AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
<http://ageconsearch.umn.edu>
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

L'évaluation contingente : controverses et perspectives

Jean-Pierre AMIGUES
Brigitte DESAIGUES
Quang H. VUONG

Contingent valuation: controversial issues and perspectives *Summary* – In recent years, increasing public awareness of the detrimental effects of the economy on the environment has forced policymakers to assess the value of various public goods such as clean air and water, plant and animal species preservation, recreational sites and activities, scenic beauties, etc....

Over the last two decades, economists have developed and applied the method of contingent valuation to measure the value of various public goods. Recently a debate has raised among economists about the validity and rationality of the method. This debate pointed out some difficulties of contingent valuation studies. Measurement of the so called non use or preservation values has proved difficult. People may be sensitive to the warm-glow effect, and their answers may reflect more their willingness to pay for the environment in general than for the environmental good they are asked to value. Various solutions have been proposed to deal with these problems. We present and discuss them and we analyse the prominent elements of the current debate around the contingent valuation method. We develop the idea that currently used referendum methods have a too poor information content to provide reliable answers when the value of the good exhibits an important non use value component. We then explore the conjecture that the lack of incitations in the procedure may be a cause of unreliability of answers in contingent studies. Going back to the auction tradition of contingent valuation, we propose alternative ways of resolving some of the difficulties encountered in the practice of contingent valuation studies.

Key-words:
contingent valuation,
auctions models,
environment

**L'évaluation
contingente:
controverses et
perspectives**

Mots-clés:
évaluation contingente,
actifs naturels, modèle
d'enchère, environnement

Résumé – L'intérêt pour les questions d'environnement conduit les pouvoirs publics à s'engager dans des politiques ambitieuses de préservation et de restauration des milieux naturels. La méthode d'évaluation contingente est actuellement un des outils privilégiés de la mesure des bénéfices de ces politiques. Pourtant cette méthode a fait récemment l'objet de vives controverses aux Etats-Unis remettant en cause sa pertinence et sa fiabilité. Elle est en particulier vulnérable à la présence de valeurs de non-usage importantes. L'objet de cet article est de présenter une synthèse de ces controverses, et de proposer différentes voies de recherche susceptibles de répondre aux difficultés rencontrées dans l'application de la méthode contingente.

* INRA ESR Toulouse, Université des sciences sociales, La Manufacture, Place Anatole France 31042 Toulouse cedex.

** Université de Paris I, 12, place du Panthéon 75231 Paris cedex 05 et Laboratoire d'analyse et de recherches économiques (LARE), Université de Bordeaux IV.

*** INRA ESR Toulouse, chemin de Borde Rouge, Auzeville, BP 27, 31326 Castanet-Tolosan cedex et IDEI, Université des Sciences sociales, Place A. France, 31042 Toulouse cedex.

L'INTÉRÊT social pour les questions d'environnement conduit les pouvoirs publics à s'engager dans des politiques ambitieuses de protection de l'environnement et de restauration des milieux naturels. Les coûts directs et indirects de ces politiques sont élevés et il paraît important d'en mesurer les bénéfices en termes économiques. Ces bénéfices sont en partie marchands, comme les gains en terme de diminution des coûts de traitement d'une politique d'amélioration de la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine, et pour une large part de nature non marchands, ce qui pose le problème de la définition de procédures d'évaluation appropriées à la révélation des préférences sociales pour des actifs naturels fournis hors-marché. On peut distinguer deux domaines d'application principaux pour les méthodes d'évaluation des bénéfices environnementaux : l'analyse coûts/bénéfices des politiques environnementales et la mesure des dommages à l'occasion de procès pour atteinte à l'environnement.

L'objectif de l'exercice d'évaluation est ambitieux : il s'agit à la fois de dépasser le niveau de l'avis d'expert ou de l'étude physique d'impact pour la définition des actions publiques en matière d'environnement, et de construire des mesures de valeur cohérentes avec l'approche économique de la valeur des biens marchands. En d'autres termes, l'évaluation doit traduire les arbitrages implicites et explicites que la société effectue dans ses rapports avec la nature. Les activités humaines étant en conflit avec les conditions de maintien et de préservation des écosystèmes, l'objectif de l'évaluation va donc bien au-delà d'une simple analyse des perceptions ou des préoccupations sociales pour l'environnement.

La différence essentielle entre l'approche économique de l'évaluation et les approches en termes de perception ou d'impact réside dans la prise en compte explicite du comportement des individus. Les méthodes d'évaluation les plus couramment utilisées sont de deux types : des approches basées sur une inférence des valeurs à partir des comportements observés (méthode des coûts de transport, méthode hédoniste, mesure des dépenses de protection), et les approches contingentes, procédures d'enquête confrontant les individus à des scénarios hypothétiques de choix vis-à-vis de la qualité ou de la disponibilité de biens environnementaux⁽¹⁾.

Plus simple à mettre en œuvre, plus souple d'application à des biens environnementaux de nature diverse, et a priori capable de mesurer des valeurs d'existence ou d'usage passif (nous y reviendrons), la méthode d'évaluation contingente s'est imposée depuis une quinzaine d'années

⁽¹⁾ Les auteurs remercient J.-J. Laffont ainsi que deux rapporteurs anonymes pour d'utiles commentaires et discussions. Bien entendu, ils demeurent seuls responsables des erreurs éventuelles.

comme l'outil privilégié d'évaluation des bénéfices environnementaux. La méthode a connu un fort développement aux Etats-Unis et en Europe du Nord au cours de la dernière décennie. La législation américaine a reconnu dans une certaine mesure la validité de la méthode contingente appliquée à la mesure des valeurs d'existence dans les procédures d'indemnisation lors de procès pour atteinte à l'environnement. Cette évolution a suscité un vif courant critique dans la communauté des économistes américains. De nombreuses études ont mis en évidence l'incohérence des résultats obtenus avec les principes de la théorie économique et la grande sensibilité des évaluations aux modalités d'enquête et de mise en œuvre de la méthode, surtout pour l'estimation des valeurs d'existence ou d'usage passif (cf. *infra*). Une conclusion (provisoire) à ces controverses a été donnée par le panel d'experts réunis par la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration) en 1993.

L'approche contingente de l'évaluation des actifs naturels est encore très peu développée en France mais les pouvoirs publics ont actuellement une demande croissante d'évaluation dans la perspective d'une analyse coûts/avantages des politiques et des réglementations environnementales.

Le propos de cette note est double : d'une part présenter succinctement l'état de l'art en évaluation contingente, et d'autre part suggérer certaines pistes de recherche susceptibles de résoudre quelques-uns des problèmes rencontrés dans la mise en œuvre de la méthode. L'article est organisé comme suit. Dans une première section nous rappelons les principes et la méthodologie de l'approche contingente. Puis nous présentons un bilan des controverses entre adversaires et praticiens de l'approche contingente aux Etats-Unis. Ces débats ont mis en lumière plusieurs problèmes de mise en œuvre de la méthode : importance des biais de procédure, problèmes statistiques d'interprétation des résultats, mise en évidence d'incompatibilités des évaluations avec l'analyse économique de la valeur, défaut de fiabilité des mesures de valeur construites par les individus, surtout pour les valeurs de non usage des biens environnementaux. Dans la troisième section nous explorons plusieurs pistes de recherche susceptibles de résoudre ces difficultés. La dernière section conclut.

