une valeur de présence pour l'espèce protégée. La qualité de l'environnement pour certains individus peut être symbolisée par la présence d'espèces durant leur période de vie. Dans le cas d'espèces protégées, l'individu qui exprime un consentement à payer est alors motivé par le maintien de l'espèce qui est représentatif pour lui d'une certaine qualité de l'environnement.

La valeur de présence peut-être définie comme la valeur attribuée par les individus pour que l'espèce reste présente durant sa période de vie ($T=1$).

Soit P_t la variable dichotomique prenant la valeur : 1 si l'espèce reste présente à la période $T=1$
0 sinon.

Si cette variable est supposée être la variable représentant la qualité de l'environnement dans la fonction d'utilité de l'individu, elle prendra la forme :

$$U_i(X, P_t)$$

L'individu i exprimera un consentement à payer positif pour la présence de l'espèce si :

$$U_i(X, 0) < U_i(X, 1)$$

Le consentement à payer maximum de l'individu i sera alors CAP^* tel que

$$U_i(X, 0) = U_i(X - CAP^*, 1)$$

La variable P_t est une fonction de la quantité de l'actif environnemental, Q_t , en effet

$$P_t = 1 \text{ si } Q_t > 0 \\ P_t = 0 \text{ si } Q_t = 0$$

Le consommateur exprime donc un consentement à payer maximum CAP^* tel que :

$$U_i(X, 0) = U_i(X - CAP^*, Q_t) \text{ avec } Q_t > 0$$

2) Valeur de survie (ou "de non extinction" ou "d'existence continue")

La qualité de l'environnement peut être symbolisée chez certains individus par la sauvegarde d'espèces pour les générations futures, donc leur survie durant les prochaines périodes. Ces individus veulent éviter une dégradation de l'environnement mais aussi veulent participer à une amélioration de la qualité de l'environnement à travers la survie d'espèces. La survie de l'espèce peut-être symbolisée par une variable dichotomique S_t prenant la valeur 1 si la survie de l'espèce à la période $t+1$ est assurée à la période t .

$$S_t = 1 \text{ si l'espèce est présente à la période } t+1 ; \\ = 0 \text{ sinon ;}$$

La fonction de survie est également fonction de la quantité de l'espèce présente ; en effet les fonctions de croissance des espèces nécessitent un niveau minimum de représentants de l'espèce pour que sa survie soit possible. Cette valeur de survie admet donc pour argument la quantité d'espèces présente à la période t .

$$S_t = 1 \text{ si } Q_t > Q_t^{\min} \\ = 0 \text{ sinon}$$

Le consommateur exprime donc un consentement à payer maximum CAP^* tel que :

$$U_i(X,0) = U_i(X - CAP^*, Q_t) \text{ avec } Q_t > Q_t^{\min}$$

Considérant 2 périodes, il est possible de distinguer les cas où:

$P_t = 0, S_t = 0$; l'espèce n'est pas présente en période t, l'espèce ne peut donc pas être présente à la période suivante, sa survie n'est donc pas assurée ;

$P_t = 1, S_t = 0$; L'espèce est présente dans la période t mais l'effectif de ses représentants est au-dessous d'un seuil ($Q_t < Q_t^{\min}$) qui ne permet pas d'assurer la survie de l'espèce dans période t+1 ;

$P_t = 1, S_t = 1$, l'espèce est présente à la période t avec un effectif supérieur au seuil qui permet le maintien de l'espèce donc l'espèce sera également présente en période t+1.

Ces deux concepts qui s'appuient donc sur une quantité d'actifs environnementaux peuvent se différencier temporellement ; ils définissent pourtant tous deux l'existence d'une espèce sans aucun lien avec l'usage. L'analyse des motivations des individus à exprimer un consentement à payer positif est indispensable pour différencier ces valeurs.

3) Estimation de la valeur de présence et de survie

L'analyse de la répartition suivant les individus des différentes motivations laisse apparaître une mixité. Les différentes motivations peuvent donc être considérées comme la base de différentes valeurs.

En considérant que les propositions suivantes, du fait de leur caractère contemporain, génèrent une valeur de présence :

- 2) Elle doit être protégée, car elle a un droit d'existence propre.
- 3) Elle doit être protégée parce qu'elle a une valeur scientifique et d'éducation.
- 4) Elle doit être protégée, car des gens sont heureux de savoir qu'elle existe.
- 5) Elle doit être protégée, car c'est une espèce que la société aime.

et que les propositions :

- 1) Elle doit être protégée pour que mes enfants grandissent dans un monde où cette espèce existe.
- 6) Elle doit être protégée pour le bien-être des générations futures.
- 7) Elle doit être protégée afin de maintenir la biodiversité.

du fait de leur caractère futur sont à la base d'une valeur de survie; une estimation empirique de ces deux valeurs à partir de l'échantillon disponible est envisageable.

Les motivations des individus étant mixtes, le deuxième choix des individus a été pris comme référence pour estimer ces valeurs ; le premier et le troisième ont été exclus car il leur est reproché d'être respectivement des choix hâtifs et « poubelle ».

D'un point de vue théorique, si l'on considère la valeur de présence comme un CAP pour éviter une dégradation de la qualité de l'environnement et la valeur présence continue comme CAP pour une amélioration de l'environnement, le résultat empirique attendu est :

Valeur de présence < Valeur de Survie

L'analyse des résultats montre que 36,1% des individus ($n_{vp}=201$) expriment une valeur de présence, et 60,5% ($n_{vs}=337$) une valeur de survie.

Avec tous les zéros			
	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Valeur de présence	57,60F	129,94F	67,23F
Valeur de survie	56,66F	147,44F	86,32F

Tab 5: Valeur de présence et de survie

Sans ZP			
	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Valeur de présence	73,27F	160,85F	85,65F
Valeur de survie	66,30FF	172,53F	101,00F

Tab 6: Valeur de présence et de survie sans ZP

On remarque que conformément à nos attentes, la valeur de présence de l'ours et du vison semble inférieure à la valeur de survie ; concernant l'esturgeon cette hypothèse ne semble pas vérifiée.

L'analyse des motivations apparaît donc comme un élément essentiel pour une étude d'évaluation contingente ; elle permet de mieux comprendre le contenu des consentements à payer énoncés par les individus. Elle permet également d'affiner le concept théorique de valeur d'existence, et plus généralement de valeur de non-usage. Ajoutons que la prise en compte des différents types d'altruisme est importante pour éviter les doubles comptes. Il est montré (Lazo, *et al.* 1997), (Johansson 1992) que sous certaines conditions, l'altruisme non paternaliste⁵, peut conduire à des doubles-comptes.

III. ANALYSE DE DIFFERENTS BIAIS DE L'EVALUATION CONTINGENTE

A. Impact de la différenciation des zéros sur les consentements à payer empiriques

L'analyse des motivations présentée dans la partie précédente, a permis d'identifier les individus exprimant des zéros de protestation ; la suppression de l'échantillon des individus exprimant un CAP nul qui peut être identifié comme un faux zéro peut se justifier du point de vue théorique. Si l'on supprime les zéros de protestations (ZP), l'échantillon est alors composé de 460 individus ; l'estimation empirique des CAP par espèces est la suivante :

	<i>Esturgeon</i>			<i>Ours</i>			<i>Vison</i>		
	Moyenne	Médian	Variance	Moyenne	Médian	Variance	Moyenne	Médian	Variance
QTD	80,04F	0F	26590,52	190,20F	100F	90577,12	110,87F	30F	41534,97
QTE	61,39F	0F	23002,05	136,77F	100F	23002,06	92,11F	50F	82458,48
QDE	41,95F	0F	15306,41	124,05F	100F	15306,41	52,65F	0F	5417,40

Tab 7: Résultats empiriques par espèces et questionnaires sans zéros de protestation

L'ours des Pyrénées est l'espèce qui obtient les CAP moyens et médians les plus élevés, l'esturgeon le plus faible. Comme l'échantillon est tronqué du même nombre de zéros pour chacune des espèces, les proportions des CAP entre les espèces sont conservées..

La suppression des faux zéros dans l'échantillon suite à l'identification des motivations, entraîne une augmentation de 21% des consentements à payer moyens ; mais cette augmentation peut ne pas être qualifiée de surestimation car elle se justifie du point de la théorie économique. Afin de savoir si la suppression des faux zéros de notre échantillon a des impacts sur les différents biais qui sont recherchés, les résultats empiriques suivant seront présentés à partir des deux types d'échantillon.

⁵ C'est à dire, celui qui correspond à un souci du bien-être de l'autre (de sa fonction d'utilité) et non à une possibilité de consommation offerte à l'autre.

B. Impact du support de paiement (don ou taxe)

Le support de paiement proposé aux individus peut non seulement avoir une influence sur le refus de participation aux évaluations mais aussi sur le montant des sommes que les individus consentent à payer.

1) Impact du support de paiement sur les zéros

Il est intéressant de comparer le pourcentage de zéros en fonction du support de paiement proposé.

	Nombre de Zéros
DON	20,7%
TAXE	30%

Tab 8: CAP nuls par support de paiement

Le paiement d'une taxe semble moins bien accepté qu'une contribution volontaire pour la protection d'espèces protégées, il y a plus de refus de participation avec la taxe.

2) Impact du support de paiement sur les CAP

i. Analyse empirique

Les questionnaires QTE et QDE se différencient uniquement au niveau du support de paiement qui est proposé lors des questions d'évaluations ; la comparaison des CAP moyens obtenus à l'aide de ces 2 types de questionnaires peut permettre de détecter l'impact du support de paiement sur les CAP énoncés par les individus.

Avec tous les Zéros			
	Esturgeon	Ours	Vison
QTE	49,95F	111,29F	74,89F
QDE	37,22F	112,77F	46,95F
QTE/QDE	1,342	0,987	1,595
Sans ZP			
	Esturgeon	Ours	Vison
QTE	61,39 F	136,77 F	92,11 F
QDE	41,95 F	124,05 F	52,65 F
QTE/QDE	1,463	1,103	1,750

Tab 9: Impact du support de paiement sur les CAP moyens

Les rapports QTE/QDE, étant supérieurs à 1 dans la majorité des cas, permettent de supposer l'existence d'un impact du support de paiement sur les CAP énoncés. Les CAP moyens, en considérant ou pas la totalité des zéros, sont plus élevés quand le support de paiement est une taxe ; l'espèce sur laquelle le support de paiement a le moins d'impact est l'Ours brun de Pyrénées. A la vue des ces différents résultats, on peut supposer que les individus ont tendance à refuser plus souvent de participer à l'évaluation contingente quand le support de paiement qui leur est proposé est une taxe, mais s'ils acceptent leur CAP sera plus élevé avec ce support de paiement. Afin de confirmer cette hypothèse il convient de tester statistiquement si les différences de CAP moyens obtenus à l'aide des 2 échantillons sont significatives.

ii. Analyse statistique

Afin de choisir un test statistique adapté, il convient de tester préalablement l'égalité des variances (cf annexe)

Les résultats du test d'égalité des variances des CAP pour les questionnaires s'appuyant sur le paiement d'une taxe ou d'un don comme support de paiement sont présentés dans le tableau suivant :

\overline{W}	Esturgeon	Ours	Vison
Tous	3,158	1,752**	4,177
Sans ZP	3,115	1.83**	5.971

Tab 10: Test d'égalité des variances des échantillons QTE-QDE

Ces valeurs permettent donc d'accepter l'hypothèse d'égalité des variances des échantillons pour l'ours, mais de la refuser pour les 2 autres espèces. Le test statistique permettant de tester l'égalité des espérances sera

donc un test de Student classique pour l'ours, mais pour les 2 autres espèces ce test s'appuiera sur la statistique U (cf annexe). Les résultats du calcul de la statistique permettant de tester l'hypothèse d'égalité des moyennes pour l'esturgeon et le vison fournit les résultats suivant :

<i>U</i>	<i>Esturgeon</i>	<i>Vison</i>
Tous	1,054**	2,087*
Sans ZP	1,376**	1,212**

Tab 11: Test d'égalité des CAP moyens DE et TE pour l'esturgeon et le vison

Les valeurs sont inférieures aux valeurs critiques, il est donc possible de conclure à l'égalité des moyennes pour les échantillons QDE et QTE au seuil de $\alpha=1\%$ pour les 2 types d'échantillons ; l'hypothèse est seulement rejetée sur l'échantillons comprenant tous les zéros pour le vison à un seuil $\alpha=5\%$.

Pour l'ours les valeurs de la statistique de Student sont :

<i>t</i>	<i>Ours</i>
Tous	0,08**
Sans ZP	0,62**

Tab 12: Test d'égalité des CAP moyens DE et TE pour l'ours

La valeur t calculée est très inférieure à la valeur T donnée par la table de Student pour $\alpha=1\%$ et $\alpha=5\%$; d'où l'hypothèse d'égalité des CAP moyens obtenus pour l'ours peut être acceptée.

Ces différents tests statistiques permettent donc de conclure que l'impact du support de paiement sur le CAP moyens n'est pas statistiquement significatif pour nos échantillons. Contrairement aux conclusions qui pouvaient être émises à partir de l'observation des résultats empiriques, le choix d'un support de paiement sous forme d'une taxe n'a pas d'impact sur le CAP moyen.

C. Impact du format de la question d'évaluation

Un des choix à effectuer lors de la construction du questionnaire est celui du format de question. Les questionnaires se différencient au niveau de ce choix, certains sont construits autour d'une question dichotomique proposant une valeur comprise entre 5F et 1500F (QTD), d'autres autour d'une question ouverte sous forme d'échelle (QTE ou QDE).

1) Impacts du format de la question d'évaluation sur les CAP

Les questions fermées sont toutes suivies d'une question ouverte afin d'obtenir plus d'information. La comparaison des CAP obtenus à l'aide des questions ouvertes présentes dans les questionnaires QTD et QTE permet d'isoler l'impact du format de la question d'évaluation lors d'une évaluation contingente.

i. Analyse empirique

<i>Avec tous les zéros</i>			
	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
QTD	59,75F	130,20F	74,38F
QTE	49,95F	111,29F	74,89F
QTD/QTE	1,196	1,170	0,993

<i>Sans ZP</i>			
	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
QTD	80,04F	190,20F	110,87F
QTE	61,39 F	136,77 F	92,11 F
QTD/QTE	1.303.	1.39	1.20

Tab 13: Impact du format de la question d'évaluation sur les CAP moyens

Les consentements moyens issus des questionnaires dichotomiques sont, pour 2 des 3 espèces, supérieurs à ceux issus des questionnaires ayant une question d'évaluation sous forme d'échelle. Même si l'analyse des motivations n'est pas a priori différente suivant le support de paiement (car la question est commune à tous les types de questionnaires et se situe avant que les individus ne connaissent le format de question) la répartition des vrais et faux zéros est différente ; en effet l'effectif des faux zéros représente 19% des QTD contre 23% des QTE. Sur l'échantillon sans les faux zéros, la surestimation des CAP obtenus à partir des questionnaires dichotomique est toujours présente, et comme le pourcentage de zéros de protestation est plus élevé dans l'échantillon des QTE cette surestimation est accentuée sur cet échantillon. Alors que la surestimation n'était présente que pour 2 des 3 espèces avec l'échantillon total, elle l'est pour toutes les espèces pour l'échantillon réduit. Les CAP moyens sont de 20 à 40% plus élevés suivant les espèces sur l'échantillon épuré des faux zéros.

i. Analyse statistique

Afin de tester statistiquement l'hypothèse d'égalité des moyennes, il est nécessaire de tester auparavant l'hypothèse d'égalités des variances sur ces échantillons.

Les valeurs de la statistique \overline{W} calculées à partir des échantillons issus des questionnaires QTD et QTE sont les suivantes :

\overline{W}	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Tous	5,519	8,503	6,609
Sans ZP	5,077	7,956	3,065

Tab 14: Test d'égalité des variances des échantillons QTD-QTE

L'hypothèse d'égalités des variances est donc rejetée et ce pour tous les types d'échantillons et les 3 espèces au seuil de 1% et 5%.

L'hypothèse d'égalité des moyennes sera donc testée à l'aide de la statique U. Les résultats sont les suivants :

<i>U</i>	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Tous	0,764	0,903	0,033
Sans ZP	1,204	2,198*	0,552

Tab 15: Test d'égalité des moyennes que les échantillons QTE-QDE

A la vue de ces résultats, il est donc possible de rejeter l'hypothèse d'égalité des moyennes obtenues à l'aide des 2 types de questionnaires au seuil $\alpha=1\%$. Le fait que la question ouverte soit précédée d'une question dichotomique a donc un impact sur le CAP énoncé. Cette surestimation souvent remarquée dans les études empiriques est attribuée à deux biais principaux : le comportement de «yea-sayers» et le biais d'ancrage.

2) La présence de biais dans les questionnaires dichotomiques

Nous avons vu que l'estimation empirique des CAP moyens conduit à des CAP plus élevés dans le cas de questionnaires dichotomiques ; cette surestimation trouve une justification dans la présence de 2 principaux biais imputés à ce format de question.

i. Le comportement du yea-sayers

Le comportement du « yea-sayer » est celui de l'individu qui ne fait pas l'effort d'évaluation et qui répond « oui » à la question dichotomique sans faire l'exercice cognitif nécessaire ; il est susceptible d'être présent de façon plus importante pour les questionnaire effectués par téléphone mais aussi pour les questionnaires distribués car il n'y a pas de possibilité de relance de l'enquêteur. Pour le mettre en évidence, il suffit d'identifier les individus qui répondent « oui » à la question dichotomique et qui ne donnent ni plus ni moins à la question ouverte suivante ; si les individus ayant ce type de comportement peuvent exister dans l'échantillon ils ne doivent pas représenter un pourcentage important.

L'analyse porte donc sur 255 individus qui ont exprimé un CAP>0 lors des questionnaires composés de questions dichotomiques.

	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>	<i>Pour les 3</i>
« Yea-sayer »	18%	28%	17%	9%

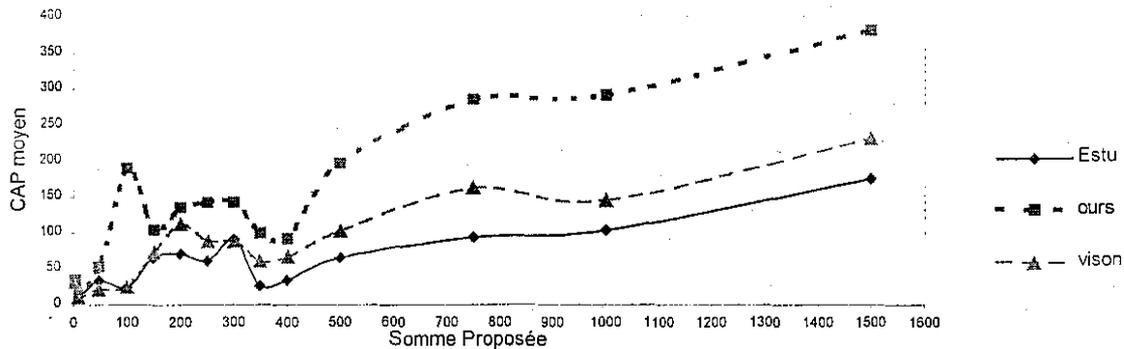
Tab 16: Comportement de « yea-sayers »

Le comportement du « yea-sayer » ne semble donc pas être trop présent dans notre échantillon. Même si 28% des individus ont un CAP individuel égal à la somme qui leur est proposée pour l'ours, le fait que seulement 9% des individus ont un CAP différent de la somme qui leur est proposée pour les 3 espèces ne permet pas d'affirmer que la surestimation des CAP est entièrement lié à ce biais.

ii. Détection du biais d'ancrage

La question dichotomique étant suivie d'une question ouverte, afin de détecter le biais d'ancrage les CAP moyens obtenus lors de cette question pour chaque somme proposée ont été calculés.

Détection du biais d'ancrage



Les allures générales des courbes montrent bien que les CAP moyens augmentent avec les sommes proposées. Toutefois les courbes ne sont pas régulières ; plusieurs pics peuvent s'expliquer. Le CAP moyen élevé des questionnaires proposant 100F lors de la question dichotomique obtenu pour l'ours peut s'expliquer par la présence d'une valeur extrême importante (1000F) dans ce sous-échantillon dont l'impact est accentué par le faible effectif de cet échantillon (n=8). Les chutes des CAP moyens obtenus avec les questionnaires proposant les sommes de 350F et 400F peuvent trouver leur origine dans le fort pourcentage de CAP nuls pour ces 2 sous-échantillons et ceci pour les 3 espèces.

Le biais d'ancrage est donc présent ; il est certainement donc à la base de la surestimation des CAP obtenus à l'aide des questions dichotomiques. Cette surestimation est sans doute aggravée par le faible pourcentage de questionnaires proposant des sommes inférieures aux moyennes obtenues, ce pourcentage est toujours inférieur à 20%. Ce biais peut être corrigé : si l'estimation d'un modèle explicatif du CAP obtenus à l'aide d'une question ouverte suivant une question dichotomique révèle la valeur proposée comme variable significative, et alors possible de calculer à partir de ce modèle un CAP théorique en supprimant le biais d'ancrage. La surestimation constatée sur les échantillons obtenus à l'aide des questionnaires dichotomiques trouve probablement sa source dans le biais d'ancrage.

D. La sous-additivité

Dans le questionnaire, les trois espèces évaluées individuellement ont été présentées par ordre alphabétique en spécifiant avant le début des évaluations qu'elles porteront sur 3 espèces. Toutefois, ayant procédé à l'évaluation monétaire des 3 espèces individuellement, il nous a semblé intéressant de demander aux individus de révéler leur CAP pour les 3 espèces réunies afin de tester le problème de sous-additivité. On sait que la valeur de la variation d'une composante environnementale dépend du niveau des autres composantes. Un accroissement du stock d'une espèce q_2 peut engendrer, une baisse de la variation compensatrice liée à une réduction du stock de l'espèce q_1 si les deux espèces sont des substituts, et une hausse si ce sont des compléments. La substituabilité peut expliquer la sous-additivité. De la même façon, du point de vue de la séquence d'agrégation, si q_1 et q_2 sont des substituts, le CAP pour q_1 est plus faible s'il apparaît après q_2 .

1) Résultats empiriques

A la suite des questions d'évaluations pour chacune des espèces, les individus expriment leur consentements à payer pour les trois espèces; le format de la question est commun à tous les types de questionnaires. il s'agit d'une question ouverte. Les résultats empiriques de cette question permettent de détecter la présence du biais d'intégration et de comparer son impact suivant les supports de paiement mais aussi suivant le format de la question d'évaluation.

<i>Avec tous les zéros</i>			
	<i>Somme des CAP</i>	<i>CAP 3</i>	
	=	<i>Espèces</i>	<i>(1)/(2)</i>
	<i>CAPE+CAPO+CAPV</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>
	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	
QTD	304,84F (284029)	198,82F (120348)	1,533
QTE	236,13F (105748)	182,89F (74676)	1,291
QDE	196,94F (50889)	151,31F (27555)	1.302
<i>Sans ZP</i>			
	<i>Somme des CAP</i>	<i>CAP 3</i>	
	=	<i>Espèces</i>	<i>(1)/(2)</i>
	<i>CAPE+CAPO+CAPI</i>	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>
	<i>(1)</i>	<i>(2)</i>	
QTD	381,12F (325158)	243,12F (136530)	1,568
QTE	290,26F (114365)	167,95F (82458)	1,302
QDE	218,65F (51758)	224,76F (27793)	1,291

Tab 17: Détection du biais de sous-additivité (Les variances sont indiquées entre parenthèse)

La somme des trois CAP étant systématiquement supérieure au CAP obtenus pour les trois espèces réunies, la sous-additivité des CAP semble donc présent pour tous les types de questionnaires. Le rapport semble stable pour les différents supports de paiement et les différents formats de questions; ces choix ne semblent pas avoir d'influence sur la sous-additivité. Afin de pouvoir conclure à la présence de ce biais, des tests statistiques de comparaison de moyenne par support de paiement ont été mise en place.

2) Résultats statistiques

Il semble intéressant de tester statiquement la présence ou non de sous-additivité selon le type de questionnaires. L'hypothèse testée est que le CAP moyen obtenu pour les 3 espèces est égal à la moyenne de la somme des trois consentements à payer, et ceci pour les 3 types de questionnaires. Afin d'effectuer le test statistique le plus adapté pour cette hypothèse, il convient de tester l'égalité des variances.

i. Test d'égalité des variances

Ce test a été effectué à l'aide du calcul de la statistique \bar{W} , dont les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

<i>W</i>	<i>TTL</i>	<i>SS ZP</i>
TD	6,969	6,295
TE	1,714**	1,449**
DE	3,004	2,885

Tab 18: Test d'égalité des variances pour le biais de sous-additivité

Ces résultats permettent d'accepter l'hypothèse d'égalité de variance pour les échantillons issus des questionnaires TE, et à la refuser pour les deux autres types de questionnaires.

Le test d'égalité des moyennes sera donc effectué avec un test de t-Student pour les questionnaires TE, et avec la statistique U présentée précédemment pour les autres types.

ii. Tests d'égalité des moyennes

Test pour les QTE

<i>t</i>	<i>TTL</i>	<i>SS ZP</i>
TE	1.266**	1.347**

Tab 19: Test de présence de sous-additivité pour les QTE

La valeur de la statistique t calculée est inférieure à la valeur critique fournie par la table de la loi T-student, l'hypothèse d'égalité des moyennes pour les 2 échantillons peut donc être acceptée pour ce type de questionnaires. Le consentement à payer moyen pour la somme des trois espèces n'est pas statistiquement différent du CAP moyen obtenu pour les 3 espèces pour les questionnaires ayant un support de paiement sous forme de taxe et une question sous forme d'échelle, la sous-additivité des CAP est donc présente.

U	TTL	$SS ZP$
TD	3,096	3,380
DE	1,716**	1,798**

Tab 20: Test de présence de sous-additivité pour les QTD et QDE

L'hypothèse d'égalité des moyennes est donc acceptée au seuil $\alpha=1\%$ et $\alpha=5\%$ pour les questionnaires qui s'appuient sur un support de paiement sous forme de don, et une question d'évaluation sous forme d'échelle. Par contre cette hypothèse est rejetée pour les questionnaires TD.

La moyenne des CAP obtenus pour les 3 espèces peut donc être considérée comme égale à la moyenne de la somme des 3 espèces pour les questionnaires DE ; l'hypothèse de sous-additivité est donc acceptée uniquement sur l'échantillon des QTD. Cette question devrait être examinée de façon plus attentive en considérant que les trois espèces sont des attributs de la biodiversité régionale et en testant les relations de complémentarité ou de substituabilité qui peuvent exister entre elles. En effet, si deux espèces sont des substituts, on peut montrer qu'un changement affectant les deux espèces génère une variation de bien-être inférieure à celle mesurée pour les mêmes changements évalués de façon séparée.

IV. L'AGREGATION DES VALEURS

La collecte des informations ayant eu lieu se pose alors le problème de l'utilisation des valeurs obtenues lors d'une évaluation contingente dans la prise de décision publique. L'interrogation des individus permet de connaître les préférences individuelles mais afin de les utiliser pour une décision publique, il est nécessaire de les agréger. Deux procédures d'agrégation sont couramment utilisées mais le débat sur leurs intérêts respectifs reste entier. Werner et Groves(1993) proposent une procédure d'agrégation qu'ils considèrent comme un compromis entre les deux procédures classiques. Après avoir présenté cette procédure sur un plan théorique, les conditions et résultats de son application sur les échantillons issus de cette évaluation contingente seront présentés afin de découvrir son intérêt pratique. Rappelons que cette procédure a été présentée pour pallier certains problèmes de la procédure du pivot conditionnel.

A. Les critères de décision classiques

Les deux procédures d'agrégation de valeurs les plus répandues reposent sur l'évaluation du CAP médian et celle du CAP moyen ; ces valeurs servent alors de critères pour la prise de décision concernant le projet.

1) Présentation

i. Le critère du CAP médian ou la procédure du vote majoritaire :

Le choix de la valeur du consentement à payer utilisée pour la prise de décision publique est déterminé par le CAP médian de l'échantillon des CAP obtenus lors de l'enquête, si le consentement à payer médian est supérieur au coût le projet sera entrepris, sinon le projet sera abandonné.

Si l'enquête porte sur les N individus concernés par la production du bien public, ce critère est équivalent au vote majoritaire. en effet s'il est demandé aux individus de voter pour ou contre un projet, si la moitié des individus est favorable à la mise en place de ce projet, cela illustre le fait que 50% des individus estiment les bénéfices procurés par le projet supérieurs au coût individuel de ce dernier.

ii. Le critère du CAP moyen :

Une autre procédure d'agrégation des valeurs consiste à considérer le CAP moyen issu de l'échantillon, le projet sera alors adopté si le CAP moyen est supérieur au coût individuel du projet, ce qui est équivalent à multiplier le CAP moyen issu de l'échantillon par N et de le comparer au coût global. La décision sera donc prise

suivant le critère de la moyenne. Le CAP moyen peut être obtenu à partir des CAP individuels mais également à partir de l'information issue des questionnaires dichotomiques ; mais leurs traitements nécessitent des hypothèses statistiques fortes.

