



Économie publique/Public economics

01 | 1998/1

Méthodes d'évaluation économique des biens
environnementaux

Principe, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente

François Bonnieux



Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/1828>

ISSN : 1778-7440

Éditeur

IDEP - Institut d'économie publique

Édition imprimée

Date de publication : 15 juin 1998

ISBN : 2-8041-3041-X

ISSN : 1373-8496

Référence électronique

François Bonnieux, « Principe, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente », *Économie publique/Public economics* [En ligne], 01 | 1998/1, mis en ligne le 09 février 2007, consulté le 19 avril 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/1828>

économie publique public economics

Revue de l'**Institut d'Économie Publique**

Deux numéros par an

n° 1 – 1998/1



© De Boeck & Larcier s.a. 1998
Département De Boeck Université
Paris - Bruxelles

Toute reproduction d'un extrait quelconque de ce livre, par quelque procédé que ce soit, et notamment par photocopie ou microfilm, est strictement interdite.

Imprimé en Belgique

D 1998/0074/129

ISBN 2-8041-3041-X

économiepublique sur internet : www.economie-publique.fr

© Institut d'économie publique – IDEP

Centre de la Vieille-Charité

2, rue de la Charité – F-13002 Marseille

Tous droits réservés pour tous pays.

Il est interdit, sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, de reproduire (notamment par photocopie) partiellement ou totalement le présent ouvrage, de le stocker dans une banque de données ou de le communiquer au public, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit.

La revue **économie**publique bénéficie du soutien du Conseil régional Provence-Alpes-Côte d'Azur

ISSN 1373-8496

Principes, mise en œuvre et limites de la méthode d'évaluation contingente

François BONNIEUX

INRA - Economie, Rennes

1. Introduction

L'idée d'utiliser des enquêtes pour valoriser les biens publics a été présentée sans doute pour la première fois en 1947 par Ciriacy-Wantrup qui s'intéressait aux bénéfices de la protection des sols contre l'érosion. Mais, la première étude connue date de 1961 et a été menée par Davis (1963) qui s'est intéressé à la valeur récréative des forêts du Maine. Il a utilisé « des questionnaires adaptés pour tirer une information sur le prix maximum que les usagers paieraient pour éviter d'en être privés ». Le questionnaire était fondé sur un système d'enchères où les personnes interrogées devaient réagir à l'annonce de droits d'entrée croissants. Par approximations successives, le point d'équilibre où le sujet s'exclut de l'usage de la forêt était donc obtenu, des informations sur des variables socio-économiques permettant de plus d'estimer une équation pour prévoir la valeur de l'enchère. Knetsch et Davis (1966) ont à partir de ces données, déterminé la valeur du libre accès à une zone située auprès d'un lac, qu'ils ont comparée au surplus du consommateur obtenu par la méthode du coût de déplacement, aboutissant à une différence de seulement 3%. La seconde application marquante a été réalisée en 1969 (Hammack et Brown, 1974). Il s'agit d'une enquête postale auprès de chasseurs de gibier d'eau qui visait à estimer d'une part leur consentement-à-payer (CAP) le droit de chasser et d'autre part leur consentement-à-recevoir (CAR) pour renoncer à ce droit. Les travaux des années quatre-vingts ont permis d'accumuler des données sur les loisirs, les zones humides, les forêts, la qualité de l'air et de l'eau ainsi que la faune sauvage (Mitchell et Carson, 1989). Un certain nombre se sont intéressés davantage à la méthodologie (biais potentiels, révélation des préférences, validité) et à l'apport d'autre disciplines en particulier la psychologie expérimentale et les techniques du

marketing. A mesure que progressait la réflexion théorique sur les valeurs de non-usage un certain nombre d'études contingentes étaient consacrées à la valeur d'option ou à la valeur d'existence. Ce n'est que plus récemment que l'on s'est interrogé sur la possibilité pour un sujet de décomposer la valeur d'un actif naturel en différentes composantes. Cette réflexion aboutit à une remise en cause (Cummings et Harrison, 1995) qui débouche sur une vision plus pragmatique de la mesure où on s'intéresse à une évaluation globale utilisable pour la décision publique.

Après un démarrage assez long, on a assisté à une explosion des applications de la méthode d'évaluation contingente. Ceci a été particulièrement net aux Etats-Unis où deux événements ont joué un rôle majeur. Le premier est un décret présidentiel de 1980 (*Executive Order 12291*) qui rend obligatoire les études d'impacts pour toute législation d'une certaine importance ayant trait à l'environnement. Ce décret a conduit l'administration à financer des travaux sur l'évaluation du non-marchand qui couvrent l'ensemble des méthodes possibles avec en particulier l'évaluation contingente et à proposer un protocole de bonne pratique, régulièrement remis à jour. En procédant ainsi l'administration de l'environnement s'inscrit dans la poursuite de travaux entrepris sous l'égide d'administrations fédérales comme celle des forêts. L'autre événement majeur est l'adoption en décembre 1980 du CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*) qui prévoit un fonds pour remettre en état les sites pollués par le déversement de substances dangereuses ou de pétrole. Cette loi et ses amendements prévoient que les responsables des dommages indemnisent la collectivité qui exerce la tutelle sur le milieu naturel. La notion de dommage est extensive et couvre toutes les atteintes au sol, à l'eau, l'air ainsi qu'à la faune, la flore et l'écosystème. Pour le calcul des dommages tant les méthodes basées sur l'observation des comportements que la méthode d'évaluation contingente sont acceptables. Si à l'origine ces méthodes étaient hiérarchisées, la méthode d'évaluation contingente étant considérée comme moins fiable que les autres, ce classement, remis en cause dans des actions en justice, a disparu par la suite, toutes les méthodes étant jugées équivalentes. Un exemple célèbre est celui du procès de l'État de l'Ohio contre le Ministère de l'Intérieur (*Department of Interior*) qui est chargé de l'élaboration des protocoles. Le tribunal a donné satisfaction au plaignant en remettant en cause la règle du moindre coût qui privilégie la méthode qui aboutit à l'éva-

luation la plus faible et a considéré que la méthode d'évaluation contingente était tout à fait acceptable. Cette reconnaissance de la méthode contingente explique sa diffusion hors du cercle restreint des spécialistes et va permettre de fonder des demandes de compensation pour des pertes de valeur d'existence. En acceptant la méthode, on étend en effet du même coup le champ de ce qui est mesurable et qui peut potentiellement être indemnisé.

Au cours de la même période on observe, avec un léger décalage, une diffusion des techniques d'évaluation du non-marchand en Europe mais avec des écarts considérables selon les pays : nombreuses applications au Royaume-Uni et dans les pays scandinaves, assez nombreuses en Allemagne et quelques cas seulement en France (Navrud, 1992). Il faut noter que selon les pays on s'est davantage intéressé à certains biens plutôt qu'à d'autres, par exemple le paysage au Royaume-Uni ou le bruit en Allemagne. Le retard constaté en France est de prime abord étonnant compte tenu d'une tradition nationale de calcul économique. En fait se pose en Europe et pas uniquement en France, la question de l'acceptabilité des techniques d'évaluation des actifs naturels et plus particulièrement de la méthode d'évaluation contingente et par voie de conséquence leur utilisation dans le processus de décision. Elles peuvent remplir à cet égard quatre catégories de fonctions : stimuler la prise de conscience, influencer les décisions, identifier les décisions et justifier les décisions. Un examen des situations nationales (Rainelli, 1993) montre une certaine reconnaissance de la méthode d'évaluation contingente dans l'analyse de projet. Par contre pour ce qui relève de l'élaboration des politiques et de la réglementation, son influence se limite à la première fonction de prise de conscience. Mais l'objectif d'intégration des contraintes environnementales dans les politiques sectorielles peut conduire à une évolution semblable à celle observée aux Etats-Unis.

Les enjeux que poserait une utilisation plus systématique de la méthode d'évaluation contingente dans le processus de décision public nous conduisent à faire un bilan de cette méthode. Il convient d'en rappeler les fondements théoriques puis d'en décrire la méthodologie. Compte tenu de la nature de la technique qui se fonde sur un scénario hypothétique, l'examen de sa validité fait l'objet d'un développement spécifique. La présentation de deux études de cas menées en France, complète cet exposé qui se termine par une réflexion sur les perspectives.

2. Fondements théoriques

La démarche traditionnelle de l'économie appliquée consiste à observer les comportements réels des agents, puis grâce à un corps d'hypothèses, à déduire une mesure des paramètres pertinents. La méthode d'évaluation contingente s'appuie sur une démarche différente puisqu'il ne s'agit plus d'observer des comportements, mais des intentions en faisant l'hypothèse qu'elles sont un bon prédicteur des comportements. Certes les fondements théoriques issus de la théorie du consommateur sont les mêmes, mais on n'a plus le garde fou de la réalité.

L'utilité (ou satisfaction) que nous procure un bien est la cause de sa valeur. Cette dernière est explicitement fonction de l'augmentation de l'utilité totale résultant de la consommation d'une unité du bien en question. Cette conception générale s'étend au contexte environnemental. La qualité de l'air, de l'eau, la beauté des paysages ou la richesse des écosystèmes influencent le bien-être des individus. Il est donc logique de les introduire comme des arguments supplémentaires de la fonction d'utilité. On procède ainsi à une extension de la théorie du consommateur. Face à des biens environnementaux, le consommateur n'est pas confronté, à la différence des biens privés, à des prix mais à des quantités identiques pour tout le monde. Un paysage par exemple est le même pour tous ceux qui le contemplant, mais il procure des aménités qui peuvent être très variables selon les individus. On a donc affaire à des biens publics mais qui peuvent avoir une caractéristique particulière. Certains d'entre eux sont en effet des dons de la nature et leur coût de production est nul. Cette remarque vaut de façon évidente pour certains paysages exceptionnels ou certains biotopes. Elle est cependant de portée limitée dans la mesure où leur préservation n'est pas sans coût pour la société. De plus elle ne s'applique pas à certains biens environnementaux : l'amélioration de la qualité du milieu naturel nécessite des dépenses. Il y a donc un coût de production d'un certain nombre de biens environnementaux. En introduisant l'environnement dans la fonction d'utilité, on fait l'hypothèse que le consommateur peut faire des arbitrages entre environnement et biens privés. Il est capable de choisir entre une amélioration de la qualité de l'eau et une augmentation de sa consommation de biens privés habituels (alimentation, loisirs, ...). Cette hypothèse est d'une portée très grande puisqu'elle permet d'étendre les concepts de demande et de valeur aux biens environnementaux.

Considérons un projet d'assainissement des eaux usées qui entraînerait l'amélioration de Q_0 à Q_1 de la qualité d'un plan d'eau. L'augmentation du bien-être de l'utilisateur représentatif peut-être déduite de sa fonction d'utilité. Pour un niveau de revenu fixé Y_0 , avant la réalisation du projet son utilité est donnée par :

$$U_0 = U(Y_0, Q_0)$$

et atteindra après sa réalisation la valeur plus élevée suivante :

$$U_1 = U(Y_0, Q_1)$$

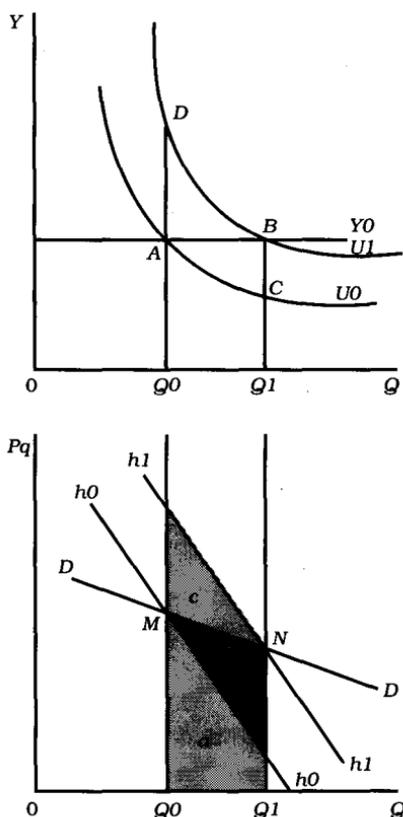


Fig 1. Amélioration de la qualité d'un plan d'eau

On a représenté les courbes d'indifférence correspondantes sur la partie supérieure de la figure 1, l'horizontale d'ordonnée Y_0 étant la droite budgétaire. Avant réalisation du projet l'utilisateur représentatif

maximise son utilité au point A dans le plan revenu-qualité. Avec le même revenu il se situe au point B après réalisation du projet. On peut interpréter l'augmentation de l'utilité résultant de la réalisation du projet comme un accroissement du revenu. Il suffit de comparer les équilibres représentés par les points A et B en remarquant qu'il y a deux manières de procéder. La première, qui est la plus naturelle ici, consiste à partir de la situation initiale A et à se déplacer le long de U_0 jusqu'au point C . La distance BC mesure une différence de revenu, c'est le consentement-à-payer maximal (CAP), pour bénéficier du projet. On a :

$$U_0 = U(Y_0, Q_0) = U(Y_0 - \text{CAP}, Q_1)$$

La deuxième consiste à partir du point B et à se déplacer le long de U_1 jusqu'au point D . La distance DA mesure encore une différence de revenu, c'est le consentement-à-recevoir minimal (CAR) pour renoncer au projet. On a :

$$U_1 = U(Y_1, Q_1) = U(Y_0 + \text{CAR}, Q_0)$$

On a donc défini deux mesures de la valeur du projet et on vérifie graphiquement que :

$$\text{CAP} \leq \text{CAR} \text{ si } Q_0 < Q_1$$

Ces deux notions correspondent respectivement au surplus compensateur et au surplus équivalent (encadré 1).