L'APPROCHE CONTINGENTE DE L'ÉVALUATION DES ACTIFS NATURELS

Pour être prise en compte dans une analyse coûts-bénéfices, une démarche d'évaluation des actifs naturels doit se conformer aux principes généraux de l'évaluation des biens marchands. Appliqué aux biens environnementaux, ce souci de cohérence ne va pas sans soulever certaines

difficultés en raison de la nature des biens que l'on cherche à évaluer, de leurs modes de fourniture et de consommation, et des modalités de leur allocation aux agents économiques. La valeur d'un bien s'apprécie en termes de services qu'il peut fournir relativement à d'autres biens. Selon ce principe, l'évaluation économique des biens environnementaux va consister à mesurer des effets en termes de bien-être de variations de disponibilité et/ou de qualité des actifs naturels, étant entendu que pour un économiste la notion de valeur en soi de l'environnement est dépourvue de sens.

L'évaluation économique des actifs naturels

La démarche générale de l'évaluation passe par les étapes suivantes :

- analyser et apprécier les niveaux d'utilisation des actifs naturels et leur influence sur l'activité économique et le bien-être des agents ;
- définir une allocation initiale des droits d'accès à l'actif naturel ;
- mettre en œuvre une méthodologie permettant de construire la valeur économique du bien environnemental, soit à travers l'observation du comportement des agents, soit par enquête directe.

Les approches économiques de l'évaluation s'appuient sur le concept de surplus. Le surplus mesure l'équivalent monétaire du bien-être procuré par la consommation d'une certaine quantité de bien à un individu. Les biens environnementaux étant généralement fournis hors-marché et ayant des caractéristiques de bien public, l'analyse incorpore les développements théoriques de Samuelson concernant le choix de niveau de production des biens publics et le principe de compensation de Kaldor-Hicks pour pouvoir agréger les préférences individuelles.

En pratique, il est souvent très difficile de caractériser de manière précise le bien environnemental que l'on désire évaluer. En particulier, il n'est pas toujours possible de distinguer clairement le niveau de fourniture d'un service par l'environnement et le maintien d'une capacité de fourniture à ce niveau. Par exemple, la mesure d'un consentement à payer pour sauvegarder une espèce menacée peut être indistinguable de la mesure du consentement à payer pour la protection du milieu naturel conditionnant ses chances de survie. Cette difficulté soulève indirectement le problème plus général de l'horizon temporel, implicite ou explicite, dans lequel on situe l'exercice d'évaluation et de l'incertitude affectant le devenir de nombreux actifs naturels. Il est généralement très difficile pour les individus de définir des préférences sur les états futurs de l'environnement, états souvent très incertains, et de traduire ces préférences en flux monétaires équivalents sur l'horizon considéré. Ce problème de la dynamique de la valeur n'est pas qu'une curiosité académique : il suffit de considérer les débats soulevés par le contingentement de la pêche à la baleine ou le moratoire sur l'exploitation des ressources

de l'Antarctique pour s'en convaincre. L'importance des incertitudes affectant les perspectives de fourniture de services par les actifs naturels et leur impact sur le bien-être, la nature plus ou moins irréversible des actions de l'homme sur cette dynamique font que les valeurs mesurées, et ceci quelle que soit la méthode utilisée, sont de fait des valeurs d'option pour les services rendus par l'environnement.

La reconnaissance de l'existence de valeurs environnementales non liées à un usage est à l'heure actuelle un des problèmes les plus délicats posé aux praticiens de l'évaluation. Si les économistes s'accordent pour admettre la réalité de telles valeurs de non usage ou d'usage passif, la confusion la plus grande règne quant à la méthodologie appropriée pour les mesurer et au cadre théorique susceptible de les intégrer au calcul global de la valeur (cf. Diamond et Hausman, 1993, pour un exposé des problèmes soulevés par la mesure des valeurs d'existence). Comme on le verra, la méthode d'évaluation contingente est la seule approche susceptible de mesurer ces valeurs, ce qui constitue une de ses forces mais aussi de ses principales faiblesses en l'absence d'une définition rigoureuse de la notion de valeur d'existence.

La méthode d'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente est une procédure d'enquête où la personne interrogée doit exprimer un consentement à payer (ou à recevoir) pour une amélioration (ou l'acceptation d'une détérioration) de la qualité et de la disponibilité d'un bien environnemental. Sous certaines hypothèses, on peut montrer que les montants monétaires déclarés correspondent à des mesures de la variation de surplus et donc de bien-être des individus enquêtés induite par la modification de leur environnement. L'opportunité de mesurer un consentement à payer ou à recevoir doit être appréciée en fonction de l'allocation initiale des droits de propriété sur l'environnement. La définition des droits est souvent un exercice assez arbitraire en l'absence d'une doctrine juridique homogène pour les apprécier. En principe, si l'on suppose que l'individu n'est pas propriétaire de son environnement, son gain en surplus en cas d'amélioration peut être mesuré par son consentement à payer pour en bénéficier. Si l'on suppose au contraire que l'individu détient des droits sur la qualité de son environnement, c'est son consentement à recevoir qu'il convient de mesurer. Dans la pratique on le verra, les mesures de consentement à recevoir s'avèrent souvent peu fiables et les économistes préfèrent se contenter de mesurer des consentements à payer.

La méthode d'évaluation contingente se présente donc comme une procédure de révélation de la disposition à payer pour des biens publics (cf. Cummings et Brookshire, 1986). Pour produire des mesures pertinentes, la procédure doit se rapprocher des conditions de fonctionnement

d'un marché. En particulier elle doit définir hypothétiquement un espace de transaction et des modalités d'échange, les droits de propriété initiaux sur le bien évalué, et apporter certaines informations : définition du bien (éventuellement information sur les substituts possibles), variation de qualité ou de disponibilité envisagée, modalités de paiement. Ces différents éléments forment ce qu'on appelle le scénario contingent. Pour produire des résultats pertinents, le scénario contingent doit être crédible, en particulier le choix du véhicule de paiement⁽²⁾ proposé doit être cohérent avec le type de bien évalué et les habitudes sociales des individus.

Puisque l'on mesure la totalité du gain en surplus de la politique envisagée, on tient compte au moins en principe non seulement des valeurs d'usage qu'elle produit mais également des valeurs de non usage, ou valeurs accordées par les non usagers à la protection de leur environnement. Mais il est assez vite apparu que cet avantage apparent de l'approche contingente sur les méthodes indirectes, basées sur des comportements observés, pouvait en fait limiter sérieusement ses potentialités d'application en réduisant la pertinence et la fiabilité des évaluations obtenues. En effet, d'une part les valeurs mesurées ne sont pas toujours compatibles avec l'axiomatique économique de la révélation des préférences. D'autre part, le manque d'information des individus sur le bien à évaluer et l'absence de paiement réel concourent au manque de fiabilité des évaluations.

Confronté au scénario contingent, la personne interrogée est de fait engagée dans un double processus d'apprentissage : elle doit assimiler la procédure de l'enquête elle-même, et simultanément construire une valeur pour des biens qu'elle connaît souvent fort mal⁽³⁾.

L'appréciation de la fiabilité des valeurs construites par les individus interrogés à l'issue de ce processus pose alors au moins deux types de problèmes. En effet, il est souvent très difficile de définir précisément le bien environnemental à évaluer et les individus apprécient mal l'ampleur et les conséquences de la politique proposée, surtout s'ils ne consomment pas le bien. Par ailleurs, les biens environnementaux étant généralement fournis hors marché et ayant des caractéristiques de biens publics, la prise en compte d'un paiement réel dans sa contrainte budgétaire par l'individu interrogé est un exercice délicat : comment mesurer les possibilités de substitution avec d'autres biens, marchands ou non marchands, comment définir le degré d'appropriabilité du bien par l'individu ?