D'une façon générale, le CAP médian est différent du CAP moyen⁶, les décisions prises selon ces deux critères peuvent donc être différentes. Il semble intéressant de comparer l'existence ou non des propriétés souhaitées des décisions qui sont issues de ces deux critères.

2) Comparaison des 2 critères

Chacun des critères vérifie une des propriétés fondamentales de la décision finale :

Le vote majoritaire n'implique pas l'efficacité car la valeur exacte des bénéfices individuels n'est pas nécessairement connue (les individus peuvent être uniquement soumis à une question dichotomique). La moyenne, si les vraies valeurs sont énoncées, assure la propriété d'efficacité par définition. Le vote majoritaire satisfait le critère politique ce qui n'est forcément vérifié si la décision est prise sur le critère de la moyenne (cf. poids des individus extrêmes).

De plus, il est reconnu que le vote majoritaire incite moins les individus à énoncer de fausses valeurs car ils savent que la décision sera prise sur la valeur médiane ; les valeurs extrêmes ayant moins de poids que pour le critère de la moyenne. Si on lui demande de voter pour ou contre un projet un individu ne sera pas tenté de voter contre s'il est pour. Pour le critère de la moyenne, chaque individu doit énoncer son propre CAP. Il peut donc influencer en sa faveur le projet : s'il est contre en lui donnant une valeur nulle et s'il est pour en attribuant une valeur plus élevée. La moyenne étant sensible aux valeurs extrêmes, ce critère suscite des comportements stratégiques.

Le vote majoritaire à l'avantage d'être plus facilement mise en place, il suffit de présenter le projet aux individus avec les coûts qu'ils devront subir si le projet est mis en place ils votent alors oui ou non. S'il y a plus de 50% de vote en faveur du projet, il sera entrepris. Le critère de la moyenne nécessite une mise en place lourde, en effet il faut connaître les CAP individuels (ou au moins les réponses à une question dichotomique pour différentes sommes afin d'estimer un CAP moyen, mais il y a des problèmes statistiques avec ce mode d'obtention de valeurs), cela nécessite une enquête, donc des coûts élevés ainsi que la résolution de problèmes d'échantillonnage.

Il est également reconnu que la moyenne est plus sensible à l'échantillonnage ; les valeurs extrêmes, (qui ne sont pas obligatoirement issues d'un comportement stratégique mais peuvent également témoigner d'une variation d'utilité importante suite à la mise en place de ce projet) auront un poids plus important dans la décision finale si les CAP sont agrégés « sous forme de la moyenne ». Du fait de la présence quasi-systématique dans les échantillons issus des évaluations contingentes de valeurs qualifiées d'aberrantes, la moyenne est souvent utilisée après troncation des ces valeurs extrêmes (testée statistiquement ou pas) afin d'éviter leurs poids trop importants dans la décision finale. Cette troncation est souvent arbitraire et non-justifiée. Elle apparaît encore plus dérangeante quand on sait que beaucoup d'associations fonctionnent principalement avec un ou deux « gros donateurs » ; il est donc difficile de décider de supprimer ces valeurs des échantillons. Par ailleurs, on sait l'influence du choix du support de paiement, et d'un scénario crédible dans la baisse des valeurs extrêmes : plus le support de paiement est réaliste, plus les gens pensent qu'ils vont vraiment devoir payer, moins il y a de valeurs extrêmes.

Support de décision le plus adapté suivant les critères :

Critères	
Efficiency (coûts ≤ bénéfices)	Moyenne
Politique	Médian
Incitation à révéler ces vraies préférences	Médian
Efficiency administrative	Médian

Même si le critère de la médiane vérifie un plus grand nombre de propriétés souhaitées que la moyenne, son utilisation est remise en cause par de nombreux auteurs du fait qu'il est courant d'obtenir un CAP médian nul dans une évaluation contingente même si les zéros de protestations ne sont pas conservés ; de plus le critère d'efficacité économique est, pour de nombreux projets, le critère principal.

D'une manière générale, il est difficile d'avoir toutes les propriétés souhaitées ; Werner et Groves proposent un procédure d'agrégation des valeurs différente qui peut-être considérée comme un compromis entre les deux procédures classiques.

⁶ Empiriquement, le CAP médian est souvent inférieur au CAP moyen.

B. La moyenne des médianes des groupes (MGM)

Les individus pouvant être incités à ne pas être sincères lors de la révélation de leur consentement à payer, cette procédure s'appuie sur le critère d'aptitude à payer ou disposition à payer (DAP). Les individus sont supposés contribuer d'autant plus qu'ils sont en mesure de témoigner d'une grande capacité de paiement ; contrairement au CAP l'aptitude à payer est une caractéristique de l'individu observable au moins par l'agent central.

1) Présentation

La moyenne des médians des groupes présentée par Werner et Groves s'appuie sur les consentements à payer nets. Cette procédure se déroule en plusieurs étapes :

- On constitue k groupes suivant le critère d'aptitude à payer : G_1, G_2, \dots, G_k .
- Pour chacun de ces groupes, on extrait le CAP net médian : $cap_1^M, cap_2^M, \dots, cap_k^M$
- Puis une moyenne pondérée par l'effectif de chaque groupe des CAP médians est effectuée.
- Nous obtenons alors un CAP qui est la moyenne des médianes des groupes (CAP^{MGM}).

La décision sera prise suivant la règle suivante :

Le projet sera accepté si la moyenne des médians des groupes est supérieure au coût individuel, sinon le projet sera rejeté.

Si le projet est accepté chaque individu participera au financement du projet à hauteur de sa disponibilité à payer.

2) Propriétés

Concernant les propriétés souhaitées pour la décision puisque la procédure ignore les valeurs extrêmes des CAP dans chaque groupe, cela ne conduira pas toujours à une décision efficiente ; toutefois en effectuant la procédure de la moyenne des médians des groupes cela doit prendre en compte les différences de CAP dans les groupes. *Alors, dans la mesure où le CAP médian à l'intérieur de chaque groupe est à peu près égal à la moyenne de l'échantillon, la procédure sera plus efficiente.* En effet, la procédure est basée sur le calcul d'une somme pondérée de médians, si le CAP médian de chaque groupe est proche de la moyenne, le CAP MGM sera proche de la moyenne. Donc plus le médian de chaque groupe est proche de la moyenne, plus on sera proche de la moyenne de l'échantillon donc de la propriété d'efficience.

Les moyennes des médians des groupes définissant le critère de décision, il n'est pas possible d'assurer que le projet aura le support de la majorité sous ce mécanisme ; plus le médian de chaque groupe sera proche du médian de l'ensemble de l'échantillon plus la procédure MGM sera proche de la propriété de la majorité.

Donc, bien qu'aucune des 2 principales propriétés ne soient parfaitement satisfaites (majorité et efficience) la procédure MGM fournit un compromis entre les deux quand le regroupement réduit les différences entre les médians et la moyenne ; en effet si le CAP MGM est compris entre la moyenne et le médian, aucune des deux propriétés ne sera satisfaite mais on sera plus proche que si on avait considéré l'autre procédure classique.

WERNER et GROVES affirment que généralement le CAP MGM est inférieur au CAP moyen et si le CAP médian de chaque groupe (cap_k^M) est proche de la moyenne de chaque groupe (cap_k) alors le médian est inférieur au MGM qui est lui-même inférieur à la moyenne.

Nous ne connaissons pas d'études empiriques qui ont tenté d'appliquer cette procédure, il semble donc intéressant de mettre en place cette procédure sur les données disponibles.

C. Application

Afin de former les groupes nécessaires à cette mise en place, une analyse en composantes multiples est effectuée pour choisir les facteurs les constituant, il est donc nécessaire de choisir l'échantillon sur lequel la procédure sera appliquée.

1) Le choix de l'échantillon

Pour obtenir les meilleurs résultats possibles, il est souhaitable d'avoir un échantillon de taille importante. Malgré les différences de moyenne et de médians observées sur les échantillons issus des différents

types de questionnaires, il est envisageable de regrouper les CAP si l'hypothèse selon laquelle les CAP sont issus d'une même loi de probabilité est vérifiée. La suppression des zéros de protestation trouvant une justification théorique, un test de Kruskal-Wallis a été effectué sur l'échantillon épuré des « faux zéros ». Les valeurs de la statistique de Kruskal-Wallis calculées pour les trois espèces sont présentées dans le tableau suivant :

<i>KW</i>	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Sans ZP	0,152	0,227	0,087

Tab 21: Test CAP issus d'une même loi

La statistique suit une loi de Khi-deux à deux degrés de liberté, pour $\alpha=5\%$ la valeur critique est de 5.991 ; la valeur calculée est donc très largement inférieure à la valeur critique ; l'hypothèse selon laquelle les CAP sont issus d'une même loi de probabilité est donc acceptée pour toutes les espèces. Dès lors, il est envisageable de regrouper les différents CAP afin d'agréger les valeurs.

Après regroupement des échantillons, les calculs de la moyenne des CAP et du CAP médian pour les différentes espèces sur l'ensemble de l'échantillon (n=460) fournissent les résultats présentés ci-dessous :

CAP	<i>Esturgeon</i>	<i>Ours</i>	<i>Vison</i>
Moyen	68,40F	166,18F	94,83F
Médian	0F	100F	30F

Tab 22: CAP moyens et médians après regroupement

2) Le choix du critère d'aptitude à payer

Afin d'effectuer cette procédure, le choix du critère d'aptitude à payer doit être fait avec prudence.

i. Pourquoi un autre critère que le revenu ?

L'échantillon étant formé d'étudiants, le choix du critère d'aptitude à payer est donc délicat. Peut-on considérer les revenus des parents ou le revenu de l'étudiant comme critère d'aptitude à payer ? Il semble que ces critères ne soient pas crédibles car beaucoup d'individus ne répondent pas aux questions concernant les revenus. Les tentatives de reconstitutions des revenus par un modèle économétrique adapté ne sont pas satisfaisantes car les non-réponses aux revenus sont souvent précédées de non-réponses aux CSP. De plus la recherche de corrélation entre les CSP et les revenus sur l'échantillon ne permet pas d'émettre des conclusions tranchées. Concernant les tentatives d'estimation de modèles explicatifs du revenu des étudiants aucune n'a abouti à un résultat satisfaisant, de même les non-réponses aux revenus des étudiants sont souvent précédées de non-réponses pour les revenus des parents. Le revenu ne peut donc pas être le critère d'aptitude à payer pour notre échantillon. Toutefois, il a été remarqué à la suite d'une analyse en composantes multiples que les individus qui ne répondent pas aux questions concernant les revenus n'ont pas un profil particulier lors de la révélation de leur consentement à payer.

Même si du point de vue théorique, le CAP ne doit pas être indépendant du revenu, concernant les évaluations des bénéfices environnementaux cette variable n'apparaît pas comme la seule composante de la disponibilité à payer. En effet, d'autres critères apparaissant dans les modèles explicatifs des CAP dans la littérature, tels que le sexe de l'individu, son appartenance à une association de protection de l'environnement..., peuvent être également retenus comme critères expliquant l'aptitude à payer. Ces différentes remarques ont conduit à s'orienter vers un rapprochement de modalités de variables pour constituer les groupes d'individus. Certaines méthodes d'analyses de données peuvent alors être utilisées.

ii. La méthode pour choisir un autre critère

En effet, une classification hiérarchique précédée d'une analyse en composantes multiples sur les questions signalétiques semblent être des outils précieux pour effectuer une typologie des individus. L'ACM permet d'affirmer que 2 individus ont une signalétique semblable s'ils sont proches sur le plan factoriel.

Avant de mettre en place cette analyse, il est nécessaire d'effectuer un travail sur les données. Les variables susceptibles de participer à l'étude sont nombreuses et certaines modalités des variables signalétiques ne caractérisant qu'un pourcentage réduit de notre échantillon, les variables ne peuvent donc pas être utilisées telles car l'ACM affecterait un fort poids à ces modalités ce qui pourrait perturber l'interprétation ; il est donc nécessaire de créer des variables synthétiques regroupant plusieurs variables. Dans cette optique, des variables synthétiques ont été construites, et certaines ont été retenues - en plus de variables socio-économiques issues du module 3- à la suite de l'ACM comme variables permettant d'effectuer la classification hiérarchique.

Parmi ces variables synthétiques construites, celles participant à la construction du plan factoriel de manière significative sont les suivantes :

- CON-1-2-3 : (Connaissance avant ce questionnaire de l'esturgeon et/ou de l'ours et/ou du vison) ;
- IND-FI-E: (Indépendance Financière des Étudiants)
- NIV-URB : (habitation en niveau rural ou urbain)
- PAP : (Pouvoir d'achat des Parents)
- SENS- ENV : (Sensibilité à l'environnement)

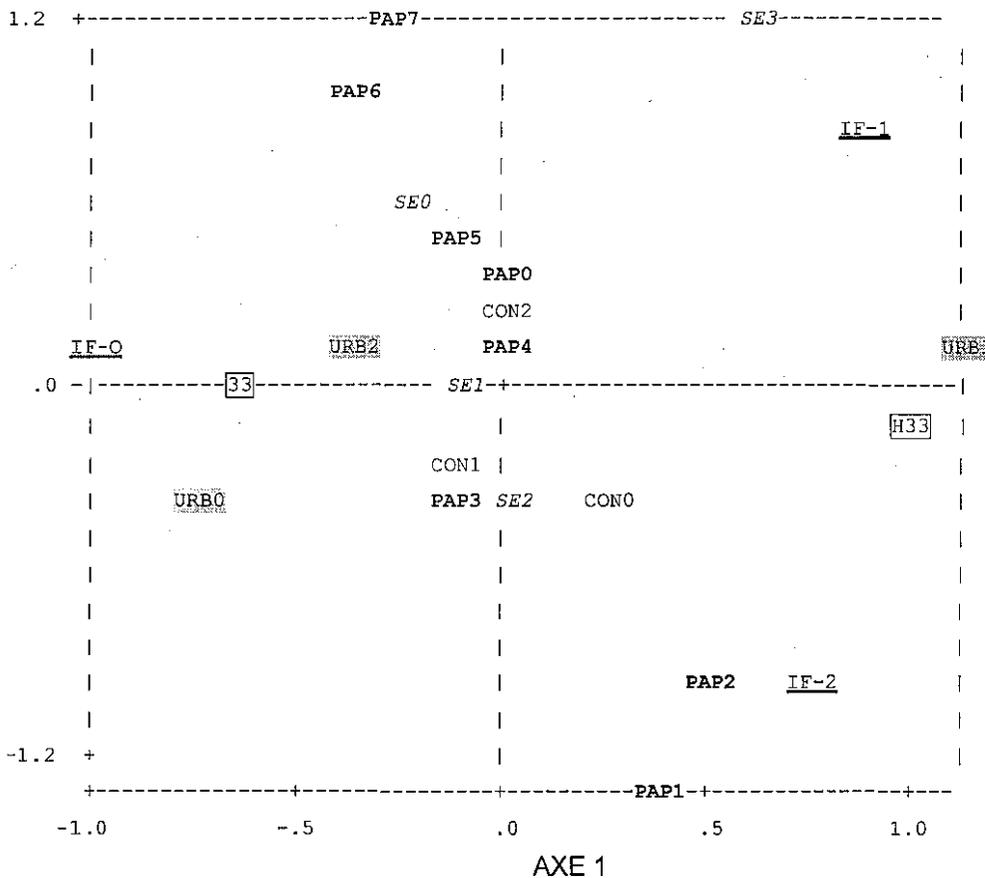
3) Application

i. La classification des individus

Le logiciel SPADN a été utilisé afin d'effectuer cette analyse. L'analyse retenue comprend 6 variables ; s'ajoute aux variables synthétiques la variable **DEP-PAR** qui comprend 2 modalités :

- 33 : qui est attribuée aux individus dont les parents habitent à l'intérieur du département 33 ;
- H33 : aux individus dont les parents n'habitent pas dans le département de la Gironde.

• 1er plan factoriel de l'ACM



La première lecture « spatiale naïve » de ce plan factoriel permet de voir l'opposition entre les modalités de la variable DEP-PAR, et les modalités IF-0 et IF-2 suivant l'axe 1 ; l'axe 2 permet d'opposer les modalités PAP1 et PAP7, les différentes modalités de la variable PAP se trouvent classées suivant cet axe (à l'exception de la modalité PAPA0). Les tableaux d'aide à l'analyse fournis par le logiciel, montrent les variables ayant le plus de contributions pour le premier axe : IND-FI-E, NIV-URB, et DEP-PAR.

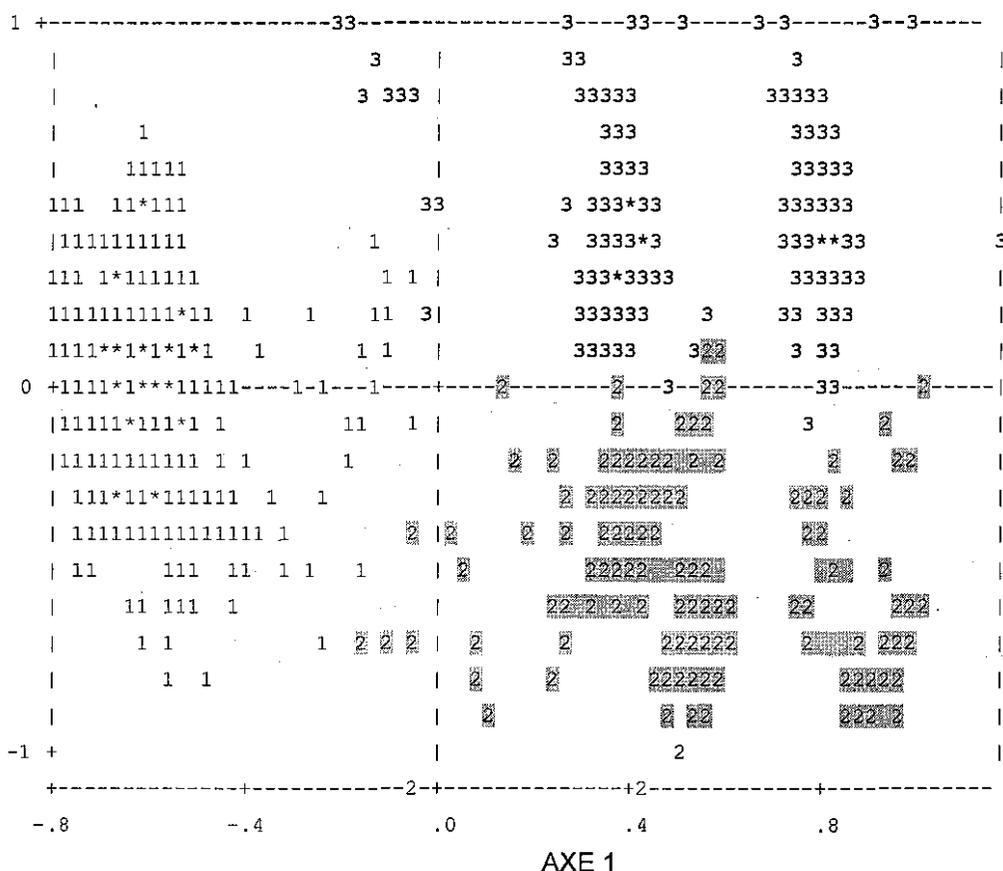
Le premier facteur, qui représente 12,48% de l'inertie totale du nuage, oppose les individus n'ayant pas d'indépendance financière aux individus ayant une indépendance financière même faible ; ces 3 modalités contribuent pour 39,5% de son inertie ; les deux modalités de la variables DEP-PAR contribuent à 26,5% de l'inertie de ce facteur ; le premier facteur témoigne donc principalement du lieu de résidence des individus

urbains ou non, et dans le département de la Gironde ou pas mais aussi la variable d'indépendance financière des étudiants.

L'axe 2, quant à lui, représente 8,35% de l'inertie du nuage. ; les modalités contribuant le plus à son inertie sont la modalité SE3 (10,9%) qui témoigne d'une sensibilité forte à l'environnement ; mais aussi les modalités témoignant d'une indépendance financière IF-1 (16%) et IF-2 (19,3%) ; le facteur 2 oppose les individus ayant une indépendance financière faible à ceux ayant une indépendance financière forte ; mais aussi les individus dont les parents ont un faible pouvoir d'achat à ceux qui en ont un élevé ; les forts pouvoirs d'achat se trouvant du même côté de l'axe que l'indépendance financière faible ; les pouvoirs d'achat faible du même côté que le plus haut niveau d'indépendance financière.

• *La classification hiérarchique*

Les résultats de la classification hiérarchique en 3 classes sur le premier plan factoriel à la suite de l'ACM fournissent la représentation graphique suivante :



La classification hiérarchique répartit assez distinctement sur les 3 classes les individus ; la première classe (Groupe 1) se localise principalement sur tout l'ouest du plan factoriel, la classe 2 (Groupe 2) sur le quart sud est du plan, et enfin la classe 3 (Groupe 3) sur le quart nord-est du plan. Ces 3 classes sont d'effectifs très variables, en effet la classe 1 est composée de presque 50% des individus, les deux autres classes se répartissant de façon assez équilibrée les autres individus restants ; les inerties des trois classes sont respectivement de 30,8% pour la classe C1, 22,27% pour la classe C2, et 22% pour la classe C3. A partir de cette classification des individus, la procédure MGM peut être mise en place.

ii. *La moyenne des médians des groupes*

• *Le calcul de la moyenne des médians des groupes*

Les CAP ont été regroupés en fonction du groupe auquel appartiennent les individus qui les ont exprimés. A partir des résultats précédents, la classification en trois groupes a été effectuée sur les consentements à payer obtenus pour le vison ; les résultats des calculs par groupes sont présentés dans le tableau suivant :

<i>VISON</i>	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3
	$n_1=224$	$n_2=115$	$n_3=121$
MEDIAN	10F	30F	50F
MOYENNE	100,99F	88,09F	90,58F

Tab 23: CAP médians et moyens par groupe

Contrairement à la moyenne, les CAP médians augmentent du groupe 1 au groupe 3. D'où le CAP moyen des groupes médian ;

$$CAP^{MGM} = \frac{1}{460} ((224 * 10) + (115 * 30) + (121 * 50)) = 25,61F$$

Le CAP médian sur l'ensemble de l'échantillon est de 30F, ce qui signifie que $CAP^{MGM} < CAP^M < \overline{CAP}$. Cette procédure conduira donc à une solution différente de celle qui aurait été prise à la suite de l'utilisation des critères classiques, si le coût individuel du projet est compris entre 25,61F et 30F.

- **Propriétés**

Que le CAP^{MGM} ne conduise pas à une solution intermédiaire entre le CAP médian et le CAP moyen peut s'expliquer par le fait que le rapport moyenne sur médian bien qu'inférieur à celui sur l'ensemble de l'échantillon pour deux des 3 groupes, soit supérieur pour le groupe 1 qui comprend le plus d'individus (et qui donc a le plus de poids dans la moyenne pondérée des médians). Si le projet est entrepris sur le critère MGM, la décision finale sera loin de la propriété d'efficacité car le CAP MGM est largement inférieur à la moyenne de l'échantillon (94,83F).

Concernant la propriété de majorité, le CAP MGM obtenu étant également inférieur au CAP médian, elle sera vérifiée. Bien qu'ici la procédure MGM ne conduisent pas à un CAP intermédiaire entre le CAP moyen et le CAP médian, elle ne semble pas dénuée d'intérêt, en effet sa méthode de construction est intéressante.

Conclusion :

Cette étude permet d'apporter des éclairages théoriques et empiriques au concept de valeur d'existence. Une telle valeur est attachée au franchissement de seuils dans les effectifs et les conditions de développement de l'espèce qui conduisent à lui attribuer le statut d'espèce menacée. Ce statut, joint à la furtivité de certaines espèces leur assigne un potentiel exclusif de valeurs d'usage passif. Ces valeurs concernent un bien public pur et leur mode de révélation ne peut passer que par un questionnement direct des individus.

L'évaluation de la valeur accordée par les étudiants à trois espèces régionales protégées et furtives fournit un calibrage empirique à la valeur d'existence. On observe des différences de valeurs entre les espèces, et l'on retrouve un résultat confirmé par la littérature à savoir qu'une valeur plus importante est attribuée aux mammifères. Le caractère emblématique et affectif de l'ours des Pyrénées est semble-t-il à la base d'une valeur d'existence très significative.

L'analyse des motivations précédant les différentes questions d'évaluation a permis de différencier les individus qui ont attribué une valeur nulle à la protection des espèces car la présence de ces dernières ne leur procurait pas de variation d'utilité positive, des individus exprimant une valeur nulle par refus du principe de paiement pour ce problème. Les motivations ont permis également d'affiner le concept théorique de valeur d'existence ; le fait de comprendre pourquoi les individus sont prêts à renoncer à une quantité de consommation de bien privé pour protéger certaines espèces permet de définir le type de valeur qui est ainsi exprimé. En outre, à la suite de l'analyse des différentes motivations exprimées par les individus, une valeur dite de présence ou d'existence temporaire a pu être différenciée d'une valeur d'existence continue.

La diversité des questionnaires construits pour cette étude a permis de contribuer à identifier le type de questionnaire le mieux adapté aux études d'évaluation contingente françaises dans ce cadre. En effet deux supports de paiement s'appuyant sur deux vecteurs de paiement ont été comparés : le don à une association de protection de l'environnement et l'augmentation de la part régionale de la taxe d'habitation ; contrairement aux conclusions qu'il est possible d'émettre à la suite de la comparaison sommaire des résultats empiriques obtenus pour les CAP issus ces deux échantillons, la différence n'est pas vérifiée statistiquement. Par contre, l'impact du format de la question d'évaluation sur les valeurs énoncées semble réel. Un biais de surestimation lié au biais

d'ancrage sur la somme proposée peut-être imputé à la question dichotomique. De plus, le format de question fermée semble favoriser la présence de biais de sous-additivité.

Afin d'obtenir une valeur agrégée, la procédure présentée par Werner et Groves (1993) a été mise en place en vue de pallier à certaines déficiences concernant les procédures de la moyenne et du médian : la procédure de la moyenne des valeurs médianes des groupes (MGM). Cette procédure a pour avantage de former des groupes d'individus suivant un critère d'aptitude à payer ; le CAP médian est attribué à chacun de ces groupes ce qui permet de différencier des valeurs de façon cohérente au niveau théorique. La moyenne des médians des groupes peut conduire à une situation intermédiaire entre le consentement à payer moyen et médian dans certains cas. Même si cette position du CAP MGM n'est pas vérifiée sur les données empiriques, cette procédure est intéressante du fait qu'elle est construite sur des critères qui sont révélés sans difficultés par les individus contrairement au revenu.

BIBLIOGRAPHIE

BOYLE K.J., BISHOP R.C. (1987) Valuing Wildlife in Benefit-Cost Analyses : A Case Study involving Endangered Species. *Water Resources Research*, 23 (5).

FISHER A., RAUCHER R. (1984) Intrinsic benefits of improved water quality : conceptual and empirical perspectives. In V.K. SMITH and A.D. WITTE (ed) *Advances in Applied Microeconomics*. Greenwich Conn., JAI Press.

FREEMAN A.M. (1993) *The measurement of environmental and resource values*. Rff, Washington D.C.

JOHANSSON P.O. (1992) Altruism in cost-benefit analysis. *Environmental and Resource Economics*, 2, 605-613.

KRUTILLA J.W. (1967), Conservation Reconsidered, *American Economic Review*, 57, 787-799.

LAZO J., McCLELLAND G.H., SCHULTZE W.D. (1997) Economic theory and psychology of non-use values. *Land Economics* 73, 3, 358-71.

MALER K.G. (1974) *Environmental economics : a theoretical enquiry*. Johns Hopkins Press Baltimore.

McCONNELL K.E. (1983) Existence and bequest value. In R.D. ROWE and L.G. CHESTNUT (eds) *Managing air quality and scenic resources at national park and wilderness areas*. Boulder, Colo., Westview Press.

McCONNELL (1997) Does altruism undermine existence value ? *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 22-37.

MITCHELL R.T., CARSON R.C. (1989) Using surveys to value public goods : The contingent valuation method. *RFF*.

RANDALL A., STOLL J.R. (1980) Consumer's surplus in commodity space. *American Economic Review*, 70, 449-455.

ROZAN A., STENGER A., WILLINGER M. (1996) Consentement à payer pour la préservation de la qualité de l'eau souterraine : une comparaison entre usagers et non-usagers. *BETA Strasbourg* 23p.

SUTHERLAND R.J., WALSH R.G. (1985) Effect of distance on the preservation value of water quality. *Land Economics*, 61, 281-291.

WERNER M., GROVES T. (1993), A practical procedure for public policy decision or contingent valuation and demand revelation-without apology. Working paper. 42p. University of California.

ANNEXE

Présentation des tests statistiques utilisés

Avant d'effectuer un test d'égalité des moyennes, il est nécessaire de tester l'égalité des variances afin de choisir le test adéquat.

Pour tester l'hypothèse d'égalité des variances (considérées comme inconnues), on utilise la statistique :

$$\bar{W} = \frac{|S_1^2 - S_2^2|}{\sqrt{\frac{2S_1^4}{n_1} + \frac{2S_2^4}{n_2}}} \text{ qui est supposée suivre une loi Gaussienne. La région d'acceptation de l'hypothèse}$$

d'égalité des variances est définie par $\bar{W} \leq u_{1-\frac{\alpha}{2}}$.