La valeur attribuée à l'amélioration du plan d'eau englobe l'ensemble des bénéfices. Ceux-ci ne se limitent pas aux bénéfices associés à des usages, qu'il s'agisse d'usages directs (*in situ*) ou d'usages indirects, mais intègrent aussi des bénéfices non liés à un usage. On distingue donc valeur d'usage et valeur de non-usage (appelée parfois valeur d'usage passif). Cette seconde catégorie recouvre différents concepts qu'il convient de préciser. Le concept de valeur d'existence se rapporte ici à la simple connaissance de la mise en œuvre du processus d'amélioration. Quoique l'on puisse considérer que la valeur d'existence exprime des sentiments purement altruistes, cette définition ne fait pas l'unanimité. Aussi est-elle parfois assimilée à une valeur qui serait associée au désir d'amélioration pour le bénéfice des contemporains (valeur de consommation partagée), celui des générations futures (valeurs de legs) ou pour soi-même (valeur d'option).

Encadré 1 - CAP, CAR, Surplus

Plaçons-nous toujours dans le cas de la réalisation du projet d'amélioration de la qualité du plan d'eau. Le CAP est égal au surplus compensateur SC , c'est-à-dire à la diminution du revenu qui permet de conserver le niveau initial d'utilité U_0 lorsque le projet est réalisé. Le CAR est égal au surplus équivalent SE , c'est à dire à l'augmentation de revenu qui est nécessaire pour atteindre le niveau final d'utilité U_1 lorsque le projet n'est pas réalisé.

Pour clarifier ces notions de surplus, il est préférable de quitter le cadre primal de la théorie du consommateur (maximisation de l'utilité sous contrainte budgétaire) et de raisonner à partir du cadre dual (minimisation de la dépense sous contrainte d'utilité). On peut alors dériver un prix implicite P_q de la qualité de l'environnement et plusieurs notions de demande de qualité (Figure 1, partie inférieure). Les courbes h_0 et h_1 correspondent à la demande hicksienne, c'est à dire à utilité constante, le long de h_0 l'utilité est fixée à son niveau initial U_0 tandis que le long de h_1 elle est fixée à son niveau final U_1 . La courbe D représente la demande marshallienne, c'est la notion habituelle de demande à revenu constant. Lorsque le projet est réalisé et qu'on se déplace le long de D du point M jusqu'au point N , l'utilité augmente de U_0 à U_1 . On a alors une représentation graphique des différentes notions de surplus à partir des aires hachurées :

- $\Rightarrow a + b = S$ surplus marshallien (c'est la notion habituelle)
- $\Rightarrow a = SC$ surplus compensateur
- $\Rightarrow a + b + c = SE$ surplus équivalent

Lorsque le projet est réalisé, on a donc :

$$SC \leq S \leq SE$$

avec des égalités lorsque les courbes de demande sont confondues, c'est à dire quand il n'y a pas d'effet revenu. Par ailleurs, on note que s'il y a une détérioration de la qualité, les inégalités sont inversées.

3. Mise en œuvre de la méthode

La mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente est fondée sur une enquête qui a pour objectif de connaître les préférences d'une population déterminée pour un bien environnemental. Le questionnaire d'enquête joue donc un rôle central dans la démarche. Il s'articule autour du scénario hypothétique qui décrit les conditions de production (marché contingent) et de financement (mode de paiement) du bien, puis aborde sa valorisation (révélation des préférences). Ces deux parties du questionnaire sont complétées par un recueil de données sur les caractéristiques socio-économiques et l'attitude vis-à-vis de l'environnement des individus interrogés ; ce qui permet d'estimer un modèle explicatif de la valeur (encadré 2) et de généraliser les résultats à d'autres cas. Mais, cette méthode basée sur des sondages peut-elle produire des résultats valables, n'est elle pas entachée d'erreurs systématiques ? L'examen de cette question va nous conduire à une discussion des biais, en distinguant ceux qui sont propres à la méthode de ceux qui sont inhérents à toute enquête.

3.1 Scénario hypothétique

L'élaboration du scénario hypothétique est la phase la plus délicate de l'analyse contingente puisque la réussite de l'étude dépend de sa bonne compréhension. Le scénario fournit une description du bien à valoriser et du fonctionnement du marché contingent, ce qui conduit à discuter la structure du marché, et à proposer un mode de paiement. L'information à apporter est primordiale puisqu'elle doit être suffisante pour que les personnes interrogées comprennent le problème posé et puissent participer au marché contingent. Il ne faut pas manipuler les réponses mais la recherche d'une approche aussi neutre que possible est délicate car les réponses à des questions hypothétiques peuvent être sensibles à des points de détail dans la formulation des questions, à l'ordre des questions et à la présentation de l'information. Le scénario hypothétique ne vise cependant pas à reproduire le modèle du marché parfait où tous les agents disposent d'une information complète. Les réponses sont conditionnées par l'information donnée, ce qui soulève la question de la construction de la valeur pendant l'enquête puis la généralisation des résultats.

Encadré 2 - Faut-il utiliser le CAP ou le CAR ?

La valeur attribuée à une amélioration de la qualité de l'environnement peut être définie à partir du CAP ou du CAR. Le CAP se réfère au niveau initial d'utilité, c'est à dire au bien-être actuel tel qu'il est vécu par la personne interrogée. Ce choix conduit donc à raisonner par rapport à une situation connue, plus facile à appréhender que celle qu'implique le CAR. Une critique traditionnelle de l'utilisation du CAR porte sur l'absence de contrainte budgétaire qui peut conduire les personnes interrogées à des annonces irréalistes.

L'utilisation du CAR se heurte dans un certain nombre de cas à une difficulté d'ordre logique liée à la nature de l'amélioration à valoriser ? De nombreux actifs naturels sont des biens publics, le maintien et *a fortiori* l'amélioration de leur qualité imposent des coûts financés par la population. Face à des programmes en faveur de la qualité de l'air ou de l'eau, la question va donc porter sur le CAP pour qu'ils soient mis en œuvre et bénéficier de l'amélioration de bien-être. A l'inverse, l'arrêt de ces programmes entraînerait une dégradation du bien-être et se traduirait par la perte d'un droit acquis. Dans ce scénario, c'est bien encore le niveau initial d'utilité qui sert de référence et on va chercher le CAP pour éviter l'arrêt du programme. L'essentiel des travaux empiriques a donc utilisé le CAP. Mais dans des scénarios s'intéressant à l'offre d'un bien environnemental, on va raisonner à partir du CAR. C'est le cas de travaux portant sur la modification des techniques agricoles pour générer des aménités rurales (Bonnieux et Rainelli, 1995).

Pour des variations limitées de la qualité de l'environnement, l'écart entre le surplus équivalent et le surplus compensateur est très faible (Randall et Stoll, 1980). Or de nombreux travaux ont abouti à des écarts parfois considérables entre le CAP et le CAR (Cummings et al., 1986) et ont conduit à une remise en cause de la méthode d'évaluation contingente. En fait, de tels écarts sont explicables et peuvent être élevés pour des biens environnementaux uniques, c'est à dire qui n'ont que des substituts imparfaits (Hanemann, 1991). Les écarts peuvent être justifiés aussi en se plaçant dans une perspective théorique différente, celle de la théorie des perspectives de perte (Kahneman et Tversky, 1979). La personne interrogée raisonne par rapport à sa situation initiale qui reflète la disponibilité actuelle du bien à valoriser et valorise plus les pertes que les gains si le CAR reflète l'abandon d'un bien qu'elle possède. On a donc une asymétrie entre le CAP et le CAR : le CAP marginal décroît lorsque le bien-être croît tandis que le CAR marginal croît lorsque le bien-être décroît. Il s'en suit donc que le CAR est supérieur au CAP pour des variations opposées de la qualité de l'environnement. On peut, enfin, noter que cette divergence n'est pas propre à la méthode d'évaluation contingente mais est observée dans des situations expérimentales.

Dès lors que les individus ne sont pas familiarisés avec le bien à évaluer, sa définition s'avère délicate. Considérons le problème classique de la valeur attribuée à l'amélioration de la qualité des eaux. Chacun a sa propre appréciation qui mêle des critères objectifs et des éléments subjectifs de la qualité de l'eau. L'appréciation dépend étroitement des usages de l'eau, celle du pêcheur est différente de celle du baigneur et du promeneur. Il ne saurait donc être question de demander aux individus leur CAP pour améliorer la qualité de l'eau. La variation des réponses ne traduirait en effet que des différences de perception, or ce que l'on veut mesurer c'est la différence dans la préférence accordée au bien qualité de l'eau. On doit donc apporter dans le marché contingent, une définition précise et compréhensible du bien à mesurer : quel est l'état actuel de la qualité de l'eau, quelle amélioration se propose-t-on de valoriser ? A l'utilisation de mesures physico-chimiques qui ne seraient pas comprises, on préfère celle d'échelle de qualité : à chaque échelon est associé un usage tel que baignade, pêche, fourniture d'eau potable. Ce système très utilisé permet de visualiser le niveau actuel de qualité et l'amélioration à valoriser. Il a été appliqué en France, en particulier pour évaluer le CAP pour bénéficier d'une eau exempte de pollution microbienne (Bonnioux et al., 1995). Pour d'autres biens, la description verbale est combinée à des documents tels que des photos, dessins ou cartes pour limiter les informations techniques. Les photos sont utilisées fréquemment dans les travaux sur la pollution de l'air et ses conséquences sur la visibilité (Brookshire et al., 1976 ; Rowe et al., 1980), la valorisation du paysage est un autre domaine où cette approche s'avère intéressante. Elle a aussi été employée dans l'analyse de la gestion de réservoirs, les photos visualisant les effets de différents modes de gestion (Desaigues et Lesgards, 1992). Toutes ces techniques concourent à faire comprendre à la personne interrogée le marché et le bien pour lequel elle va révéler la nature de ses préférences. Les conditions de fourniture du bien doivent par ailleurs être abordées de façon à ce que le volet offre du marché contingent soit clairement défini.

Les réponses à l'exercice de valorisation sont conditionnées par le véhicule de paiement. On conçoit donc que pour aboutir à des estimations valables, il faut se référer à un mode de paiement réaliste et neutre (Mitchell et Carson, 1989). Il n'y a évidemment pas de mode de paiement qui s'impose quelle que soit la situation. L'idéal est de proposer un véhicule déjà en œuvre, ce qui est possible lorsque les

personnes interrogées ont l'habitude de payer. Pour l'assainissement, la référence à la facture d'eau s'impose et s'avère bien acceptée. Le rejet du mode de paiement va entraîner l'échec de l'analyse contingente. Ainsi dans une analyse de valorisation d'une forêt périurbaine la perception d'un droit d'entrée a été rejetée, alors qu'aux Etats-Unis ce mode de paiement est considéré comme légitime. Les personnes interrogées ont refusé le marché contingent parce qu'elles estiment qu'une forêt périurbaine est ouverte à tous et qu'il ne peut pas y avoir d'exclusion par les prix. En revanche, elles sont disposées à payer par le canal des impôts locaux. La tutelle des collectivités locales est reconnue et elles établissent un lien entre ces impôts et la fourniture du bien public.

Le rejet de l'exercice de valorisation peut aussi être dû à un refus de la répartition des droits de propriété sur l'environnement tels qu'ils sont implicitement définis dans le marché contingent. Ce type de comportement a été mis en évidence à l'occasion d'un essai de valorisation du risque d'eutrophisation des eaux littorales. Une proportion significative de l'échantillon a refusé de répondre, estimant que ce n'était pas à la population de payer puisque le risque était dû à l'agriculture intensive. Ce comportement correspond à un rejet du droit d'usage du milieu naturel par les agriculteurs (Bonnieux *et al.*, 1995).