La description et la compréhension des procédures cognitives de construction de la valeur des biens sont des problèmes de fond posés de-

⁽²⁾ Le véhicule de paiement est le mode de paiement pour le bien proposé aux individus dans le scénario contingent : augmentation des impôts locaux ou nationaux, création d'un fonds spécial pour l'environnement, perception d'un droit d'accès sur un site naturel, etc.

⁽³⁾ Sur ce problème de construction des valeurs implicite dans l'approche contingente, cf. Willinger (1996).

puis longtemps à la micro-économie. Cette question se situe à la frontière séparant la psychologie, la sociologie et l'économie. Les économistes s'intéressent essentiellement aux conséquences des systèmes de préférence construits par les individus sur leurs comportements d'échange et d'appropriation des biens, et assez peu aux mécanismes de construction de ces préférences eux-mêmes. Cette attitude prudente atteint toutefois ses limites lorsqu'il s'agit d'évaluer des biens environnementaux généralement non appropriés et non échangés par les individus. Tout en gardant à l'esprit ces limites, l'approche contingente de l'évaluation des actifs naturels, en plaçant les individus face à un exercice d'évaluation monétaire, exercice avec lequel ils sont bien familiarisés, les conduit à adopter des comportements proches d'une décision d'échange. Ces comportements sont donc a priori interprétables par l'analyse économique classique. Sans sous-estimer les épineux problèmes théoriques qu'elle soulève, l'approche contingente paraît dans ces conditions suffisamment fondée pour justifier son utilisation dans une perspective appliquée.

Développement de l'approche contingente

Les premières tentatives d'application de la méthode contingente à des biens environnementaux sont relativement anciennes (Davis, 1963). L'idée de Davis (suggérée parallèlement par Ciriacy-Wantrup, 1947) était d'encadrer la valeur par la simulation d'un mécanisme d'enchères. Ridker (1967) a appliqué les idées de Davis à la mesure des bénéfices d'une politique de réduction de la pollution de l'air. En 1969, Hammack et Brown (1974) ont utilisé l'approche contingente pour traiter une enquête postale portant sur la pratique de la chasse au gibier d'eau dans l'Ouest américain. Les travaux les plus importants du début des années 70 ont été ceux de Randall (Randall *et alii*, 1974) et Haneman (1978). L'enquête de Randall portait sur les bénéfices de visibilité dans le Sud-Ouest des Etats-Unis et celle de Haneman sur la qualité des eaux de baignade dans la région de Boston. A cette occasion, il est apparu que les procédures d'enchères séquentielles étaient très sensibles à la valeur initiale proposée (Randall, 1974). Ces études ont néanmoins permis de conclure à une bonne corrélation entre les mesures contingentes et les valeurs obtenues par des approches indirectes, la méthode des coûts de transport en particulier. La fin des années 70 a également connu des développements méthodologiques importants, précisant les conditions de mise en œuvre de la méthode contingente et ses liens avec la théorie économique de la valeur (Freeman, 1979, Brookshire *et alii*, 1980, Just *et alii*, 1982, Hoen et Randall, 1987).

L'approche par simulation d'enchères a alors été progressivement abandonnée par les praticiens de l'analyse contingente au profit de procédures d'enquêtes par questions ouvertes avec cartes de paiement (Bohm, 1972 ; Schulze *et alii*, 1981 ; Bishop *et alii*, 1983 ; Smith et Des-

vouges, 1986). Certains problèmes comme le choix du montant et du nombre de tours d'enchère demeurent encore des questions ouvertes à l'heure actuelle. Nous exposons en fin d'article comment les développements récents de la théorie des enchères nous paraissent susceptibles de résoudre au moins partiellement ces difficultés.

Les années 80 ont connu un fort développement des procédures de simulation de référendums. Ces procédures consistent à proposer aux individus de payer une certaine somme (que l'on fait varier entre les individus) pour bénéficier d'une amélioration de la qualité de leur environnement. Soit ils acceptent, soit ils refusent. Cette technique permet en principe de réduire les biais introduits par la procédure d'enquête mais requiert de grands échantillons.

L'importance des développements de l'approche contingente en économie de l'environnement a conduit l'EPA, le ministère de l'environnement américain, à commanditer une étude sur l'état de l'art en évaluation contingente en 1983. Dans leur ouvrage de référence, Cummings et ses coauteurs, faisant la synthèse de cette étude, concluent au caractère prometteur de la méthode tout en soulignant que de nombreux problèmes demeurent quant à sa mise en application (Cummings *et alii*, 1986). Mitchell et Carson (1989) dans un autre ouvrage important aboutissent à des conclusions analogues et apportent de nombreuses recommandations pratiques susceptibles de résoudre certains de ces problèmes.

Plus récemment l'application de la méthode contingente à la mesure de valeurs de non usage à la suite du naufrage de l'Exxon-Valdez a suscité de vives controverses parmi les économistes américains. C'est à travers un bilan de ces controverses que nous allons examiner les principales difficultés rencontrées en analyse contingente des valeurs environnementales.

CONTROVERSES AUTOUR DE LA MÉTHODE CONTINGENTE

A la différence des autres méthodes d'évaluation environnementales, l'approche contingente mesure des valeurs à partir de comportements hypothétiques et non de comportements observés. L'absence de référence à des transactions réelles a toujours suscité la méfiance des économistes en ce qui concerne la validité des montants monétaires estimés par l'approche contingente. Le courant critique actuel aux États-Unis (cf. Hausman *et alii*, 1993 pour une synthèse de ces critiques) est lui beaucoup plus radical. L'argumentaire des adversaires de l'approche contingente peut être résumé ainsi :

a) L'approche contingente ne mesure pas ce qu'elle est censée mesurer. D'une part, les réponses sont sujettes à des biais stratégiques : les individus peuvent volontairement sous-estimer leur consentement à payer

s'ils croient devoir financer la protection ou la restauration de leur environnement en fonction de leurs annonces. D'autre part, les réponses individuelles peuvent inclure d'autres éléments que des évaluations privées et refléter un intérêt moral ou éthique pour les questions d'environnement, ou le souci de se conformer à certaines normes sociales (effet dit de *warm glow* et biais de conformisme). Les consentements à payer sont alors assimilables à des dons potentiels à la cause de l'environnement et ne correspondent pas au niveau de fourniture et de qualité des services rendus par la nature aux individus.

b) Les valeurs estimées par l'approche contingente ne sont ni pertinentes ni fiables. Les individus manquent d'information sur le bien à évaluer et sont peu incités par la procédure à faire l'effort de l'acquiescer. Par ailleurs, les réponses sont très influencées par la procédure d'enquête elle-même (question ouverte, référendum à une ou deux étapes...), l'ordre des questions, les valeurs initiales proposées et l'information fournie dans l'enquête.

Concernant le second point, il nous paraît préférable de parler de fiabilité en termes de possibilité de répliquer les procédures plutôt qu'en termes de variabilité statistique des estimations. La grande dispersion des valeurs mesurées est souvent apparue comme un argument en défaveur de la méthode (Mead, 1993). Cet argument a été en particulier invoqué par Daum (1993) et Shavell (1993) pour invalider la méthode contingente dans le calcul des indemnisations pour dommages à l'environnement. Cette faiblesse potentielle peut être palliée en partie en augmentant la taille des échantillons et en améliorant les méthodes d'estimation économétriques et nous préférons concentrer la discussion autour des deux points précédemment soulevés.