Les échantillons étant de taille suffisante (la somme des deux est supérieure à 100) ; La statistique U permet de tester l'hypothèse d'égalités des moyennes, si l'hypothèse d'égalité des variances est rejetée.

$$U = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\frac{S_1^2}{n_1} + \frac{S_2^2}{n_2}}} \text{ est supposée suivre une loi Normale centrée réduite.}$$

On accepte l'hypothèse au seuil de confiance α choisi, si $U < u_{1-\frac{\alpha}{2}}$.

Les valeurs critiques sont de 1,96 pour $\alpha=5\%$, et de 2,158 pour $\alpha=1\%$.

Si le test d'égalité des variances est acceptée, un test de T-student sera utilisé.

Chapitre 4.

Risque sanitaire et comportement des ménages

Pierre Rainelli, (INRA-Economie Rennes)
Gildas APPERE (Doctorant Sciences Economiques)
Guillaume PAVIC (Doctorant en psychologie)

L'épisode de la « vache folle », puis celui du poulet à la dioxine ont relancé spectaculairement la question du risque sanitaire. Mais ces événements s'inscrivent dans un contexte général de sécurité de l'alimentation comme le prouvent les problèmes récurrents de listériose ou de salmonellose. Il en résulte un resserrement du dispositif de protection de la santé des consommateurs avec la mise en place d'obligations nouvelles concernant les diverses étapes allant de la production à la distribution. Ces dispositifs ont un coût privé, à la charge des producteurs et qui va être plus ou moins répercuté sur les consommateurs, entraînant ainsi des pertes de bien-être des individus. A ce stade, la question est de savoir si l'amélioration de sécurité alimentaire est plus importante que le coût social entraîné par ces mesures.

Au-delà d'une simple analyse de variation de surplus, on est face à un problème de santé publique, sachant que les autorités ont en charge la définition d'un système de protection de la santé par le jeu d'un ensemble de normes qu'il importe de faire respecter. D'où la nécessité d'une évaluation des politiques mises en place. Pour l'essentiel, comme l'indique le livre blanc de la Commission Européenne sur la sécurité alimentaire (CEC, 2000), les décisions publiques reposent sur une analyse du risque en prenant en compte les trois éléments suivants : l'évaluation du risque sur des bases scientifiques, sa gestion avec les aspects réglementaires et de contrôle, et enfin une politique de communication sur le risque.

Or, la sensibilité des populations face au risque sanitaire, et en conséquence l'efficacité des politiques publiques, varie considérablement selon la nature des produits ingérés. Il convient donc de mieux cerner le comportement des ménages en fonction des situations rencontrées. Un premier travail a déjà exploré le cas de la « vache folle » en essayant de déterminer le consentement à payer pour disposer d'une viande pour laquelle tout risque de contamination par l'ESB serait écarté, Latouche, Rainelli et Vermersch, 1998. Avec la « vache folle », on a en quelque sorte un cas extrême où les réactions des consommateurs face au risque relèvent de la psychose alimentaire. La consommation de coquillages issus de la pêche récréative se situe dans un contexte tout à fait différent avec un comportement des consommateurs et des attitudes face au risque d'une toute autre nature.

Dans une première partie, nous exposons la problématique retenue tant du point de vue du produit que de la méthodologie mise en œuvre. La deuxième partie donne les premiers éléments issus de l'exploitation de l'enquête. Enfin en conclusion, nous examinons la portée des résultats obtenus.

I. Quelle problématique ?

Dans un premier point nous présentons les particularités relatives aux risques sanitaires découlant de la consommation des coquillages et au dispositif mis en place pour veiller à

leur qualité. Le second point aborde les questions méthodologiques concernant l'évaluation du bien « santé ».

1.1 Les problèmes sanitaires liés à la consommation de coquillages

Comme on le sait, les bivalves marins filtrent d'importantes quantités d'eau pour se nourrir (de 100 à 650 l/heure/kg d'animal vivant), de ce fait ils concentrent les micro-organismes et les substances toxiques du milieu marin. Ce sont de ce point de vue d'excellents indicateurs permettant de suivre les problèmes de pollution. D'où l'importance des impacts sur les bivalves lors de la marée noire de l'Erika.

Pour le consommateur ce pouvoir filtrant des bivalves se traduit par des risques de santé non négligeables lorsqu'il consomme des coquillages marins crus, ou peu cuits. Classiquement on recense trois grands types de risques : les contaminations microbiologiques, les contaminations par des toxines, et les contaminations chimiques. On examine successivement ces types de contamination

1.1.1 Les contaminations microbiologiques

Les contaminations microbiologiques des coquillages constituent la source de risque la plus importante. Cette contamination s'opère plus particulièrement par les germes pathogènes d'origine fécale présents dans les eaux usées d'origine terrestre lorsque celles-ci sont rejetées sans aucun traitement d'épuration, ce qui reste encore courant. De plus, le traitement éventuel par des stations d'épuration n'élimine pas totalement les germes pathogènes que l'on retrouve donc à plusieurs kilomètres des zones de rejet. Cette contamination est aggravée lors des pluies intenses (saturation des stations d'épuration, ruissellement des eaux). Notons aussi la possibilité de contamination des eaux littorales par les eaux usées provenant des bateaux.

L'expression épidémiologique de la contamination des coquillages se fait souvent sous la forme d'**épidémies** (liée à l'existence de foyers) plus ou moins longues mais aussi sous forme de **cas sporadiques** (non-épidémiques) en particuliers chez les consommateurs prédisposés : personnes âgées ou immuno-déprimées.

Les principales toxi-infections actuelles ou apparues dans le passé en Europe peuvent être synthétisées dans le tableau suivant (Desenclos J.C., 1996) :

Tableau n° 1 Présentation des principales toxi-infections

Organismes			Manifestations			Epidémiologie	
			Gastro-entérite	Hépatite	Septicémie	Sporadique	Epidémique
Bactéries	Samonella	typhi et paratyphi					
		autres					
	Vibrio	cholerae 01					
		cholerae non 01					
Virus	Hépatite A						
	Norwalk et Norwalk Like						

	fréquent
	peu fréquent
	possible

- Les pathologies bactériennes recouvrent les fièvres typhoïdes et paratyphoïdes et le choléra.

En Europe et Amérique du Nord, **les fièvres typhoïdes et paratyphoïdes** sont des maladies historiquement associées à la consommation de coquillages, d'où leur appellation de « fièvres coquillières ». La plus importante épidémie est survenue en 1924-25 aux Etats-Unis ayant entraîné 152 décès parmi les consommateurs d'huîtres crues. En France, la première contamination fut recensée en 1896, où quatorze personnes furent atteintes après avoir consommé des huîtres de l'étang de Thau. Par la suite, jusqu'à la mise en place d'une surveillance sanitaire, d'autres nombreuses épidémies sont apparues (Finistère, Calvados).

Les coquillages en causes sont le plus souvent des huîtres et moules (plus rarement praires et palourdes) ramassées dans des zones insalubres ou parfois des huîtres d'élevages contaminées par des porteurs sains.

De même, de nombreuses épidémies de choléra dans le monde ont été attribuées à la consommation de moules comme en Italie (Naples, 1973 et 1979) ou au Portugal où en 1974 48 personnes ayant consommées des coques crues ou peu cuites sont décédées. Dans les pays d'Europe du Nord, les seuls cas sporadiques enregistrés imputables à la consommation de coquillages, mettent en cause des coquillages crus ou peu cuits, pollués par des matières fécales.

Récemment, des épidémies de gastro-entérites ont mis en cause l'ingestion de coquillages contaminés par des bactéries non 01 vibriocholerae présent naturellement dans les eaux maritimes d'Europe et d'Amérique du Nord.

- Les pathologies virales concernent l'hépatite A et le virus de Norwalk

Les épidémies d'hépatites A liées aux coquillages sont importantes à travers le monde. En France, une épidémie (800 cas) a touché les départements du Morbihan et de Loire-Atlantique en 1992 : la consommation d'huîtres crues pourrait en être la cause sans que cela ait été formellement démontré. De plus, il semblerait que l'on puisse attribuer aux coquillages l'origine d'une partie des cas **sporadiques** d'hépatites A.

- Le **virus Norwalk** présent dans les huîtres, coques, palourdes et crevettes provoque des gastro-entérites épidémiques. Ces épidémies, apparues en Australie en 1978, sont souvent importantes (milliers de cas possibles). Une étude américaine (Louisiane) a mis l'accent sur le rôle des rejets de matières fécales de la part d'ostréiculteurs atteints de gastro-entérites. En France, une épidémie de plusieurs milliers de gastro-entérites à virus « **Norwalk like** » (c'est-à-dire des virus assimilés par défaut au virus Norwalk), liée à la consommation d'huîtres récoltées dans l'étang de Thau a eu lieu fin 1992. Cette épidémie a eu lieu alors que les indicateurs de pollution fécale respectaient les normes réglementaires. Mais on sait depuis un certain temps déjà que l'absence de coliformes fécaux ne permet pas de conclure à l'inexistence de contamination d'origine virale DuPont, 1986. Une autre épidémie est recensée en 1994 en Charente maritime liée à la consommation de palourdes (elles aussi conformes aux normes sanitaires). Les virus Norwalk et Norwalk like sont les principales causes de gastro-entérites observées après consommation de fruits de mer (palourdes et huîtres contaminées).

1.1.2 Les contaminations des coquillages par des toxines

Les coquillages peuvent être contaminés par la prolifération de certains phytoplanctons marins, les **dinoflagellés**, dont certaines espèces produisent des toxines provoquant des syndromes neurologiques, digestifs ou généraux. La consommation **crue ou cuite** de coquillages ainsi contaminés est alors responsable d'épidémie de syndromes toxiques neurologiques ou diarrhéiques selon le type de dinoflagellé. Parmi les 5 formes d'intoxication (paralysantes, neurotoxiques, diarrhéiques, amnésique, hépatiques), seules les formes diarrhéiques et paralysantes ont été observées en Europe.

- Les formes diarrhéiques (« diarrheic shellfish poisoning, **DSP**) sont provoquées par les toxines produites par les dinoflagellés du genre **Dinophysis**. Ces toxines s'accumulent dans les coquillages rendant ces derniers impropres à la consommation. Les **moules** sont le principal vecteur de cette contamination, mais les coques, palourdes, clams, tellines et coquilles St Jacques peuvent également être affectées, quoiqu'à moindre niveau. Les huîtres n'ont par contre jamais été contaminées à ce jour, en France. Les DSP se caractérisent par des vomissements et diarrhées, douleurs abdominales, et plus rarement céphalées, vertiges, fièvres et tachycardie qui apparaissent entre 30 minutes et 4 heures après l'ingestion des coquillages contaminés. Les toxines étant thermostables, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité.

Cette forme d'intoxication est rencontrée dans de nombreux pays d'Europe : Pays-Bas, France, Norvège, Suède. Elle peut provoquer des épidémies importantes de plusieurs centaines ou milliers de cas. En France, plusieurs milliers de cas d'intoxication par le dinophysis sont apparus au début des années 80 (1983-84), lié au développement rapide de ce phytoplancton en particulier sur les côtes bretonnes. Le dinophysis représente le genre toxique le plus répandu sur les côtes françaises. Il est généralement observé à partir d'avril ou mai sur les côtes atlantiques, et est à l'origine d'interdictions régulières de ramassage et de vente des coquillages sur les côtes de Bretagne ouest et sud. Il est à noter enfin que deux des toxines produites par le dinophysis pourraient avoir un pouvoir carcinogène (ceci étant seulement démontré que pour l'animal).

- Les formes paralysantes (« paralytic shellfish poisoning, **PSP**) sont dues aux toxines accumulées dans les coquillages par l' **Alexandrium minutum**. Les **coquilles St Jacques** et les **moules** sont le principal vecteur de cette contamination, mais également, à moindre niveau, un certain nombre d'autres coquillages dont les **huîtres**. Celles ci provoquent chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent

entre 15 et 45 minutes avec une paralysie et des troubles respiratoires pouvant être mortels en cas d'intoxication forte (le taux de létalité varie de 2,6 à 23%). **Les toxines étant thermostables, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité.**

Des épidémies de PSP provoquées par les coquillages ont été signalées à travers le monde depuis 1793. Cette contamination concerne en particulier l'Europe (R-U, Norvège, Espagne, Portugal, Belgique). Epargnée jusqu'en 1988, la France connaît à son tour cette contamination. Elle est observée régulièrement depuis cette date en Bretagne (dans les Abers et en baie de Morlaix) et tend à se développer sur le littoral français (ex. Charente). Cependant, aucun cas d'intoxication humaine apparent n'est intervenu, lié en particulier à la présence d'un réseau de surveillance depuis 1984..

1.1.3 Les risques liés aux contaminations chimiques

Il existe un danger chimique lié à la pollution des coquillages par des métaux lourds (mercure, cadmium, plomb, cuivre, zinc) et certains composés organiques (pesticides ...). Ce danger s'est manifesté plus récemment. Comme pour les micro-organismes, les polluants chimiques sont concentrés par les bivalves marins (10 à 1000 fois) selon le produit chimique, la durée d'exposition, le type, la taille du coquillage et la saison. Du fait des mécanismes de bio-accumulation et bio-concentration, la présence de faibles doses de produits chimiques dans le milieu marin (liée par exemple aux rejets industriels) peut avoir des nocifs sur la santé humaine. L'illustration la plus frappante et la plus grave fut l'épidémie d'intoxication au mercure (46 décès) en 1953 à Minamata (Japon) auprès de pêcheurs ayant consommés des poissons et mollusques marins. En dehors de cet épisode, il n'a été observé aucune intoxication aiguë provoquée par la consommation de coquillages.

En France, d'une manière générale, il est estimé que le risque d'intoxication aiguë par les produits chimiques est très faible. Il existe cependant des disparités entre zones littorales, certaines, certaines étant plus fortement touchées que d'autres, comme l'estuaire de la Gironde, où le ramassage de coquillages est interdit, ou la baie de Seine.

Les effets pour la santé humaine sont divers, fonction du type de polluant chimique. Ainsi, le cadmium, présent dans l'estuaire de la Gironde, engendre des atteintes rénales graves. Il est classé par le Centre International de Recherche sur le Cancer parmi les agents potentiellement cancérigènes. Pour des gros consommateurs d'huîtres, les concentrations actuellement présentes dans certains gisements d'huîtres de Marennes d'Oléron permettent d'atteindre la DHA (dose hebdomadaire admissible) proposée par l'OMS (J.C. Desenclos, 1996)

En conclusion, la consommation de coquillages n'est pas sans risques, et l'élaboration d'une politique adéquate dans ce domaine est un véritable enjeu de santé publique.

1.2 Aspects méthodologiques

Les considérations méthodologiques développées dans ce point se réfèrent au cadre général d'analyse retenu, c'est à dire aux questions d'analyse économique. Toutefois, on a élargi la réflexion aux aspects psychologiques, afin de mieux prendre en compte les perceptions du risque par les pêcheurs à pied.

1.2.1 Le cadre général

Le point central de l'étude est une évaluation de l'intérêt social d'une réduction du risque sanitaire. Toute politique de prévention a des coûts facilement identifiables, comme le fonctionnement des divers réseaux de surveillance, ou même la mise en place d'un système de

contrôle. Ainsi l'IFREMER donne une estimation des coûts de fonctionnement de ses réseaux (cf tableau 2).

Tableau 2. Coût annuel de fonctionnement des réseaux de surveillance de l'IFREMER
(en millions de F pour 1995)

	<i>RNO</i>	<i>REPHY</i>	<i>REMI</i>
Coût en personnel	4,2	5,5	8,4
Investissements et sous-traitance	1	0,8	1
Dépenses de fonctionnement	1,9	1,1	1,8
Coût total	7,1	7,4	11,2
Coût par point de prélèvement(1000 F)	28	74	28

Source : IFREMER, 1997

Ces actions sont entreprises en vue de bénéfices dont l'appréciation est moins évidente car beaucoup sont hors marché. On s'attachera à préciser derniers en se plaçant dans une perspective du type analyse coûts-avantages. Le problème peut être vu comme la recherche du système de protection socialement le plus efficace. En effet, une réglementation inefficace, dans le domaine qui nous intéresse, se traduit par le fait que les consommateurs n'obtiennent pas le niveau de qualité sanitaire correspondant à ce qu'ils accepteraient de payer. Ou, inversement, on peut dire que la qualité sanitaire qui leur est proposée n'est pas offerte au coût minimum. On est donc bien confronté à un problème d'évaluation d'une politique publique prenant en compte le comportement du consommateur et de ses préférences, compte tenu de son information quant au risque couru quand il consomme des coquillages. Est-ce qu'il accepte le niveau de risque auquel il est exposé ? Sinon combien est-il prêt à payer pour le réduire ?

On rappellera que ce type de démarche a permis aux Etats-Unis de prouver l'intérêt des programmes de réduction des pollutions atmosphériques, en montrant que les seuls gains en matière de santé humaine dépassaient très largement les coûts, notamment pour ce qui concerne les pluies acides Burtraw D. et al., 1997. De même, la réglementation sur l'essence sans plomb se justifie par les bénéfices concernant les baisses de mortalité et de morbidité. Ce type d'approche, peu développé en Europe et particulièrement en France, pour des raisons à la fois de nature politique et culturelle (cf Bonnioux et Rainelli, 1999), offre un cadre d'analyse intéressant que nous souhaitons développer sur la question de la politique sanitaire des coquillages. Suite à des discussions antérieures avec les chercheurs de l'IFREMER, il apparaît souhaitable dans un premier temps de se limiter aux seuls coquillages relevant de la pêche à pied, ne serait-ce qu'en raison du risque plus important auquel les consommateurs sont soumis, ce qui suppose une mesure des variations de morbidité. Pour cela deux stratégies sont possibles.

→ La première est basée sur l'établissement d'une fonction dose-réponse à partir d'études épidémiologiques ou toxicologiques visant à cerner les liens entre la qualité sanitaire des aliments et la santé des agents exposés. Elle repose d'autre part sur le calcul d'un équivalent monétaire des différents états de santé potentiellement rencontrés dans le cas envisagé. Toutefois, cette approche implique l'utilisation d'une grande masse de données pas toujours disponibles. De plus, les fonctions dose-réponse connues n'établissent généralement des relations qu'entre une seule dimension de qualité des aliments et l'état de santé. En outre, les évaluations monétaires de la morbidité sont réalisées par la méthode des coûts d'opportunité : coût des soins médicaux et rémunérations perdues le cas échéant, ce qui est

une estimation minimale puisqu'on néglige les désagréments liés à la dégradation de l'état de santé des consommateurs. Or, la douleur ou la perte de bien-être engendrés par certains symptômes doivent aussi être évalués (Cropper et Freeman, 1991).

→ La deuxième stratégie vise à chiffrer la perte d'utilité des individus sur la base de la théorie microéconomique du consommateur, dont la formalisation mathématique rigoureuse permet la construction de modèles adaptés à ce type de questions. Fondamentalement, ces modèles reposent sur trois hypothèses de base :

- les consommateurs sont des agents rationnels qui cherchent à optimiser leur bien-être ;
- les consommateurs sont les seuls juges de leur niveau de bien-être ;
- les divers éléments qui participent à leur bien-être sont, tout au moins dans une certaine mesure, substituables.

Sous ces hypothèses, toute mesure économique d'un changement du contexte dans lequel évolue le consommateur est fondée sur la variation de bien-être du consommateur induite par ce changement. L'hypothèse de substituabilité, qui est au cœur de la notion de valeur économique, implique que les consommateurs sont capables d'établir des arbitrages entre les biens et services qui leur sont proposés. Toute mesure de variation de bien-être peut être exprimée en termes de consentement à payer (CAP) c'est à dire le montant maximum que le consommateur serait prêt à payer pour obtenir cette amélioration. Ce CAP inclut quatre composantes :

- l'économie de soins médicaux ;
- la diminution des pertes de rémunérations ;
- les économies de dépenses de protection et
- la valeur de la diminution (voire de l'élimination) des désagréments d'une intoxication éventuelle.

Les deux stratégies d'évaluations présentées ne sont pas concurrentes mais plutôt complémentaires. La seconde, à dominante économique, a l'avantage de tenir compte du comportement des consommateurs et permet de calculer les bénéfices d'une politique d'amélioration de la qualité des aliments tels qu'ils sont estimés par les consommateurs. Cependant, il convient de noter que les évaluations obtenues par cette approche dépendent étroitement de la perception par les consommateurs des risques auxquels ils sont exposés. Cette perception est d'autant plus proche de celle des experts en la matière que les gens sont mieux informés. Le décalage entre ces deux types de perceptions dépend évidemment du cas étudié, et de la méthode de révélation employée pour obtenir le CAP.

L'approche basée sur les études épidémiologiques ou toxicologiques ne se heurte pas au problème de la perception des consommateurs mais elle néglige, comme on l'a souligné, les effets liés aux désagréments dus aux intoxications. De plus, elle n'est généralement applicable que pour l'évaluation d'une dimension de la qualité des aliments. On retiendra donc une méthode de révélation du CAP des consommateurs, celle recourant à l'évaluation contingente (Mitchell et Carson, 1989)

1.2.2 La prise en compte de la dimension psychologique

La pratique de l'évaluation contingente montre d'une façon générale l'importance qu'il faut accorder à l'élaboration des scénarios devant servir à la construction des marchés hypothétiques. Dans le domaine de la santé, où le bien que l'on cherche à évaluer est de

nature très particulière, cela est encore plus vrai. Il nous a semblé qu'une collaboration avec des psychologues s'intéressant aux comportements à risque pour la santé pouvait s'avérer fructueuse. Pour ce faire, une collaboration a été nouée avec le LAUREPS (Laboratoire Armoricaire Universitaire de Recherche en Psychologie Sociale) de Rennes 2. Il s'agit plus précisément de voir la façon dont les gens perçoivent les dangers éventuels liés à la consommation du produit de leur pêche à pied.

La prise en compte de la dimension psychologique vise d'une part, à mieux appréhender la relation entre représentation individuelle de la santé et environnement social et culturel. Elle doit permettre, d'autre part, la construction de scénarios hypothétiques mieux adaptés au comportement réel des pêcheurs à pied. Il s'agit de mieux prendre en compte les variables psychologiques intervenant dans le comportement individuel de sauvegarde de la santé.

Les recherches en psychologie de la santé sur les comportements à risque montrent que l'engagement d'un individu dans un comportement d'auto-prévention est, pour une grande part, fonction de sa perception de la sévérité de la menace contrebalancée par les bénéfices qu'il pense en retirer. Plus précisément, les psychosociologues se réfèrent au Health Belief Model (HBM) ou modèle des croyances relatives à la santé développé par Rosenstock puis Janz et Becker (cf Rosenstock et al., 1988). Ce modèle s'inspire de la notion de valeur espérée. Il postule qu'en présence d'une menace pour sa santé un individu va raisonner en comparant l'utilité d'une mesure de prévention médicale ou de protection sanitaire, à son coût, ce dernier incluant aussi bien les aspects financiers que psychologiques. Evidemment, les individus n'agissent qu'en cas de balance coût-utilité favorable.

Les actions relatives à la santé vont dépendre de l'occurrence simultanée de trois types de facteurs :

- l'existence d'une motivation suffisante afin de réaliser le comportement pertinent
- la croyance que chacun est susceptible d'avoir un problème sérieux de santé
- la croyance que suivre une recommandation particulière pour la santé peut être bénéfique et peut réduire la menace perçue.

Le modèle HBM est susceptible de fournir une indication sur le degré d'acceptation des individus concernant les recommandations de précaution relatives à leur santé, et sur la façon dont ils vont réagir. Au bout du compte, on peut établir des prédictions sur l'engagement des individus dans des conduites touchant à la santé. L'hypothèse sous-tendant le modèle est que le comportement va dépendre d'un but particulier qu'un individu va estimer en lui attachant la probabilité qu'une action donnée lui permettra la réalisation de ce but. Mais, cette estimation est largement influencée par les diverses croyances et convictions de l'individu quant à sa santé.

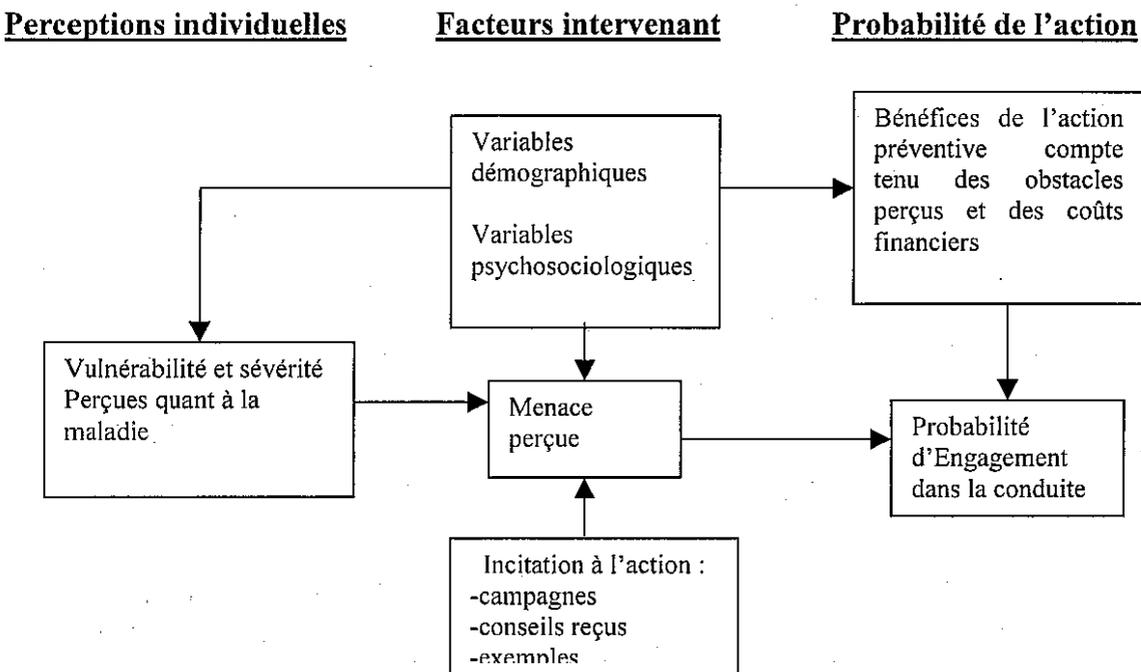
Au total, l'engagement dans une conduite de santé va être influencé par une série de facteurs

- la perception et le sentiment de la personne face à l'éventualité d'une menace d'ordre sanitaire. Cet élément joue un rôle essentiel dans la mise en place d'une politique de prévention.
- la sévérité perçue de la maladie. Cet élément est un bon prédicteur du comportement lors de la maladie
- les bénéfices attendus de la conduite envisagée, qui est aussi un bon prédicteur du comportement lors de la maladie
- les obstacles physiques, psychologiques ou financiers pouvant entraver la conduite de santé.

A un autre niveau interviennent les incitations à l'action d'origine extérieure, par le biais des campagnes des pouvoirs publics (campagnes d'information ou de prévention) les injonctions des professionnels de la santé. D'autres incitations ont un caractère plus privé comme les conseils reçus de la part des proches, ou les témoignages.

L'articulation entre ces divers éléments et les niveaux privés et publics peut se représenter dans un schéma (cf schéma du modèle des croyances relatives à la santé) ;

Schéma du modèle des croyances relatives à la santé (Health Belief Model de Rosenstock et de Janz et Becker)



Quelle que soit la nature objective du risque (dangerosité, probabilité), la prise en compte explicite de la dimension psychologique permet une meilleure appréhension du comportement des pêcheurs à pied dans un contexte de risque pour leur santé. La connaissance du risque, la signification que le sujet donne au danger et ses attentes concernant les résultats de son action (valeur, efficacité) permettent de mieux prédire l'engagement des pêcheurs à pied dans le comportement de sauvegarde de leur santé. Pour intégrer ces divers éléments, on a retenu dans la construction du questionnaire un ensemble de variables concernant :

1) Les déterminants psychosociaux du comportement à risque (variables d'influence sociale)

- la confrontation (ou non) à des campagnes de prévention concernant le risque considéré
- les dimensions normatives du comportement de cueillette (i.e. norme subjective et désir de conformité à un modèle collectif)

2) La menace perçue

- le contenu et l'étendue des connaissances concernant les coûts objectifs (ou dommages) pour la santé associés au comportement à risque
- l'expérience directe ou vicariante du risque
- la vulnérabilité perçue (évaluation subjective et individuelle) quant au risque pour la santé
- la gravité perçue (sévérité) des dommages associés au comportement à risque

3) La perception et l'évaluation du comportement économique alternatif

- les stratégies d'ajustement spontanément évoquées par le sujet face à la pollution des lieux de pêche (i.e. dénégation, recherche de solutions rationnelles, évitement,...)
- les bénéfices perçus associés au comportement économique de sauvegarde de la santé
- les obstacles perçus concernant ce comportement

Ces neuf variables sont intégrées dans le questionnaire en sus des questions habituelles propres à l'évaluation contingente. Il s'agit d'un outil multidimensionnel qui permet d'évaluer l'intention de comportement du sujet et, à terme, sa prise de décision face au risque considéré.