3.2 Y a-t-il un biais hypothétique ?

Le biais hypothétique résulte du fait que les personnes interrogées ne sont pas confrontées à un marché réel mais à un marché contingent. L'expérience acquise et l'information accumulée distinguent le fonctionnement des marchés réels de celui des marchés contingents. En général, les individus n'ont pas eu auparavant à traduire leurs préférences en termes monétaires. Même s'ils souhaitent le faire de façon sincère, l'absence d'expérience constitue un handicap. Quel que soit le soin apporté à la description du scénario, du bien et du mode de paiement, on ne recrée pas les conditions d'un marché réel. Les personnes interrogées doivent assimiler en peu de temps une information parfois nouvelle et il y a même un risque d'influencer les réponses. Il est exact que le manque d'information peut se traduire par un biais systématique comme le montrent des exercices de valorisation simulés en laboratoire. Toutefois, l'acquisition progressive d'information conduit les sujets à réviser leur

évaluation, ce qui entraîne une diminution de la variance des CAP lorsque l'on répète l'expérience. Dès 1980, Rowe *et al.* établissent ce résultat, en montrant qu'un tiers des individus augmente leur évaluation lorsqu'on indique que la somme totale révélée est insuffisante pour financer la production du bien. Les expériences plus récentes vont dans le même sens et montrent que dès lors que les sujets ne sont pas familiarisés avec le bien, leur perception psychométrique est altérée (Green *et al.*, 1995).

Un certain nombre de travaux mettent en évidence une relation significative entre attitude et comportement, ce qui montre que l'intention peut être un bon prédicteur du comportement. Ces travaux comparent les réponses à un questionnaire contingent aux paiements réels pour le même bien. Parmi les plus récents, citons Sinden (1988) qui n'observe pas de différence significative entre CAP et dons réels pour la protection des sols ou des eucalyptus. Hannemann (1994) recense plusieurs études qui aboutissent au même résultat en particulier les travaux de Bishop et Heberlein (1990) sur les permis de chasse et Batemann *et al.* (1995) citent des travaux qui aboutissent à des valeurs contingentes plus faibles que les valeurs réelles. Navrud (1991) a comparé en Norvège les contributions hypothétiques au *World Wild Fund* aux contributions réelles, les premières représentent de 47% à 64% des secondes dans l'échantillon étudié. Des expériences de laboratoire montrent qu'en moyenne la réponse à une question hypothétique est plus élevée que la réponse obtenue sur un marché réel, ce qui conduit parfois à préconiser une correction des valeurs obtenues par l'approche contingente (Amigues *et al.*, 1996). Si par construction un marché contingent ne peut fournir qu'une demande hypothétique, le signe du biais associé est indéterminé. La seule manière de contourner cette difficulté est de concevoir un scénario aussi crédible et réaliste que possible (Mitchell et Carson, 1989), ce qui paraît d'autant plus facile que l'on se limite à mesurer des valeurs d'usage. Il y a cependant des contextes, risques de pollution par exemple où cela est difficile car les individus réagissent de façon très émotive.

3.3 Le biais d'inclusion

Une des questions les plus délicates soulevées par l'analyse contingente est celle du biais d'inclusion. On a parfois constaté que le CAP ne variait pas avec la taille du bien. Ainsi, protéger un millier

évaluation, ce qui entraîne une diminution de la variance des CAP lorsque l'on répète l'expérience. Dès 1980, Rowe *et al.* établissent ce résultat, en montrant qu'un tiers des individus augmente leur évaluation lorsqu'on indique que la somme totale révélée est insuffisante pour financer la production du bien. Les expériences plus récentes vont dans le même sens et montrent que dès lors que les sujets ne sont pas familiarisés avec le bien, leur perception psychométrique est altérée (Green *et al.*, 1995).

Un certain nombre de travaux mettent en évidence une relation significative entre attitude et comportement, ce qui montre que l'intention peut être un bon prédicteur du comportement. Ces travaux comparent les réponses à un questionnaire contingent aux paiements réels pour le même bien. Parmi les plus récents, citons Sinden (1988) qui n'observe pas de différence significative entre CAP et dons réels pour la protection des sols ou des eucalyptus. Hannemann (1994) recense plusieurs études qui aboutissent au même résultat en particulier les travaux de Bishop et Heberlein (1990) sur les permis de chasse et Batemann *et al.* (1995) citent des travaux qui aboutissent à des valeurs contingentes plus faibles que les valeurs réelles. Navrud (1991) a comparé en Norvège les contributions hypothétiques au *World Wild Fund* aux contributions réelles, les premières représentent de 47% à 64% des secondes dans l'échantillon étudié. Des expériences de laboratoire montrent qu'en moyenne la réponse à une question hypothétique est plus élevée que la réponse obtenue sur un marché réel, ce qui conduit parfois à préconiser une correction des valeurs obtenues par l'approche contingente (Amigues *et al.*, 1996). Si par construction un marché contingent ne peut fournir qu'une demande hypothétique, le signe du biais associé est indéterminé. La seule manière de contourner cette difficulté est de concevoir un scénario aussi crédible et réaliste que possible (Mitchell et Carson, 1989), ce qui paraît d'autant plus facile que l'on se limite à mesurer des valeurs d'usage. Il y a cependant des contextes, risques de pollution par exemple où cela est difficile car les individus réagissent de façon très émotive.

3.3 Le biais d'inclusion

Une des questions les plus délicates soulevées par l'analyse contingente est celle du biais d'inclusion. On a parfois constaté que le CAP ne variait pas avec la taille du bien. Ainsi, protéger un millier

d'oiseaux ou dix mille oiseaux n'aurait qu'un effet négligeable sur la valeur donnée. Cette difficulté apparaît lorsque la définition du bien manque de précision ou de réalisme et remet en cause la signification des résultats de l'analyse contingente. Elle peut être cruciale lorsque la valeur d'existence est une composante importante de la valeur du bien (cas des espèces menacées) ou lorsque les limites géographiques du bien sont floues (cas du paysage). La notion de biais d'inclusion a été discutée et analysée dès les années quatre-vingts, mais des travaux récents (Carson et Mitchell, 1995 ; Hanemann, 1994) ont apporté des contributions significatives.

On tend désormais à distinguer trois notions différentes : effet d'envergure (*scope effect*), effet d'ordre (*sequence effect*) et effet de sous-additivité (*subadditivity effect*). La notion d'effet d'envergure est facile à comprendre et vient d'être évoquée. Cet effet intervient lorsque les individus ne font pas de différence entre les quantités d'un bien. Lorsque l'on évalue plusieurs biens, il y a un effet d'ordre si la valeur qui leur est attribuée dépend de l'ordre dans lequel ils sont évalués. Ainsi le CAP pour préserver une espèce menacée sera différent selon qu'elle est évaluée en premier ou en dernier. Il y a un effet de sous-additivité lorsque la valeur attribuée à un ensemble de biens est inférieure à la somme des valeurs attribuées à chacune de ses parties. Comme on va le voir l'effet d'ordre et l'effet de sous-additivité ont un caractère général et seul l'effet d'envergure est spécifique de la méthode d'évaluation contingente.

L'effet de sous-additivité peut aussi être observé lorsque l'on agrège les CAP d'un même individu pour des biens différents, les évaluations ayant été obtenues indépendamment les unes des autres. Outre l'exemple classique des espèces menacées citons la protection des zones humides ou des rivières. La procédure d'agrégation aboutit en effet à des valeurs anormalement élevées qui ne respectent pas la contrainte budgétaire et constituent donc des surestimations du CAP. Cette observation vaut aussi pour les biens marchands (Bishop et Welsh, 1992) si les relations de substituabilité ou de complémentarité entre les biens ne sont pas prises en compte. C'est un problème bien connu du calcul économique (Hoehn et Randall, 1989). Par ailleurs pour des biens publics substituables le CAP diminue lorsque l'offre globale augmente, ceci résulte d'une propriété élémentaire selon laquelle l'utilité marginale décroît lorsque la consommation d'un bien augmente (effet revenu). Dans une étude consacrée à la protection des rivières sauvages et pittoresques du Colorado, Sanders *et al*

d'oiseaux ou dix mille oiseaux n'aurait qu'un effet négligeable sur la valeur donnée. Cette difficulté apparaît lorsque la définition du bien manque de précision ou de réalisme et remet en cause la signification des résultats de l'analyse contingente. Elle peut être cruciale lorsque la valeur d'existence est une composante importante de la valeur du bien (cas des espèces menacées) ou lorsque les limites géographiques du bien sont floues (cas du paysage). La notion de biais d'inclusion a été discutée et analysée dès les années quatre-vingts, mais des travaux récents (Carson et Mitchell, 1995 ; Hanemann, 1994) ont apporté des contributions significatives.

On tend désormais à distinguer trois notions différentes : effet d'envergure (*scope effect*), effet d'ordre (*sequence effect*) et effet de sous-additivité (*subadditivity effect*). La notion d'effet d'envergure est facile à comprendre et vient d'être évoquée. Cet effet intervient lorsque les individus ne font pas de différence entre les quantités d'un bien. Lorsque l'on évalue plusieurs biens, il y a un effet d'ordre si la valeur qui leur est attribuée dépend de l'ordre dans lequel ils sont évalués. Ainsi le CAP pour préserver une espèce menacée sera différent selon qu'elle est évaluée en premier ou en dernier. Il y a un effet de sous-additivité lorsque la valeur attribuée à un ensemble de biens est inférieure à la somme des valeurs attribuées à chacune de ses parties. Comme on va le voir l'effet d'ordre et l'effet de sous-additivité ont un caractère général et seul l'effet d'envergure est spécifique de la méthode d'évaluation contingente.

L'effet de sous-additivité peut aussi être observé lorsque l'on agrège les CAP d'un même individu pour des biens différents, les évaluations ayant été obtenues indépendamment les unes des autres. Outre l'exemple classique des espèces menacées citons la protection des zones humides ou des rivières. La procédure d'agrégation aboutit en effet à des valeurs anormalement élevées qui ne respectent pas la contrainte budgétaire et constituent donc des surestimations du CAP. Cette observation vaut aussi pour les biens marchands (Bishop et Welsh, 1992) si les relations de substituabilité ou de complémentarité entre les biens ne sont pas prise en compte. C'est un problème bien connu du calcul économique (Hoehn et Randall, 1989). Par ailleurs pour des biens publics substituables le CAP diminue lorsque l'offre globale augmente, ceci résulte d'une propriété élémentaire selon laquelle l'utilité marginale décroît lorsque la consommation d'un bien augmente (effet revenu). Dans une étude consacrée à la protection des rivières sauvages et pittoresques du Colorado, Sanders *et al*

(1990) établissent empiriquement que le CAP unitaire (par rivière) diminue lorsque le nombre de rivières protégées croît et devient nul dès qu'une dizaine de rivières sont protégées. Les effets d'ordre et de sous-additivité sont donc très généraux et interviennent quand on évalue plusieurs biens ou plusieurs projets. Ils sont dus aux relations de substitution et à la décroissance de l'utilité marginale.

L'observation d'un effet d'envergure a motivé des critiques d'autant plus violentes qu'elles intervenaient dans le contexte du calcul des dommages dus au naufrage de l'Exxon Valdez en Alaska. D'après Kahneman et Knetsch (1992) les individus attribuent une somme forfaitaire à la protection de l'environnement qui est l'expression de la satisfaction morale de participer à une bonne cause. L'explication de Diamond et Hausman (1993) est similaire puisqu'ils se réfèrent à un don charitable pour justifier cet effet. Ainsi le CAP n'exprimerait pas la préférence pour le bien étudié mais une sensibilité bienveillante pour ce bien. Un certain nombre de travaux mettant en évidence l'effet d'envergure ont fait l'objet de critiques méthodologiques portant sur le plan de sondage, la mise en oeuvre et le traitement des données (Carson et Mitchell, 1995 ; Hanemann, 1994). Concernant les loisirs la méta-analyse de Walsh *et al* (1992) aboutit à une relation significative entre le CAP et la quantité de bien à valoriser. Même si les études qui mettent en évidence un biais dû à l'effet d'envergure sont peu crédibles il faut insister sur le fait que cet effet peut être à l'origine d'un biais de cette nature. La bonne stratégie pour réduire ce risque consiste à définir le bien à valoriser et le bien plus large dans lequel il est inclus. Comme on le voit la solution est dans une spécification adéquate du bien et du marché contingent.