Les praticiens de l'approche contingente pensent pouvoir réduire ces difficultés en améliorant la construction des questionnaires et des procédures d'enquête. Pour réduire le biais stratégique, il a été proposé de définir des scénarios hypothétiques rendant incertaine la relation entre consentement à payer annoncé et paiement effectif (Mitchell et Carson, 1989, p. 155). Une stratification appropriée de l'échantillon peut également être utilisée (Bohm, 1972). Par ailleurs les expérimentations en laboratoire suggèrent que le biais stratégique est en général relativement faible⁽⁴⁾ (Davis et Holt, 1993).

Pour défendre la pertinence des valeurs estimées par la méthode contingente, les praticiens s'appuient d'une part sur les résultats d'expériences de laboratoire issus de la recherche comportementale (cf. Schuman et Johnson, 1976), et d'autre part sur les comparaisons avec les valeurs estimées par d'autres méthodes d'évaluation : méthode des coûts de

⁽⁴⁾ Sauf peut-être lorsqu'on interroge des économistes (cf. Maxwell et Ames, 1981)!

transport, méthode hédoniste. Les études expérimentales mettent en évidence une forte corrélation entre comportements déclarés et comportements réels lorsque ceux-ci peuvent être observés par exemple pour la consommation de biens marchands⁽⁵⁾. La cohérence des estimations contingentes avec la méthode des coûts de transport est assez bien avérée, du moins en ce qui concerne les valeurs d'usage. Des valeurs d'usage passif élevées peuvent évidemment altérer de manière importante cette compatibilité, dans la mesure où l'approche par les coûts de transport fait référence à des usages observés.

Les adversaires de l'approche contingente soutiennent que les procédures actuelles d'évaluation ne permettent pas de répondre de façon satisfaisante aux deux problèmes soulevés précédemment. D'après McFadden et Leonard (1993) la méthode contingente doit pour être pertinente :

- i) produire des distributions de consentements à payer comparables quelle que soit la méthode particulière d'enquête utilisée ;
- ii) aboutir à des consentements à payer cohérents avec les principes économiques de l'évaluation et l'axiomatique de la préférence révélée.

Des techniques statistiques de plus en plus sophistiquées ont été mises en œuvre pour tester ces deux conditions : de l'estimation élémentaire des moyennes et des médianes à des procédures plus robustes vis-à-vis des réponses extrêmes, des non réponses et des valeurs nulles exprimant une protestation. Les effets de substitution entre biens environnementaux ont également été pris en compte dans des spécifications flexibles des préférences (cf. Hausman *et alii*, 1993, et McFadden, 1993, pour une revue des procédures paramétriques et non paramétriques d'estimation utilisées).

Desvougues *et alii* (1993), Green *et alii* (1995), McFadden (1993), McFadden et Leonard (1993), entre autres, ont montré que les procédures d'enquête les plus couramment utilisées (question ouverte, référendums) conduisent à des distributions des consentements à payer significativement différentes, en outre très sensibles aux biais d'ancrage⁽⁶⁾ des réponses. Desvougues *et alii* (1993), Diamond *et alii* (1993), McFadden et Leonard (1993) ont montré que le consentement à payer pour la protection d'une petite quantité de ressource naturelle était statistiquement identique au consentement à payer pour la protection de la totalité de la ressource. Interrogé sur la valeur qu'il attribue à un bien environnemental particulier, l'individu exprimerait en fait la valeur qu'il accorde à l'envi-

⁽⁵⁾ Notons qu'une corrélation forte ne suffit pas pour valider la pertinence des réponses car, même une corrélation parfaite n'exclut pas l'existence de biais systématiques entre comportements annoncés et comportements réels.

⁽⁶⁾ Dans les procédures de référendum à deux tours, les individus sont souvent influencés par les montants monétaires entre lesquels on leur demande de choisir. La valeur proposée leur apparaît comme une norme sociale définissant un « bon » niveau de consentement à payer. Leur évaluation annoncée est alors biaisée par les valeurs proposées dans l'enquête. On appelle biais d'ancrage ce type de biais.

ronnement dans son ensemble, d'où l'expression de biais d'inclusion pour désigner ce type de distorsion dans les réponses (cf. *infra*). La présence de biais d'inclusion, également soulignée par Kahneman et Knetsch (1992) et Kemp et Maxwell (1993) vient renforcer la thèse d'un comportement de donateur des individus confrontés à un questionnaire contingent sur l'environnement. Les études ont également mis en évidence des écarts considérables entre consentements à payer et consentements à recevoir. Rappelons qu'en théorie les consentements à payer et à recevoir peuvent s'analyser comme des variations de surplus induites respectivement par une amélioration marginale et une détérioration marginale de la qualité ou de la disponibilité d'un bien environnemental, ces valeurs ne devraient donc pas diverger considérablement. Pour Diamond et Hausman (1993) et Milgrom (1993), les effets revenu et de substitution ne suffisent pas à expliquer les écarts constatés entre consentements à payer et à recevoir. Par ailleurs, cette disparité est généralement corroborée par les expériences de laboratoires même si elles constatent que l'écart entre les valeurs tend à se réduire avec la répétition de l'expérience (Boyce *et alii*, 1992). Les adversaires de l'approche contingente en tirent la conclusion que la méthode ne produit pas des évaluations compatibles avec l'axiomatique économique des préférences et que les mesures proposées sont trop sensibles à la procédure d'enquête utilisée pour être fiables.

Les praticiens de l'approche contingente contestent la portée de ces critiques (Randall, 1993). Des justifications théoriques ont été avancées pour expliquer les écarts constatés entre consentements à payer et à recevoir (cf. *infra* et Hanemann, 1991). Pour ces praticiens, les problèmes rencontrés dans la mise en œuvre de la méthode contingente sont dus à la complexité de l'exercice d'évaluation lui-même, portant sur des biens environnementaux non marchands, souvent mal définis et au devenir incertain. Dans un tel contexte il leur paraît excessif d'exiger des mesures contingentes un degré de fiabilité élevé, compatible avec un modèle théorique dont la validité, même pour les biens marchands usuels, n'est pas facilement testable (Kopp et Smith, 1995). Les solutions aux problèmes rencontrés résident dans le perfectionnement des procédures d'enquête et du traitement économétrique des données.

La nature des valeurs mesurées (importance des valeurs d'existence ou d'usage passif), l'absence d'une théorie prédisant la manière dont les individus répondent à des questions dans un contexte hypothétique font que le débat autour de la pertinence et de la validité de l'approche contingente peut clairement se poursuivre encore longtemps. Notons que l'enjeu du débat dépasse le cadre strict de l'économie de l'environnement et concerne plus généralement la méthodologie de l'évaluation des mécanismes de fourniture et d'allocation des biens publics.

Deux voies de recherche sont envisageables pour tenter de résoudre les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de la méthode contingente. La première consiste à améliorer le protocole d'enquête et le trai-

tement des données. Dans cette optique, l'écart entre les valeurs mesurées et les vraies valeurs est interprété comme un biais, biais qu'il s'agit de réduire par des techniques appropriées. La seconde voie de recherche possible part d'une réflexion sur la procédure elle-même. Elle s'appuie sur l'idée que les individus ne sont pas conduits naturellement à révéler leurs vraies valeurs pour le bien environnemental ni même à faire l'effort nécessaire pour construire leurs évaluations. Le problème est alors de définir des procédures hypothétiques plus efficaces, fournissant les incitations appropriées aux individus pour qu'ils construisent correctement leurs valeurs et les révèlent indirectement par leurs annonces.