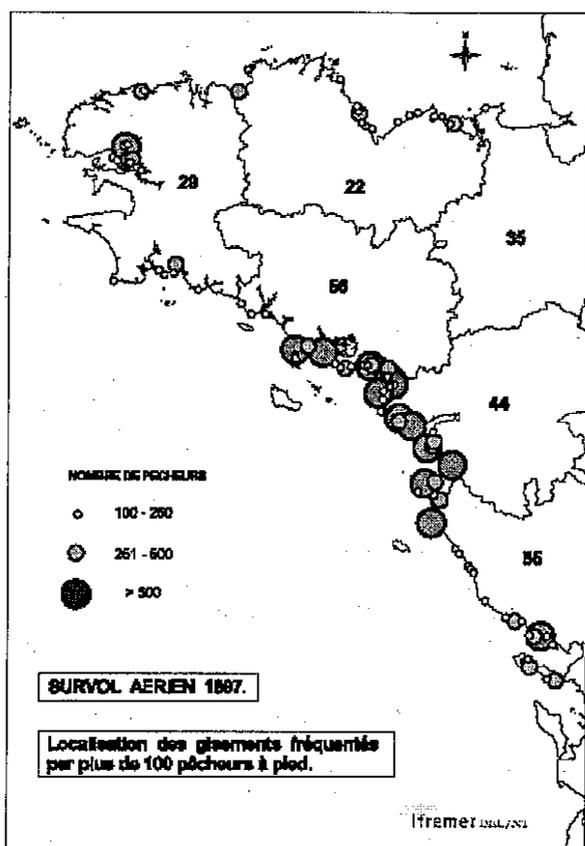
II. Présentation des premiers résultats disponibles

Outre les variables de nature psychologique qui interviennent après une série de questions concernant la pêche à pied, le questionnaire aborde les comportements économiques alternatifs de sauvegarde de la santé en présentant deux scénarios destinés à évaluer le CAP. On examinera successivement ces trois points, à savoir la population enquêtée et les habitudes de pêche à pied ; les attitudes face au risque sanitaire, et le consentement à payer pour la sécurité sanitaire.

1. Population enquêtée et habitudes de pêche

De manière générale la connaissance de ce type de loisir reste lacunaire, et la population des pêcheurs à pied est très mal connue. Les enquêtes de l'INSEE sur les loisirs des ménages ne donnent en effet aucune information sur le sujet. Les seuls éléments dont on dispose résultent d'un travail de recensement dans l'Ouest de la France conduit à partir de photos aériennes par l'IFREMER au moment des grandes marées de 1997. Ce travail fournit des ordres de grandeur significatifs. Ainsi, on aurait 28 000 pêcheurs à pied sur des sites fréquentés par plus de 100 personnes, et 7500 sur les sites fréquentés par 10 à 100 individus. Ces résultats sont synthétisés dans la carte de fréquentation, publiée par l'IFREMER.

Carte n°1. Estimation de l'importance de la pêche à pied sur les côtes de l'Ouest de la France



Dans l'impossibilité de faire un sondage auprès de la population des pêcheurs à pied, il a été décidé de faire des enquêtes directement sur les lieux de pêche lors des grandes marées au Printemps 2000. Le naufrage de l'Erika fin 1999 a fortement perturbé le déroulement des enquêtes obligeant à abandonner tous les sites situés dans la Loire Atlantique ou en Vendée. Pour les sites du Morbihan, et en partie du Finistère il a fallu jongler avec les interdictions de ramassage des coquillages. Pour compléter l'échantillon des enquêtes ont été conduites en Basse-Normandie, dans le secteur de Granville, dans la Manche, mais les questionnaires se sont révélés inexploitable. Au total on dispose de 501 questionnaires concernant tous la Bretagne et se répartissant comme suit :

- Morbihan : 199 dont 165 à Locmariaquer, et 34 à Penthièvre
- Finistère : 138 dont 50 à Roscanvel, 46 à Brest, à rozon 11 à Plougastel et 1 à Camaret
- Côtes-d'Armor : 145 dont 81 à Etables-sur-Mer, 49 à Treleven, 5 à Louanec, 4 à Plérin, 3 à Tréguignec, 2 à Locquémeau et 1 à Locquirec
- Ille-et-Vilaine : 19 questionnaires, tous à St Malo.

Contrairement à ce que l'on pourrait croire, la pêche à pied n'est pas réservée aux hommes. En effet, l'enquête met en évidence une proportion non négligeable de femmes, puisque celles-ci constituent 44 % du total. L'âge moyen de la population n'est pas très élevé avec une

moyenne de 50,8 ans, et 40 ans comme valeur la plus fréquente. L'étude de la distribution selon l'année de naissance (tableau 3), fait ressortir une assez forte proportion de plus de 60 ans (près de 31 %), tandis que les moins de 30 ans représentent 9 % seulement du total. On voit donc que globalement la pêche à pied est une activité récréative attirant peu les jeunes.

Tableau 3. Distribution des pêcheurs à pied en fonction de leur année de naissance

Année de naissance	Nombre	Fréquence
- moins de 1929	20	3,99%
-de 1929 à 1940	134	26,75%
-de 1940 à 1950	113	22,55%
-de 1950 à 1960	124	24,75%
-de 1960 à 1971	65	12,97%
- 1971 et plus	45	8,98%
TOTAL	501	100%

(Minimum : 1919 ; Maximum : 1981)

Si l'on regarde à présent la répartition par catégories socio-professionnelles, on voit que cette distribution par âge correspond à une faible représentation des étudiants (4 %), alors que les retraités constituent 41 % du total. Par ailleurs, on note la faible place des agriculteurs (1,4 %), alors que les employés et ouvriers représentent respectivement 10,2 % et 9,2 %. Les artisans-commerçants-chefs d'entreprise (5,8 %), les cadres supérieurs (4,4 %) et les professions intermédiaires (6,8 %) sont assez bien représentés.

Pour ce qui concerne la pratique de la pêche à pied, le tableau 4 donne des indications sur les motivations des individus. Le côté ludique de l'activité apparaît très clairement dans le nombre de réponses citant le caractère de loisir (87 %) et le plaisir de consommer sa propre pêche (les deux tiers). Près de 60 % déclarent pêcher au moins une fois par mois, généralement lors de grandes marées, alors que pour plus du quart (27,5%) la fréquentation est supérieure à une fois par mois avec un maximum de cinq fois, c'est à dire qu'ils viennent pêcher également hors grandes marées lors de coefficient de marée assez élevé. Pour 13,5 % des pêcheurs interrogés, l'importance de la fréquentation est difficilement quantifiable dans la mesure où cette activité a un caractère trop irrégulier.

Tableau 4. Raisons de pratiquer la pêche à pied

Pourquoi pratiquez-vous la pêche à pied ?	Nombre	Fréquence.
-balade, plaisir de la pêche (loisir)	436	87,03%
-plaisir de consommer des coquillages pêchés par soi	331	66,07%
-pour éviter d'acheter des coquillages sur le commerce	26	5,19%
-autres raisons ¹	8	1,60%
TOTAL OBSERVATIONS.	501	100

(1)Pour l'essentiel, il s'agit d'avoir des appâts pour d'autres types de pêche

En ce qui concerne le site sur lequel se trouvaient les pêcheurs lors de l'enquête, il s'agissait pour 60% d'entre eux de leur site habituel. Pour 29% le site en question était un site parmi d'autres, et pour 11%, il s'agissait d'un site exceptionnel. La distance moyenne entre le site de pêche et le lieu de résidence s'établit à 22,6 km, mais avec une forte dispersion, puisque l'écart-type s'élève à 45,2 km. Pour l'essentiel les trajets sont effectués en voiture, celle-ci représentant 92 % des modes de transport, le reste se faisant à pied. Dans plus de la moitié des cas lorsqu'il y a déplacement en voiture, cela se fait en famille. Les chiffres sur la distance parcourue et le caractère plus ou moins habituel des sites fréquentés témoignent d'une certaine aptitude à modifier les habitudes de pêche.

La quantité moyenne ramassée avoisine les 3 kg de coquillages, avec pour valeur la plus fréquente 2 kg. Parmi les espèces viennent en tête les palourdes, avec une fréquence de citation de 75 % suivies de loin par les moules (38%), les bigorneaux (36 %) et les huîtres (28%). On trouve ensuite les coques (17 %), puis les pétoncles (8 %), les praires, clams...

2. Les attitudes face au risque sanitaire

Afin de mieux cerner les attitudes face au risque sanitaire, conformément au modèle HBM, on a établi trois séries de questions permettant de tester la perméabilité aux informations, la manière dont la vulnérabilité est perçue, et la façon dont la sévérité des atteintes éventuelles à la santé est ressentie. Rappelons que vulnérabilité et sévérité constituent la dimension centrale du modèle psychosociologique.

Pour ce qui est de la perméabilité aux informations, une première indication intéressante fait apparaître un degré élevé de connaissance de l'existence d'un danger éventuel en matière de santé. En effet, près de 91% des pêcheurs ont déjà entendu parler de risques sanitaires possibles, et cela par le biais des médias (journaux locaux et reportages télévisés) plutôt que par l'entourage proche, ou par les panneaux ou écriteaux à proximité des lieux de pêche. Mais paradoxalement, les pêcheurs considèrent les informations sur les risques encourus comme pouvant être exagérées. Plus précisément, les gens mettent en cause l'objectivité des journalistes, estimant « qu'ils en rajoutent toujours un peu ».

Cette déconsidération des médias, quant à la fiabilité des informations, est corroborée par la réponse à la question : « Où pouvez-vous vous renseigner sur la qualité des zones de pêche ? ». Seuls 20 % se dirigent vers les médias. Les autorités officielles (mairie, affaires maritimes, DDASS, gendarmerie) semblent représenter une source d'information jugée plus sûre avec 42 % envisageant la mairie et près de 32 % les Affaires Maritimes, comme l'indique le tableau 5.

Tableau 5. Choix de la source d'information pour se renseigner sur la qualité des sites

Source d'information	Nombre	Fréquence
-mairie	211	42,12%
-proches	189	37,72%
-affaires maritimes	159	31,74%
-médias	104	20,76%
-DDASS	29	5,79%
-gendarmerie	21	4,19%
TOTAL	501	100

Le résultat du tableau 5 indiquant que près de 38 % des personnes envisagent de s'adresser à des "proches" pour se renseigner sur la qualité des zones de pêche est a priori assez étonnant. En effet, interrogés sur l'origine des informations relatives aux risques sanitaires, peu de personnes citaient cette source. Les proches étant bien souvent eux-mêmes des pêcheurs, on peut penser que cette confiance repose sur l'idée que les pêcheurs avec la connaissance du terrain qu'ils ont sont très bien placés pour savoir ce qui est bien. En fait, c'est une connaissance très approximative, puisque 94% des pêcheurs questionnés ne connaissent pas le classement des zones de pêche selon leur qualité sanitaire.

En ce qui concerne la vulnérabilité face aux risques et la sévérité des atteintes, les individus en majorité, déclarent ne pas penser à la survenue de maladie lorsqu'ils mangent des coquillages. Ces propos sont appuyés par le fait que globalement les gens sous-estiment le risque de maladie consécutive à la consommation de coquillages. De plus, en cas d'atteinte, ils considèrent que leur vie ne peut être mise en danger, ce qui réduit considérablement l'appréciation qu'ils peuvent faire du risque. Quant à l'expérience directe de la maladie, seulement 19% des personnes déclarent avoir eu un jour des problèmes de santé, tels des vomissements, diarrhées, maux de ventre ou maux de tête. En fait, on peut penser que le pourcentage d'individus ayant subi ce type de désagrément est plus élevé. Apparemment, le lien entre les problèmes de santé subis et la consommation de coquillages n'est pas évident. Le fait qu'ils pensent que c'est quelque chose qui peut arriver avec n'importe quoi permet d'appuyer ceci.

Les différents symptômes (vomissements, diarrhées, maux de ventre, maux de tête) sont caractérisés tendanciellement de « pas inquiétants » à « assez inquiétants ». Seul le symptôme "paralysie" est considéré comme étant « extrêmement inquiétant ». On constate ainsi que les conséquences négatives de la prise de risque sont relativement peu importantes. De manière générale, les maladies susceptibles d'être provoquées par les coquillages sont vues comme ayant un simple caractère de gêne, plutôt que véritablement graves et pouvant avoir des conséquences fâcheuses

Les pêcheurs prennent toutefois certaines précautions vis-à-vis des coquillages qu'ils pêchent, comme l'indique le tableau 6 ;

Tableau 6. Mesures de précaution concernant les coquillages ramassés

Types de mesures	Nombre	Fréq.
-fait attention à la salubrité du lieu de pêche	325	64,87%
-réduit la fréquentation du site en cas de doute	257	51,30%
-change de site en cas de doute	226	45,11%
-fait un nettoyage méticuleux, une cuisson suffisante	331	66,07%
-fait attention à l'odeur, à l'aspect	460	91,82%
Autres	14	2,79%
TOTAL	501	100

Le tableau 6 indique le poids plus important des mesures de précaution sur les produits eux-mêmes que sur les zones de pêche. Ainsi, plus de 90 % des individus font attention à l'aspect ou à l'odeur des coquillages ramassés, alors qu'ils ne sont que 45 % à changer de site en cas de doute. Entre ces deux attitudes, il y a l'attention portée à la salubrité du lieu (65 %). Mais on peut s'interroger quant à la pertinence de cette réponse sachant que 94 % des pêcheurs ne connaissent pas le classement des zones de pêche selon leur qualité sanitaire !

Dans le modèle HBM, la sévérité et la vulnérabilité s'assemblent pour former un indicateur de menace perçue concernant la maladie ou le risque d'attraper cette maladie. Dans le cas de la pêche à pied, on ne peut reconstruire cet indicateur car les deux composantes sont indépendantes. Cela tient au fait que ces deux notions ne renvoient pas à la même chose.

La vulnérabilité face à une maladie désigne l'éventualité d'être, à un moment ou à un autre, la victime potentielle de celle-ci. Le degré perçue de vulnérabilité même s'il peut varier en intensité renvoie à deux modalités : "*ça peut m'arriver*" ; "*ça ne m'arrivera pas*".

La sévérité perçue renvoie plutôt à l'estimation de la gravité des troubles que peut entraîner la maladie lorsque celle-ci est avérée. La sévérité perçue va se décliner surtout par l'intensité des changements et dommages que la maladie peut engendrer. D'un côté, la notion de vulnérabilité est envisagée en dehors de toute implication réelle ou anticipée de la maladie alors que de son côté, la sévérité amène forcément à se projeter dans l'état de maladie et à en imaginer l'intensité des conséquences.

Dans une situation telle que la pêche à pied, une activité considérée, rappelons-le, par 90% des pêcheurs comme un loisir, le sentiment de risque de maladie est très affaibli malgré la connaissance qu'ils ont de cette éventualité. De ce fait, la notion de vulnérabilité est peu prononcée. La vulnérabilité perçue entraîne donc peu d'effet sur les différentes variables. Il est en effet assez difficile de caractériser des tranches de la population avec cette composante. La vulnérabilité est essentiellement liée au fait de penser ou pas aux maladies lors de la consommation des coquillages, ainsi qu'à l'estimation de la véracité des informations sur l'existence de risques. En outre, la vulnérabilité lorsqu'elle atteint un niveau relativement faible se retrouve chez les individus se sentant prêts à braver les interdictions. On a d'ailleurs vu à l'occasion des interdictions de ramassage suite à la pollution par les hydrocarbures de l'Erika les pêcheurs à pied manifester !

Les explications quant à cette absence quasi-totale de perception de la vulnérabilité sont à rechercher du côté des représentations individuelles de la santé ou bien encore des biais de traitement de l'information. En ce qui concerne la façon dont les individus considèrent leur santé, on peut voir qu'il y a très peu d'impact sur la perception des risques encourus. On aurait pourtant pu penser qu'une personne relativement fragile ferait d'autant plus attention. De plus,

la perception des risques est soumise à différents biais qui amènent les pêcheurs à avoir des raisonnements du type "*je pêche depuis suffisamment longtemps, et il ne m'est jamais rien arriver. Ce n'est pas aujourd'hui qu'il m'arrivera quelque chose...*". On retrouve là un biais de surconfiance ou un biais de confirmation. On peut supposer que l'optimisme comparatif va également intervenir dans cette situation et amener à négliger la survenue des conséquences néfastes pour la santé.

On peut aussi considérer que si les individus subissent des désagréments de santé en raison de leur propre comportement, cela les incitera à faire plus attention dans l'avenir. Ainsi, on ne trouve que moins de 20% de pêcheurs qui disent avoir déjà connu des problèmes de santé à la suite de la consommation de coquillages. Le reste des pêcheurs, soit 80%, déclare ne pas avoir "expérimenté" ce type de désagrément. Même si ce chiffre ne reflète pas la réalité, on peut constater que l'absence d'expérience directe des conséquences du risque amène probablement à une relativisation du risque encouru.

La sévérité perçue va entraîner davantage d'effets. Tout d'abord, elle influence la manière dont les individus perçoivent les risques et caractérisent les atteintes qu'ils peuvent subir. On trouve une augmentation parallèle entre l'estimation du caractère plus ou moins grave ou gênant des troubles, et le degré de sévérité perçue. De plus, la sévérité amène les pêcheurs à considérer les informations concernant les risques qu'ils reçoivent. Ainsi une forte sévérité conduira à prendre au sérieux les informations et à un respect des éventuelles interdictions de pêche. On peut également noter qu'en cas de présentation de l'existence d'un risque, un degré plus fort de sévérité conduit les gens à la nécessité de changer de lieu de pêche. De plus, la sévérité perçue des troubles a également une influence sur le mode d'action envisagé en cas de maladie. Selon le degré de sévérité, les réactions seront différentes et les interventions visant à contrecarrer les effets de la maladie ne seront pas les mêmes tant du point de vue de l'efficacité que du temps de réaction. C'est à ce titre que l'on peut supposer l'existence d'un lien avec la probabilité d'engagement dans une activité de protection de la santé. En effet, l'impact de la sévérité perçue selon son importance peut avoir une incidence sur l'engagement ou non dans une action de sauvegarde de la santé.

On peut supposer que ce lien devrait également exister entre la vulnérabilité et la probabilité d'engagement dans une action visant à protéger la santé. Cependant s'il existe, ce ne peut être uniquement qu'en cas de très forte vulnérabilité par rapport à la maladie. Or dans le cas de la pêche à pied, on a vu que cette notion demeure peu importante. De cette manière, on peut estimer que par rapport au modèle original de croyances relatives à la santé, ce n'est donc pas la menace perçue qui va se trouver au centre du modèle (faible importance de la vulnérabilité), mais plutôt la sévérité. On peut alors envisager pour des perspectives futures d'application du modèle HBM un format plus adapté à chaque situation permettant un recueil d'informations plus rapide.

Pour ce qui est de la perméabilité aux informations, on peut également dire que si 91% des pêcheurs connaissent l'existence de risques, il y en a autant qui ne savent pas comment les zones de pêches sont classées par les autorités. On peut, à ce titre, faire l'hypothèse d'une possible exposition sélective aux informations qui sont jugées uniquement comme nécessaires. De plus, les individus sont nombreux à remettre en cause les informations, les considérant bien souvent comme exagérées et peu fiables. Les pêcheurs, surtout ceux qui pêchent depuis très longtemps, présentent une tendance à croire que leur expertise dans le domaine, dépasse largement celle des autorités compétentes. Par ailleurs, les pêcheurs, même s'ils ont conscience de l'existence de risques ne semblent pas dans l'optique d'avoir des comportements de sauvegarde de la santé. En ce qui concerne le changement éventuel de lieu de pêche en cas de risque reconnu, on voit que la graduation de risque n'entraîne pas forcément une augmentation du nombre de kilomètres. On aurait pourtant pu croire que plus

le risque allait augmenter et plus les pêcheurs allaient s'éloigner de la zone initiale de pêche. Il semble y avoir un attachement aux lieux fréquentés habituellement.

3. Consentement à payer pour la sécurité sanitaire

Dans la perspective d'une analyse coûts-avantages permettant d'apprécier d'une part la pertinence d'une réduction du risque sanitaire (par exemple, le passage d'un classement en B à un classement en A) sur le site étudié, et d'autre part la pertinence d'un renforcement de la politique d'information sanitaire destinée aux pêcheurs et consommateurs potentiels on a cherché à évaluer le consentement à payer des pêcheurs pour la sécurité sanitaire.

Pour ce faire deux scénarios ont été conçus sur la base des catégories sanitaires de sites selon l'arrêté du 21 Mai 1999 relatif au classement de salubrité et à la surveillance des zones de production et des zones de reparcage des coquillages vivants. Ce classement, uniquement de nature bactériologique, est basé sur le niveau de contamination exprimé en nombre de coliformes fécaux, ou de *E. coli* dans 100 g de chair et liquide intervalvaire.

- en zone A au moins 90 % des valeurs obtenues sont inférieures à 300 coliformes fécaux ou 230 *E. Coli* sans qu'aucune des valeurs obtenues soit supérieure à 1000
- en zone B au moins 90 % des valeurs obtenues sont inférieures 6000 coliformes fécaux ou 4600 *E. Coli* sans qu'aucune des valeurs obtenues soit supérieure à 60 000 coliformes fécaux ou 46 000 *E. Coli*
- en zone C au moins 90 % des valeurs obtenues sont inférieures 60 000 coliformes fécaux ou 46 000 *E. Coli*
- en zone D, les critères exigibles pour les autres classements ne sont pas remplis

L'idée est de voir combien les pêcheurs seraient prêts à payer pour passer d'un site présentant des dangers pour la santé à un site présentant de meilleures garanties. Pour éviter tous les problèmes posés par le véhicule de paiement et le système d'enchère on s'est calé sur la distance supplémentaire que l'individu serait prêt à faire pour bénéficier de ces garanties de santé. On a donc combiné évaluation contingente et méthode des coûts de transport.

Le premier scénario concerne une situation à faible risque, alors que le second se situe dans un contexte plus pessimiste.

Dans le premier cas on a formulé le scénario ainsi : On vous informe que votre lieu de pêche est classé en **zone B**, c'est-à-dire qu'il est possible que **quelques coquillages** soient insalubres et puissent provoquer des problèmes de santé tels qu'une gastro-entérite. **Cependant**, les autorités **autorisent toujours la pêche**, car les risques sont jugés **faibles**, mais elles vous demandent d'être plus vigilant sur la qualité des coquillages pêchés. Deux questions suivent :

- 1) Est-ce que cela change votre comportement de pêche et comment ?
- 2) S'il existait un site **en tout point identique** à votre site habituel mais totalement sûr, combien de kilomètres **supplémentaires** (aller simple) **par rapport à votre site habituel** seriez-vous prêt à faire pour en bénéficier ?

Dans le deuxième cas, le scénario plus risqué est ainsi formulé : on vous informe que votre lieu de pêche est **interdit** à la pêche pour des raisons sanitaires. En effet, d'après les autorités, il existe des risques élevés ou très élevés des contracter des problèmes de santé parfois graves.

Suit une série de questions sur :

- ce que représente une telle annonce en termes de gêne ou de menace,
- quel type de réaction cela provoque concernant la fréquentation du site
- si l'interdiction est respectée
- et enfin il est demandé, comme précédemment le nombre de km supplémentaires que l'individu serait prêt à faire pour bénéficier d'un site totalement salubre.

Dans un cas comme dans l'autre, on cherche à savoir si la fréquentation sur le nouveau site serait ou non comparable en intensité à celle du site initial.

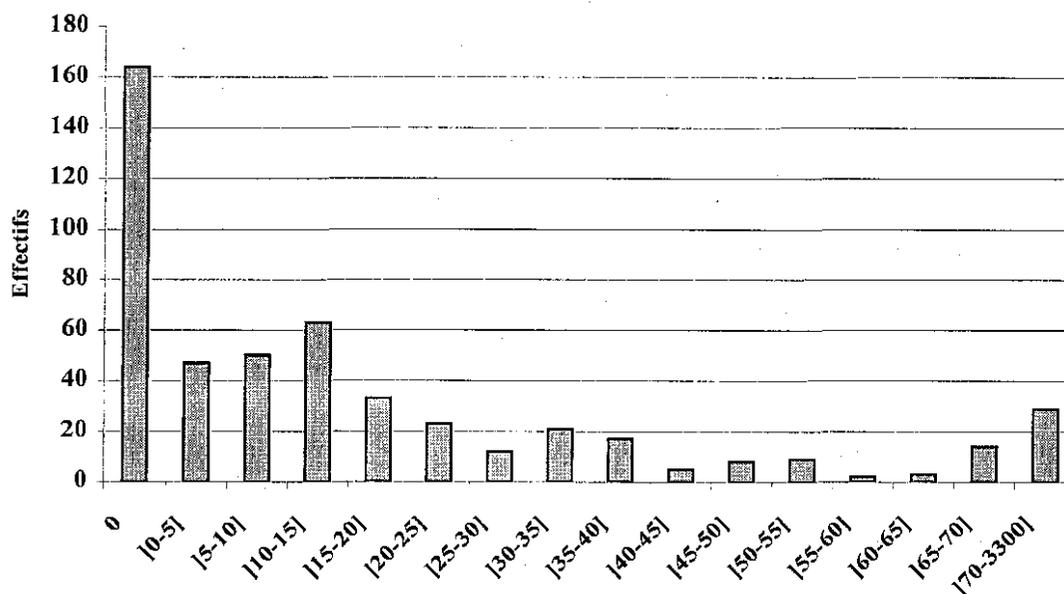
La traduction du nombre de km supplémentaire que les gens sont prêts à accomplir en consentement à payer est faite pour chaque scénario, sachant que les deux situations sont soumises aux mêmes individus. On fait donc l'hypothèse implicite d'indépendance des choix de niveau de CAP entre les deux scénarios. On suppose un comportement rationnel des consommateurs en ce sens qu'ils sont prêts à payer plus cher pour se protéger d'un risque plus important, et on admet que leur décision lorsqu'ils sont confrontés au deuxième scénario n'est pas influencée par le choix fait lors du premier scénario. Bien qu'aucun test n'ait été fait, l'examen des résultats obtenus indique l'existence d'une cohérence de type ordinal dans les réponses.

Le CAP moyen pour éviter un faible risque (scénario 1 où le risque sanitaire est faible) a été estimé directement. Les données brutes donnent un montant situé dans l'intervalle :

20,6–22,6 Francs par mois. Ramené à l'année le montant moyen avoisine les **260 F/an** (intervalle 247,2 F-271,1 F).

Le graphique 1 donne la distribution de ce CAP. On constate que les zéros, sans distinction de type de zéros, représentent 33 % du total des réponses.

Graphique 1. Distribution du CAP pour éviter un faible risque sanitaire



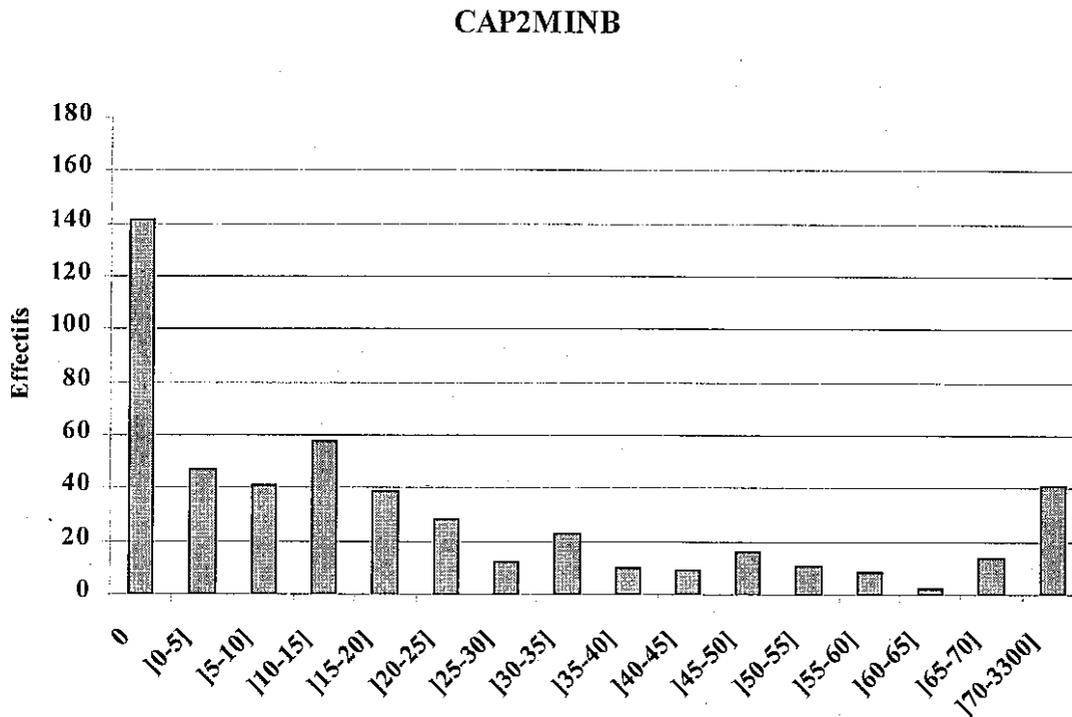
Le CAP pour éviter un risque plus conséquent, passage d'un site classé insalubre à un site en zone A, se révèle sensiblement plus élevé. Les données brutes donnent un montant situé dans l'intervalle : **31,4–34,6 Francs par mois**.