3.4 Révélation de préférences

Depuis les premiers travaux fondés sur un mécanisme d'enchères ascendantes, les spécialistes de l'approche contingente ont utilisé de nombreuses méthodes de révélation des préférences. L'introduction d'une nouvelle technique a correspondu en général à la recherche d'une solution de nouveaux problèmes. Mais parallèlement, l'ensemble des méthodes a fait l'objet d'améliorations continues et il n'y a pas d'accord quant à un mécanisme de révélation des préférences qui serait supérieur aux autres dans toutes les situations pratiques. Il est clair que le choix de la méthode n'est pas neutre et induit un biais instrumental. Les méthodes utilisées peuvent-être classées en cinq catégories que nous allons considérer

successivement : enchères, question ouverte, carte de paiement, question fermée et classement contingent.

(I) Enchères

Cette méthode, la plus utilisée dans les premières applications se rapproche d'un mécanisme habituel d'enchères. On propose en effet à la personne interrogée une valeur de départ, puisqu'on lui demande si elle est disposée à payer la somme correspondante pour bénéficier du bien à valoriser. Si sa réponse est positive, la question est répétée selon un système d'enchères ascendantes jusqu'à atteindre le consentement à payer maximum. Si la réponse initiale est négative on procède en sens inverse, en diminuant la valeur de l'enchère et par essais successifs on atteint le consentement maximal à payer. Comme on le constate cette méthode de révélation s'appuie sur un processus d'apprentissage qui peut être fastidieux, mais qui en même temps permet à la personne interrogée de se familiariser avec le bien à valoriser. Son principal inconvénient est celui du biais instrumental dû à l'enchère de départ : le résultat obtenu étant d'autant plus élevé que le montant de départ est élevé.

(II) Question ouverte

Cette méthode la plus simple à mettre en œuvre est peu employée. Après avoir défini le bien et le scénario, on demande directement à la personne interrogée son évaluation. La critique classique de ce mécanisme porte sur l'absence de *stimulus* et donc la possibilité pour les individus de fournir une réponse sérieuse. Des comparaisons des évaluations d'un même bien faites par un mécanisme d'enchères et un mécanisme fondé sur une question ouverte montrent que l'on aboutit à des valeurs plus faibles avec la question ouverte qu'avec les enchères (Cummings *et al.*, 1986). Il semble que l'utilisation d'une question ouverte doive être limitée à des biens familiers. Ainsi, Mitchell et Carson (1989) citent une application intéressante de cette méthode pour valoriser les risques pour la santé humaine de la détérioration de la qualité de l'eau potable. L'eau potable est un bien familier pour les individus qui connaissent son prix et se prête donc à une évaluation à partir d'une question ouverte.

(III) Carte de paiement

Cette méthode a été introduite à la fin des années soixante-dix et développée initialement par Mitchell et Carson (1989). L'objectif était d'éviter le biais instrumental des enchères et de réduire le taux de non-réponse souvent élevé dans les enquêtes utilisant la question

ouverte. Son principe est simple puisqu'il consiste à proposer à la personne interrogée un choix de valeurs, sous forme de carte ou de liste, qui couvrent l'ensemble des évaluations possibles. On lui demande alors d'indiquer la valeur qui correspond à son consentement à payer maximum. Si aucune valeur proposée ne convient, elle doit alors préciser son évaluation personnelle. Le choix de valeurs proposées est assez subtil puisqu'il ne doit pas induire de biais instrumental. En effet, on a pu montrer en répétant l'exercice que les réponses pouvaient dépendre de ce choix. Faut-il maintenant fournir des informations complémentaires pour aider l'individu à faire son choix ? Une solution consiste parfois à indiquer le coût d'un certain nombre de services publics. Cette information vise à aider la personne interrogée mais est susceptible d'induire un biais dit d'ancrage. En effet l'annonce de ces coûts peut influencer les individus et entraîner une erreur systématique affectant le CAP.

(IV) Question fermée

Les méthodes introduites jusqu'ici visent à demander aux personnes interrogées de fournir une valeur, ce qui peut être difficile dans certains cas. L'introduction d'informations complémentaires peut faciliter leur tâche, mais risque d'entraîner des biais. Bishop et Heberlein (1979) ont proposé d'utiliser une question fermée : une valeur unique est proposée à la personne interrogée pour le bien à valoriser. Deux cas peuvent se présenter, soit son consentement à payer est supérieur à cette valeur et elle répond oui, soit son consentement à payer est inférieur et elle répond non. Il s'agit donc d'une technique simple, facile à mettre en œuvre dont l'utilisation s'est développée au cours des années quatre-vingts.

Ce mécanisme de révélation des préférences appelé méthode du référendum se rapproche du fonctionnement d'un marché de concurrence parfaite puisque la personne interrogée, se trouve dans la situation de l'acheteur d'un bien privé face à un prix affiché. Cette similitude est d'une faible portée car à la différence de l'acheteur, l'individu a une information limitée et n'a pas l'expérience du fonctionnement du marché contingent. Le point crucial dans l'utilisation de cette technique concerne le choix des valeurs proposées. Ces offres sont aléatoires et tirées dans une loi de probabilité de façon à prendre en compte toutes les valeurs possibles du consentement à payer. Il faudrait en particulier que l'offre la plus élevée soit rejetée par 100 % de la population, la plus faible acceptée par les mêmes

100%. La distribution de valeurs peut influencer le résultat, cette méthode présente donc aussi un risque de biais instrumental. De plus, ce que l'on gagne en termes de facilité d'exécution de l'enquête a une contrepartie. L'information recueillie, oui/non, est moins riche que celle obtenue par les autres méthodes, il faut donc prévoir des échantillons plus importants.

(V) Classement contingent

La personne interrogée est confrontée à des paniers de biens qu'elle doit classer. Cette méthode repose donc sur des hypothèses limitées : existence d'un ordre de préférence et cohérence des choix. C'est en fait une généralisation de techniques basées sur des comparaisons deux à deux. Pour déboucher sur une évaluation monétaire du bien considéré, il faut que dans chaque panier il y ait aussi des biens privés. En effet l'évaluation est implicite puisqu'elle résulte d'un arbitrage entre quantités de biens publics et privés. Une limite évidente de la méthode, est qu'un individu n'est capable de classer correctement qu'un nombre limité de paniers. Dans une analyse de la valeur de la qualité de l'eau, Smith et Desvouges (1986) ont ainsi considéré quatre paniers, chaque panier correspondant à un certain niveau de qualité de l'eau (définie à partir d'une échelle) associé à un paiement annuel. En théorie, le nombre de classements possibles est de vingt-quatre, en fait à partir d'un échantillon de 236 individus ils n'ont observé que treize classements différents, 84% des individus limitant leur choix à quatre classements. D'après ces auteurs, cette méthode aboutit à une évaluation comparable à celle obtenue par un mécanisme d'enchères ou une question ouverte.

La dernière décennie a vu une utilisation croissante de la méthode du référendum. Certes l'utilisation d'une question fermée est susceptible de réduire le biais instrumental par rapport à la technique concurrente de la carte de réponse mais nécessite des échantillons plus importants. Une variante de la technique du référendum consiste à modifier l'offre de départ (en l'augmentant ou en la diminuant selon qu'elle a été acceptée ou refusée) et à engager un processus en plusieurs étapes qui va permettre d'encadrer le CAP, la valeur définitive étant précisée à l'aide d'une question ouverte (Bateman et al., 1995 ; Le Goffe et Gerber, 1994). Un mécanisme plus sophistiqué combinant enchères successives et référendum a pu être testé récemment à l'occasion d'une étude sur la CAP pour obtenir des biens alimentaires à faible risque pour la santé (ENSAI, 1997). L'idée

est non plus de proposer à chaque étape une valeur mais un intervalle ; la réponse à une offre exprimée sous cette forme est plus simple à formuler mais implique un effort cognitif supplémentaire du sujet. Ces procédures en plusieurs étapes sont relativement coûteuses à administrer. Tout comme la méthode du référendum simple, leur utilisation requiert que l'on dispose d'une première estimation de la distribution des CAP qui doit être fournie par une enquête pilote. Les propriétés de ces variantes sont mal connues et on manque de pratique. Parallèlement à ces efforts qui visent à sophistication le mécanisme de révélation afin de réduire le biais instrumental il convient de mentionner la méthode des programmes (Amigues *et al.* 1996) qui consiste à demander aux personnes interrogées de classer différents projets définis par leurs coûts et leurs caractéristiques. Cette approche peut-être couplée à une analyse contingente ce qui permet de comparer les facteurs qui expliquent le classement et ceux qui conditionnent le CAP (Boxall *et al.*, 1996). Enfin plutôt que de rechercher directement une expression du CAP, on peut demander aux personnes interrogées quels ajustements de leur niveau d'activités leur permettraient de compenser une variation de la qualité de l'environnement par exemple. Ainsi pour valoriser les dommages d'une pollution a-t-on demandé à des touristes d'exprimer leur compensation en terme de journées de vacances supplémentaires (Bonnieux et Rainelli, 1991).

3.5 Réalisation de l'enquête et biais volontaires

Il est relativement facile de définir la population concernée lorsqu'il s'agit d'estimer des valeurs d'usage. Cependant, il n'existe pas toujours de base de sondage facile à utiliser pour des loisirs tels que la chasse ou la pêche. *A fortiori* il est difficile de construire un échantillon représentatif des visiteurs d'un parc ou d'un site naturel. La définition de la population est plus complexe et les limites peuvent devenir arbitraires lorsque l'on s'intéresse à la valeur d'existence. Prenons l'exemple de la protection des sites de nidification d'une espèce d'oiseaux migrateurs. Les bénéfices liés à un usage sont restreints à ceux qui auront l'occasion de voir ces sites ou de contempler des photographies. Par contre les bénéfices de non-usage, en particulier ceux dérivés de l'existence même de ces habitats peuvent concerner des populations très nombreuses, surtout lorsque l'espèce considérée est reconnue comme importante au plan international.

L'enquête par interview permet de bien définir le marché hypothétique. L'enquêteur peut présenter des documents et disposer de suffisamment de temps pour que la personne interrogée soit en mesure d'évaluer correctement le bien. C'est sans doute la meilleure solution pour appliquer l'approche contingente. De plus l'enquête au lieu de résidence est préférable à l'enquête sur site, dans la mesure où elle se prête mieux au tirage d'un échantillon représentatif. Le biais d'autosélection peut limiter la portée d'une enquête sur site, on a plus de chance de rencontrer des individus qui le fréquentent souvent, que des individus qui viennent plus rarement. Certes des contrôles sont possibles en respectant certains quotas dès lors que l'on a une information suffisante sur la population.

Dans les enquêtes par interview, il y a un risque de biais dû à l'enquêteur. C'est un problème général qui n'est pas propre à la méthode contingente. L'inconvénient principal de ces enquêtes est leur coût, ce qui conduit à se tourner vers des solutions moins dispendieuses. L'enquête par téléphone est une solution économique pour des questionnaires simplifiés. L'enquête postale apparaît alors comme un compromis acceptable car elle est peu coûteuse et permet de présenter un matériel assez complexe. Les taux de retour peuvent varier mais dépassent dans de bonnes conditions 50 % pour même atteindre 75 %. Mais les biais d'autosélection sont évidents puisque le taux de réponse diminue avec l'âge et est plus faible chez les individus ayant les revenus les plus bas ainsi que chez ceux qui ont les niveaux d'instruction les plus modestes.