PERSPECTIVES DE RECHERCHE EN ÉVALUATION CONTINGENTE

Nous avons vu que les principaux problèmes rencontrés en évaluation contingente proviennent du caractère hypothétique de la procédure et de la difficulté qu'ont les individus à évaluer des biens environnementaux mal définis et mal connus. Une première voie d'amélioration possible consiste à traiter le problème en termes de biais de procédure. Dans ce contexte, nous entendons par biais la différence entre la distribution des paiements hypothétiques obtenue à partir du questionnaire contingent et la distribution qui résulterait d'un réel mécanisme de marché pour le bien environnemental. A cet égard, les biais les plus importants semblent être les biais hypothétiques et les biais d'inclusion. Pour limiter ces biais, il convient de définir le mieux possible le bien à valoriser et de choisir des modes de paiement réalistes, plaçant l'individu en situation de transaction, et non dans un rôle de donateur pour une œuvre charitable (Cummings *et alii*, 1986). Notons que la difficulté essentielle provient des valeurs d'existence ou d'usage passif où l'exercice d'évaluation porte sur des biens pour lesquels les individus ne disposent d'aucune expérience.

La solution retenue a souvent été de proposer à l'interviewé des questionnaires suffisamment complets pour lui permettre de construire une valeur (Fischhoff et Furby, 1988), plutôt que de se référer à une valeur préexistante. Mais alors se pose le problème de l'interprétation du questionnaire, et l'application de protocoles verbaux (ou penser à voix haute) a souvent révélé des résultats surprenants⁽⁷⁾ (Schkade et Payne, 1994).

Il est donc important de savoir dans quelle mesure les réponses sont affectées par l'information donnée et le contexte dans lequel est placé la personne interrogée. McClelland *et alii* (1991), à propos d'une étude

⁽⁷⁾ Du moins pour les économistes, les psychométriciens sont beaucoup plus avertis de ces problèmes (et généralement mieux armés pour les résoudre).

concernant la valeur de préservation de l'eau souterraine, ont montré que l'administration d'un questionnaire complet (vingt-quatre pages !) à un premier groupe de quarante personnes entraîne une très forte diminution de la variance comparée avec la variance obtenue à partir d'un questionnaire réduit appliqué à un second groupe de quarante personnes. Plus intéressant, en normalisant la distribution des paiements du second groupe par une transformation logarithmique, on montre que les erreurs dues au manque d'information suivent une distribution log-normale.

Le traitement possible des principaux biais

Le biais hypothétique

Les valeurs obtenues par la méthode contingente, tant pour les bénéfices d'usage que pour les bénéfices de non usage, accusent une distribution largement biaisée en faveur des valeurs extrêmes. Les expériences de laboratoire, ainsi que des études récentes ont montré qu'un traitement économétrique approprié pouvait résoudre en partie ce problème. Il n'est cependant possible que pour des réponses obtenues à partir de questions ouvertes.

Les expériences de laboratoire permettent de comparer les réponses obtenues sur un marché simulé et sur un marché hypothétique. Ces expériences (Schultze *et alii*, 1994, rapportent les résultats de cinq études récentes) montrent qu'en moyenne la réponse à une question hypothétique est 2,5 fois plus élevée que la réponse obtenue sur un marché simulé, et se situe dans un intervalle allant de 0,7 à 9 selon le bien estimé. Des expériences plus récentes ont montré qu'un manque d'expérience du fonctionnement d'un marché est en soi une source de biais, et un écart-type trop élevé des valeurs biaise naturellement toute estimation correcte des comportements.

Si l'on suppose que le biais est systématique, une façon de le corriger est d'utiliser un modèle semi-logarithmique, car il permet de rendre normale la distribution des erreurs. Une solution alternative est d'appliquer une transformation de Box-Cox à la variable expliquée afin d'obtenir une distribution aussi normale que possible des erreurs. L'intérêt de cette transformation est de permettre une estimation de l'importance du biais systématique affectant les réponses. Il est intéressant de remarquer que les auteurs du rapport de la NOAA recommandent d'appliquer aux valeurs obtenues un facteur correctif de 50 % en référence aux expériences de laboratoire. Or c'est en général l'ordre de grandeur que l'on obtient lorsqu'on passe d'un modèle linéaire à un modèle semi-logarithmique.

Cependant ce type de correction ne peut pas être utilisé pour des réponses à une question fermée puisque dans ce cas le consentement à

payer moyen est dérivé de l'estimation d'un modèle logit. Quoique cette dernière forme de révélation des préférences soit jugée préférable par l'administration américaine, les économistes ne partagent pas unanimement cette opinion. D'une part, il s'agit d'une méthode pauvre en contenu d'information révélée et, d'autre part, elle exige de plus grands échantillons et peut donc s'avérer très coûteuse. De plus, les expériences de laboratoire ont montré que l'exercice cognitif est assez semblable en question ouverte ou en question fermée et que, si l'individu est peu familiarisé avec le bien, la valeur proposée en question fermée peut servir de valeur d'ancrage (on dit que la perception psychométrique est altérée) sans réelle correspondance avec la variation de l'utilité. C'est ce que montre une expérience récente réalisée par Green *et alii* (1995). Enfin des études comparatives montrent que la réponse à la question fermée est souvent supérieure, d'un ordre de 3,5 environ, à la réponse obtenue à l'aide d'une question ouverte (Schulze *et alii*, 1994). Mais l'expérience est trop partielle pour pouvoir en tirer une règle générale de correction des résultats.

Le biais d'inclusion

Ce biais est étroitement lié à la présence de valeurs d'existence ou d'usage passif pour des biens environnementaux et il apparaît quel que soit le mode de révélation utilisé (question ouverte ou question fermée). L'existence de ce biais, signalé tout d'abord par Kahneman et Knetsch (1992) et plus largement analysé dans Hausman (1993), interpelle certainement les économistes sur la signification des résultats obtenus par l'évaluation contingente lorsqu'elle est utilisée pour révéler des valeurs d'usage passif. Il semble en effet que les individus valorisent une sorte de satisfaction morale qui n'a plus rien à voir avec une variation réelle ou attendue de leur bien-être. Ainsi un changement dans le bien évalué: protéger 1 000 oiseaux ou 10 000 oiseaux n'a qu'un très faible impact sur la réponse donnée. Dans ces conditions il est légitime de s'interroger sur le statut des valeurs obtenues.

Deux types d'explication peuvent être avancées. Le premier, proposé par Kahneman et Knetsch (1992), est la satisfaction morale de participer à une bonne cause, et cette satisfaction présente une utilité marginale fortement décroissante avec la disponibilité ou la qualité du bien environnemental évalué. L'individu attribue une somme forfaitaire à la protection de l'environnement, somme réservée aux bonnes causes. Dans le même ordre d'idée, Diamond et Hausman (1993) interprètent cette somme comme un don à une œuvre charitable justifié par le *warm glow*. La réponse au questionnaire révèle simplement que les individus sont sensibles aux problèmes d'environnement, elle ne peut en aucun cas servir à ordonner les préférences en matière de protection de l'environnement.