Ramené à l'année le montant moyen atteint **390 F/an** (intervalle 376,8 F-415,2 F).

Comparé au CAP précédent, l'écart s'élève à 50 %. Manifestement, dans le premier scénario, où le risque sanitaire est peu élevé, le faible degré perçu de vulnérabilité intervient pour limiter le CAP. A l'inverse, on peut voir dans le montant plus conséquent de CAP pour éviter un site en zone insalubre un effet de la sévérité perçue. Toutefois on restera prudent quant à l'interprétation de ces résultats dans l'attente d'analyses plus poussées de ces résultats.

Le graphique 2 donne la distribution de ce CAP. On constate que les zéros, sans distinction de type de zéros, représentent 28 % du total des réponses.

Graphique 2. Distribution du CAP pour éviter un risque sanitaire important.



Conclusion

Même si le traitement de l'enquête menée durant le Printemps 2000 auprès des pêcheurs à pied est incomplet, les premiers résultats obtenus permettent déjà de mieux caractériser leur comportement en matière de santé. On a pu mettre en évidence les particularités de la consommation de coquillages issus de la pêche récréative en se centrant sur la perception du risque par les intéressés. Pour ce faire on a eu recours au modèle des croyances relatives à la santé développé par les psychologues. Dans ce modèle le comportement des individus est déterminé par trois composantes : vulnérabilité au risque ressentie, sévérité perçue des atteintes à la santé, et perméabilité aux informations.

Malgré l'affirmation très majoritaire d'une connaissance des risques auxquels ils sont exposés, les pêcheurs font preuve globalement d'une assez faible perméabilité aux informations. On constate, toutefois, une plus grande sensibilité de la part des revenus les plus élevés. Les gens ayant de faibles revenus semblent moins perméables aux informations concernant les risques encourus. Par ailleurs, on remarque un décalage important entre l'affirmation d'une connaissance de l'existence des risques, et une ignorance concernant le classement des zones selon leur qualité sanitaire. Cela correspond à une attitude de sélection des informations reposant sur une croyance dans la supériorité de l'expertise personnelle du pêcheur quant à la qualité des sites.

La vulnérabilité, dont l'intensité est appréciée à partir des deux modalités : « ça peut m'arriver », et « ça ne peut pas m'arriver ». Elle est aussi liée à l'estimation de la véracité des informations quant à l'existence de risques. Dans un cas comme dans l'autre, l'occurrence d'un accident de santé, et l'appréciation de la validité des sources d'information sont faibles.

Globalement, la vulnérabilité est peu prononcée, ce qui se traduit par des raisonnements du type : « *je pêche depuis suffisamment longtemps, et il ne m'est jamais rien arrivé. Ce n'est pas aujourd'hui qu'il m'arrivera quelque chose* ». Les gens ne considèrent pas qu'ils courent un risque et qu'ils peuvent être malades. Pour eux, la pêche à pied est une activité peu chargée en risque, en raison de sa nature même qui est d'ordre récréatif.

La sévérité perçue renvoie plutôt à l'estimation de la gravité des troubles que peut entraîner la maladie lorsque celle-ci est avérée. Elle va se décliner surtout par l'intensité des changements et dommages que la maladie peut engendrer. Si la notion de vulnérabilité correspond à une implication toute théorique de la maladie, la sévérité, par contre, amène forcément à se projeter dans l'état de maladie et à en imaginer l'intensité des conséquences. De ce fait, il est normal que la sévérité perçue ait davantage d'effets que la vulnérabilité. Ainsi, une forte sévérité amène les pêcheurs à prendre au sérieux les informations concernant les risques, et mieux respecter les éventuelles interdictions de ramassage des coquillages.

Au total, on voit que la sensibilité des populations face au risque sanitaire encouru dans la consommation d'un bien alimentaire dépend très étroitement de la nature de ce bien. Pour simplifier, on deux situations extrêmes avec d'une part « la vache folle » et d'autre part les coquillages ramassés par les pêcheurs à pied. Dans le premier cas, la psychose alimentaire manifestée par les consommateurs, tient au fait qu'avec la viande de bœuf on a à faire à un bien de confiance. Même si le risque de maladie est très faible, de l'ordre de 1 sur 1 million quand on considère les chiffres de la Grande-Bretagne, le doute est insupportable pour ce type de bien. A l'inverse, dans le cas des coquillages, on a à faire à une activité récréative choisie, productrice d'aménités. Dans ces conditions, l'acte de consommation est un prolongement, ou même une part de l'activité récréative, et donc ne peut être néfaste pour la santé.

Références bibliographiques

- Bonnieux F., Rainelli P., 1999 Contingent valuation methodology and the EU institutional framework in Valuing environmental preferences. ed. Batemann and Willis foreword Arrow :585-612
- Burtraw D., Krupnick A., Mansur E., Austin D., Farrell D., 1997 The costs and benefits of reducing acid rain. Resources for the Future. Washington D.C. Discussion Paper 97-31-REV
- CEC., 2000 Commission of the European Communities White paper on food safety COM (1999) 719 final
- Cropper M., Freeman A. M. III., 1999 Environmental health effects in Valuing Environmental Benefits M. Cropper ed.: 71-121
- Desenclos J-C., 1996 Epidémiologie des risques toxiques et infectieux liés à la consommation de coquillages *Rev. Epidém. Et Santé Publ.* (44) : 437-454
- DuPont H., 1986 Consumption of raw shellfish. Is the risk now acceptable? *The New England Journal of Medicine* (314) 11
- IFREMER, 1997 La surveillance de la qualité des eaux côtières à l'IFREMER R. INT. DEL/97-10
- Latouche K., Rainelli P., Vermersch D., 1998 Food safety issues and the BSE scare : some lessons from the French case *Food Policy* Vol. 23 (5) : 347-356
- Mitchell R.C., Carson R.T., 1989 Using surveys to value public goods. John Hopkins University Press, RFF Baltimore
- Rosenstock I., Strecher V., Becker M., 1988 Social learning theory and the healthbelief model *Health Education Quarterly* (15) :175-183

ANNEXE : LE QUESTIONNAIRE D'ENQUETE

QUESTIONNAIRE PORTANT SUR LA CONSOMMATION DES COQUILLAGES ET LES COMPORTEMENTS DE SAUVEGARDE DE LA SANTE

1 Informations générales concernant la pratique de la pêche à pied

1.1 Quels sont les types de coquillages que vous pêchez habituellement ?

Moules		Palourdes	
Pétoncles		Bigorneaux	
Huîtres		autres	

1.2 Quelle quantité moyenne pêchez-vous à chaque fréquentation du site :

Quantité en Kg : _____

1.3 A qui est destinée votre pêche ?

	(éventuellement) part (%)
A vous même	
A votre famille en dehors de vous	
A vos amis	

1.4 Ce site est :

Votre site habituel	
Un site de pêche parmi d'autres sites	
Ce n'est pas votre site habituel (exceptionnel)	

1.5 Combien de fois fréquentez vous ce site (normaliser la réponse par mois et différencier si besoin en fonction de la saison) : _____ par mois.

1.6 Quelle est la distance entre ce site et votre domicile (aller simple) : _____ Km (lieu de départ : _____)

1.7. Si la distance est > 25 km,

vous n'y pêchez qu'une seule fois durant cette semaine	
vous y pêchez plusieurs journées et faites le trajet de votre domicile à chaque fois	
vous y pêchez plusieurs journées et restez sur place ou dans les environs	

1.8 Quel est votre mode de transport : _____

1.9 Dans le véhicule, vous y aller :

Seul	
En famille (précisez le nombre _____)	
Partagez le véhicule avec d'autres pêcheurs	

1.10 Combien de temps mettez-vous entre votre domicile et ce site de pêche : _____ mn

1.11 Considérez-vous le temps de trajet comme :

Une perte de temps	
Un moment agréable qui fait partie du loisir	
Vous y êtes indifférent	

1.12 Pourquoi pratiquez-vous la pêche à pied :

Activité de loisir au bord de mer (balade, plaisir de la pêche)	
Pour avoir le plaisir de consommer des coquillages pêchés soi-même	
Pour éviter d'acheter des coquillages sur le commerce (pb de prix)	
Autres raisons :	

2 Exposition-perméabilité aux informations

2.1. Avez-vous déjà entendu parler de risques sanitaires concernant les coquillages issus de la pêche à pied ?

OUI / NON

2.2 Comment ; ou ; par ; qui :

	Jamais	Rarement	Assez souvent	Très souvent
Par des gens dans votre entourage				
Par des panneaux ou des écriteaux à proximité de lieux de pêche à pied (dont mairies)				
Par des articles dans les journaux locaux avertissant des dangers				
Par des reportages sur ce sujet à la télévision ou dans des revues				

2.3 Que pensez-vous des informations concernant les risques présentés par le ramassage et la consommation de coquillages ?

Pour les propositions suivantes, dites si vous êtes : Pas du tout d'accord, Peu d'accord, Assez d'accord, Assez d'accord.

Vous êtes :	Pas du tout d'accord	Pas d'accord	Assez d'accord	Totalement d'accord
On a tendance à exagérer les risques				
Les journalistes en rajoutent toujours un peu				
Les gens doivent avoir des informations précises sur les risques				
Il faut en parler tout le temps et pas seulement quand il y a un problème				

2.4 Où pouvez-vous vous renseigner sur la qualité des zones de pêche ? (plusieurs réponses)

Mairie		Proches (famille, amis, voisins...)	
Médias		Direct. Départ. des Affaires Sanitaires et Sociales	
Direct. Départ. des Affaires Maritimes		Gendarmerie	

2.4 Savez-vous comment on classe les zones de pêche selon leur qualité sanitaire ?

(Réponse : A ; B ; C ; D) :

2.5 Comment considérez-vous la qualité de votre site de pêche ?

Totalement sûre (ou classée A :aucun problème)	
Relativement sûre (ou classée B : quelques problèmes relativement rares)	
risquée (ou classée C ou autre pollution)	
Très risquée (ou classée D ou autre pollution)	

3 Vulnérabilité perçue

3.1. Pour les propositions suivantes, dites si vous êtes : Pas du tout d'accord Peu d'accord, Assez d'accord, Assez d'accord.

Vous êtes :	Pas du tout d'accord	Peu d'accord	Assez d'accord	Totalement d'accord
Quand je mange des coquillages, je ne pense pas aux maladies				
A la pêche comme ailleurs, je fais toujours confiance à la chance				
Je ne tiens pas compte des interdictions de pêche				
Je ne risque pas d'être malade avec les coquillages que j'ai pêchés				

3.2. Prenez-vous des mesures particulières concernant les coquillages que vous pêchez et lesquelles ?

Vous faites attention à la salubrité du lieu de pêche :	
Vous réduisez la fréquentation du site en cas de doute	
Vous changez de site en cas de doute sur le site habituel	
Vous faites un nettoyage méticuleux, une cuisson suffisante des coquillages	
Vous faites attention à l'aspect, l'odeur, ...	
autres :	

4 Gravité perçue

4.1. Avez-vous déjà subi des problèmes de santé liés aux coquillages ? OUI / NON

Si oui, lesquels :

vomissements	
diarrhées	
maux de ventre	
maux de tête	
des paralysies	

4.2 S'il vous arrivait d'être malade après avoir consommé des coquillages, vous vous diriez que... ?

	Pas du tout d'accord	Peu d'accord	Assez d'accord	Tout à fait d'accord
C'est une chose qui peut m'arriver avec n'importe quoi				
Cela peut avoir pour moi des conséquences très graves				
Ça m'apprendra à faire attention la prochaine fois				
Ma vie pourrait être en jeu				

4.3. Si après avoir consommé des coquillages, vous ressentez les symptômes suivants, comment les considérez-vous ?

C'est	pas inquiétant	un peu inquiétant	assez inquiétant	très inquiétant	extrêmement inquiétant
être pris de vomissements					
avoir la diarrhée					
avoir mal au ventre					
avoir des maux de tête					
avoir des paralysies					

4.4. Si deux ou trois heures après avoir consommé des coquillages, vous ressentez des malaises, que faites-vous ? (une seule réponse)

vous allez chez le médecin ou le pharmacien	
vous prenez un médicament dans votre armoire à pharmacie	
vous attendez que ça passe	

4.5 Qui selon vous pourrait être amené à être malade en mangeant des coquillages. Vous estimez que pour :

C'est	pas inquiétant	un peu inquiétant	Assez Inquiétant	très inquiétant	extrêmement inquiétant
Vous même					
Des membres de votre entourage					
Des personnes autre que vous et que votre entourage					

4.6. En général, pensez-vous que les maladies causées par les coquillages soient plus gênantes que graves ? (une seule réponse)

Tout à fait d'accord	
assez d'accord	
peu d'accord	
pas du tout d'accord	

4.7. Pouvez-vous citer des produits alimentaires que vous pensez plus risqués que les coquillages que vous pêchez ? Lesquels ?

5 Comportements économiques alternatifs de sauvegarde de la santé

1^{er} scénario hypothétique et consentement à payer pour disposer de coquillages moins risqués :

On vous informe que votre lieu de pêche est classé en zone B : C'est-à-dire qu'il est possible que **quelques coquillages** soient insalubres et puissent provoquer des problèmes de santé tels qu'une gastro-entérite. **Cependant, les autorités autorisent toujours la pêche**, car les risques sont jugés **faibles**, mais elles vous demandent d'être plus vigilant sur la qualité des coquillages pêchés.

5.1 Est-ce que cela change votre comportement de pêche et comment ?

Vous réduisez la fréquentation de ce site (combien : _____)	
Vous augmentez la fréquentation de ce site (combien : _____)	
Vous chercheriez à changer de site	
Vous ne prêtez pas attention à cette information et vous continuez à pêcher	

5.2 S'il existait un site en tout point identique à votre site habituel mais totalement sûr, combien de kilomètres supplémentaires (aller simple) par rapport à votre site habituel seriez-vous prêt à faire pour en bénéficier ?

0 km		25-30 km	
0 - 5 km		30-35 km	
5 -10 km		35-40 km	
10-15 km		40-45 km	
15-20 km		45-50 km	
20-25 km		+ de 50 km (précisez : _____)	

Vérifier : cela vous fait donc au total, une distance de _____ Km de votre domicile (distance initiale (question 1.6.) + distance supplémentaire)

5.3 Si 0 km, pourquoi ?

Vous ne voulez pas quitter votre site préféré (réexpliquer le scénario)	
Vous ne voulez pas perdre du temps supplémentaire	
Vous ne voulez pas payer d'essence supplémentaire	
La réduction du risque obtenue ne vaut pas un supplément de trajet	
Autre : _____	

5.4 Sur ce nouveau site moins risqué, vous le fréquenteriez :

Moins souvent que votre site habituel (combien : _____ /mois)	
Autant que votre site habituel	
Plus souvent que votre site habituel (combien : _____ /mois)	

2^{ème} Scénario hypothétique et consentement à payer pour disposer de coquillages moins risqués :

6 On vous informe que votre lieu de pêche est interdit à la pêche pour des raisons sanitaires. En effet, d'après les autorités, il existe des risques élevés ou très élevés des contracter des problèmes de santé parfois graves.

6.1. Une telle annonce représente pour vous :

	Peu d'accord	Assez d'accord	Tout à fait d'accord
Une gêne, une limite à votre loisir et à vos goûts			
Les autorités se trompent ou exagèrent			
Une menace, un danger pour votre santé			

6.2 Comment réagissez-vous ?

Vous réduisez la fréquentation de ce site (combien : _____)	
Vous augmentez la fréquentation de ce site (combien : _____)	
Vous chercheriez à changer de site	
Vous ne prêtez pas attention à cette information et vous continuez à pêcher	

6.3. Si vous arrêter de pêcher sur votre site habituel maintenant interdit, est-ce à cause du risque pour votre santé ou parce que c'est interdit ?

- parce que c'est risqué	
- parce que c'est interdit	

Si vous deviez changer de site et aller plus loin, car votre site habituel est interdit de pêche, accepteriez-vous qu'on vous dédommage pour le temps supplémentaire passé dans le transport ? OUI / NON

Si oui, pour une heure de plus (aller simple) combien exigeriez-vous ?

0 FF	
0 - 10 FF	
10 - 20 FF	
20 - 30 FF	
30 - 40 FF	
40 - 50 FF	
50 - 100 FF	
+ de 100 FF	

Chapitre 5.

Comportement des Français face à la protection de l'environnement (résultats d'une enquête réalisée en 1999).

François Bonnieux, Alain Carpentier et Brigitte Desaignes.

1. Présentation de l'enquête

1.1. Elaboration du questionnaire.

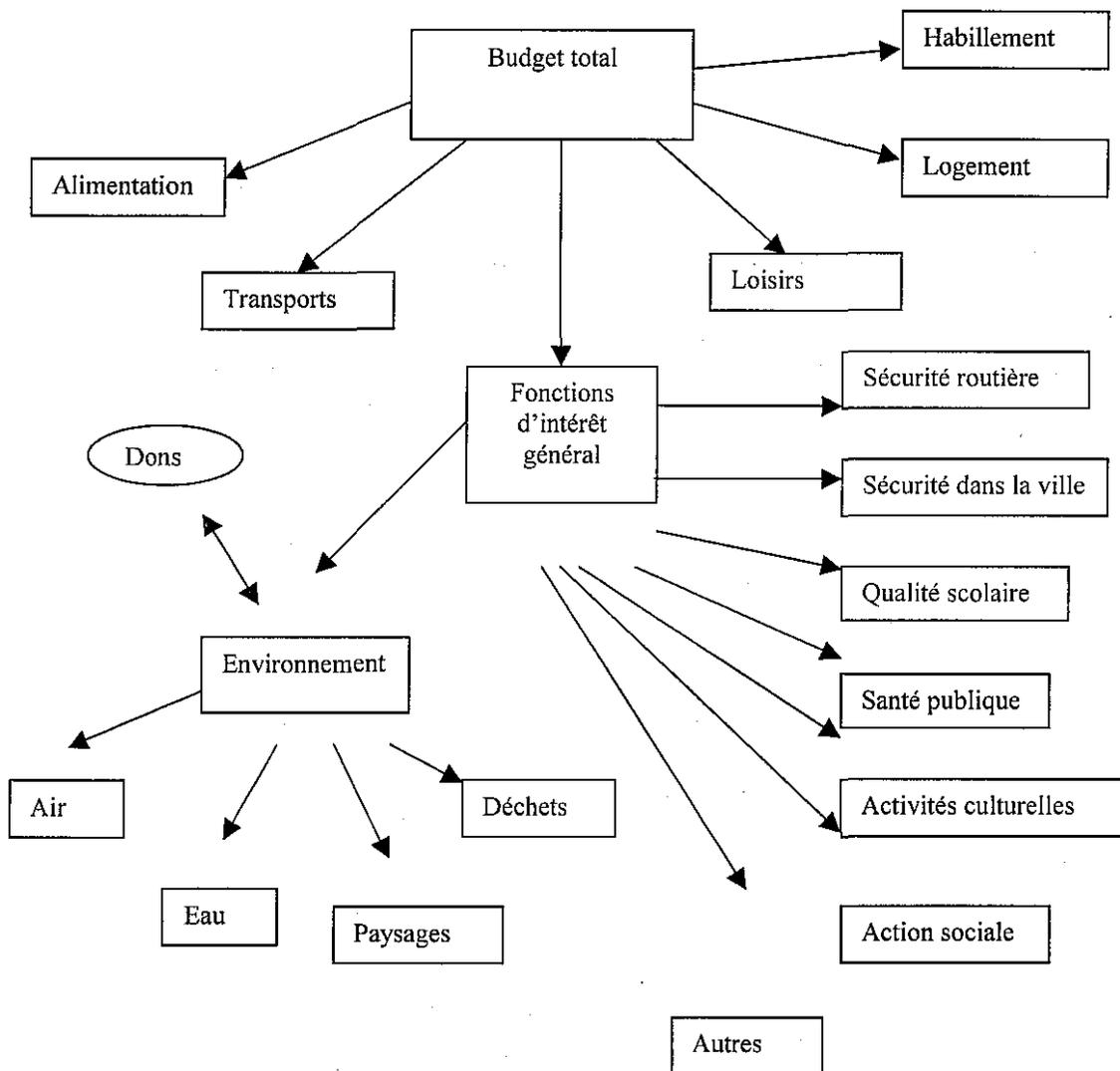
Les études de cas permettent d'éclairer les décisions publiques dans des contextes spécifiques. Mais l'agrégation des consentements à payer (*CAP*) d'un même individu pour des biens différents, les évaluations ayant été obtenues indépendamment les unes des autres, soulève des difficultés dues à l'effet de sous-additivité. La procédure d'agrégation aboutit en effet à des valeurs anormalement élevées qui constituent des surestimations du *CAP* et peuvent parfois ne pas respecter la contrainte budgétaire. Il s'agit d'un problème général que l'on rencontre avec des biens marchands ou non dès lors que les relations de complémentarité et de substitution ne sont pas prises en compte (Bishop et Welsch 1992, Hoehn et Randall 1989). L'objectif principal de cette recherche étant d'estimer le *CAP* des Français pour améliorer la qualité de l'environnement et de déterminer la part relative qu'ils attribuent aux politiques en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air, de l'eau et des paysages ainsi qu'à la gestion des déchets ménagers, ce problème a été intégré dès l'élaboration du questionnaire.

Face au problème d'agrégation des biens plusieurs stratégies sont concevables dans le cadre de la méthode d'évaluation contingente. Soit A la politique environnementale d'amélioration de la qualité de notre environnement naturel que l'on cherche à évaluer et A_i , $i = 1, \dots, 4$, ses quatre composantes (air eau, paysages et déchets). On peut tout d'abord spécifier des scénarios contingents permettant d'étudier des entiers compensés, en identifiant clairement à chaque étape la composante de la politique qui varie. Il importe qu'il soit établi à chaque étape, que le paiement demandé est additionnel et que les autres paiements ont eu effectivement lieu. La somme des *CAP* obtenus à chaque étape est égale au *CAP* agrégé pour un changement simultané de l'ensemble des politiques. On a en effet :

$$CAP(A_1) + CAP(A_2/A_1) + CAP(A_3/A_1+A_2) + CAP(A_4/A_1+A_2+A_3) = CAP(A)$$

Cette décomposition présente l'avantage de respecter le schéma hicksien et donc de déboucher sur l'estimation des variations de surplus compensateurs. Sa mise en œuvre dans une enquête se heurte à des difficultés considérables compte tenu de l'effort cognitif qu'elle implique de la part des personnes interrogées. Notre objectif n'étant pas d'évaluer le biais de sous-additivité qui a donné lieu à des travaux empiriques plus ou moins convaincants (Bateman *et al.*, 1997, Diamond *et al.*, 1993, Magnussen 1996), nous avons utilisé une autre stratégie qui consiste à estimer dans un premier temps $CAP(A)$ puis à le décomposer de façon à obtenir les $CAP(A_i)$. Cette procédure préconisée par Mitchell et Carson (1989) pour réduire le biais d'inclusion, repose sur une hypothèse de séparabilité de la fonction d'utilité qui

implique un processus de budgétisation par étapes. L'ensemble des biens peut alors être partitionné de telle sorte que les préférences intra catégories sont indépendantes des quantités dans les autres catégories. On a donc une sous fonction d'utilité pour chaque catégorie, les sous fonctions étant combinées pour obtenir la fonction d'utilité totale. La processus de budgétisation par étapes est facile à illustrer dans le cas de deux étapes. A la première étape, le consommateur alloue ses dépenses entre les catégories agrégées (alimentation, loisirs, transports, santé, logement, environnement), connaissant son budget global et les prix des catégories. A la seconde étape, l'allocation se fait dans chaque catégorie en maximisant une sous fonction d'utilité, connaissant le budget qui lui est affecté et les prix des biens qui la composent. Si des biens n'interviennent que dans une seule sous fonction, les quantités achetées ne dépendent que du budget alloué au groupe et des prix des seuls biens du groupe.



En faisant l'hypothèse de séparabilité, on a élaboré un questionnaire permettant de déterminer le budget maximal que les Français sont prêts à consacrer à une amélioration de la qualité de l'environnement. Puis dans un deuxième temps, ce budget exprimé sous forme d'un *CAP* a été divisé en quatre composantes de la politique environnementale. De plus, on a analysé les

arbitrages entre le budget environnemental et les budgets attribués à d'autres fonctions publiques concurrentes. Cette procédure revient à supposer l'existence d'un agrégat qui regroupe l'ensemble des dépenses consacrées aux fonctions d'intérêt général, l'environnement d'une part, les autres fonctions d'autre part étant séparables. Reste par ailleurs à explorer la relation entre le budget environnemental et les comportements caritatifs qui peut être abordé dans une enquête en interrogeant les individus sur leurs adhésions à des associations et les dons qu'ils font.

La technique des protocoles verbaux (empruntée aux psychologues) a été utilisée pour mettre au point le questionnaire. Elle a été appliquée à un échantillon d'une quinzaine de personnes rémunérées pour leur participation. Chaque personne a participé à une séance d'environ une heure articulée autour d'une réflexion à voix haute à partir d'une ébauche de questionnaire. Les protocoles verbaux ont été animés par B. Desaignes puis discutés avec une psychologue placée dans une pièce voisine et qui a pu observer la séance filmée. Cette technique a permis de converger assez rapidement vers un questionnaire compréhensible sans ambiguïté par chaque individu et qui a été administré à un échantillon représentatif de la population française. Le questionnaire, fourni en annexe, est divisé en quatre grandes parties.

(i). Opinions et perceptions de l'individu.

Est-il intéressé par les problèmes de protection de notre environnement naturel ? Et quels sont pour lui les principaux problèmes qui le concernent ? L'exercice cognitif est exigeant et l'appel à la mémorisation est fort car le temps laissé pour répondre est très court. Les réponses, en particulier aux questions ouvertes, vont se référer aux préoccupations les plus importantes. L'individu doit ensuite préciser sa perception de la dégradation ou au contraire de l'amélioration de l'environnement qui lui est le plus familier parce qu'il y vit ou y passe des vacances. Pour un ensemble d'items concernant l'air, l'eau et les paysages il doit préciser sa perception de l'évolution. Cet exercice le conduit à dépasser une première impression générale et à réfléchir au caractère multidimensionnel des processus de dégradation ou d'amélioration.

(ii). Consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'environnement.

Cette partie du questionnaire est centrée sur l'exercice d'évaluation contingente proprement dit. La personne interrogée est tout d'abord interrogée sur l'importance des efforts financiers réalisés par l'Etat, les collectivités locales et les entreprises en faveur de notre environnement. Si ceux-ci sont jugés insuffisants, elle est alors invitée à révéler son consentement à payer pour une politique générale d'amélioration de la qualité de l'environnement. Cette politique est définie par une liste d'actions en faveur de la qualité de l'air, de l'eau et des paysages. A ce stade, la description de la politique environnementale à valoriser reste cependant peu précise.

Une fois cette somme déterminée, la personne interrogée procède à sa répartition entre quatre grandes politiques environnementales :

- Amélioration de la qualité de l'air,
- Amélioration de la qualité de l'eau,
- Amélioration de la qualité du paysage,
- Gestion des déchets ménagers.

Pour savoir si cette répartition est purement arbitraire ou si elle correspond à une politique bien précise, on lui demande, dans une question ouverte, d'énoncer les actions particulières auxquelles il a pensé en procédant à cette décomposition.

(iii). Arbitrage entre différentes dépenses publiques.

Le scénario n'est valable que sous une hypothèse de séparabilité qui assure que l'affectation du budget environnemental est indépendante des autres budgets, en particulier de celui des autres fonctions d'intérêt général. Dans cette partie du questionnaire, le scénario introduit une interdépendance, l'individu étant invité à faire des arbitrages entre protection de l'environnement et six autres politiques :

- Sécurité routière,
- Sécurité dans la ville,
- Qualité scolaire,
- Santé publique,
- Activités culturelles,
- Action sociale,

et à répartir son *CAP* entre la politique environnementale et ces six politiques. Cet exercice fournit donc une répartition entre fonctions d'intérêt général qui sont supposées concurrentes. Mais il ne permet pas d'obtenir le *CAP* pour ce panier constitué des sept politiques.

(iv). Facteurs explicatifs du comportement.

Interviennent ici l'ensemble des caractéristiques socioéconomiques qui décrivent la personne interrogée (sexe, âge, catégorie socioprofessionnel) et sa famille (nombre de personnes, d'enfants, revenu, catégorie de logement) et qui sont communes aux enquêtes de cette nature. De plus on s'est intéressé à la participation (adhésions, dons) des personnes interrogées à des associations de nature très diverses (associations de défense des droits de l'homme, de défense de l'environnement, associations humanitaires, de recherche médicale, sportives). On fait l'hypothèse implicite en introduisant ce type de facteur que une participation de cette nature peut influencer sur la demande d'environnement, avec effet de substitution ou de complémentarité. Un don en faveur d'une association entraînerait alors selon les cas une diminution ou une augmentation, toutes choses égales par ailleurs de *CAP(A)*.