Les biais volontaires, qui résultent d'un comportement intentionnel des personnes interrogées, soulèvent une autre catégorie de problèmes. Il convient donc d'en tenir compte dès la préparation de l'enquête. Le débat s'est focalisé sur les biais stratégiques dus au comportement du passager clandestin, celui qui ne veut pas payer pour les autres. Ainsi un individu interrogé sur son consentement à payer pour bénéficier de l'accès à un site peut ne pas révéler spontanément ses préférences. S'il pense que l'accès sera gratuit, il peut tendre à surestimer son consentement à payer. Au contraire s'il pense que l'accès sera payant, il peut tendre à le sous-estimer. A la suite des travaux de Samuelson (1954) sur l'absence d'incitation pour des individus rationnels à révéler leur demande pour un bien public, il y a eu de nombreuses recherches théoriques sur l'existence des mécanismes incitatifs. De tels mécanismes existent, il y a donc des solutions théoriques pour contrecarrer les comportements stratégiques,

mais celles-ci sont complexes et difficiles à mettre en œuvre dans une enquête (Mitchell et Carson, 1989). On s'est donc tourné vers des techniques permettant de mettre en évidence de tels comportements. Bohm (1972) a montré qu'une stratification de l'échantillon avec des modes de paiement différents selon les strates était une solution simple de ce problème. L'élimination des biais stratégiques est un sujet de préoccupation constant. Les travaux appliqués consacrés à cette question montrent qu'en fin de compte, on a eu, sous l'influence des résultats théoriques, tendance à en exagérer l'importance. Dès lors que les individus sont convaincus que leur réponse ne peut pas influencer le montant réel qu'ils auront à payer, il leur est difficile d'avoir un comportement stratégique. Une procédure consiste à indiquer que le montant à payer sera égal à la moyenne des réponses. Influencer le résultat dans le sens souhaité suppose une information sur l'ensemble des réponses dont ne dispose pas le passager clandestin potentiel. C'est la technique employée par Rowe *et al.* (1980) qui se sont intéressés à l'évaluation d'un bien public pur : les effets sur la visibilité d'émissions de fumées. Par ailleurs, l'hypothèse d'un comportement stratégique des environnementalistes avec surévaluation volontaire et des personnes peu motivées par la défense du milieu naturel avec à l'inverse sous-évaluation volontaire a pu être rejetée (Brookshire *et al.*, 1976).

Les travaux empiriques ont mis en évidence d'autres biais volontaires parfois difficiles à contrôler. Certains individus ont tendance à toujours acquiescer soit pour faire plaisir à l'enquêteur, soit parce qu'ils recherchent l'approbation sociale. Ce dernier facteur joue dans la période actuelle en faveur de l'environnement et peut entraîner une surévaluation intentionnelle. On observe aussi des comportements individuels qui conduisent à choisir systématiquement la solution centrale ou au contraire des valeurs extrêmes. Comme pour les comportements stratégiques, le remède consiste à stratifier l'échantillon et à construire soigneusement le questionnaire. Dès que les biais volontaires paraissent constituer un risque réel, il faut dès l'enquête préalable identifier les motivations de la population que l'on étudie.

L'analyse des réponses au questionnaire utilise les méthodes classiques de l'économétrie : modèle de régression lorsque le CAP est une variable continue, modèle probit ou modèle logit lorsque la méthode du référendum a été appliquée. Dans tous les cas il s'agit de relier la distribution des CAP à des variables explicatives pertinentes afin d'obtenir des résultats généralisables à d'autres contextes.

Un certain nombre d'individus refusent de participer au marché contingent. Il convient de les identifier en posant des questions complémentaires. Avec la technique de la question ouverte ou avec celle de la carte de paiement, ce refus peut prendre la forme d'une réponse égale à zéro à la question de valorisation du bien. Il faut faire la distinction entre les vrais zéros qui correspondent à un CAP nul et les faux zéros associés à une attitude de protestation face à l'évaluation ou à des difficultés pour évaluer le bien. Seules les réponses qui expriment un choix doivent être conservées dans l'analyse, en tenant compte du biais d'auto-sélection induit par l'élimination des faux zéro.

4. Etudes de cas

Pour illustrer la démarche deux études de cas ont été sélectionnées. La première porte sur la pêche de loisir et combine enquête sur site et enquête postale. Elle utilise la carte de paiement pour évaluer des bénéfices d'usage. Avec la deuxième étude, on touche à un bien difficile à cerner puisqu'il s'agit du paysage. L'enquête passe par des interviews au lieu de résidence et utilise la méthode du référendum pour estimer des bénéfices qui incluent des composantes de non usage.

4.1 La pêche de loisir

Un calcul économique limité aux seuls effets marchands ne permettrait pas de justifier les efforts consentis pour améliorer la qualité de l'eau (Freeman, 1990). Il est nécessaire d'inclure les effets sur l'écosystème et les activités récréatives avec en particulier la pêche de loisir. Dans ce contexte, une étude (Bonnieux et Vermersch, 1993) s'est attachée à évaluer les bénéfices procurés par la pêche sportive. Elle combine enquêtes sur site et enquêtes postales d'une part, utilisation de la méthode du coût de déplacement et de la méthode d'évaluation contingente d'autre part.

Des enquêtes de terrain ont ainsi été menées au cours de la saison 1990 sur trois rivières à saumon (l'Elorn dans le Finistère, la Sée et la Sélune dans la Manche) et une rivière à truite de mer (la Touques dans le Calvados) auprès de 350 personnes réparties à parts égales entre pêcheurs de saumon et de truite de mer, ce qui correspondait respectivement à des taux de sondage de 25 et 14%.

Elles ont été complétées par des enquêtes postales auprès de pêcheurs ayant fourni leur adresse.

Leur objectif était d'évaluer *ex post* le surplus total des pêcheurs à partir des dépenses engagées par ceux-ci (méthode des coûts de transport) et *ex ante* les bénéfices - la variation de surplus - pouvant être apportés par un accroissement des quotas de capture ou de l'offre de parcours de pêche (méthode d'évaluation contingente).

Les calculs de surplus ont été opérés à partir des données individuelles, en tenant compte des coûts variables de transport et de ceux d'hébergement, en introduisant la distance parcourue comme variable explicative reflétant le coût d'opportunité du temps et en considérant comme autres déterminants de la demande, le revenu, la valeur du matériel et la fréquentation d'une rivière substitutive. On aboutit ainsi à un surplus par jour de pêche compris entre 160 F (1990) pour la truite de mer et 280 à 400 F pour le saumon. Ces valeurs sont cohérentes avec celles qui sont publiées dans différents pays (Amigues *et al.*, 1995). Il est intéressant de noter que le surplus unitaire pour le saumon est plus élevé que pour la truite de mer, pour des espèces moins nobles on aboutit à des valeurs inférieures, de 80 à 130 F pour les cyprinidés et les percidés par exemple.

La pêche sportive se prête particulièrement bien à l'approche contingente. Les pêcheurs sont en effet familiarisés avec les actifs naturels (rivières, stocks halieutiques) et ont l'habitude de payer pour avoir accès à ces biens (taxes piscicoles, cartes d'associations). Des marchés contingents, décrivant des mesures de gestion propres à chaque espèce, ont ainsi été proposés aux pêcheurs de saumon et de truite de mer, dont on a mesuré le consentement à payer (CAP) sur la carte de paiement qui leur était fournie.

Jusqu'en 1990, les pêcheurs de saumon étaient autorisés à capturer un quota maximum de 6 saumons entre le début mars et la mi-juillet. Pour mieux exploiter le stock abondant de petits saumons remontant en été, il a été décidé de repousser la fermeture de la saison d'un mois, à partir de 1991. Le quota de 6 saumons pouvait alors devenir contraignant. Aussi l'analyse contingente s'est-elle attachée à évaluer *ex ante* l'avantage que représenterait pour les pêcheurs une suppression des quotas à partir du 1er juin. Sur les 56% des 149 personnes interrogées qui ont répondu à l'enquête postale, 42% s'y déclarèrent favorables, avec un CAP moyen de 103 F, soit le quart de la taxe piscicole spécifique pour le saumon.

Sur la Touques, un projet de construction d'échelle à poisson sur un barrage infranchissable ouvrait de nouvelles perspectives pour la remontée et la pêche des truites de mer. On a donc interrogé 97 pêcheurs - en partie sur le terrain (avec 100 % de réponses) et en partie par voie postale (avec 48 % de retours) - sur leur consentement à participer à un fonds destiné à financer l'achat de 5 km supplémentaires de berges ; ils furent 53 % à s'y montrer favorables, avec un CAP moyen de 578 F.

La probabilité d'accepter de contribuer à un fonds et le montant du consentement à payer ont ensuite été modélisés, de façon à les mettre en relation avec des variables indépendantes caractérisant les pêcheurs, ce qui donne la possibilité d'élargir les résultats de l'échantillon à une population plus importante et donc de calculer des bénéfices agrégés. Bien que leur qualité statistique fût médiocre, les différents modèles fournirent des tendances semblables, conformes aux hypothèses *a priori* : l'influence du revenu et de la valeur du matériel s'est avérée positive, celle de l'expérience de pêche négative ; et la demande s'est confirmée plus forte chez les pêcheurs fréquentant un substitut de la Touques et allant croissante avec la distance parcourue.

La modélisation (encadré 3) du CAP a en outre permis de prendre en compte le comportement de certains pêcheurs souhaitant une réduction des droits, même accompagnée d'une diminution de parcours : celui-ci s'est traduit par des valeurs négatives de CAP estimées par le modèle et un CAP estimé moyen de 277 à 363 F, donc inférieur à la moyenne arithmétique de 578 F. On aboutit à un CAP estimé agrégé par km de berge et par an compris entre 12 620 et 16 500 F, contre 26 000 F pour celui issu de la moyenne arithmétique ; valeurs qui sous-évalue probablement la valeur du kilomètre de berge en raison de l'augmentation de fréquentation qui serait induit par l'accroissement de l'offre de parcours.

Encadré 3 - Carte de paiement : estimation du CAP

Formalisons le comportement du pêcheur dans un cadre dual en considérant la minimisation de la dépense globale du pêcheur pour un niveau d'utilité U_0 :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Min } p_x \cdot x \\ u(x, z, m) \geq u_0 \\ z \in Z_1 \subset \mathbb{R}^+ \end{array} \right. \quad [1]$$

Les vecteurs x et p_x désignent respectivement les biens privés et leurs prix. Le scalaire Z a les caractéristiques d'un bien public et désigne la quantité de parcours de pêche disponible. Par ailleurs, le sous-ensemble Z_1 de l'ensemble global de consommation correspond aux biens (tels que Z) que le pêcheur ne peut allouer librement ; dans la suite, Z_1 est réduit à une seule dimension. Enfin, le vecteur m représente les caractéristiques du pêcheur (âge, expérience, captures réalisées, revenu ...).

La situation initiale correspond à un parcours de pêche Z_0 égal à 26 km, ce qui permet d'atteindre le niveau d'utilité U_0 . Si la fonction d'utilité est quasi concave et différentiable par rapport à chacun de ses arguments, alors la résolution de [1] définit la fonction de dépense restreinte

$$e(p_x, z_0, m, u_0)$$

c'est-à-dire la dépense minimum permettant d'atteindre le niveau d'utilité U_0 conditionnellement à la quantité disponible d'actif naturel Z_0 . Cette fonction est qualifiée de restreinte dans la mesure où la minimisation ne s'effectue pas sur l'ensemble global de consommation (Z étant exclu). Nous noterons e_0 , la dépense globale soit :

$$e_0 = e(p_x, z_0, m, u_0) + Z_0$$

Z_0 étant la dépense d'accès à l'actif naturel Z pour un niveau Z_0

Interrogés sur leur consentement à payer (CAP) pour bénéficier d'un accroissement de l'accès à l'actif naturel (soit $Z_1 > Z_0$), les pêcheurs fournissent une valeur $Z_1 - Z_0$ qui, au niveau de consentement maximal, est égale à la variation consécutive de la fonction de dépense restreinte. En effet, pour une dépense globale inchangée les pêcheurs seront prêts à payer un droit d'accès supplémentaire égal à $Z_1 - Z_0$, d'où :

$$e(p_x, z_0, m, u_0) + Z_0 = e(p_x, z_1, m, u_0) + Z_1$$

$$\text{ou encore : } CAP = Z_1 - Z_0 = e(p_x, z_0, m, u_0) - e(p_x, z_1, m, u_0)$$

Le consentement à payer est donc égal à la différence entre deux fonctions de dépense et représente une variation compensatrice de revenu restreint qui peut être réécrite sous la forme d'une fonction de variation :

$$CAP(\Delta z) = f(p_x, z, m, e_0)$$

avec $\Delta z = z_1 - z_0$

Pour spécifier le modèle économétrique il convient d'analyser les réponses aux questions complémentaires de la question de valorisation. Les pêcheurs qui fournissent un CAP positif expriment un accroissement de la demande de parcours de pêche d'où $\Delta Z > 0$. Parmi ceux qui fournissent un CAP nul, certains souhaiteraient diminuer leurs dépenses consacrées à la pêche d'où ($\Delta Z < 0$) mais n'ont pas la possibilité de déclarer un CAP négatif. Pour traiter l'ensemble des réponses on utilise un modèle Tobit :

$$CAP = \begin{cases} CAP(\Delta z) & \text{si } \Delta z > 0 \\ 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

L'utilisation d'un modèle de régression ordinaire conduirait à une surestimation du CAP moyen. Le modèle Tobit permet de calculer la valeur latente du CAP des pêcheurs qui fournissent une réponse égale à zéro et de corriger le CAP moyen obtenu à partir des seules réponses positives.