La seconde explication fait référence au modèle mental utilisé par l'individu pour construire sa réponse, modèle qui peut être totalement différent de celui prévu par le chercheur. Par exemple, interrogés sur leur consentement à payer pour améliorer la visibilité dans la région de Denver, certains individus intègrent dans leurs réponses les aspects santé ou même la fourniture d'autres biens publics. L'expérience montre qu'il peut exister une grande variété de modèles mentaux, ce qui pose un redoutable problème d'interprétation des valeurs mesurées et souligne encore, s'il le fallait, l'importance des protocoles verbaux pour tester la pertinence des questionnaires. Si un individu pense que les services publics sont des produits joints, interrogé sur la valeur d'un de ces services, sa réponse intégrera des éléments concernant la fourniture des produits joints (Schulze *et alii*, 1989).

Si les valeurs d'usage passif ne peuvent pas s'interpréter en termes de variation de bien-être, il apparaît tout à fait illégitime pour un certain nombre d'économistes de les inclure dans l'estimation globale des bénéfices induits par les politiques environnementales, ou dans l'estimation des dommages (Diamond *et alii*, 1993, Oppaluch et Grigalunas, 1992). Leur argumentation est simple: les valeurs d'existence sont généralement motivées par des principes moraux ou éthiques plutôt que par la recherche de bénéfices personnels. Et l'individu va considérer qu'il n'est pas correct d'accepter un gain financier en échange d'un compromis vis-à-vis de ses principes moraux. Dans ce cas son consentement à payer reflète la valeur de faire le bien plutôt que la valeur du bien.

Les motivations éthiques permettent de comprendre l'asymétrie fondamentale constatée entre consentements à payer et consentements à recevoir. Plus elles conditionnent les choix de l'individu et plus la compensation sera perçue comme une tentative de corruption, une violation d'un principe moral. Elles permettent également de comprendre les refus de protestation ou les sommes très élevées demandées lorsqu'on mesure des consentements à recevoir. Ces considérations n'épuisent pas le débat sur le statut des valeurs d'usage passif, loin s'en faut. Comme le fait remarquer Arrow (1993, p. 294), la pratique des économistes consiste depuis longtemps à considérer que les individus se comportent comme si ils maximisaient une fonction d'utilité, s'évitant ainsi d'avoir à détailler les motivations qui sous-tendent la construction de leurs préférences. On peut rapprocher ces considérations des analyses de Sen (1987, p. 41). Pour ce dernier, un individu est un complexe formé de deux entités: une agence qui gère le comportement individuel en situation d'interaction sociale, définit des buts et des moyens et prend des décisions en fonction des objectifs recherchés, et la personne (*well-being*) qui éprouve un certain bien-être en relation avec l'activité de l'agence. L'analyse économique des comportements porte sur les règles de fonctionnement de l'agence et leurs conséquences économiques et pas sur les modalités du bien-être des individus et la logique de leurs motivations.

Toutes les discussions autour de la valeur d'existence ne sont pas purement académiques. En effet, les coûts de la protection de toutes les espèces qui figurent dans le Endangered Species Act de 1973 s'élèveraient à 460 millions de dollars par an pour un budget alloué à la protection de 100 millions de dollars par an. Des choix sont donc inévitables, choix qu'il conviendrait de faire sur la base d'analyses coûts-avantages. Une solution possible à ce problème est d'utiliser une méthode différente de révélation des préférences, basée sur des choix de programmes de protection (cf. *infra*).

Autres problèmes rencontrés et solutions possibles

Le traitement des non réponses

Ce problème se pose lors du traitement des réponses à une question ouverte. L'analyste est souvent confronté à des taux de non réponse élevés, surtout dans le cas de questionnaires administrés par voie postale, et à de nombreuses réponses nulles ou de refus de répondre lorsque le questionnaire est administré par un enquêteur. Il s'agit alors de distinguer les réponses nulles correspondant à des évaluations nulles du bien par l'individu, de celles exprimant un refus d'adhésion à la procédure ou au principe d'un paiement en faveur de l'environnement. Le problème des faibles taux de réponses à l'enquête contingente peut être partiellement résolu en traitant les non réponses comme des variables latentes et en estimant la valeur par un modèle tobit (Amemiya, 1985). Face à des valeurs nulles de protestation, on peut soit adopter une attitude prudente consistant à affecter une valeur nulle à toutes les réponses égales à zéro, soit reconstituer un consentement à payer fictif, éventuellement négatif, pour les individus protestataires (Desaigues et Point, 1993). D'autres approches économétriques sont également envisageables (Bonnieux *et alii*, 1995). Le panel d'experts de la NOAA recommande à cet égard la procédure d'interview en face à face, procédure permettant de réduire significativement le taux de non réponses.

La divergence entre consentements à payer et à recevoir

Plusieurs études ont montré que des individus interrogés sur leur consentement à recevoir pour accepter une diminution de leur bien-être exprimaient des valeurs de 4 à 10 fois supérieures à leur consentement à payer pour éviter cette détérioration (Mitchell et Carson, 1989). Différentes raisons peuvent expliquer cette divergence. Pour un bien comme le permis de chasse, le paiement à consentir est perçu comme l'achat d'un droit de chasse, droit n'impliquant pas l'obligation de chasser. Par

contre le consentement à recevoir pour accepter une interdiction de la chasse est perçu comme une perte de jouissance de ce droit. L'écart entre les valeurs peut alors s'interpréter dans le cadre de la théorie prospective de Kahneman et Tversky (1979). Selon cette théorie, les individus attribuent une valeur subjective aux gains et aux pertes qu'ils subissent et ont tendance à surévaluer leurs pertes par rapport à leurs gains. Leur consentement à recevoir pour accepter une interdiction de la chasse devrait donc être supérieur à leur consentement à payer pour avoir le droit de chasse. Les expériences de laboratoire (Schulze *et alii*, 1989) montrent que, d'une part, le consentement à payer est généralement plus proche des valeurs de marché et moins sensible à des facteurs psychologiques, et que, d'autre part, la répétition de l'expérience de simulation d'un marché fictif conduit à la convergence des consentements à payer et à recevoir. Pour Hanemann (1991), les actifs naturels n'ayant que rarement des substituts marchands, la faible élasticité de la demande pour ces actifs qui en résulte peut expliquer en grande partie la divergence entre les valeurs. Si l'éventuelle diminution de la qualité ou de la disponibilité d'un actif naturel est considérée comme une dégradation irréversible par l'individu, la divergence entre les valeurs peut correspondre à la quasi-valeur d'option de la préservation résultant de l'incertitude sur la valeur future de l'actif (Arrow et Fisher, 1974). Il est par ailleurs clair que les biais stratégiques peuvent être considérables lorsqu'on demande à des individus de révéler un consentement à recevoir.

Par prudence les économistes ne mesurent en général que des consentements à payer. Mais dans certains cas, la nature des droits de propriété sur les actifs naturels implique de mesurer des consentements à recevoir. C'est le cas par exemple pour des exploitants agricoles interrogés sur leur consentement à recevoir pour adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement (Bonnieux et Rainelli, 1995). C'est aussi le cas pour des individus s'estimant en droit de vivre dans un environnement de qualité (cette attitude peut entraîner des valeurs nulles de protestation face à des demandes de paiements contingents pour préserver cette qualité). Les estimations de consentements à recevoir étant souvent difficilement utilisables dans la décision publique, les économistes préfèrent recourir à des méthodes d'estimation indirectes : impact sur le prix du foncier, examen des mesures de compensation proposées... (Kunreuther et Easterling, 1995).