1.2. Caractéristiques de l'échantillon.

L'enquête a donné lieu à 1013 interviews en face-à-face réalisés au domicile d'un échantillon représentatif de la population française âgée d'au moins dix-huit ans¹. Par ailleurs la représentativité en huit grandes zones est assurée². L'échantillon comporte un peu plus de femmes (51,8%) que d'hommes (tableau 1). La distribution de l'âge est censurée à gauche puisque seules les personnes de plus de 18 ans ont été interrogées. Leur âge varie de 18 à 94 ans avec une moyenne de 45 ans qui est supérieure à la médiane égale à 42 ans. La distribution est davantage étalée vers les valeurs élevées que les valeurs faibles (1^{er} quartile

¹ Les étudiants, les chômeurs depuis plus d'un an et les personnes au RMI ainsi que les foyers dont les seules ressources proviennent d'allocations ont été exclus.

² Ile de France, Bassin Parisien, Nord, Ouest, Est, Sud-Ouest, Sud-Est et Méditerranée.

égal à 31 ans et 3^e quartile égal à 59 ans). Dans la majorité des cas (56,3%) l'enquêteur a eu à faire au chef de famille, dans un peu plus d'un tiers des cas à la maîtresse de maison et plus rarement (8,5%) à une autre personne de la famille.

Tableau 1. Répartition par âge et par sexe de la personne interrogée.

Age	Homme		Femme		Total	
	N	%	N	%	N	%
18-24 ans	64	13,1	77	14,7	141	13,9
25-34 ans	91	18,6	111	21,1	202	19,9
35-44 ans	97	19,9	116	22,1	213	21,0
45-59 ans	104	21,3	105	20,0	209	20,6
60 ans et plus	132	27,0	116	22,1	248	24,5
Total	488	100,0	525	100,0	1013	100,0

Compte tenu des critères de tirage de l'échantillon, le taux d'activité des personnes interrogées est relativement élevé puisqu'il atteint 64%. On dénombre par ailleurs, 11% d'inactifs et 25% de retraités. La comparaison entre la profession des actifs et la profession qu'exerçaient les retraités (tableau 2) met en évidence la diminution du nombre d'agriculteurs et la forte augmentation des effectifs de la catégorie des professions intermédiaires. Parmi les actifs, les personnes interrogées sont plus souvent employées que les chefs de famille, les autres catégories étant relativement plus nombreuses parmi les chefs de famille (tableau 3). Ces différences sont dues à la proportion plus élevée de femmes dans la population des personnes interrogées que dans celle des chefs de famille.

Tableau 2. Profession actuelle ou ancienne de la personne interrogée.

Professions	Actifs		Retraités	
	N	%	N	%
<i>Agriculteurs</i>	24	3,7	28	11,0
Artisans, commerçants, chefs d'entreprise	39	6,0	19	7,5
Professions libérales, cadres supérieurs	81	12,6	41	16,1
Professions intermédiaires	117	18,1	31	12,2
Employés	228	35,3	72	28,2
Ouvriers, salariés agricoles	157	24,3	59	23,1
Non réponse			5	1,9
<i>Total</i>	646	100,0	255	100,0

Tableau 3. Profession actuelle ou ancienne du chef de famille.

Professions	Actifs		Retraités	
	N	%	N	%
<i>Agriculteurs</i>	34	4,7	31	11,2
Artisans, commerçants, chefs d'entreprise	54	7,5	20	7,2
Professions libérales, cadres supérieurs	119	16,5	49	17,7
Professions intermédiaires	133	18,5	31	11,2
Employés	129	17,9	54	19,5
Ouvriers, salariés agricoles	251	34,9	87	31,4
Non réponse			5	1,8
Total	720	100,0	277	100,0

La taille moyenne des ménages est égale à 2,9 personnes, la distribution étant concentrée autour de cette valeur. Les familles nombreuses sont rares, puisque 13,3% seulement compte plus de 5 personnes vivant ensemble. Il y a au moins un enfant de moins de 16 ans dans 40% des ménages, dans cette catégorie prédominent le cas de l'enfant unique et celui de la famille avec deux enfants. Le nombre moyen d'enfants (de moins de 16 ans) est de 1,7.

La proportion de ménages propriétaires de leur logement dépend de sa catégorie. Elle est élevée pour les maison individuelles et relativement faible pour les appartements (tableau 4). La superficie des logements varie de 9 m² à 800 m², avec une médiane de 90m² et une moyenne de 95 m². La classe la plus fréquente correspond au logement de 50 à 100 m².

Tableau 4. Catégorie de logement et statut d'occupation.

Statut d'occupation	Catégorie de logement					
	<i>Maison individuelle</i>		<i>Appartement</i>		Total	
	N	%	N	%	N	%
<i>Propriétaire</i>	404	68,2	82	19,5	486	48,0
Locataire	151	25,5	324	77,0	475	46,9
Habitant à titre gratuit	37	6,3	15	3,6	52	5,1
Total	592	100,0	421	100,0	1013	100,0

Tableau 5. Répartition par région des résidences secondaires.

Région	N	%
Ile de France	3	2,7
<i>Bassin Parisien</i>	31	27,7
Nord	2	1,8
<i>Ouest</i>	16	14,3
<i>Est</i>	8	7,1
<i>Sud-ouest</i>	12	10,7
<i>Sud-est</i>	10	8,9
<i>Méditerranée</i>	30	26,8
Total	112	100,0

La répartition géographique des résidences secondaires dont disposent 11,1% des ménages est fortement concentrée dans le Bassin Parisien ainsi que sur le littoral de l'Atlantique et de la Méditerranée (tableau 5). Le Languedoc-Roussillon avec 19%, la Bourgogne 12% et la Bretagne 9% concentrent à elles trois la moitié des résidences secondaires.

Tableau 6. Distribution du revenu du ménage selon le nombre de sources de revenu.

Revenu annuel	Nombre de sources de revenu							
	Une		Deux		Refus		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Moins de 50000 F	85	18,8	26	4,9	3	11,5	114	11,3
50000 à 100000 F	162	35,8	123	23,0	3	11,5	288	28,4
100000 à 200000 F	107	23,7	212	39,6	2	7,7	321	31,7
200000 à 300000 F	31	6,9	89	16,6	1	3,8	121	11,9
300000 à 500000 F	7	1,5	27	5,0	.	.	34	3,4
Plus de 500000 F	1	0,2	3	0,6	.	.	4	0,4
Non réponse	59	13,1	55	10,3	17	65,4	131	12,9
Total	452	100,0	535	100,0	26	100,0	1013	100,0

Près de neuf personnes sur dix ont accepté de situer le revenu de leur ménage sur une échelle à six intervalles en précisant s'il provenait d'une seule personne ou de deux (tableau 6), en fait 104 seulement refusent de situer le revenu familial sur cette échelle. La distribution du revenu a une forme classique, très étalée vers les valeurs élevées. Dans le cas d'une seule source, la classe la plus représentée correspond à l'intervalle 50 à 100 mille francs, alors que pour deux sources de revenu c'est la classe 100 à 200 mille francs qui est la plus fréquente. C'est un résultat cohérent, les ménages bénéficiant de deux sources de revenu étant les plus aisés en moyenne. Dans la catégorie à deux sources de revenu, les valeurs les plus faibles (moins de 50000 F sont rares) tandis que les valeurs les plus élevées (plus de 300000 F) sont relativement fréquentes. On observe par ailleurs que les ménages disposant d'une résidence secondaire bénéficient d'un revenu plus élevé que les autres : 29,5% déclarent plus de 200 mille francs et 11,6% plus de 300000 mille francs.

La moyenne la médiane et le mode de la durée hebdomadaire du travail des personnes actives qui ont été interrogées sont égales à 39 heures, un quart d'entre elles déclarant travailler plus de 44 heures. Mais on note des différences importantes selon les catégories socioprofessionnelles. La majorité des cadres supérieurs, membres des professions libérales, agriculteurs et surtout indépendants déclare plus de 39 heures hebdomadaires. Les ouvriers se situent davantage dans la classe centrale (35 à 39 heures), les employés en dessous de 35 heures et les membres des professions intermédiaires se distribuant sensiblement comme l'ensemble de l'échantillon.

L'adhésion à une association est relativement répandue puisqu'elle concerne 23% des personnes interrogées. Il s'agit dans 50% des cas d'une association locale et dans 23% d'une association sportive. Les autres catégories d'associations ne représentent donc que des effectifs limités, par ordre décroissant on trouve les associations humanitaires, de défense de l'environnement, pour la recherche médicale et de défense des droits de l'homme.

Le don à une association est plus fréquent que l'adhésion elle-même. En effet, 41% des personnes interrogées déclarent avoir fait un don l'année précédant l'enquête. De plus, 18% déclarent avoir fait deux dons, 5% trois dons et 2% quatre dons. La répartition des dons par

catégorie d'associations montrent qu'ils profitent en premier lieu aux associations humanitaires (56% des premiers dons et 39% de l'ensemble des dons) et aux associations pour la recherche médicale (27% des premiers dons et 31% de l'ensemble). Les associations environnementales ne recueillent que 2% du nombre de dons au même niveau que les associations sportives, davantage que les associations de défense des droits de l'homme mais moins que les associations locales et surtout les calendriers de fin d'année (17% du nombre total de dons). Près de neuf dons sur dix bénéficient donc aux associations humanitaires et pour la recherche médicale ainsi qu'aux calendriers de fin d'année. Les autres associations et en particulier les associations environnementales ne recueillent qu'un nombre restreint de dons. Le don moyen atteint 855F/an et le don médian vaut 325F/an. En tenant compte de ceux qui ne donne pas, le don moyen pour l'ensemble de la population serait donc égal à 344F/an/Français âgé de plus de dix-huit ans.

2. Opinions et perceptions.

2.1. Etat perçu de l'environnement.

Un très fort pourcentage (86,2%) des personnes interrogées se déclarent intéressé par les problèmes que pose la protection de notre environnement naturel, et se partagent également entre les items 'très intéressé' et 'assez intéressé'. Seules 2,7% se déclarent pas du tout intéressés, les autres (11,2%) n'étant pas tellement intéressés. Il n'y a pas de non réponse à cette question.

Après cette question introductive, l'ensemble des individus était invité à indiquer en les ordonnant les problèmes environnementaux les plus importants. C'est une question ouverte à laquelle cinq réponses pouvaient être fournies. Celles-ci relèvent de moins d'une vingtaine d'items regroupés en sept catégories qui concernent les principales pollutions, les atteintes aux ressources naturelles ainsi que la santé et la sécurité alimentaire (tableau 7).

Tableau 7. Nomenclature des problèmes environnementaux.

Catégories	Items
Pollution globale de l'air	Couche d'ozone, réchauffement planétaire
Pollution locale de l'air	Pollution atmosphérique, des voitures, des usines
Pollution de l'eau	Pollution de l'eau, des rivières, des eaux souterraines, du littoral
Pollution des sols	Pollution des sols, déchets ménagers
Pollution sonore	Bruit
Ressources naturelles	Diminution des ressources en eaux, déforestation, espèces menacées
Santé et sécurité alimentaire	Qualité de l'eau que l'on boit, aliments contaminés, OGM, nucléaire

La plupart des individus sont capables de répondre à une question ouverte en indiquant les problèmes environnementaux qui leur paraissent les plus importants et en les classant (tableau 8). Le taux de non réponse augmente tout à fait logiquement avec le rang de la réponse : 3,2% pour la 1^{er} réponse et 83,3% pour la 5^e. La dernière colonne du tableau est égale au cumul des réponses sans tenir compte de l'ordre, on note que sur un total de 2877 items, 2307 c'est à dire 80% concernent une question de pollution. Un large public assimile donc la question environnementale à la pollution, les menaces sur les ressources naturelles, la santé et la sécurité alimentaire n'interviennent que de façon relativement secondaire. La pollution de l'air obtient les scores les plus élevés, suivie de la pollution de l'eau et de la pollution des

sols, la pollution sonore n'est citée que très marginalement. Notons de plus, le taux très élevé d'occurrence des questions planétaires en 1^{er} réponse, celles-ci n'étant plus citées par la suite. Cette analyse peut être précisée en considérant les réponses selon les catégories de communes (tableau 9) et selon les régions (tableau 10). Compte tenu des effectifs plus limités lorsqu'on considère des sous-échantillons, ces tableaux portent sur le cumul des réponses.

Tableau 8. Problèmes environnementaux par catégories.

	Problème n° 1		Problème n° 2		Problème n° 3		Problème n° 4		Problème n° 5		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<i>Air (globale)</i>	333	32,9									333	6,6
<i>Air (locale)</i>	505	49,8	362	35,7	124	12,2	24	2,4			1015	20,0
<i>Eau</i>	59	5,8	245	24,2	145	14,3	84	8,3	49	4,8	582	11,5
<i>Sols</i>	23	2,3	89	8,8	100	9,9	86	8,5	38	3,7	336	6,6
<i>Bruit</i>	7	0,7	10	1,0	14	1,4	5	0,5	5	0,5	41	0,8
<i>Ressources</i>	10	1,0	32	3,1	44	4,3	29	2,8	17	1,7	132	2,6
<i>Santé, Sécurité</i>	14	1,4	60	5,9	97	9,6	73	7,2	42	4,2	286	5,7
<i>Autres</i>	29	2,9	31	3,1	43	4,3	31	3,1	18	1,8	152	3,0
<i>Non réponse</i>	33	3,2	184	18,2	446	44,0	681	67,2	844	83,3	2188	43,2
Total	1013	100,0	5065	100,0								

La pollution globale de l'air (couche d'ozone) est davantage citée dans l'agglomération parisienne, dans l'Est et en Ile de France, mais n'est évoquée que marginalement dans le Nord. Concernant la pollution locale de l'air, on note tout d'abord une opposition entre les plus petites communes (moins de 2000 habitants) et les plus grandes (plus de 100000 habitants et agglomération de Paris). L'étude régionale montre une opposition nette entre le Nord et l'Est avec des taux élevés et l'Ouest où le taux de citation de la pollution de l'air est nettement inférieur à la moyenne. L'Ile de France se situe au niveau de la moyenne nationale ce qui conduit à la distinguer de l'agglomération parisienne. La source de pollution spécifique la plus citée est la voiture quelle que soient la région ou la catégorie de communes. De plus remarquons que les personnes interrogées différencient nettement la pollution globale et la pollution locale de l'air.

Pour analyser les différences régionales et par catégorie de communes du taux d'occurrence de la catégorie pollution de l'eau, il convient de considérer les taux de citation des items spécifiques : pollution des rivières, des eaux souterraines, de la mer et du littoral. Les scores les plus élevés pour la catégorie agrégée, pollution de l'eau, sont observés à la fois dans les plus petites communes et dans celles qui dépassent les 20000 habitants (hors agglomération de Paris), ainsi que dans l'Ouest et le Sud Ouest. A l'inverse on a les scores les plus faibles en Ile de France, dans l'Est et le Nord. Dans les communes de moins de 20000 habitants l'item le plus cité est la pollution des rivières, alors qu'en général c'est la pollution de la mer et du littoral qui vient en premier. La pollution des eaux souterraines est peu évoquée, sauf dans les communes de moins de 2000 habitants et dans le Sud Est.

Tableau 9. Problèmes environnementaux selon les catégories de communes (%).

	< 2000 hab	2000 < 20000 hab	20000 < 100000 hab	> 100000 hab	Agglomér Paris	Total
<i>Air (globale)</i>	12,7	12,5	10,7	10,8	15,1	12,2
<i>Air (locale)</i>	32,8	37,6	37,5	39,8	38,7	37,3
<i>Eau</i>	24,8	18,5	22,0	22,4	16,5	21,4
<i>Sols</i>	14,5	15,1	13,8	10,1	9,1	12,3
Bruit	2,1	0,7	1,2	1,9	0,9	1,5
Ressources	4,9	4,9	2,5	5,4	5,9	4,8
Santé, Sécurité	8,2	10,7	12,3	9,6	13,8	10,5
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 10. Problèmes environnementaux selon les régions (%).

	Ile de France	Bassin parisien	Nord	Ouest	Est	Sud-ouest	Sud-est	Méditerranée	Total régions
<i>Air (globale)</i>	14,0	11,5	3,0	13,9	14,9	13,9	10,4	11,9	12,2
<i>Air (locale)</i>	37,8	37,2	53,3	27,6	46,0	36,1	36,6	34,2	37,3
<i>Eau</i>	17,0	20,5	15,5	28,3	16,9	25,4	22,9	23,1	21,4
<i>Sols</i>	11,0	16,6	14,4	13,9	7,7	9,9	11,5	11,5	12,3
Bruit	1,3	1,4	1,2	2,6	0,8	0,8	0,8	2,7	1,5
Ressources	6,1	3,5	4,2	5,8	4,0	6,8	3,0	5,4	4,8
Santé, Sécurité	12,8	9,3	8,4	7,9	9,7	7,1	14,8	11,2	10,5
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Pour les autres catégories et les autres items, les effectifs sont faibles aussi les différences doivent-elles être interprétées avec prudence. Les questions les plus évoquées sont l'élimination des déchets ménagers et conjointement la pollution des sols ainsi que la pollution nucléaire et donc la sécurité. L'item déchets ménagers est toujours le plus cité sauf dans l'agglomération de Paris où il est classé en 2^e position après la pollution nucléaire. Cette source de pollution intervient fréquemment en seconde position. Pour les autres items, la contamination des aliments est évoquée dans l'agglomération parisienne et corrélativement en Ile de France, la pollution de l'eau de boisson dans le Sud Est, la déforestation dans les zones urbaines et le Sud Ouest. Ni les OGM, ni les espèces menacées, ni la diminution des ressources en eau ne sont évoquées, sinon très marginalement par les personnes interrogées.

2.2. Evolution de la qualité de l'environnement.

Les personnes interrogées placent donc la qualité de l'air au premier rang de leurs préoccupations en matière environnementale. Si la majorité d'entre eux considèrent qu'elle n'a pas évolué à la fois là où elles habitent et là où elles vont en vacances, plus d'un tiers estime qu'elle s'est dégradée dans leur zone de résidence (tableau 11). Les scores moyens³ permettent une description synthétique par régions et catégories de communes des perceptions

³ Pour chaque item les réponses individuelles sont codées, -1 pour une dégradation de la qualité, 0 si elle est inchangée et +1 pour une amélioration. On ne tient donc pas compte des non réponses.

exprimées par les personnes interrogées (tableaux 12 et 13). La dégradation de la qualité de l'air concerne davantage les régions les plus urbanisées, le score moyen décroît de $-0,13$ en dessous de 20000 habitants pour atteindre $-0,59$ dans l'agglomération parisienne. Les plus mauvais scores sont observés en Ile de France, dans l'Est, et sur le pourtour méditerranéen. Dans le Nord, l'évolution de la qualité de l'air est jugée plus favorable qu'au plan national (le score est égal à $-0,17$ contre $-0,28$) ce qui est peut être dû à ce que la qualité est vue comme étant médiocre depuis longtemps, peu d'évolution n'étant alors perçue par les personnes interrogées. Lorsqu'on s'intéresse au lieu de vacances, les opinions positives et négatives quant à l'évolution de la qualité de l'air s'équilibrent au plan national avec un score moyen voisin de zéro ($-0,04$). Mais les opinions sont nettement différentes selon les régions, négatives dans l'Ouest et le Sud Est et positives dans le Nord.

Les personnes interrogées considèrent que la qualité de l'eau s'est dégradée, qu'il s'agisse de l'eau des rivières, des aquifères, de la mer et du littoral ou de l'eau de boisson, les scores les plus faibles concernent les rivières ($-0,52$) et les eaux souterraines ($-0,61$). Les différences régionales sont importantes. Pour les rivières, les scores les plus faibles sont observés dans la zone méditerranéenne, l'Ouest, l'Est et le Bassin Parisien, le meilleur score ($-0,11$) dans le Nord. Pour les eaux souterraines l'évolution est jugée le plus négativement dans la zone méditerranéenne, le Sud Ouest, le Sud Est et l'Ile de France et l'évolution la moins néfaste concerne là encore le Nord ($-0,36$). On note encore une opposition nette pour ce qui concerne le littoral entre d'une part la Méditerranée ($-0,44$), le Sud Ouest ($-0,47$), l'Ouest ($-0,40$) et d'autre part le Nord ($-0,02$) où les opinions positives et négatives s'équilibrent. La dégradation de qualité de l'eau de boisson est perçue dans l'Ouest ($-0,44$) et le Sud Ouest ($-0,41$), les meilleurs scores étant ceux de la Méditerranée ($0,00$) et du Nord ($-0,09$). La perception négative de l'évolution de la qualité de l'eau de boisson est plus fréquente en zone rurale qu'en zone urbaine comme le montre les valeurs du score par catégories de communes.

La perception de l'évolution des paysages dépend du type de paysage : forte dégradation à la périphérie des villes ($-0,39$), importante dégradation sur le littoral ($-0,22$), dégradation significative à la campagne ($-0,14$) mais qualité inchangée à la montagne ($-0,04$). On observe le même ordre par catégories de communes mais des différences régionales importantes. Pour les périphéries des villes la perception est la plus négative en Ile de France, dans le Sud Ouest, le Sud Est et la Méditerranée. Pour le littoral, on a les scores les plus faibles dans l'Est, le Sud Est et la Méditerranée. Pour les paysages de campagne, on trouve encore la Méditerranée, mais aussi le Sud Ouest et le Bassin Parisien avec les valeurs les plus faibles. Enfin, ce sont les habitants du Bassin Parisien et du Sud Ouest qui ont la vision la plus négative des paysages de montagne. Pour ces rubriques, sauf les paysages de campagne, la perception la plus positive est observée dans le Nord. En termes relatifs, les habitants du Nord ont une perception plus positive que les habitants des autres régions de l'évolution de l'environnement. Pour justifier cette différence, on peut à ce sujet faire l'hypothèse d'une dégradation ancienne du milieu naturel dans cette région, qui ne s'est pas amplifiée dans la période récente.

Tableau 11. Evolution de la qualité de l'environnement.

	Amélioré		Dégradé		Inchangé		Non réponse		Total		Score
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Qualité de l'air à l'endroit où vous vivez	71	7,0	353	34,8	574	56,7	15	1,5	1013	100,0	-0,28
Qualité de l'air à l'endroit où vous passez vos vacances	85	8,4	120	11,8	576	56,9	232	22,9	1013	100,0	-0,04
Qualité de l'eau des rivières en France	146	14,4	625	61,7	151	14,9	91	9,0	1013	100,0	-0,52
Qualité des eaux souterraines	57	5,6	532	52,5	184	18,2	240	23,7	1013	100,0	-0,61
Qualité de l'eau de la mer, du littoral	213	21,0	500	49,4	206	20,3	94	9,3	1013	100,0	-0,31
Qualité de l'eau que vous buvez	120	11,8	366	36,1	465	45,9	62	6,1	1013	100,0	-0,26
Qualité des paysages de montagne	167	16,5	205	20,2	477	47,1	164	16,2	1013	100,0	-0,04
Qualité des paysages de campagne	198	19,5	330	32,6	432	42,6	53	5,2	1013	100,0	-0,14
Qualité des paysages du littoral	163	16,1	354	34,9	334	33,0	162	16,0	1013	100,0	-0,22
Qualité des paysages à la périphérie des villes	191	18,9	559	55,2	198	19,5	65	6,4	1013	100,0	-0,39

Tableau 12. Evolution de la qualité de l'environnement : scores selon les catégories de communes.

	<2 000 hab	2 000 < 20 000 hab	20 000 < 100 000 hab	> 100 000 hab	Agglo. Parisienne
	Qualité de l'air à l'endroit où vous vivez	-0,13	-0,13	-0,20	-0,36
Qualité de l'air à l'endroit où vous passez vos vacances	-0,13	-0,05	-0,07	0,03	-0,02
Qualité de l'eau des rivières en France	-0,62	-0,62	-0,50	-0,49	-0,32
Qualité des eaux souterraines	-0,66	-0,63	-0,65	-0,52	-0,65
Qualité de l'eau de la mer, du littoral	-0,36	-0,34	-0,29	-0,37	-0,16
Qualité de l'eau que vous buvez	-0,32	-0,35	-0,27	-0,15	-0,23
Qualité des paysages de montagne	-0,07	-0,06	-0,01	-0,02	-0,07
Qualité des paysages de campagne	-0,13	-0,16	-0,11	-0,16	-0,11
Qualité des paysages du littoral	-0,26	-0,13	-0,33	-0,22	-0,17
Qualité des paysages à la périphérie des villes	-0,42	-0,30	-0,36	-0,35	-0,50
Ensemble des items	-0,27	-0,24	-0,24	-0,24	-0,25

Tableau 13. Evolution de la qualité de l'environnement : scores selon les régions.

	Ile de France	Bassin Parisien	Nord	Ouest	Est	Sud-Ouest	Sud-Est	Méditerranée
<i>Qualité de l'air à l'endroit où vous vivez</i>	-0,49	-0,19	-0,17	-0,14	-0,32	-0,18	-0,23	-0,37
<i>Qualité de l'air à l'endroit où vous passez vos vacances</i>	-0,01	0,01	0,26	-0,20	0,00	-0,06	-0,20	-0,04
<i>Qualité de l'eau des rivières en France</i>	-0,37	-0,60	-0,11	-0,67	-0,63	-0,57	-0,42	-0,66
<i>Qualité des eaux souterraines</i>	-0,67	-0,57	-0,36	-0,56	-0,57	-0,64	-0,68	-0,72
<i>Qualité de l'eau de la mer, du littoral</i>	-0,19	-0,28	-0,02	-0,40	-0,38	-0,47	-0,31	-0,44
<i>Qualité de l'eau que vous buvez</i>	-0,28	-0,24	-0,09	-0,44	-0,17	-0,41	-0,30	0,00
<i>Qualité des paysages de montagne</i>	-0,06	-0,12	0,08	0,03	-0,01	-0,10	-0,04	-0,03
<i>Qualité des paysages de campagne</i>	-0,12	-0,21	-0,14	-0,05	0,07	-0,24	-0,13	-0,23
<i>Qualité des paysages du littoral</i>	-0,21	-0,11	0,08	-0,23	-0,30	-0,21	-0,33	-0,42
<i>Qualité des paysages à la périphérie des villes</i>	-0,52	-0,24	-0,14	-0,35	-0,36	-0,43	-0,47	-0,46
<i>Ensemble des items</i>	-0,26	-0,23	-0,06	-0,28	-0,22	-0,29	-0,28	-0,29

L'évolution de la qualité de l'environnement se révèle différente selon les items, les régions et les tailles de commune. Aussi lorsqu'on raisonne sur la somme des scores en considérant l'ensemble des critères, les différences sont peu marquées. En moyenne nationale, le score vaut alors -2,50. Paris et l'Ile de France sont proches de cette moyenne, par contre on note la spécificité du Nord avec une évolution jugée beaucoup plus favorable. A l'opposé, l'évolution générale est appréciée de façon plus négative dans l'Ouest, le Sud Ouest, le Sud Est, la Méditerranée ainsi que dans les communes de moins de 2000 habitants.

Le croisement des scores et des variables socio-économiques permet de dégager quelques relations intéressantes. Tout d'abord un effet âge, les personnes les plus âgés se caractérisent par une appréciation plus positive de l'évolution (score de -0,22 pour les plus de 60 ans) que les plus jeunes (-0,27 pour la tranche 25-44 ans). Cette observation est corroborée par la différence entre les retraités (-0,20) et les actifs (-0,27). Par catégorie socioprofessionnelle de la personne interrogée, on a de plus le classement suivant : ouvriers (-0,25), agriculteurs et employés (-0,26), indépendants et professions intermédiaires (-0,27) et cadres supérieurs (-0,33). Parmi les retraités on relève une même opposition entre les anciens ouvriers (-0,15) et les anciens cadres supérieurs (-0,26). Ces différences se retrouvent dans un croisement avec le revenu du ménage. Les titulaires des revenus les plus élevés ont en effet une perception plus négatives des évolutions que les autres.

Le tableau 14 récapitule, pour chaque item, le nombre d'individus qui ont noté soit une amélioration soit une dégradation et qui associent un lieu précis à leur appréciation. On note

tout d'abord qu'un peu plus de la moitié (54% pour une amélioration et 57% pour une dégradation) sont capables de faire cet exercice. Les meilleurs résultats s'observent pour l'évolution de la qualité de l'air, et dans une moindre mesure les paysages de montagne et à la périphérie des villes. A l'inverse, les plus mauvais concernent les eaux souterraines, environ un quart seulement des personnes interrogées justifiant leur appréciation en se référant à un lieu. Pour l'eau de boisson, on a des résultats différents selon que l'appréciation est positive ou négative, ce qui n'est pas le cas pour les autres items. Ainsi, seuls 13% des individus qui jugent que la qualité de l'eau de boisson s'est amélioré le justifie en nommant un lieu alors que le pourcentage correspondant est égal à 73% pour ceux qui sont d'un avis contraire et considèrent que sa qualité s'est dégradée.

Tableau 14. Perception de l'évolution de la qualité de l'environnement et identification d'un département.