4.2 La restauration du bocage

Le bocage fournit un exemple intéressant où la gestion à long terme de vastes espaces a concilié la protection du milieu et le développement économique. Mais sa dégradation liée à l'urbanisation, à la construction d'infrastructures et au processus d'intensification de l'agriculture a entraîné une rupture de cet équilibre et une diminution d'un certain nombre d'aménités rurales. Se pose alors la question de la rentabilité sociale de l'entretien et de la préservation du bocage existant ainsi que celle de la restauration de zones dégradées. L'analyse contingente s'inscrit dans cette problématique et porte sur l'extension d'une opération pilote de restauration du bocage à ormes dans le Cotentin, où la dégradation du paysage a été accélérée par une maladie qui a frappé cette essence. L'objet est donc d'évaluer le CAP de la population résidente pour la mise en œuvre du projet de restauration (Bonnieux et Le Goffe, 1997).

L'exercice de valorisation a fait l'objet d'une enquête au domicile de 400 ménages, répartis uniformément sur une zone d'environ 400 km². Les ménages interrogés ont été tirés aléatoirement sur la base de l'annuaire téléphonique, avec un taux de sondage d'environ 5 %. On a écarté les agriculteurs en raison de l'usage marchand qu'ils font du bocage (bois, abri pour le bétail, maintien de la fertilité des sols, etc....). Faisant suite à une enquête pilote auprès de 60 ménages destinée à mettre au point le questionnaire, l'enquête principale a été réalisée au printemps 1995 par trois enquêteurs préalablement formés à l'évaluation contingente. En dépit de l'envoi d'un courrier d'information préliminaire, 40 % des personnes contactées ont refusé le rendez-vous proposé par téléphone (il s'agissait principalement de retraités non-intéressés par le sujet de l'enquête), mais toutes les personnes ayant accepté le rendez-vous ont participé à l'enquête et 5 % seulement n'ont pas fourni leur revenu. En plus des caractéristiques socio-économiques, on a demandé des informations complémentaires en particulier sur les loisirs dans le but de préparer le sujet au scénario de valorisation, et d'interpréter les réponses. Au sein des activités récréatives pratiquées dans la commune de résidence et à l'extérieur, on a distingué des activités peu spécialisées et populaires comme la marche et le jardinage (50 % des individus) et des activités spécialisées plus sélectives, telles que la pêche et la chasse (12 % des individus). On a également recueilli les opinions sur les fonctions des haies, les essences et les formes de haies favorites. Des photographies et des dessins ont été présentés pour permettre aux personnes interrogées d'exprimer leurs préférences. La protection contre le vent, la régulation de la circulation de l'eau et le paysage sont perçues comme les fonctions principales des haies. De manière cohérente, les personnes interrogées recherchent des haies hautes et fournies (effet brise-vent), à base d'orme ou de frêne.

Après avoir donné quelques éléments sur l'orme et les causes de sa disparition, le scénario présente la politique de restauration du bocage à ormes, qui a fait l'objet d'une opération pilote. Les informations portent sur la nature des travaux et l'organisme gestionnaire du projet. On indique également comment et par qui le bien sera fourni (subvention de contrats avec les agriculteurs) et financé, ainsi que le coût initial de la restauration (coût de plantation essentiellement). En dépit des efforts de communication, seulement 1/3 des enquêtés ont connaissance du projet, mais 88 % d'entre eux y sont favorables.

L'objectif de l'enquête est de préparer l'extension d'une opération pilote, aussi le problème du réalisme du scénario ne se pose pas ; en outre le dernier chiffre confirme que la politique est souhaitée par la population. Cependant, un tiers des remarques faites sur le projet soulignent le manque de cohérence des politiques publiques : on propose de subventionner la reconstitution des haies après avoir encouragé leur arrachage depuis 1960 (remembrement). Cette incohérence peut être à l'origine de réponses de protestation aux questions de valorisation.

On a souhaité tester l'effet d'envergure, qui peut perturber l'évaluation d'un bien couvrant une vaste zone, comme le paysage. La politique réelle portant sur toute la zone à ormes, il ne paraissait pas réaliste de proposer des variantes du scénario différant selon l'extension géographique de la restauration, comme cela est parfois fait. La question de valorisation a donc englobé l'ensemble de la zone. Cependant, on a cherché préalablement à savoir si les personnes interrogées attachaient autant de valeur au bocage proche qu'à celui éloigné de leur domicile ; pour cela, on a distingué les niveaux communal, cantonal, et l'ensemble du bocage à ormes. Il s'agissait de vérifier dans quelle mesure le CAP varie avec les préférences pour des niveaux géographiques différents. Si le CAP n'est pas affecté par les préférences géographiques à l'intérieur de la zone à ormes, on peut alors suspecter un biais d'inclusion.

On a enfin demandé aux individus « s'ils accepteraient de payer pour financer la politique de restauration et d'entretien du bocage de la zone à ormes », délimitée sur une carte. Compte-tenu du schéma de financement envisagé (collectivités territoriales, mais aussi État et Union Européenne), on a proposé un véhicule de paiement qui relève des impôts locaux, la taxe d'habitation. Aux 15 % de personnes ne payant pas la taxe d'habitation, la question de valorisation a été posée sans véhicule de paiement, ce qui permet de tester cet effet. Les impôts locaux étant affectés à de multiples usages, on n'a malheureusement pas une relation aussi évidente entre la restauration du bocage et la taxe d'habitation, que celle qui peut exister, par exemple, entre la qualité de l'eau et la facture d'eau, cette dernière comprenant une part assainissement. Dans le bocage, il est possible que la personne interrogée interprète la demande de paiement comme l'attribution implicite d'un droit d'usage aux promoteurs du remembrement et aux agriculteurs, souvent cités comme responsables de la

dégradation du bocage. Le risque de rejet des droits de propriété sur l'environnement, définis dans le scénario, peut alors perturber l'évaluation.

Pour révéler les préférences, on a choisi la méthode du référendum. Les résultats de l'enquête pilote ont permis une première estimation de la distribution du CAP obtenu par question ouverte ; les enchères ont alors été choisies de manière à délimiter des intervalles équiprobables, puis arrondies. Six enchères, réparties à parts égales dans l'échantillon, ont été proposées aléatoirement aux personnes interrogées : 50F, 100F, 150F, 200F, 300F, 400F. Globalement, on a obtenu autant de refus que d'acceptation (48 %), et 4 % de non-réponse.

Les raisons de refuser l'enchère proposée peuvent se classer en deux catégories : 70 % des personnes qui refusent avancent une enchère ou une taxe d'habitation trop élevée, des revenus trop faibles, ou d'autres priorités pour leurs dépenses. Ces raisons suggèrent un CAP effectivement inférieur à l'enchère proposée et on a sans doute affaire à des « vrais non ». Les autres refus (30 %) semblent liés à la protestation ou au rejet des droits de propriété (« trop de subventions », « aux agriculteurs de payer »), et peut être à un comportement stratégique de type passager clandestin (méfiance vis à vis de la politique 10 % des refus). Notons toutefois que cette deuxième catégorie de refus comportait une proportion importante de personnes valorisant uniquement le bocage communal, ce qui peut expliquer également la réponse. On pouvait néanmoins être tenté d'éliminer de l'analyse les réponses qui semblent s'apparenter à des « faux non », à l'image de ce qui se pratique en révélation des préférences par question ouverte ; on ne l'a pas fait car une telle opération aurait eu pour résultat de majorer le CAP moyen.

Encadré 4. Méthode du référendum : estimation du CAP

Pour convertir les réponses (oui/non) à la question du référendum, on a utilisé le modèle de choix discret de Hanemann (1984) qui s'appuie sur une fonction d'utilité aléatoire. Introduisons la fonction d'utilité aléatoire $U(j, y, s)$ où j est une variable indicatrice ($j = 1$ si le projet est mené à bien et $j = 0$ dans le cas contraire), y est le revenu et s est un vecteur de caractéristiques individuelles telles que l'âge, le niveau de formation ou l'attitude environnementale. Puisque les prix sont supposés constants, le vecteur prix a été omis dans l'écriture de la fonction d'utilité.

La fonction d'utilité indirecte a deux composantes, une première $v(\cdot)$ observable et une seconde ϵ_j ($j = 0, 1$) aléatoire et qui n'est pas observable.

$$\mu(j, y, s) = v(j, y, s) + \epsilon_j \quad j = 0, 1$$

L'individu interrogé répond oui à la question du référendum si :

$$v(1, y - A; s) + \epsilon_j \geq v(0, y, s) + \epsilon_0$$

où A désigne l'enchère proposée. La probabilité de répondre oui est donnée par :

$$P = P[\eta + v(1, y - A; s) - v(0, y, s)]$$

où $\eta = \epsilon_0 - \epsilon_1$. Il suit :

$$P = F_\eta(\Delta v)$$

et $P(\text{accepter l'enchère } A) = P(\text{CAP} > A) = 1 - G(A)$

$$F_\eta(\Delta v) = 1 - G(A)$$

où $F_\eta(\cdot)$ est la fonction de répartition et $G(A)$ donne la probabilité de refuser l'enchère. Le problème posé est d'estimer $G(\cdot)$ qui est la fonction de répartition du CAP. Cette variable est aléatoire par l'intermédiaire du terme η .

Pour déduire le modèle économétrique il suffit de spécifier une forme fonctionnelle pour la composante observable de l'utilité et une loi de probabilité pour la composante aléatoire. A partir d'une loi logistique, on déduit un modèle logit que l'on sait estimer

$$\Delta v = \alpha_0 + \alpha_1 A$$

ou $\Delta v = \gamma_0 + \gamma_1 \log A$

où α_0 et γ_0 sont des vecteurs dont les composantes intègrent les variables socio-économiques et les variables d'attitude des individus.

Avec une loi logistique on calcule facilement la médiane A^* du CAP, en effet :

$$F_{\eta} [\Delta v(A^*)] = 0,5$$

il s'ensuit que

$$\Delta v(A^*) = 0$$

et d'après l'équation

$$A^* = \frac{-\alpha_0}{\alpha_1}$$

L'espérance mathématique A^+ du CAP est donnée par :

$$A^+ = E(A) = \int_0^{\omega} [1 - G(A)] dA - \int_{\omega}^0 G(A) dA$$

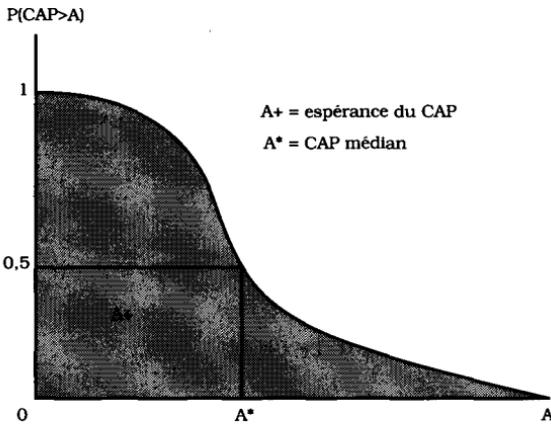


fig 2. Distribution estimée du CAP

Pour estimer la probabilité d'accepter l'enchère, on a utilisé un modèle logit (encadré 4). Les différentes spécifications estimées fournissent des résultats convergents sur les facteurs explicatifs du CAP. Les variables les plus robustes et les plus significatives sont la valeur de l'enchère, le revenu, le niveau de formation, la pratique de la pêche et l'attitude environnementale. Les signes des coefficients sont conformes à la théorie du consommateur puisque la valeur de l'enchère joue négativement tandis que le revenu et le niveau de formation influencent positivement la probabilité d'accepter l'enchère. Les hommes et les personnes ayant une activité de loisir sur place sont davantage enclins à l'accepter que les autres. Ceux qui se déclarent concernés par la préservation de l'ensemble de la zone à ormes sont prêts à payer davantage. Ce résultat est l'indice de l'absence de

biais d'inclusion puisque les enquêtés distinguent bien les différentes échelles spatiales. La pratique de la pêche à l'extérieur de la commune de résidence influence négativement la probabilité d'acceptation. Ce résultat est théoriquement cohérent puisque cette variable explicative est une variable indicatrice de fréquentation de sites substitués.