Améliorer la révélation des préférences par la méthode des programmes

De nombreuses actions en faveur de l'environnement (protection de la biodiversité, des forêts tropicales, des paysages ou des espèces menacées) ne sont pas facilement identifiables en termes de valeur ajoutée

pour un individu interrogé sur son consentement à payer pour en bénéficier. Une solution à ce problème est d'apporter de l'information aux individus, mais pas n'importe quelle information. L'idéal serait de fournir à l'individu une information comparable à celle dont il dispose pour apprécier des valeurs d'usage (en situation d'achat de services récréatifs ou de choix d'une résidence par exemple). On peut envisager de construire des programmes plus ou moins ambitieux (et donc plus ou moins coûteux) de protection de l'environnement. Ces programmes seraient suffisamment détaillés pour que les individus puissent faire des arbitrages entre leurs coûts (rapportés à la population concernée) et leurs caractéristiques. Une telle procédure se rapproche d'un mécanisme de marché fictif où les individus disposent de l'information nécessaire pour effectuer des choix contingents.

Une tentative intéressante a été réalisée à titre expérimental en appliquant cette méthode à l'estimation du surplus associé à différents niveaux de restauration de sites contaminés aux États-Unis (Schulze *et alii*, 1994). Cinq programmes ont été proposés à un échantillon de 171 individus. Ils sont caractérisés par leurs coûts, les niveaux de décontamination envisagés, les niveaux de risque, l'odeur. Les choix observés sont estimés par un modèle logit conditionnel, permettant le calcul du surplus associé à différents niveaux de décontamination.

Construire des mécanismes incitatifs de révélation des valeurs environnementales

Jusqu'à présent, nous nous sommes intéressés aux possibilités d'amélioration des protocoles d'enquête ou de traitement des réponses pour réduire les biais affectant la fiabilité des mesures contingentes. Mais une autre voie d'approche paraît intéressante, susceptible de réconcilier adversaires et praticiens de la méthode d'évaluation contingente, en se plaçant dans une perspective un peu différente de la logique de réduction des biais déjà évoquée.

Supposons que l'on fournisse à l'individu le temps et l'information nécessaire pour qu'il puisse construire un vrai consentement à payer. Le problème du praticien de l'évaluation contingente est alors de reconstituer la distribution de ces consentements. Mitchell et Carson (1989, chap. 11) suggèrent qu'une bonne pratique de l'évaluation implique de minimiser les incitations économiques que pourraient avoir les individus de dévier de leurs vraies valeurs dans leurs annonces. Certains critiques de la méthode contingente (McFadden, 1993) ont également suggéré de réduire au maximum les incitations afin de favoriser la révélation de vrais consentements à payer. En d'autres termes, pour que les individus ne mentent pas, il ne faut pas qu'ils soient incités à répondre quelque chose de précis si ce n'est pas la vérité.

Le problème est alors que d'autres facteurs, et en particulier les facteurs psychologiques, peuvent devenir suffisamment importants pour introduire des biais dans les consentements à payer annoncés. Ces biais n'ont aucune raison de s'annuler mutuellement et l'on peut donc s'attendre à ce que différents modes d'enquête produisent des résultats différents ou que les valeurs observées ne satisfassent pas l'axiomatique de la préférence révélée, des faits avérés empiriquement. Ces constatations sont parfaitement cohérentes avec les résultats empiriques des études psychologiques qui montrent que les individus adoptent différentes stratégies de réponses lorsqu'ils sont confrontés à différentes procédures de révélation de la valeur pour la même question (Tversky *et alii*, 1988, 1990).

Au vu de ces résultats, un questionnaire contingent peut être considéré comme un jeu, jeu défini par un ensemble de règles données aux individus enquêtés (une approche similaire est adoptée par Hoehn et Randall, 1987). Le problème clé est alors de construire un jeu avec suffisamment d'incitations pour que les stratégies et le comportement des individus soient interprétables et modélisables par l'analyste. L'objectif de l'approche contingente étant de mesurer des valeurs économiques et non de modéliser la psychologie des individus, nous pensons que les incitations économiques devraient être renforcées plutôt que minimisées dans les procédures d'évaluation contingente. Les biais stratégiques qui résulteraient de la mise en œuvre de procédures réellement incitatives ne nous paraissent pas poser de problème de fond, et l'insistance tant des adversaires de l'approche contingente à prouver l'existence de biais de procédure, que de ses partisans à les éviter, nous semble déplacée.

Pour montrer que la présence de biais n'est pas un problème fondamental, nous nous appuyons sur les développements récents de l'analyse structurelle des modèles d'enchères (Laffont et Vuong, 1993, Laffont *et alii*, 1995, et pour une revue récente Laffont, à paraître). Si l'on modélise la procédure contingente comme un jeu entre un enquêteur (ou l'autorité qui commandite l'enquête) et une multitude d'individus interrogés, les valeurs déclarées sont en fait assimilables à des annonces dans un mécanisme d'enchères. Cette vision nous ramène à Davis, l'initiateur de l'approche contingente qui décrivait la méthode comme « *mettant l'enquêteur dans la position d'un vendeur qui fait révéler l'enchère la plus élevée de l'usager enquêté pour les services offerts par l'environnement* » (Davis, 1963, p. 245)⁽⁸⁾. On a vu que cette approche a été progressivement abandonnée par les praticiens de l'analyse contingente au cours des années 70 en raison des incohérences constatées dans les réponses et des risques de biais stratégiques dans les réponses. On peut expliquer ce choix par le

⁽⁸⁾ Voir aussi Randall *et alii* (1974) qui introduisirent les jeux d'enchères en économie de l'environnement.

faible développement des applications de la théorie des jeux et de la théorie de l'information à cette époque, en particulier en ce qui concerne l'analyse des asymétries d'information en situation d'interaction stratégique entre agents économiques. La littérature empirique sur l'évaluation contingente s'est alors concentrée davantage sur l'interprétation des réponses que sur l'étude des procédures elles-mêmes. On peut d'ailleurs faire la même remarque pour la littérature sur les modèles d'enchères jusqu'à une date récente où l'on se préoccupait davantage d'expliquer les enchères observées que le processus de construction des annonces (Laffont, à paraître).

L'analyse des modèles d'enchère montre que les annonces observées ne sont pas nécessairement identiques aux consentements à payer individuels, et que les stratégies des enchérisseurs dépendent étroitement des règles du jeu d'enchères. Par exemple, sous l'hypothèse que les consentements à payer des individus sont indépendants (paradigme de la valeur privée), Riley et Samuelson (1981) ont caractérisé les stratégies d'équilibre de Nash bayésien parfait d'un jeu d'enchère ascendante au premier prix. La stratégie d'équilibre relie fonctionnellement l'annonce individuelle à la vraie valeur du consentement à payer. Il est clair que cette relation n'est pas forcément une identité et donc que les annonces n'ont aucune raison d'être identiques aux vraies valeurs. Bien que ces dernières soient par définition inobservables et qu'il faille s'attendre à des biais systématiques entre les annonces et les vraies valeurs, Guerre *et alii* (1995) ont montré qu'il était possible de reconstruire la distribution des vraies valeurs par des techniques économétriques non paramétriques appropriées.

Il est également possible de reconstruire la distribution des vraies valeurs dans des contextes plus généraux et dans d'autres paradigmes que celui de la valeur privée : Laffont et Vuong (1993) l'étendent à des distributions de valeurs mutuellement dépendantes. Selon cette approche, on peut s'attendre à ce que les individus choisissent de jouer des stratégies d'équilibre dès lors que les règles du jeu sont suffisamment claires et les gains (ou les incitations) suffisamment élevées. L'estimation structurelle du modèle économétrique correspondant permet de retrouver les vrais consentements à payer en dépit des biais stratégiques affectant les annonces, conséquences des incitations introduites dans la procédure d'enquête.