Attributs	Amélioration			Dégradation		
	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
<i>Air au lieu de résidence</i>	71	49	0,69	353	254	0,72
<i>Air en vacances</i>	85	68	0,80	120	87	0,73
<i>Eau des rivières</i>	146	78	0,53	625	326	0,52
<i>Eaux souterraines</i>	57	15	0,26	532	154	0,29
<i>Eau de mer et du littoral</i>	213	129	0,61	500	316	0,63
<i>Eau de boisson</i>	120	15	0,13	366	267	0,73
<i>Paysages de montagne</i>	167	104	0,62	205	124	0,60
<i>Paysages de campagne</i>	198	93	0,47	330	167	0,51
<i>Paysages du littoral</i>	163	96	0,59	354	205	0,58
<i>Périphérie des villes</i>	191	118	0,62	559	342	0,61
<i>Ensemble</i>	1411	765	0,54	3944	2242	0,57

Note : (1) = nombre d'individus qui perçoivent une amélioration ou une détérioration, (2) = nombre d'individus qui de plus identifient un lieu précis, (3) = (2)/(1).

Les lieux associés à une dégradation de la qualité de l'environnement sont concentrés dans quelques départements (tableau 15). Pour ce qui concerne la qualité de l'air au lieu de résidence et les périphéries de ville, on trouve logiquement des zones fortement urbanisées en Ile de France, dans le Nord et l'Est ainsi que sur le littoral méditerranéen. Cette dernière zone est fréquemment citée, lorsqu'on aborde la question de la qualité de l'air en vacances et les paysages du littoral. La dégradation de la qualité de l'eau de mer est associée à l'ensemble du littoral le plus fréquenté en période estival. L'association dégradation des paysages de montagne et nord des Alpes est par ailleurs évidente, en revanche la dégradation de la qualité des paysages de campagne apparaît plus diffuse. Pour ce qui concerne la dégradation de la qualité de l'eau, on trouve à la fois des zones très agricoles et des zones très urbanisées.

Tableau 15. Dégradation de la qualité de l'environnement :
départements les plus cités.

Attributs	Dégradation
<i>Air au lieu de résidence</i>	Bouches du Rhône, Meurthe et Moselle, Nord, Paris
<i>Air en vacances</i>	Bouches du Rhône, Hérault
<i>Eau des rivières</i>	Cher, Côtes d'Armor, Dordogne, Drôme, Finistère, Paris, Seine et Marne, Essonne
<i>Eaux souterraines</i>	Côtes d'Armor
<i>Eau de mer et du littoral</i>	Alpes Maritimes, Bouches du Rhône, Calvados, Charente Maritime, Côtes d'Armor, Finistère, Hérault, Manche, Pyrénées Atlantiques, Var
<i>Eau de boisson</i>	Charente Maritime, Drôme, Paris, Seine et Marne
<i>Paysages de montagne</i>	Savoie, Haute Savoie
<i>Paysages de campagne</i>	
<i>Paysages du littoral</i>	Alpes Maritimes, Hérault, Var
<i>Périphérie des villes</i>	Bouches du Rhône, Hérault, Meurthe et Moselle, Nord, Rhône, Paris, Seine Saint Denis

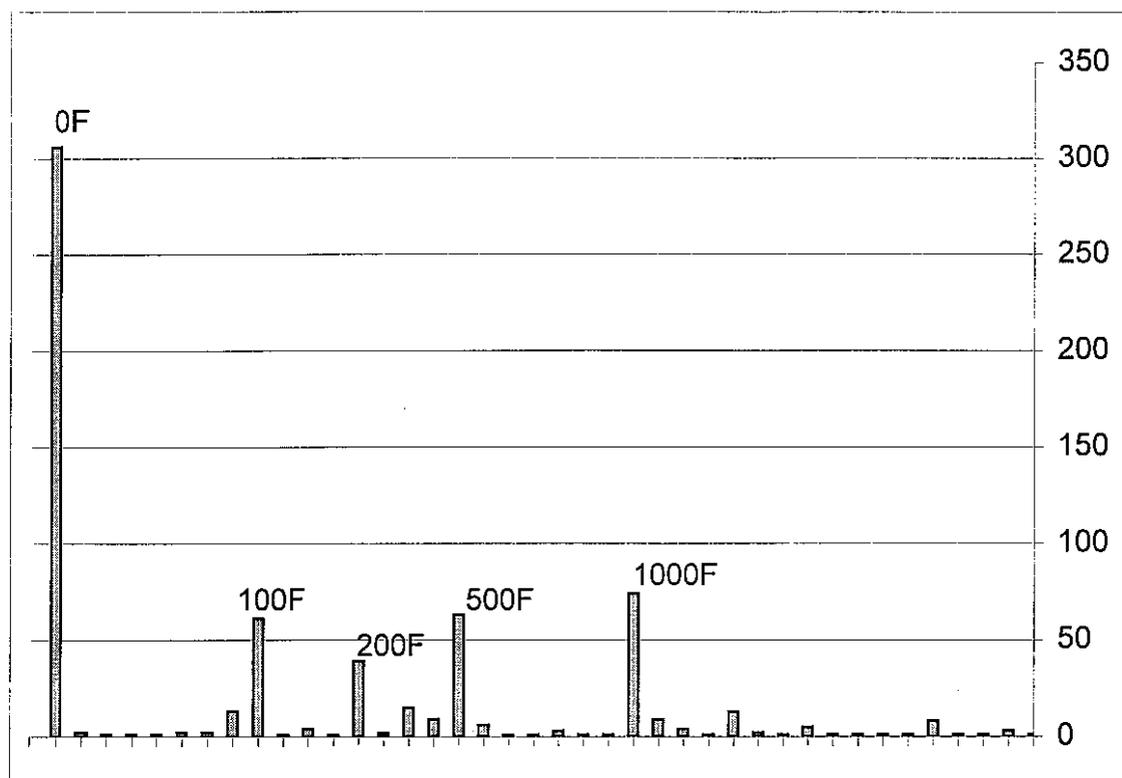
3. Budget environnemental, répartition et arbitrage.

3.1. Analyse descriptive.

271 personnes interrogées (26,8%) pensent que les dépenses de l'Etat, des collectivités locales et des entreprises pour améliorer la qualité de notre environnement sont suffisantes et 79 (7,8%) estiment qu'elles sont trop importantes. Il en reste donc 663 (65,4%) pour lesquelles celles-ci sont insuffisantes, et auxquelles on a demandé dans une question ouverte leur contribution financière maximale annuelle pour une politique d'amélioration de la qualité de l'environnement naturel. L'analyse descriptive qui suit est donc consacrée à cette population particulière qui correspond environ aux deux tiers de la population française.

La distribution du CAP (graphique 1) révèle un certain nombre de caractéristiques classiques, nombre élevé de zéros (306, soit 46,2% des réponses) et concentration des annonces avec une fréquence relative importante des valeurs suivantes : 100F, 200F, 500F et 1000F, et dans une moindre mesure de : 50F, 300F et 2000F. Ceci traduit un phénomène d'ancrage, même avec une question ouverte.

Graphique 1. Distribution du CAP.



La moyenne de cette distribution empirique est égale à 496F, la médiane à 100F et le mode vaut zéro, ce qui traduit sa forte asymétrie. La valeur très élevée de certaines annonces, huit sont au moins égales à 6000F ce qui correspond à une contribution mensuelle de 500F au moins et l'une atteint 24000F, soulève évidemment le problème des points aberrants. En l'absence d'information qui permettrait d'écarter certaines observations sur des bases objectives, l'étude de la distribution tronquée constitue un moyen de guider la réflexion. C'est d'ailleurs une technique qui est souvent préconisée en analyse contingente (Carson, 1991).

Le tableau 16 fournit la moyenne de la distribution empirique pour des troncatures symétriques portant sur un pourcentage de données croissant (coefficient α). Cette procédure n'affecte ni la médiane, ni le mode de la distribution. L'influence des annonces élevées est attestée par la diminution de la moyenne qui se stabilise aux environs de 250F lorsqu'on élimine de 13 à 16% des observations extrêmes, ce qui correspond à tronquer la distribution à 1200F. La moyenne des annonces strictement positives est alors de l'ordre de 450F.

Tableau 16. CAP moyen selon la troncature α .

α (%)	N	N_0	$N_{>0}$	CAP_{max} (F)	CAP (F)	$CAP_{>0}$ (F)
0	663	306	357	24000	496	922
5	631	290	341	3600	337	623
8	611	280	331	2000	300	554
13	575	262	313	1200	260	478
16	557	253	304	1000	249	457

Note. N : effectif total, N_0 : nombre de valeurs nulles, $N_{>0}$: nombre de valeurs strictement positives. CAP_{max} : valeur maximale prise en compte, CAP : moyenne, $CAP_{>0}$: moyenne des valeurs strictement positives.

Une proportion importante d'individus (28%) ne privilégie aucun des grands thèmes environnementaux et répartit en parts égales leur contribution entre l'amélioration de la qualité de l'air, de l'eau, des paysages et la gestion des déchets ménagers. Parmi les autres, 58% place en tête la politique d'amélioration de la qualité de l'air en lui attribuant une part plus élevée du *CAP* annoncé. L'amélioration de la qualité de l'eau bénéficie du montant le plus élevé dans 18% des cas, la gestion des déchets ménagers avec 16% et enfin l'amélioration de la qualité des paysages dans 8%. Quelque soit le thème, une majorité d'individus déclarant un *CAP* strictement positif, pense à une action spécifique visant à une amélioration de la qualité de l'environnement. Ce pourcentage varie de 53% pour les actions portant sur l'amélioration de la qualité de l'air et des paysages, à 59% pour celles qui touchent à l'amélioration de la qualité de l'eau pour atteindre 65% lorsque la gestion des déchets ménagers est en jeu.

Les actions les plus citées pour améliorer la qualité de l'air portent sur les transports, développement des transports en commun et le progrès technique. La coercition, réduction de la circulation est peu évoquée. Enfin, la réduction des rejets industriels est relativement peu citée (tableau 17).

Tableau 17. Actions pour améliorer la qualité de l'air (nombre de citations).

Développer les transports en commun	178
Développer les véhicules pas/peu polluants	206
Améliorer les véhicules : pot catalytique	38
Créer des parkings à l'entrée des villes	5
Réduire la circulation automobile	43
Développer les chauffages non polluants	7
Développer, augmenter la recherche	6
Effectuer des contrôles plus fréquents	27
Réduire les rejets industriels	70
Autres	50

Les actions citées pour améliorer la qualité de l'eau apparaissent plus diversifiées (tableau 18). Elles privilégient les mesures curatives et la police de l'eau, ainsi que l'action à la source. En revanche, le progrès technique est relativement peu cité.

Tableau 18. Actions pour améliorer la qualité de l'eau (nombre de citations).

Créer des stations d'épuration/traiter l'eau	80
Effectuer des contrôles, des mesures	27
Pénaliser les pollueurs	40
Développer, augmenter la recherche	15
Réduire les rejets	76
Autres	83

Les actions les plus citées en faveur du paysage sont de nature esthétique (tableau 19). Elles privilégient en effet les plantations et les espaces verts. La lutte contre les atteintes à la qualité des paysages (constructions et déchets) sont nettement moins citées.

Tableau 19. Actions pour améliorer la qualité des paysages (nombre de citations).

Planter des arbres/reboiser	96
Développer les espaces verts	37
Replanter des haies	27
Débroussailler et entretenir	19
Contrôler les déchets	18
Interdire les constructions non intégrées	31
Autres	90

Pour les personnes interrogées, l'amélioration de la gestion des déchets passent essentiellement par le recyclage, tri sélectif et déchetteries (tableau 20). Si la réduction des déchets non biodégradables est citée assez fréquemment, il faut noter que la diminution de la quantité de déchets ne l'est pas.

Tableau 20. Actions pour améliorer la gestion des déchets ménagers (nombre de citations).

Favoriser le tri sélectif	160
Augmenter les déchetteries	34
Interdire les décharges sauvages	33
Développer la recherche	11
Réduire les déchets non biodégradables	39
Autres	71

Pour analyser les arbitrages deux à deux entre la politique environnementale et les autres politiques publiques, on considère tout d'abord le classement proposé par les personnes interrogées (tableau 21). La répartition égalitaire entre les deux politiques concurrentes est relativement fréquente, puisqu'elle porte sur un nombre des cas compris entre 26% lorsque l'arbitrage concerne les activités culturelles et 40% lorsqu'il s'agit de qualité scolaire. Si on considère les autres cas, on constate un arbitrage favorable à l'environnement dans trois cas, activités culturelles, sécurité dans la ville et dans une moindre mesure sécurité routière. A l'inverse, l'arbitrage est défavorable à l'environnement pour les politiques de santé publique, d'action sociale et en faveur de la qualité scolaire.

Tableau 21. Classement deux à deux des politiques publiques (effectifs).

Autres politiques	Egalité	Autre politique Classée en 1 ^e	Environnement Classé en 1 ^e
Sécurité routière	107	94	112
Sécurité dans la ville	103	85	125
Qualité scolaire	125	136	52
Santé publique*	112	160	41
Activités culturelles	81	26	206
Action sociale	112	122	79

Note. 313 cas.

Ces arbitrages sont corroborés par l'analyse de la répartition du *CAP* entre politique environnementale et les autres politiques publiques (tableau 22). La part du budget consacrée à l'environnement varie de 41% lorsque l'arbitrage concerne la santé publique à 65% lorsqu'il porte sur les activités culturelles

Tableau 22. Part relative du *CAP* attribuée à l'environnement dans les comparaisons deux à deux.

Autres politiques	Part
Sécurité routière	0,53
Sécurité dans la ville	0,56
Qualité scolaire	0,43
Santé publique	0,41
Activités culturelles	0,65
Action sociale	0,48

La répartition simultanée du *CAP* entre l'ensemble des politiques publiques n'est cependant pas cohérente avec les arbitrages puisque la part attribuée à l'environnement atteint 22,6% du total toutes les autres politiques se classant après (tableau 23). Ce résultat paradoxal peut résulter du contexte créé par un questionnaire ciblant les questions environnementales. En termes de contribution, les autres politiques sont classées dans l'ordre décroissant suivant : santé publique, qualité scolaire, action sociale, sécurité routière, sécurité dans la ville et activités culturelles.

Tableau 23. Répartition du *CAP* entre politiques publiques.

Politiques publiques	Part (%)
Environnement	22,6
Sécurité Routière	11,8
Sécurité dans la Ville	10,7
Qualité scolaire	16,5
Santé publique	17,5
Activités Culturelles	7,4
Action sociale	13,5

3.2. Modélisation du *CAP*.

Considérons le programme primal d'une personne enquêtée qui maximise sa fonction d'utilité U , pour un vecteur de prix p et un niveau de revenu Y_0 donnés. Son programme s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{cases} \text{Max}_{x \geq 0} U(x, Q_0, m) \\ p'x \leq Y_0 \end{cases}$$

x est le vecteur des biens privés et m décrit ses caractéristiques (age, sexe, revenu, formation). Enfin, Q_0 désigne la politique environnementale en vigueur. Ce programme admet une solution qui est la fonction d'utilité indirecte :

$$V(p, Y_0, Q_0, m) = V_0$$

Elle donne le niveau maximum d'utilité qui peut être atteint compte tenu des prix et du revenu de la personne interrogée. Ses caractéristiques et la politique environnementale en vigueur interviennent en tant que paramètre de cette fonction.

L'amélioration de la politique environnementale se traduit, toutes choses égales par ailleurs, par une augmentation du niveau d'utilité qui atteint V_1 , tel que :

$$V(p, Y_0, Q_1, m) = V_1$$

$$V_1 \geq V_0$$

où Q_1 désigne la nouvelle politique. Si la situation initiale définit la situation de référence, le surplus compensateur SC fournit un équivalent monétaire de cet accroissement. Il est défini par :

$$V(p, Y_0 - SC, Q_1, m) = V_0$$

Le CAP est égal au surplus compensateur, c'est à dire à la diminution de revenu qui permet de conserver le niveau initial d'utilité lorsque la nouvelle politique est mise en place. Il dépend donc des prix, du revenu, des politiques environnementales et des caractéristiques socio-économiques. Pour spécifier un modèle économétrique il suffit d'introduire une variable aléatoire notée ε , d'où :

$$CAP^* = f(p, Y_0, Q_0, Q_1, m) + \varepsilon$$

Dans le cours de l'entretien, les personnes interrogées annoncent une valeur positive ou nulle. Comme on l'a noté, de nombreuses observations sont égales à zéro et correspondent à des comportements variés des personnes interrogées. Pour certaines, la valeur zéro traduit effectivement une variation nulle de l'utilité alors que pour d'autres il peut s'agir d'un rejet de la question posée. Ce dernier cas peut traduire un rejet des droits d'usage de l'environnement qui sont implicites dans le scénario et correspond à un faux zéro.

L'information recueillie ne permet pas de classer ces réponses en catégories plus homogènes, aussi a-t-on fait l'hypothèse que seules les réponses strictement positives révélaient le CAP , ce qui conduit à retenir un modèle tobit simple, avec CAP^* comme variable latente. Celle-ci pouvant être positive ou négative, alors que le CAP est positif ou nul.

$$CAP = CAP^* \text{ si } CAP^* > 0 \text{ sinon } CAP = 0$$

Cette spécification présente l'inconvénient d'admettre la possibilité qu'une valeur estimée du CAP puisse être négative, ce qui paraît peu réaliste dans le contexte étudié. En effet, les personnes interrogées n'ont pas une information précise de ce qu'elles paient pour la politique en vigueur, aussi un calcul se traduisant par une diminution de cette contribution est-il peu plausible. Le modèle est estimé par la méthode du maximum de vraisemblance (Maddala, 1983), la méthode des moindres carrés conduirait à des estimateurs non convergents en probabilité. Empiriquement les estimés des moindres carrés sont inférieurs à ceux du maximum de vraisemblance. On obtient une approximation numérique des estimateurs du maximum de vraisemblance en divisant ceux des moindres carrés par la proportion de valeurs strictement positives (Greene, 1997). Notons par ailleurs qu'une partition du sous-échantillon

associé aux valeurs nulles, par exemple en distinguant les vrais des faux zéros, aboutirait à d'autres spécifications du modèle Tobit, en particulier celle de Cragg (Greene, 1997).

Les spécifications précédentes utilisent l'ensemble de l'information disponible et peuvent être complétées par des spécifications déduites d'une information partielle. Dans cette perspective il est apparu intéressant de distinguer uniquement les réponses nulles des réponses strictement positives sans tenir compte de la valeur annoncée. Ceci revient à définir une variable indicatrice :

$$l = 1 \text{ si } CAP > 0 \text{ sinon } l = 0$$

Ce qui donne le modèle suivant :

$$Pr ob(l = 1) = Pr ob[\varepsilon > -f(p, Y_0, Q_0, Q_1, m)] = Pr ob[\varepsilon < f(p, Y_0, Q_0, Q_1, m)]$$

Si ε suit une distribution symétrique. La loi normale conduit au modèle probit et la loi logistique au modèle logit.

Soit maintenant la décomposition du *CAP* entre les quatre thèmes environnementaux (amélioration de la qualité de l'air, de l'eau ou des paysages et gestion des déchets ménagers). Le budget affecté à l'environnement s'écrit donc :

$$CAP = \sum_{i=1}^4 \beta_i CAP \text{ et } \sum_{i=1}^4 \beta_i = 1$$

d'où le modèle à quatre équations suivant :

$$\beta_i = g_i(m, z) + \eta_i \text{ et } i = 1, \dots, 4$$

en introduisant les termes aléatoires η_i . Le vecteur m désigne les caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées et z , leurs opinions et attitudes vis-à-vis de l'environnement. A l'estimation équation par équation par la méthode des moindres carrés, on préférera l'utilisation d'une méthode en deux étapes selon la procédure de Zellner, qui tient compte des covariances des η_i et fournit donc des estimateurs plus efficaces.

3.3 Estimation du CAP.

Le tableau 24 présente une synthèse des résultats d'estimation de la probabilité d'annoncer un *CAP* positif. Les modèles correspondants n'utilisent pas toute l'information disponible puisque les annonces des personnes interrogées sont traitées comme de simples variables indicatrices. Cette approche présente cependant l'avantage de donner le même poids à toutes les réponses et en conséquence de limiter l'influence des valeurs les plus élevées. Différentes troncatures de la distribution empirique du *CAP* ont été testées, les résultats présentés sont obtenus en éliminant les valeurs strictement supérieures à 1200F. De plus on a traité les petites annonces comme des zéros et fixé par tâtonnement le seuil à 20F. En toute rigueur on discrimine la population fournissant une valeur inférieure à 20F de celle qui annonce une valeur comprise entre 20F et 1200F. Enfin, les estimations du modèle probit et du modèle logit étant semblables, seules les premières sont fournies.

La version de base du modèle ne retient que deux variables explicatives, l'âge et le revenu qui l'une et l'autre ont un effet significatif sur la probabilité d'annoncer un *CAP* positif. Dans la version dite sélectionnée, deux variables supplémentaires, significatives sont introduites, la catégorie de logement et le comportement de donateur. Ces variables étant discrétisées, il convient de définir l'individu de référence. Dans la version de base, il s'agit d'une personne âgée de 25 à 60 ans et disposant d'un revenu annuel compris entre 100000 et 200000F. Dans

la version sélectionnée, l'individu de référence a les mêmes caractéristiques d'âge et de revenu, n'a pas fait de don à titre personnel au cours de l'année passée et habite un appartement. Les constantes des modèles, qui sont significativement différentes de zéro, permettent d'estimer la probabilité que l'individu de référence donne un *CAP* positif.

Tableau 24. Probabilité d'annoncer un *CAP* positif.

Variable	Coefficient		Ecart type		Significativité	
	Probit de base	Probit sélectionné	Probit de base	Probit sélectionné	Probit de base	Probit sélectionné
Constante	0,2236	0,3338	0,0953	0,1174	0,0190	0,0045
- de 25 ans	0,0250	0,0165	0,1554	0,1568	0,1324	0,9161
+ de 60 ans	-0,4177	-0,4619	0,1286	0,1306	0,0004	0,0004
- de 50000 F	-0,3292	-0,3059	0,1796	0,1841	0,0667	0,0967
]50000;100000]	-0,0862	-0,0352	0,1337	0,1364	0,5193	0,7966
]200000;300000]	-0,0363	-0,0649	0,1700	0,1713	0,8308	0,7048
+ de 300000 F	0,4587	0,3841	0,2980	0,3017	0,1238	0,2029
Revenu non fourni	-0,4651	-0,4253	0,1692	0,1696	0,0060	0,0121
Don		-0,3454		0,1092		0,0016
Maison individuelle		0,1830		0,1061		0,0846

Bien classé	58%	61%
Parmi les <i>CAP</i> = 0	47%	62%
parmi les <i>CAP</i> > 0	68%	60%

Mc Fadden	0,035	0,049
-----------	-------	-------

Nombre d'observations : 575.

L'estimation des deux versions du modèle fournit des résultats similaires concernant l'effet de l'âge et du revenu. Les individus les plus âgés ainsi que ceux dont les revenus sont les plus faibles (moins de 50000F/an) sont plus enclins à fournir une réponse nulle que les autres. A cet égard, ceux qui refusent de déclarer leur revenu ont le même comportement que les personnes à faible revenu. A l'opposé, on note un effet, très faiblement significatif, des revenus les plus élevés. Les individus se situant au dessus de 300000F/an, tendant à fournir plus fréquemment que les autres une valeur positive. Les résultats économétriques ne permettent pas de faire de distinction de comportement entre les autres tranches de revenu. La probabilité de fournir une valeur positive diminuerait en dessous d'un seuil de l'ordre de 50000F, serait constante jusqu'à 300000F et augmenterait au delà. Ces différences semblent attester un effet non linéaire du revenu. Toutes choses égales par ailleurs, les individus qui ont fait un don sont caractérisés par une probabilité plus faible de donner un *CAP* positif, ce qui est cohérent avec un arbitrage entre associations humanitaires, locales ou de recherche médicale et environnement. De plus le fait d'habiter une maison individuelle encourage à

fournir une valeur positive. Des spécifications plus complexes ne se sont pas révélées meilleures sur le plan statistique. Ainsi a-t-on pu vérifier que le sexe, le nombre de salaires du ménage, ainsi que sa taille et le nombre d'enfants n'avaient pas d'effet significatif sur la probabilité. Il en est de même de l'intérêt général pour les problèmes posés par l'environnement. Ceci est normal car ce dernier critère ne permet pas de discriminer la population qui a participé à l'exercice de valorisation. En revanche, les individus qui ont perçu des évolutions significatives (amélioration ou dégradation) ont davantage tendance à fournir un *CAP* strictement positif que les autres.

Le pouvoir prédictif de ce modèle est limité comme le montre les coefficients de McFadden. La version de base prédit correctement 58% des cas et la version sélectionnée 61%. Certes, la différence de performances est faible, mais il faut noter que la version sélectionnée permet une qualité de prévision comparable des annonces nulles et des annonces strictement positives, ce qui n'est pas le cas de la version de base qui de ce point de vue est biaisée. Elle prévoit beaucoup mieux les cas de *CAP* positifs que les autres, ce qui montre l'intérêt d'une spécification tenant compte du comportement donateur et du type de domicile.

Tableau 25. Estimation du *CAP*.

Variable	Coefficient		Ecart type		Significativité	
	Tobit	Probit + Tobit	Tobit	Probit + Tobit	Tobit	Probit + Tobit
Constante	324,9779	334,4870	68,8373	275,4266	0,0000	0,2246
- de 25 ans	90,3260	110,5965	80,1054	82,2787	0,2595	0,1789
+ de 60 ans	-264,5581	-268,0358	69,5522	159,7298	0,0001	0,0933
- de 50000 F	-209,2796	-251,7698	95,7557	124,0461	0,0288	0,0424
]50000;100000]	-90,2580	-114,0443	69,5080	70,7894	0,1941	0,1072
]200000;300000]	-46,7959	-38,5361	85,9591	90,0576	0,5862	0,6687
+ de 300000 F	236,1738	228,0535	135,1707	166,6332	0,0806	0,1711
Revenu non fourni	-237,8056	-214,9101	89,9419	168,4001	0,0082	0,2019
Don	-168,9196	-154,5242	55,9748	111,9712	0,0025	0,1676
Association	-144,5851	-137,4040	63,6730	48,7539	0,0232	0,0048

Mc Fadden	0,006	0,009
-----------	-------	-------

Nombre d'observations : 575.

Le tableau 25 récapitule les estimations du modèle tobit simple par la procédure du maximum de vraisemblance et par une procédure en deux étapes, qui fournissent des résultats similaires. Ces estimations sont faites sur les mêmes observations que précédemment, seuils de 20F et de 1200F. L'individu de référence est le même pour ce qui concerne l'âge et le revenu. De plus il n'a pas fait de don et n'adhère pas à une association. Les quatre variables explicatives introduites ont un effet significatif sur la valeur du *CAP*. Celui-ci est une fonction croissante, non linéaire du revenu, les personnes n'ayant pas déclaré leur revenu ayant un comportement semblable à celles titulaires des revenus les plus faibles. La relation entre l'âge et le *CAP* est comparable à celle qui a été notée entre l'âge et la probabilité d'une annonce positive. La

catégorie des personnes âgées de plus de 60 ans se caractérisant, toutes choses égales par ailleurs, par des valeurs plus faibles du *CAP*. Les personnes ayant fait un don ainsi que celles qui sont membres d'une association ont un *CAP* plus faible que les autres. Ce résultat conforte l'hypothèse d'un budget qui serait partagé entre les divers dons et l'environnement. Comme précédemment, l'absence d'effet significatif du sexe, du nombre de salaires, de la taille du ménage, du nombre d'enfants et de l'intérêt porté à la protection de l'environnement a été vérifié. Le *CAP* moyen de l'individu de référence est égal au terme constant du modèle et est de l'ordre de 325F.

Tableau 26. Répartition du budget environnemental.

Variables	Coefficients				Ecart-types			
	Air	Eau	Paysage	Déchets	Air	Eau	Paysage	Déchets
Constante	0,2630	0,2445	0,2302	0,2621	0,0264	0,0235	0,0228	0,0252
- de 25 ans	-0,0050	-0,0415	0,0538	-0,0073	0,0274	0,0245	0,0237	0,0263
+ de 60 ans	-0,0324	0,0155	-0,0021	0,0190	0,0251	0,0224	0,0217	0,0240
- de 50000 F	0,0031	0,0395	-0,0058	-0,0368	0,0341	0,0304	0,0295	0,0327
]50000;100000]	0,0256	0,0235	-0,0107	-0,0384	0,0235	0,0209	0,0203	0,0225
]200000;300000]	0,0312	0,0016	-0,0125	-0,0204	0,0290	0,0259	0,0251	0,0278
+ de 300000 F	0,0175	-0,0302	0,0409	-0,0282	0,0414	0,0369	0,0358	0,0396
Revenu non fourni	0,0309	-0,0114	-0,0147	-0,0047	0,0330	0,0294	0,0286	0,0316
CAP	-2,0E-05	2,8E-05	-2,9E-06	-5,0E-06	2,5E-05	2,2E-05	2,1E-05	2,4E-05
Amélioration Air	0,0231	-0,0111	-0,0083	-0,0036	0,0388	0,0346	0,0336	0,0371
Dégradation Air	0,0974	-0,0228	-0,0450	-0,0295	0,0194	0,0173	0,0168	0,0185
NSP Air	-0,2374	-0,3247	0,8114	-0,2493	0,1585	0,1413	0,1369	0,1515
Amélioration Eau	-0,0098	-0,0119	-0,0541	0,0757	0,0313	0,0278	0,0271	0,0300
Dégradation Eau	-0,0280	0,0394	-0,0356	0,0242	0,0200	0,0178	0,0173	0,0191
NSP Eau	-0,0334	0,0036	-0,0167	0,0466	0,0473	0,0421	0,0408	0,0452
Amélioration Pays	0,0038	0,0286	-0,0004	-0,0320	0,0261	0,0232	0,0225	0,0250
Inchangé Pays.	0,0300	0,0133	-0,0343	-0,0091	0,0232	0,0207	0,0201	0,0222
NSP Pays.	-0,0415	0,0547	-0,0237	-0,0370	0,0410	0,0365	0,0354	0,0391

NSP = ne sait pas. Nombre d'observations : 313.