Tableau 1. CAP pour préserver des paysages agricoles

Auteur	Pays	Envergure du bien	Population concernée	CAP (F1995/ménage/an)
Drake (1992)	Suède	Nationale	Population totale	1500
Pruckner (1995)	Autriche	Nationale	Touristes	1750-4300
Garrod <i>et al</i> (1994)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	145
	Autriche	Nationale	Visiteurs	98
Garrod et Willis (1995)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	228
Willis et Garrod (1993)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents et visiteurs	218
Bateman <i>et al</i> (1995)	Royaume-Uni	Régionale	Résidents	647-1209
Le Goffe et Gerber (1994)	France	Locale	Résidents	184
Dillman et Bergstrom (1991)	Etats-Unis	Locale	Résidents	45-70

Selon les spécifications retenues le CAP moyen varie de 199F à 234F par ménage et par an, et le CAP médian de 198F à 201F. Les calculs de rentabilité du projet ont été fondés sur une valeur de 200F (Bonnieux et Le Goffe, 1997). Ces estimations peuvent être rapprochées du nombre limité d'études qui se sont intéressées au paysage (tableau 1). Les comparaisons sont délicates compte tenu des différences de contexte et de l'envergure du bien. Drake (1992) a considéré le maintien à l'échelon national d'un paysage ouvert menacé par le boisement, alors que nous nous sommes intéressés à un bien public local. Le contexte du travail de Pruckner (1995) est différent puisque le paysage est un facteur essentiel de l'activité touristique en Autriche. Les zones étudiées au Royaume-Uni bénéficient d'une protection particulière et pour les plus petites sont d'une

superficie comparable à celle que nous avons considérée. La composante valeur d'existence est importante dans l'analyse de Bateman et al. (1995) qui porte sur une zone à haute valeur écologique menacée par des changements irréversibles, ce qui explique le CAP obtenu. On a donc une cohérence entre les résultats obtenus en France et au Royaume-Uni. De plus on note une relation positive entre le CAP et l'envergure du bien, qui indiquerait que le biais d'inclusion n'est pas un problème important pour cet ensemble de travaux.

5. Perspectives et conclusions

L'accumulation de nombreuses études, plus de 2000 actuellement, permet de mieux apprécier le domaine de validité de la méthode et la portée de ses résultats. Cet effort empirique s'est accompagné d'une réflexion méthodologique sur les biais, les mécanismes de révélation des préférences et le traitement économétrique des réponses. De plus, des rapprochements intéressants avec l'économie expérimentale ont pu être faits .

Les deux études de cas qui viennent d'être présentées aboutissent à des résultats utiles pour le décideur public. Ceci ne saurait être généralisé à l'ensemble des études, ce qui nous conduit à une réflexion sur la nature des biens qui ont été évalués et de là à la question de la validité de la méthode. La pêche de loisir correspond à la situation idéale où la population concernée est familiarisée avec le bien. Ce dernier est clairement défini et s'apparente à un bien privé, l'institution d'un marché permettrait en effet de réaliser une allocation optimale des parcours de pêche. Cette remarque vaut pour de nombreux loisirs pour lesquels la valeur est dérivée d'un usage du milieu naturel. On peut donc envisager la création de marchés dans le droit fil de l'application du principe du bénéficiaire-payeur (OCDE, 1994). Avec le paysage on touche à un bien diffus, une première difficulté étant de fixer les limites spatiales du bien à évaluer pour réduire le biais d'inclusion. Le caractère de bien public du paysage combiné à la valeur de non-usage associée rend plus difficile l'exercice de valorisation. Certes l'exemple étudié de par sa nature de bien public local correspond à une situation simplifiée puisque les bénéficiaires du programme de restauration se réduisent à la population résidente.

La validité de la méthode revêt un caractère crucial dès lors que ses résultats servent à la prise de décision. Un test de validité interne consiste à s'assurer qu'ils sont conformes à la théorie économique. C'est la voie suivie dans les deux études de cas où on s'est intéressé à l'influence du revenu sur le consentement à payer ainsi qu'au rôle des biens substituables. Les tests de validité externe procèdent quant à eux à une comparaison des résultats de l'analyse contingente et d'autres approches. Une première catégorie de comparaisons s'intéresse aux transactions portant sur les mêmes biens mais réalisées sur des marchés réels ou des marchés simulés. On en a vu les limites en discutant du biais hypothétique. Une deuxième catégorie porte sur la comparaison avec les résultats obtenus dans d'autres analyses contingentes ou par des méthodes fondées sur l'observation des comportements réels (coût de déplacement, méthode hédonistique, dépenses de protection). Cette dernière approche a été utilisée très tôt et on dispose de nombreuses études comparatives. Elle a été illustrée par les exemples de la pêche de loisir et du paysage, qui ont révélé une convergence des estimations obtenues dans des contextes analogues. Les méta-analyses les plus récentes montrent que les analyses contingentes aboutissent à des valeurs légèrement plus faibles que la méthode du coût de déplacement ou la méthode hédonistique, ce résultat a été en particulier obtenu pour les loisirs de plein-air (Walsh *et al*, 1989 et 1992). Aussi, avec le recul l'idée plus ancienne de proposer pour ces activités des surplus unitaires pour aider à la décision publique se révèle justifiée (Walsh, 1986).

La question de la validité ne se limite pas à l'examen de la précision des estimations mais comprend aussi l'analyse de leur fidélité : les résultats sont-ils invariables lorsqu'on répète la mesure ? La plupart des études consiste à répéter la mesure après un délai qui peut varier de quelques semaines à une année ; la comparaison de deux échantillons indépendants est plus rare. Globalement les études disponibles concluent que la fidélité ne constitue pas une véritable difficulté puisqu'on constate une stabilité des résultats dans le temps, les écarts diminuant lorsque la taille des échantillons augmente (*e.g.* Green *et al*, 1990 ; Kealy *et al*, 1988 ; Loomis, 1989 et 1990 ; Reiling *et al*, 1990).

Lorsque l'objectif se limite à classer différentes politiques, la validité des estimations n'est pas aussi importante que lorsqu'il s'agit de fixer le montant des dommages dus à une pollution. C'est donc, dans le contexte des procès, où il faut aboutir à des chiffres précis et pas

simplement à un classement de politiques concurrentes, que s'est développée une vive controverse sur la validité de la méthode d'évaluation contingente. A cet égard le naufrage de l'Exxon Valdez en Alaska et l'adoption de l'*Oil Pollution Act* en 1990 sont des événements importants compte tenu des enjeux financiers. Il convient de noter ici que la polémique n'a porté que sur la mesure des valeurs de non-usage, celle des valeurs d'usage ne soulevant pas de réserve particulière. Aux Etats-Unis, la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) fut chargée de rédiger des règles d'évaluation des dommages. Un rapport d'expertise de la méthode d'évaluation contingente a été commandé à un comité (NOAA Panel) présidé par deux prix Nobel d'économie, Arrow et Solow. Ce rapport (Arrow *et al*, 1993) passe en revue les principales critiques des applications de la méthode. Elles peuvent être classées de la façon suivante.

- Difficultés pour réaliser des tests de validité externe.
- Résultats parfois non conformes avec un choix rationnel.
- Résultats excessivement élevés compte tenu du nombre de biens environnementaux à financer ce qui implique que la contrainte budgétaire n'est pas respectée.
- Peu d'études insistent auprès des personnes interrogées sur la contrainte budgétaire et les biens substituables.
- Difficultés liées à la compréhension de scénarios complexes et pour répondre aux questions élaborés par des chercheurs.
- Problème d'agrégation dû à des difficultés pour définir la population concernée.
- Effet d'inclusion particulier qui conduit les individus à exprimer un CAP pour un bien différent (celui auquel ils pensent) de celui qui est défini dans le scénario (warm glow effect).

En conclusion le comité a considéré que les avantages de la méthode d'évaluation contingente compensaient ses inconvénients à condition de respecter certaines précautions. Il est allé au delà en proposant un ensemble de recommandations qui constitue un protocole de bonne pratique de l'analyse contingente. Les principales règles sont les suivantes (Portney, 1994) :

- Préférer l'enquête par interview à l'enquête postale ou par téléphone.
- Utiliser le CAP plutôt que le CAR.
- Préférer la technique du référendum aux autres techniques de révélation des préférences.
- Décrire de façon claire le bien et le scénario proposé par le questionnaire.
- Rappeler aux personnes interrogées que leur contribution diminuera leur budget disponible pour d'autres biens.
- Décrire les biens substituables au bien à valoriser.
- Poser des questions pour comprendre les raisons des choix exprimés.

La préparation de l'enquête est discutée dans le rapport du comité qui insiste sur l'importance des tests préalables du questionnaire et privilégie la technique du groupe cible (*focus group*). Dès lors que ce protocole est suivi Arrow *et al* (1993) considèrent que la méthode d'évaluation contingente fournit une estimation valable des valeurs de non-usage. Cette expertise fait le point sur l'état de l'art et donne à la méthode une crédibilité vis-à-vis des non-spécialistes mais n'apporte pas d'éléments méthodologiques nouveaux. Avec le recul ces règles apparaissent pour l'essentiel raisonnables et les travaux récents tendent à s'y conformer. La seule qui soulève de sérieuses réserves porte sur la préférence pour la méthode du référendum. L'argument principal est celui de la familiarité des individus avec des choix dichotomiques qui ne requiert qu'une information limitée, ces choix s'apparentant à celui d'un acheteur potentiel confronté à un prix de marché. Différentes études récentes (*e.g.* Bateman *et al* 1995) montrent que cette technique aboutit à des valeurs souvent plus élevées que les variantes de la question ouverte.

La controverse sur la méthode a été relancée par la compagnie Exxon qui a dû, sur la base d'évaluations contingentes indemniser les victimes de la pollution en Alaska. Elle a financé une conférence pour instruire le procès de la méthode. La conclusion générale selon laquelle l'évaluation contingente n'est pas une méthode scientifique

et ne doit donc pas servir à la prise de décision (Hausman, 1993) doit être nuancée (Willinger, 1996). En effet, les critiques pour l'essentiel sont circonscrites à la valeur d'existence. Les préférences, surtout lorsqu'il n'y a pas d'usage du bien, peuvent être mal définies. Le CAP va donc résulter d'un processus de construction au cours de l'interview ; il est clair que le rôle de l'enquêteur est déterminant et que le risque de manipulation n'est pas négligeable. Ce n'est pas un argument nouveau, il milite de plus en faveur d'un protocole pour conduire les enquêtes. Sur un plan différent, dans une étude sur la biodiversité, Spash et Hanley (1995) ont observé que 25% des individus ne faisaient pas d'arbitrage entre revenu et bien environnemental, en exprimant leur préférence pour la protection quel qu'en soit le coût. Ces préférences, dites lexicographiques, ont été observés par d'autres auteurs (Stevens *et al*, 1991) ; ce qui conduit à s'interroger sur la pertinence du modèle économique sous-jacent lorsque la valeur d'existence d'un bien est en jeu. L'analyse contingente traite les individus comme des consommateurs capables de faire des arbitrages de façon rationnelle. A la suite de Sagoff (1988) certains auteurs (Cicchetti et Wilde, 1992 ; Stevens *et al*, 1991) pensent qu'ils se comportent en tant que citoyens : leurs réponses n'expriment pas un comportement égoïste mais tiennent compte de l'intérêt général. Cela n'implique pas que les CAP n'ont pas de sens, mais qu'il est incohérent de comparer des évaluations qui résultent de modèles de comportement différents. Cette critique de la méthode est parfois présentée en analysant la valeur exprimée non comme un CAP, mais comme l'expression d'une valeur éthique. La prise en compte de motifs altruistes est parfois considéré comme incompatible avec la théorie économique (Diamond et Hausman, 1993) , les agents n'étant motivés que par leur intérêt personnel : on observerait donc une attitude charitable et non les préférences des individus. Milgrom (1993) dans le droit fil de cet argument rejette la conception « utilitariste naïve » qui fonde la valeur d'existence. La source de valeur est en effet l'information disponible, les dommages sont donc créés par les médias. Milgrom et d'autres auteurs pensent donc que la valeur d'existence ne doit pas intervenir dans les analyses coûts-bénéfices ; il serait préférable de s'appuyer sur des avis d'experts. En dépit du contexte, marqué par des intérêts financiers considérables, cette controverse permet de mieux comprendre les limites d'application de la méthode. L'évaluation contingente est fondée sur le principe de souveraineté du consommateur et peut permettre d'éclairer les choix publics. Il serait cependant absurde d'imaginer qu'elle puisse servir à

fonder une forme de démocratie directe en matière environnementale. Même si les agents économiques sont les meilleurs juges de leurs préférences, ils sont mal informés, commettent des erreurs. On ne peut donc s'appuyer sur leur seul jugement pour prendre des décisions touchant au long terme où les considérations d'équité sont primordiales.