Pour l'individu de référence, les coefficients budgétaires des quatre thèmes environnementaux doivent être considérés comme égaux comme le montre la comparaison des termes constants des équations estimées (tableau 26). On aurait en effet la répartition suivante, 26% pour l'air, 25% pour l'eau, 23% pour les paysages et 26% pour les déchets. En second lieu, il convient de noter l'influence limitée de l'âge et du revenu sur la répartition du budget environnemental, à deux exceptions près cependant. Les plus jeunes tout d'abord (moins de 25 ans) font un

arbitrage plus favorable à la protection des paysages (28,4%) qui se répercute sur les autres thèmes en particulier l'eau avec 20,3% (tableau 27). La catégorie des revenus moyens (50 à 100000F) attribue une part significativement plus faible aux déchets (22,4%) ce qui se traduit par une augmentation relative des coefficients pour l'air et l'eau. Ce comportement peut être dû à l'augmentation générale de la taxe d'enlèvement des ordures ménagères qui représentent pour les revenus une charge importante.

Tableau 27. Coefficients budgétaires estimés (%).

	Air	Eau	Paysage	Déchets
Individu de référence	26,3	24,5	23,0	26,2
Moins de 25 ans	25,8	20,3	28,4	25,5
50 à 100000F	28,9	26,8	22,0	22,4
Dégradation air	36,0	22,2	18,5	23,3
Amélioration eau	25,3	23,3	17,6	33,8
Dégradation eau	23,5	28,4	19,5	28,6
Inchangé pays	29,3	25,8	19,6	25,3

Les effets du revenu et de l'âge sont pour l'essentiel pris en compte dans l'équation qui permet d'estimer le CAP, ce qui explique la faible influence de ces deux variables sur la répartition du budget environnemental. En revanche, les indicateurs d'opinion relatifs à l'évolution de la qualité de l'environnement ont des effets très nets sur les coefficients budgétaires. Ceux qui pensent que la qualité de l'air s'est dégradée là où ils vivent privilégient ce thème en lui attribuant 36% de leur budget environnemental, corrélativement les autres coefficients diminuent en particulier celui des paysages qui n'est égal qu'à 18,5%. Ceux qui relèvent une dégradation de la qualité de l'eau, lui attribuent un coefficient plus élevé que les autres (28,4%), en diminuant principalement la part des paysages (19,5%), plus marginalement celle de l'air mais en augmentant celle des déchets qui atteint 28,6%. Cet arbitrage est cohérent dans la mesure où la gestion des déchets, en particulier leur stockage, a un effet direct sur la qualité de l'eau. C'est d'ailleurs un arbitrage de même nature que font ceux qui pensent que la qualité de l'eau s'est améliorée. Ils préconisent en effet une augmentation du budget attribué à la gestion des déchets, le coefficient atteint 33,8%, au détriment des paysages (17,6%), les autres thèmes n'étant affectés que marginalement. Enfin il est intéressant de noter que ceux qui jugent la situation générale inchangée, attribuent un coefficient plus faible aux paysages (19,6%) ce qui se traduit par une augmentation sensible de la part attribué à l'air qui atteint 29,3%. Cet arbitrage est conforme avec l'opinion générale de la population qui place la dégradation de la qualité de l'air en tête de ses préoccupations environnementales.

4. Conclusion

Cette recherche débouche sur la première estimation du CAP des Français pour améliorer la qualité de l'environnement et sur la décomposition de la valeur obtenue en quatre composantes, politiques en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air, de l'eau et des paysages et politique de gestion des déchets ménagers. Ces estimations reposent sur une hypothèse de séparabilité de la fonction d'utilité qui permet d'éliminer le biais dû à une agrégation sur les biens. On sait en effet que l'addition des CAP pour chacune de ces quatre politiques conduirait à une surestimation du CAP pour améliorer la qualité de l'environnement.

L'enquête a permis d'interroger en face-à-face 1003 personnes qui peuvent être classées en trois groupes d'effectifs sensiblement égaux. Un premier tiers est satisfait de la politique actuelle ou pense que les efforts financiers en faveur de l'environnement sont excessifs. Deux tiers en revanche estiment ces efforts insuffisants, environ la moitié d'entre eux acceptant de payer. On est bien en face d'un clivage connu : la partie de la population sensible aux problèmes d'environnement est prête à contribuer annuellement pour une somme non négligeable. Cette partie de la population est croissante mais elle ne représente pas encore la majorité. Un tiers de la population est sensibilisé aux problèmes d'environnement mais n'est pas encore prête à payer, c'est-à-dire à revenir sur l'allocation de ses dépenses.

La perception de la qualité de l'environnement et les opinions exprimées se traduisent par un *CAP* positif pour 36% des personnes interrogées. Pour cette sous-population on obtient une valeur proche 500F, ce qui correspond à 140F en moyenne pour l'ensemble de la population. Le *CAP* est une fonction croissante du revenu, les personnes âgées de plus de soixante ans annonçant, toutes choses égales par ailleurs, une valeur plus faible que les autres. Les personnes ayant faits un don ou qui sont membres d'une association ont un *CAP* plus faible que les autres. Ce résultat traduisant une relation de substitution entre dons et budget environnemental reste cependant fragile. Si l'on s'intéresse uniquement à ceux qui acceptent de payer, 28% répartissent également leur montant entre les quatre politiques et n'expriment pas de préférence particulière. Pour les 72% restants on note une préférence pour la qualité de l'air ce qui est cohérent avec le classement des problèmes environnementaux selon leur importance.

Les arbitrages entre la politique environnementale et les autres politiques publiques débouche sur un classement des fonctions d'intérêt général particulièrement clair. Les dépenses en faveur de la santé publique, de la qualité scolaire et de l'action sociale sont préférées aux dépenses visant la protection de l'environnement. Mais la protection de l'environnement est privilégiée par rapport à la sécurité routière, à la sécurité dans la ville et aux activités culturelles. Ces résultats obtenus à partir du tiers de l'échantillon ayant un *CAP* positif ouvrent des perspectives de recherche pour l'avenir.

5. Références.

- Bateman I., Munro A., Rhodes B., Starner C., Sugden R., 1997. Does part-whole bias exist ? *Economic Journal* 107 : 322-332.
- Bishop R., Welsch M., 1992. Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment. *Land Economics* 68 : 405-417.
- Carson R.T., 1991. Constructed markets in Braden J., B. Kolstad C.,D. (eds.) *Measuring the demand for environmental quality*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers : 121-162.
- Diamond P., Hausman J., Leonard G., Dening M., 1993. Does contingent valuation measure preferences ? Experimental evidence. in Hausman J., (ed.) *Contingent valuation. A critical assessment*. Amsterdam, Elsevier Science Publishers : 41-85.
- Greene W.H., 1997. *Econometric analysis*. New York, McMillan.
- Hoehn J., Randall A., 1989. Too many proposals pass the benefit cost test. *American Economic Review* 79 : 544-551.
- Maddala G.S., 1983. *Limited dependent and qualitative variables in econometrics*. Cambridge University Press.
- Magnussen K., 1996. Substitution or embedding ? Valuation and aggregation of policy components of environmental goods by the contingent valuation method. 7th Annual

Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists,
Lisbon, June 27-29, 1996.

Mitchell R., Carson R., 1989. *Using surveys to value public goods : the contingent valuation method*. Washington D.C. Resources for the Future.

QUESTIONNAIRE ENVIRONNEMENT

Nous réalisons une étude pour le Ministère de l'Environnement.

Nous désirons connaître votre opinion sur un certain nombre de problèmes concernant l'environnement.

Ne pas interroger

- les étudiants
- les chômeurs depuis plus d'un an
- les personnes au RMI, les foyers dont les seules ressources proviennent d'allocations

I - OPINION GENERALE

Q.1 - Etes-vous intéressé par les problèmes que pose la protection de notre environnement naturel ?
(MONTRER CARTON)

- Oui, très intéressé..... 1
- Oui, assez intéressé 2
- non, pas tellement intéressé..... 3
- non, pas du tout intéressé 4

Q.2 - Quels sont aujourd'hui, au niveau de la planète, les problèmes concernant l'environnement naturel qui vous semblent les plus importants ? (NE PAS CITER - RECODER)

Air :

- couche d'ozone / réchauffement de la planète / effet de serre 1
- pollution atmosphérique / de l'air (sans précision) 2
- pollution liée à la voiture / au gaz d'échappement 3
- pollution liée aux usines / fumées d'usine..... 4

Eau :

- pollution de l'eau (sans précision)..... 5
- pollution de l'eau des rivières / des lacs 6
- pollution des eaux souterraines / des nappes phréatiques 7
- pollution de la mer / du littoral..... 8
- pollution de l'eau que l'on boit..... 9
- diminution des ressources en eau 10

Sols / Forêts / Agriculture :

- pollution des sols (engrais/pesticides...)..... 11
- déforestation..... 12
- organismes génétiquement modifiés 13
- aliments contaminés (vache folle, poulet à la dioxine...) 14

Divers :

- pollution nucléaire / déchets nucléaires 15
- disparition de certaines espèces animales 16
- bruit..... 17
- déchets ménagers / traitement des déchets ménagers 18
- autres : **EN CLAIR**..... 19
-
-
-

Q.3 – Parlons maintenant de votre environnement naturel, celui dans lequel vous vivez.

a) – Je vais vous citer plusieurs thèmes, pour chacun, vous me diriez si pour vous la situation s'est améliorée depuis ces dernières années, s'est dégradée depuis ces dernières années, est restée inchangée.

(ENQ : MONTRER CARTON)

Pour vous, (CITER THEME) s'est améliorée depuis ces dernières années, s'est dégradée depuis ces dernières années, est restée inchangée

b) – Pensez-vous à un endroit en particulier ? Si Oui, lequel ?

	a)				b) - endroit		
	amélioré	dégradé	Inchangé	NSP (Ne pas citer)	EN CLAIR	Département si connu	Région si Département non connu
- La qualité de l'air dans l'endroit où vous vivez	1	2	3	4	X	X	X
- La qualité de l'air dans l'endroit où vous passez vos vacances	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité de l'eau des rivières en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité des eaux souterraines, de la nappe phréatique en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité de l'eau de mer, de l'eau du littoral en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité de l'eau que vous buvez	1	2	3	4	X	X	X
- La qualité des paysages de montagne en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité des paysages de campagne en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité des paysages du littoral en France	a)..... 1	2	3	4	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
	b)..... 1	2	3	X	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
- La qualité des paysages à la périphérie des villes	1	2	3	4	X	X	X

II – PLUS PRECISEMENT

L'Etat, les collectivités locales, les entreprises engagent des dépenses relativement importantes pour améliorer la qualité de notre environnement (ex : dépollution de l'eau, de l'air, gestion des déchets ménagers, etc.)

Q.4 – Pensez-vous que ces efforts financiers sont :

- suffisants 1 → PASSER EN Q.10
- insuffisants..... 2
- trop importants..... 3 → PASSER EN Q.10

SI INSUFFISANTS EN Q.4

Q.5 – Différents types d'action sont possibles pour améliorer la qualité de l'air (modifier les systèmes de chauffage dans les grandes villes par exemple), la qualité de l'eau (traiter les eaux usées avant qu'elles ne soient rejetées dans les rivières ou en mer), ou encore les paysages (reboisement, restauration des haies, etc...)

a) – Quelle serait votre contribution financière maximale pour une politique d'amélioration de la qualité de l'environnement naturel, disons par an ?

Francs/an

b) – et comment répartiriez-vous cette somme entre : (MONTRER CARTON / DONNER CRAYON)

	FRANCS
l'amélioration de la qualité de l'air	_____
l'amélioration de la qualité de l'eau	_____
l'amélioration de la qualité du paysage	_____
la gestion des déchets ménagers	_____

c) – (ENQ : POUR TOUT MONTANT ≥ 1 F) vous m'avez dit que vous verseriez F (citer montant) pour (citer action), pensez-vous à une action spécifique ?

	c)	
	OUI	NON
l'amélioration de la qualité de l'air	1	2
l'amélioration de la qualité de l'eau	1	2
l'amélioration de la qualité du paysage	1	2
la gestion des déchets ménagers	1	2

Q.6 – POUR CHAQUE OUI en Q.5c), à quelle action pensez-vous ? (NE PAS CITER, RECODER)

a) – Amélioration de la qualité de l'air :

- développer les transports en commun, le train..... 1
- développer les véhicules peu/pas polluants : GPL, électriques.....2
- améliorer les véhicules : pots catalytiques 3
- créer des parkings à l'entrée des villes..... 4
- réduire la circulation automobile..... 5
- développer les chauffages non polluants : solaires, éolien..... 6
- développer, augmenter la recherche 7
- effectuer des contrôles plus fréquents : véhicules, usines..... 8
- réduire les rejets industriels..... 9
- autres : EN CLAIR..... 10 → / _____

b) – Amélioration de la qualité de l'eau :

- créer des stations d'épuration / traiter l'eau 1
- effectuer des contrôles, des mesures : rivières, usines 2
- pénaliser les pollueurs : amendes 3
- développer, augmenter la recherche 4
- réduire les rejets : usines, agriculteurs 5
- autres : EN CLAIR..... 6 → / _____

c) – Amélioration de la qualité des paysages :

- planter des arbres / reboiser..... 1
- développer les espaces verts / les parcs / les zones protégées..... 2
- replanter des haies 3
- débroussailler / entretenir les espaces boisés 4
- contrôler les déchets / installer davantage de poubelles 5
- interdire les constructions non intégrées dans le paysage 6
(immeubles, routes...)
- autres : EN CLAIR..... 7 → / _____

d) – Gestion des déchets ménagers

- développer, favoriser le tri sélectif, le recyclage 1
- augmenter les déchetteries 2
- interdire les décharges sauvages..... 3
- développer la recherche 4
- réduire les déchets non biodégradables..... 5
- autres : EN CLAIR..... 6 → / _____

III – ARBITRAGE ENTRE DIFFERENTES DEPENSES PUBLIQUES ET MISE EN PERSPECTIVE

Q.7 – Le gouvernement doit effectuer des arbitrages entre les différentes demandes de la société et donc dans l'allocation des dépenses publiques. Je vais vous proposer différents arbitrages. Pour chacun, vous me diriez quelle décision vous prendriez et comment vous répartiriez votre participation financière de F (CITER SOMME MENTIONNEE EN Q.5a).

ENQ. MONTRER CARTONS a) à f) – UN A CHAQUE QUESTION, LIRE AVEC L'INTERVIEWE ET RETIRER LORSQUE L'ON PASSE A LA QUESTION SUIVANTE.

Entre un programme de (CITER) et un programme d'amélioration de la qualité de l'environnement, comment alloueriez-vous (répartiriez-vous) la somme de F (CITER MONTANT DONNE EN Q.5a)
(ROTATION DES ITEMS)

	THEME	ENVIRONNEMENT
a) – entre un programme d'amélioration de la sécurité routière (aménagement de carrefours dangereux augmentation des contrôles, suppression des passages à niveaux...) et un programme de la qualité de l'environnement.	/ / / / / / F	/ / / / / / F
b) – entre un programme d'amélioration de la sécurité dans votre ville (présence d'îlots dans les quartiers...) et un programme d'amélioration de la qualité de l'environnement	/ / / / / / F	/ / / / / / F
c) – entre un programme d'amélioration de la qualité scolaire (plus d'enseignants, moins d'élèves par classe) et un programme de protection de l'environnement	/ / / / / / F	/ / / / / / F
d) – entre un programme d'amélioration de la santé publique (campagne de prévention contre le sida, l'hépatite C, politique de prévention de la douleur) et un programme d'amélioration de la qualité de l'environnement	/ / / / / / F	/ / / / / / F
e) – entre un programme de soutien des activités culturelles (création de nouveaux musées, plus d'expositions, nouvelles bibliothèques...) et un programme d'amélioration de la qualité de l'environnement	/ / / / / / F	/ / / / / / F
f) – un programme d' action sociale (aide à la formation des chômeurs, aide aux personnes âgées) et un programme d'amélioration de la qualité de l'environnement	/ / / / / / F	/ / / / / / F

Q.8 – Maintenant, prenons en compte l'ensemble de ces programmes.

ENQ : MONTRER CARTON

Comment alloueriez-vous (répartiriez-vous) la somme de F. (CITER MONTANT DONNE EN Q.5a) entre ces différents programmes (LIRE CARTON).

ENQ. : DONNER CRAYON A L'INTERVIEWE ET LUI DIRE QU'IL PEUT FAIRE SES CALCULS.
(ROTATION DES ITEMS)

- environnement..... / / / / / / F
- sécurité routière..... / / / / / / F
- sécurité dans la ville..... / / / / / / F
- qualité scolaire..... / / / / / / F
- santé publique..... / / / / / / F
- activités culturelles..... / / / / / / F
- action sociale..... / / / / / / F

Q.9 a) – Au départ, comment avez-vous choisi le montant de F (CITER MONTANT Q.5a) ?

b) – Avez-vous pensé à renoncer à une dépense pour pouvoir financer ce programme de protection de l'environnement ?

- oui.....1 → c) laquelle ? EN CLAIR / _____
- non.....2

Puis RECODER : - loisirs, plaisirs 1
- vital, essentiel..... 2

Q.10 a) – Avez-vous effectué à titre personnel, des dons au cours de l'année passée ?

- oui.....1 → Q.10b) et Q.10c)
- non.....2 → Q.11

b) – A qui ? (NE PAS CITER – RECODER)

- Associations de défense des droits de l'homme

- Amnesty International..... 1
- Artisans de la paix..... 2
- Autre : EN CLAIR..... 3

- Associations de défense de l'environnement

- Greenpeace..... 4
- WWF..... 5
- Autre : EN CLAIR..... 6

- Associations humanitaires

- Croix Rouge..... 7
- Emmaüs / Abbé Pierre..... 8
- Enfance et Partage..... 9
- Handicap international..... 10
- Médecins du Monde..... 11
- Médecins sans Frontière..... 12
- Restaurants du cœur / Coluche..... 13
- Secours Catholique..... 14
- Secours Populaire..... 15
- UNICEF..... 16
- Autre : EN CLAIR..... 17

- Associations locales..... 18

- Associations de recherche médicale..... 19

- ARC..... 20
- Ligue Contre le Cancer..... 21
- Raoul Follereau (Lèpre)..... 22
- Téléthon / Sidathon..... 23
- Autre : EN CLAIR..... 24

- Associations SPORTIVES..... 25

- Calendriers de fin d'année : pompiers, facteurs, éboueurs..... 26

- Dans la rue..... 27

c) – Pour un montant total de combien ? / _ / _ / _ / _ / F

Q.11 a) – Etes-vous membre d'une association ?

- oui.....1 → Q.11b)
- non.....2 → Q.12

b) – Laquelle ? (NE PAS CITER, RECODER)

- Associations de défense des droits de l'homme

- Amnesty International..... 1
- Artisans de la paix..... 2
- Autre : **EN CLAIR**..... 3

- Associations de défense de l'environnement

- Greenpeace..... 4
- WWF..... 5
- Autre : **EN CLAIR**..... 6

- Associations humanitaires

- Croix Rouge..... 7
- Emmaüs / Abbé Pierre..... 8
- Enfance et Partage..... 9
- Handicap international..... 10
- Médecins du Monde..... 11
- Médecins sans Frontière..... 12
- Restaurants du cœur / Coluche..... 13
- Secours Catholique..... 14
- Secours Populaire..... 15
- UNICEF..... 16
- Autre : **EN CLAIR**..... 17

- Associations locales..... 18

- Associations de recherche médicale..... 19

- ARC..... 20
- Ligue Contre le Cancer..... 21
- Raoul Follereau (Lèpre)..... 22
- Téléthon / Sidathon..... 23
- Autre : **EN CLAIR**..... 24

- Associations SPORTIVES..... 25

Q.12 a) – Dans quel département habitez-vous ? → /_/_/_/

b) – Depuis combien d'années habitez-vous dans ce département ?

 |_|_| ans |_|_| mois **SI MOINS D'UN AN**

Q.13 a) – Habitez-vous

- une maison individuelle..... 1
- un appartement..... 2

b) – De quelle superficie ? /_/_/_/_/ m²

Q.14 – En êtes-vous ...

- propriétaire..... 1
- locataire..... 2
- habitant à titre gratuit..... 3

Q.15 a) – Disposez-vous d'une résidence secondaire ?

- oui.....1 → b)
- non.....2 → Q.16

b) – Dans quelle région ? → |__|__|

Q.16 – RECODER SEXE

- homme.....1
- femme.....2

Q.17 – Quel est votre âge ? EN CLAIR : |__|__| ans

Q.18 – De combien de personnes se compose votre foyer, vous compris ? → |__|__|

Q.19 a) – Combien d'enfants de 16 ans et moins avez-vous ? → |__|__|

b) – Quel est leur âge ? → |__|__| |__|__| |__|__| |__|__|

Q.20 a) – Quelle est votre profession ? EN CLAIR : / _____ /

b) – Quelle est la profession du chef de famille ? EN CLAIR : / _____ /

RECODER

PROFESSION INTERVIEWE(E) (EN CLAIR)			PROFESSION CHEF DE FAMILLE (EN CLAIR)		
Si retraité ← ancienne profession	INTERVIEWE	ANCIENNE PROF. RETRAITE	CHEF FAMILLE	ANCIENNE PROF. RETRAITE	Si retraité ← ancienne profession
AGRI. EXP.....	1	1	1	1	
ARTIS., COMMER. CHEF D'ENT.	2	2	2	2	
CAD. SUP. PROF. LIB.	3	3	3	3	
PROF. INTER.....	4	4	4	4	
EMPLOYES.....	5	5	5	5	
OUVRIERS, SAL. AGRI.....	6	6	6	6	
RETRAITES.....	7		7		
ETUDIANTS.....	X		X		
AUTRES INACT.....	9		9		

SI TRAVAILLE → Q.21 et Q.22 → SI NON PASSER EN Q.23

Q.21 – Etes-vous fonctionnaire ou assimilé fonctionnaire ?

- oui.....1
- non.....2

Q.22 – Combien d'heures travaillez-vous en moyenne par semaine ? → |__|__| heures.

A TOUS

Q.23 a) – Dans quelle tranche se situe le revenu net annuel de votre foyer ?
 (ENQ. : MONTRER CARTON)

- moins de 50 000 F/an 1
- entre 50 000 et 100 000 F/an 2
- entre 100 000 et 200 000 F/an 3
- entre 200 000 et 300 000 F/an 4
- entre 300 000 et 500 000 F/an 5
- plus de 500 000 F/an 6

b) – Votre foyer dispose-t-il ?

- d'un seul salaire 1
- de 2 salaires 2

NOM : PRENOM :

ADRESSE :

CODE POSTAL : / / / / / VILLE :

TELEPHONE :

NOM ENQUETEUR :

SIGNATURE ENQUETEUR :

Table des matières

Résumé du chapitre 1	4
Résumé du chapitre 2	6
Résumé du chapitre 3	8
Résumé du chapitre 4	10
Résumé du chapitre 5	11

Chapitre 1. Contributions volontaires à l'offre d'un bien public et effet du contexte : Les apports de la littérature expérimentale..... 13

1. Introduction	13
2. Passagers clandestins et comportements coopératifs	15
2.1 Le Phénomène de sur-contribution.....	15
2.2 Artefact expérimental ou erreurs de décision ?.....	16
2.3 Apprentissage et répétition du jeu.....	18
2.4 Altruisme ou « Warm-Glow ».....	20
2.5 L'hypothèse stratégique	21
3. L'effet de contexte	21
3.1 L'expérience de Andreoni.....	22
3.2 L'expérience de Willinger & Ziegelmeyer (1999a).....	24
3.2.1 Protocole expérimental.....	24
3.2.2 Résultats expérimentaux: l'effet de contexte.....	28
3.2.3 Une explication en termes de population à comportements évolutifs.....	31
4. Conclusion.....	32
5. Références bibliographiques	33

Chapitre 2. Evaluation expérimentale de la sécurité alimentaire. Application au cas de l'épandage des boues des stations d'épuration sur les sols agricoles 36

1. Introduction : contexte et objectifs.....	36
2. Une situation risquée : vers un état du risque.....	38
2.1 Les boues : quelques généralités	39
2.2 Le risque alimentaire lié aux boues.....	40
2.3 Risque objectif-risque subjectif- Risque établi, risque perçu.....	42
3. Sécurité alimentaire : la pertinence de la méthode d'évaluation contingente	44
4. Economie expérimentale et sécurité alimentaire : les nécessités	46

5. Applications effectuées dans le contexte de l'épandage des boues.....	48
5.1 Le protocole expérimental.....	48
5.2 Résultats et discussions	49
6. Conclusion et perspectives	50
7. Valorisation de la recherche	51
8. Références bibliographiques	52

**Chapitre 3. Approche théorique et empirique de la valeur d'existence -
Application au espèces animales protégées 58**

Introduction	58
I. Reperes conceptuels ET OBJECTIFS DE L'ETUDE	58
A. L'émergence du concept	58
B. Le cadre théorique de référence	59
1) Définition des valeurs de non usage et des valeurs d'existence sous l'hypothèse de complémentarité faible.....	59
2) Valeurs d'usage passif pour des actifs naturels non marchands sans lien avec des biens marchands.	63
C. Les objectifs de l'étude.....	63
D. Présentation rapide de l'enquête.....	64
E. Les différents questionnaires.....	64
II. L'analyse des motivations.....	65
A. Le problème des zéros.....	65
B. La place de l'altruisme dans les motivations	66
1) Résultats empiriques sans tenir compte de l'ordre des réponses.....	66
2) Répartition par ordre des choix.....	67
C. Différentes motivations génèrent elles différentes valeurs ?.....	67
1) Valeur de Présence (ou d'existence temporaire).....	68
2) Valeur de survie (ou "de non extinction " ou "d'existence continue").....	68
3) Estimation de la valeur de présence et de survie	69
III. Analyse de différents biais de l'évaluation contingente.....	70
A. Impact de la différenciation des zéros sur les consentements à payer empiriques.....	70
B. Impact du support de paiement (don ou taxe)	71
1) Impact du support de paiement sur les zéros	71
2) Impact du support de paiement sur les CAP	71

C. Impact du format de la question d'évaluation	72
1) Impacts du format de la question d'évaluation sur les CAP	72
2) La présence de biais dans les questionnaires dichotomiques	73
D. La sous-additivité	74
1) Résultats empiriques	74
2) Résultats statistiques	75
IV. L'AGRÉGATION DES VALEURS	76
A. Les critères de décision classiques	76
1) Présentation	76
2) Comparaison des 2 critères	77
B. La moyenne des médianes des groupes (MGM)	78
1) Présentation	78
2) Propriétés	78
C. Application	78
1) Le choix de l'échantillon	78
2) Le choix du critère d'aptitude à payer	79
3) Application	80
BIBLIOGRAPHIE	83
Annexe	84

Chapitre 4. Risque sanitaire et comportement des ménages..... 85

I. Quelle problématique ?	
1.1 Les problèmes sanitaires liés à la consommation de coquillages	86
1.1.1 Les contaminations microbiologiques	86
1.1.2 Les contaminations des coquillages par des toxines	88
1.1.3 Les risques liés aux contaminations chimiques	89
1.2 Aspects méthodologiques	89
1.2.1 Le cadre général	89
1.2.2 La prise en compte de la dimension psychologique	91
II. Présentation des premiers résultats disponibles	94
1. Population enquêtée et habitudes de pêche	94
2. Les attitudes face au risque sanitaire	97
3. Consentement à payer pour la sécurité sanitaire	101
Conclusion	104

Références bibliographiques	105
Le questionnaire d'enquête	106
Chapitre 5. Comportement des Français face à la protection de l'environnement (résultats d'une enquête réalisée en 1999).....	113
1. Présentation de l'enquête	113
1.1. Elaboration du questionnaire.....	113
1.2. Caractéristiques de l'échantillon.....	116
2. Opinions et perceptions.....	120
2.1. Etat perçu de l'environnement.....	120
2.2. Evolution de la qualité de l'environnement.....	122
3. Budget environnemental, répartition et arbitrage.....	127
3.1. Analyse descriptive.....	127
3.2. Modélisation du CAP.....	131
3.3 Estimation du CAP.....	133
4. Conclusion.....	137
5. Références.....	138
Annexe : questionnaire environnement.....	140