Bibliographie

AMIGUES J.P., BONNIEUX F., LE GOFFE P., POINT P., *Valorisation des usages de l'eau*, INRA - Economica, 1995.

AMIGUES J.P., DESAIGUES B., VUONG K-H., L'évaluation contingente : controverses et perspectives, *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 1996, n°39-40, pp. 123 - 150.

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P.R., LEAMER E.E., RADNER R., SCHUMAN H., Report of the NOAA panel on contingent valuation, *Federal Register*, 1993, 58, January 15, pp. 1601 - 1614.

BATEMAN I.J., LANGFORD I.M., TURNER R.K., WILLIS K.G., GARROD G.D., Elicitation and truncation effects in contingent valuation studies, *Ecological Economics*, 1995, 12, pp. 161 - 179.

BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A., Measuring values of extramarket goods : are indirect measures biased ?, *American Journal of Agricultural Economics*, 1979, 61, pp. 926 - 930.

BISHOP R.C., HEBERLEIN T.A., The contingent valuation method, in JOHNSON R.L. and JOHNSON G.V. (eds), *Economic valuation of natural resources : Issues, theory and applications*, Social Behaviour and Natural Resources Series, Boulder and Oxford, Westview Press, 1990, pp. 81 - 104.

BISHOP R.C., WELSH M.P. Existence values in benefit cost analysis and damage assessment, *Land Economics*, 1992, 68, pp. 405 - 417.

BOHM P., Estimating demand for public goods an experiment, *European Economic Review*, 1972, 3, pp. 111 - 130.

BONNIEUX F., LE GOFFE P., Valuing the benefit of landscape restoration : a case study of the Cotentin in Lower-Normandy, France, *Journal of Environmental Management*, 1997, 50, pp. 321 - 333.

BONNIEUX F., LE GOFFE P., VERMERSCH D. La méthode d'évaluation contingente : application à la qualité des eaux littorales, *Economie et Prévision*, 1995, n°117 - 118, pp. 89 - 106.

BONNIEUX F., RAINELLI P., *Catastrophe écologique et dommages économiques : problèmes d'évaluation à partir de l'Amoco-Cadiz*, INRA - Economica, 1991.

BONNIEUX F., RAINELLI P., Contingent valuation and the design of agri-environmental measures ; in H.F. HOFREITHER et D. VOGEL, ed, *The role of agricultural externalities in high income countries*, Wissenschaftsverlag Vauk Kiel, 1995, pp. 94-108.

BONNIEUX F., VERMERSCH D., Bénéfices et coûts de la protection de l'eau : application de l'approche contingente à la pêche sportive, *Revue d'Economie Politique*, 1992, 103, pp. 134 - 152.

BOXALL P. C., ADAMOWICZ W.L., SWAIT J., WILLIMAS M., LOUVIÈRE J., A comparison of stated preference methods for environmental valuation, *Ecological Economics*, 1996, 18, pp. 243 - 253.

BROOKSHIRE D.S., IVRES B.C., SCHULZE W.D., The valuation of aesthetic preferences, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1976, 3, pp. 325 - 346.

CARSON R.T., MITCHELL R.C., Sequencing and nesting in contingent valuation surveys, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1995, 28, pp. 155 - 173.

CICCHETTI C.J., WILDE I.L., Uniqueness ; irreversibility and the theory of non-use values, *American Journal of Agricultural Economics*, 1992, 74, pp. 1121 - 1125.

CRIRIACY-WANTRUP S.V., Capital returns from soil-conservation practices, *Journal of Farm Economics*, 1947, 29, pp. 1181 - 1196.

CUMMINGS R.G., BROOKSHIRE D.S., SCHULZE W.D. (Ed.), *Valuing environmental goods : a state of the arts assessment of the contingent method*, Totowa NJ : Rowman and Allanheld, 1986.

CUMMINGS R.G., HARRISON G.W., The measurement and decomposition of nonuse values : a critical review, *Environmental and Resource Economics*, 1995, 5, pp. 225 - 247.

DAVIS R.K., Recreation planning as an economic problem, *Natural Resources Journal*, 1963, 3, pp. 239 - 249.

DESAIGUES D., LESGARDS V., L'évaluation contingente des actifs naturels : un exemple d'application, *Revue d'Économie Politique*, 1992, 102, pp. 99 - 122.

DIAMOND P., HAUSMAN J., On contingent valuation measurement of nonuse values, *Contingent valuation : a critical assessment*, J.A. Hausman (Ed.), North-Holland, 1993, pp. 3 - 38.

DILLMAN B.L., BERGSTROM J.C., Measuring environmental amenity benefits of agricultural land, in N. Hanley (Ed), *Farming and the countryside : An Economic analysis of external costs and benefits*, Wallingford, UK, CAB International, 1991, pp. 250 - 271.

DRAKE L., The non-market value of the Swedish agricultural landscape, *European Review of Agricultural Economics*, 1992, 19, pp. 351 - 364.

ENSAI, Attitudes et consentements à payer des consommateurs pour obtenir des biens alimentaires à faible risque pour la santé, Mémoire ENSAI, Bruz (Ille et Vilaine), 1997.

FREEMAN A.M. III, Water pollution policy, in P., Portney (ed), *Public Policies for environmental protection. Resources for the Future*, Washington DC, 1990, pp. 97 - 149.

GARROD G.D., WILLIS K.G., SAUNDERS C.M., The benefits and costs of the Domerset levels and Moors ESA, *Journal of Rural Studies*, 1994, 10, pp. 131 - 146.

GARROD G.D., WILLIS K.G., Valuing the benefits of the South Downs environmentally sensitive area, *Journal of Agricultural Economics*, 1995, 46, pp. 160 - 173.

GREEN C.M., TUNSTALL S.M., N'JAI A., ROGERS A., The economic evaluation of environmental goods, *Project appraisal*, 1990, 5, pp. 70 - 82.

GREEN D., JACOWITZ K., KAHNEMAN D., McFADDEN D., Referendum, contingent valuation, anchoring, and willingness to pay for public goods, *First Toulouse Conference on Environment and Ressources Economics*, 1995.

HAMMACK J., BROWN G.M., Jr., Waterfowl and wetlands towards bioeconomic analysis, Baltimore, the Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, 1974.

HANEMANN W.M., Willingness to pay and willingness to accept : how much can they differ ?, *American Economic Review*, 1991, 81, pp. 635 - 647.

HANEMANN W.M., Valuing the environment through contingent valuation, *Journal of Economic Perspectives*, 1994, 8, pp. 19 - 43.

HANEMANN W.M., Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses, *American Journal of Agricultural Economics*, 1984, 66, pp. 332 - 341.

HAUSMAN J., (Ed.) *Contingent valuation : a critical assessment*, North-Holland, 1993.

HOEHN J.P. and RANDALL A., Too many proposals pass the benefit cost test, *American Economic Review*, 1989, 79, pp. 544 - 551.

KAHNEMAN D., KNETSCH J.L., Valuing public goods : the purchase of moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1992, 22, pp. 57 - 70.

KAHNEMAN D., TVERSKY A., Prospect theory : an analysis of decisions under risk, *Econometrica*, 1979, 47, pp. 263 - 291.

KEALY M.J., DOVIDIO J.F., ROCKEL M.L., Accuracy in valuation is a matter of degree, *Land Economics*, 1988, 64, pp. 159 - 171.

KNETSCH J.L., DAVIS R.K., *Comparisons of methods for recreation evaluation*, in Kneese, A.V. et Smith S.C. (ed.), Water Research, Baltimore, the Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, 1966.

LE GOFFE P., GERBER P., Coûts environnementaux et bénéfiques de l'implantation d'une sablière en zone périurbaine : le cas de Pacé (Ille-et-Vilaine), *Unpublished Report*, INRA, Rennes (France), 1994.

LOOMIS J.B., Test-retest reliability of the contingent valuation method : a comparison of general population and visitor responses, *American Journal of Agricultural Economics*, 1989, 71, pp. 76 - 84.

LOOMIS J.B., Comparative reliability of the dichotomous choice and open-ended contingent valuation techniques, *Journal of Environment Economics and Management*, 1990, 18, pp. 78 - 85.

MILGROM P., Is sympathy an economic value ? Philosophy economics and the contingent valuation method, *Contingent valuation : a critical assessment*, J.A. Hausman (Ed), 1993, pp. 417 - 435.

MITCHELL R.C., CARSON R.T., Using surveys to value public goods : the contingent valuation method, *Resources for the Future*, Washington D.C, 1989.

- NAVRUD S., Willingness to pay for preservation of species - an experiment with actual payments, Paper presented at the *Second Annual Meeting of the European Association of Environmental and Resource Economists*, Stockolm, June 11-14, 1991.
- NAVRUD S., *Valuing the environment : the European experience*, Oslo, Scandinavian University Press, 1992.
- OCDE, *La contribution des aménités au développement rural*, Paris, OCDE, 1994.
- PORTNEY P.R., The contingent valuation debate : why economists should care, *Journal of Economic Perspectives*, 1994, 8, pp. 3 - 17.
- PRUCKNER G.J., Agricultural landscape cultivation in Austria : an application of the CVM, *European Review of Agricultural Economics*, 1995, 22, pp. 173 - 190.
- RAINELLI P. Evaluation contingente et contexte institutionnel, in F. Bonnioux, G. Meullat, P. Point (ed), *La valeur économique des hydro-systèmes : apports et limites de l'approche contingente*, Actes du Séminaire Hydrosystèmes et Sociétés, INRA, 1993, pp. 85 - 87.
- RANDALL A., STOLL J.R., Consumer's surplus in commodity space, *American Economic Review*, 1980, 70, pp. 449 - 455.
- REILING S.D., BOYLE K.J., PHILIPS M.L., ANDERSON M.N., Temporal reliability of contingent values, *Land Economics*, 1990, 66, pp. 128 - 134.
- ROWE R.D., d'ARGE R.C., BROOKSHIRE D.S., An experiment on the economic value of visibility, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1980, 7, pp. 1-19.
- SAGOFF M., Some problems with environmental economics, *Environmental Ethics*, 1988, 10, pp. 55 - 74.
- SAMUELSON P.A., The pure theory of public expenditure, *Review of Economics and Statistics*, 1954, 36, pp. 387 - 389.
- SANDERS L.D., WALSH R.G., LOOMIS J.-B., Toward empirical estimation of the total value of protecting rivers, *Water Resources Research*, 1990, 26, pp. 1343 - 1357.
- SINDEN J.A., Empirical tests of hypothetical bias in consumers surplus surveys, *Australian Journal of Agricultural Economics*, 1988, 32, pp. 98 - 112.

SMITH V.K., DESVOUGES W.H., Measuring water quality benefits, Boston : Kluwer Nijhoff Publishing, 1986.

SPASH C.L., HANLEY N., Preferences, information and biodiversity preservation, *Ecological Economics*, 1995, 12, pp. 191- 208.

STEVENS T.H., ECHEVERRIA J., GLASS R.J., HAGER T., MORE T.A., Measuring the existence value of wildlife : What do CVM estimates really show ?, *Land Economics*, 1991, 67, pp. 390 - 400.

WALSH R.G., *Recreation economic decisions : comparing benefits and costs*, Venture Publishing, Inc. State College, Pennsylvania, 1986.

WALSH R.G., JONHSON D.M., McKEAN J.R., Issues in non-market valuation and policy application : a retrospective glance, *Western Journal of Agricultural Economics*, 1989, 14, pp. 178 - 188.

WALSH R.G., JONHSON D.M., McKEAN J.R., Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968-1988, *Water Ressources Research*, 1992, 28, pp. 707 - 713.

WILLINGER M., La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation, *Nature-Science-Société*, Janvier, 1996.

WILLIS K.G., GARROD G.D., Valuing landscape : a contingent valuation approach, *Journal of Environmental management*, 1993, 37, pp. 1 - 22.

Résumé

Cet article fournit une présentation complète de la méthode d'évaluation contingente en s'intéressant aux aspects historiques, théoriques et empiriques. Il s'appuie sur ses fondements économiques pour présenter les développements récents de la méthode. Des développements spécifiques sont consacrés à des études de cas, ainsi qu'à son utilisation dans les procès. Enfin les questions en suspens sont abordées en conclusion.

Abstract

This contribution provides a comprehensive presentation of the contingent valuation method from an historical, theoretical and practical perspective. The state of the art with reference to the underlying economic background is given. Moreover, there is a discussion of case studies in connection with legal issues and open questions.

Mots-clés :

Evaluation contingente, biens environnementaux, consentements à payer

Keys words :

Contingent evaluation, environmental goods, willingness to pay

JEL :

Q21, Q28, H43, D61