CONCLUSION

L'approche contingente en économie de l'environnement a connu un fort développement depuis une quinzaine d'années. Depuis ses origines, cette méthode a été fréquemment critiquée par les économistes qui lui reprochent son caractère hypothétique, c'est-à-dire non fondé sur l'observa-

tion des comportements réels des agents économiques. Plus récemment à la suite du naufrage de l'Exon-Valdez, une vive controverse a opposé partisans et adversaires de l'évaluation contingente aux Etats-Unis. Les débats (toujours en cours) ont porté sur la pertinence de la méthode, accusée d'incapacité à mesurer effectivement des préférences pour les actifs naturels, et sur la fiabilité des résultats, jugés trop dépendants du mode d'enquête. Pour des biens environnementaux bien connus des individus ou quasi-marchands, la méthode conduit à des estimations satisfaisantes des bénéfices liés à leur préservation. Par contre dans son état actuel de développement, elle ne permet pas d'évaluer correctement des biens naturels peu ou mal connus par les individus (valeur de la biodiversité, de la qualité des paysages, de la protection d'espèces menacées ...). S'il est assez clair que les individus accordent une certaine valeur à ce type de bien, cette valeur contient une forte composante de valeur d'existence ou d'usage passif.

En théorie, l'approche contingente est la seule méthode capable d'estimer ce type de valeurs, mais il semble que l'importance des valeurs d'existence soit justement la cause des mauvais résultats de la méthode lorsqu'elle est appliquée à ce type de biens. L'information apportée aux individus joue à l'évidence un rôle crucial dans la qualité et la fiabilité des valeurs dérivées du scénario contingent. Non seulement il importe de définir le plus précisément possible le bien à évaluer, mais il faut également fournir aux individus des incitations appropriées pour qu'ils fassent l'effort de construire des évaluations cohérentes de leurs consentements à payer.

L'analogie de la procédure contingente avec la problématique des modèles d'enchères suggère plusieurs pistes de recherche intéressantes pour les praticiens de l'évaluation contingente. Contrairement aux vues de Mitchell et Carson (1989), il semble préférable d'informer les individus (ou de leur faire croire) que leurs réponses seront effectivement importantes dans la décision publique en matière de protection ou de restauration de l'environnement. Par ailleurs, il paraît souhaitable de rémunérer les agents et de procéder à des transactions monétaires effectives inspirées de la pratique de l'économie expérimentale, afin de renforcer les incitations économiques. Ceci milite en faveur de l'application de questionnaires détaillés sur de petits échantillons plutôt que des enquêtes sommaires sur grands échantillons comme la méthode du référendum ou la question fermée.

Enfin, réduire la complexité de l'exercice d'évaluation pour l'individu passe par l'apport d'une information claire et étendue sur le bien à évaluer et le contexte de la décision publique: dépenses engagées dans d'autres actions publiques, éléments scientifiques disponibles, coûts et avantages de la politique environnementale proposée, description des politiques alternatives possibles, conséquences éventuelles d'une non action. Ces suggestions peuvent paraître assez éloignées de la pratique courante de l'évaluation contingente et ne prétendent pas à elles seules

résoudre tous les problèmes soulevés par cette approche. Un effort méthodologique important reste à faire pour pouvoir interpréter correctement les résultats des procédures modifiées que nous proposons. Il permettrait d'aboutir à des mesures de valeur répondant au souhait de Milgrom (1993, p. 423): *Les évaluations les plus pertinentes sont celles qui découlent de la meilleure information disponible et des jugements les plus conscients.*

BIBLIOGRAPHIE

AMEMIYA (T.), 1985 — *Advanced Econometrics*, Harvard University Press, Cambridge, (Mass.).

ARROW (K. J.), FISHER (A. C.), 1974 — Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility, *Quarterly Journal of Economics*, May, 88, 312-319.

ARROW (K. J.), 1993 — Panel discussion in: HAUSMAN (J. A.), ed., *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland.

BISHOP (R. C.), HEBERLEIN (T. A.), KEALY (M. J.), 1983 — Hypothetical bias in contingent valuation: results from a simulated market, *Natural Resources Journal*, 23, 3, 619-633.

BOHM (P.), 1972 — Estimating demand for public goods: an experiment, *European Economic Review*, vol. 3, 111-130.

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

BONNIEUX (F.) et RAINELLI (P.), 1995 — Contingent valuation and the design of agri-environmental measures, in: HOFREITHER (M. H.) et VOGEL (S.), eds, *The Role of Agricultural Externalities in High Income Countries*, Kiel K. G., Wissenschaftsverlag Vauk, 91-108.

BOYCE (R.), BROWN (T.), MCCLELLAND (G.), PETERSON (G.), SCHULZE (W.), 1992 — An experimental examination of intrinsic values as a source of WTA-WTP disparity, *American Economic Review*, vol. 82, 5.

BROOKSHIRE (D. S.), RANDALL (A.), STOLL (J. R.), 1980 — Valuing increments and decrements in natural services flows, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 62, 3, 478-488.

BROWN (T.), 1993 — Measuring nonuse value: a comparison of recent contingent valuation studies, présenté à Joint Western Regional

Science Association, W-133, compilé par J. Bergström, University of Georgia.

CIRIACY-WANTRUP (S. V.), 1947 — Capital returns from soil conservation practices, *Journal of Farm Economics*, vol. 29, 1181-1196.

CUMMINGS (R. G.), BROOKSHIRE (D. S.), 1986 — *Valuing Public Goods: the Contingent Valuation Method*, Totowa (New Jersey), Rowman & Allanheld Publishers.

DAUM (J. F.), 1993 — Some legal and regulatory aspects of contingent valuation, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 389-414.

DAVIS (D.), HOLT (C.), 1993 — *Experimental Economics*, Princeton University Press.

DAVIS (R. K.), 1963 — Recreation planning as an economic problem, *Natural Resources Journal*, 3, 329-249.

DESAIGUES (B.), POINT (P.), 1993 — *Economie du patrimoine naturel*, Paris, Economica.

DESVOUGES (W. H.), JONHSON, (F. R.), DUNFORD (R. W.), HUDSON (S. P.), and WILSON (K. N.), 1993 — Measuring natural resources damages with contingent valuation: tests of validity and reliability, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 91-159.

DIAMOND (P. A.), HAUSMAN (J. A.), 1993 — On contingent valuation measurement of nonuse values, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 3-38.

DIAMOND (P. A.), HAUSMAN (J. A.), LEONARD (G. K.), and DENNING (M. D.), 1993 — Does contingent valuation measure preferences? Experimental evidence, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 41-85.

FREEMAN (A. M.), 1979 — *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice*, The John Hopkins University Press, for Resources for the Future, Baltimore.

GREEN (D.), JACOWITZ (K.), KAHNEMAN (D.), and MCFADDEN (D.), 1995 — Referendum, contingent valuation, anchoring, and willingness to pay for public goods, First Toulouse Conference on Environment and Resources Economics.

GUERRE (E.), PERRIGNE (I.), VUONG (Q. H.), 1995 — Nonparametric estimation of first price auction, World Congress of the Econometric Society, Tokyo.

HAMMACK (J.), BROWN (G. M.), 1974 — *Waterfowl and Wetlands: Toward Bioeconomic Analysis*, The John Hopkins University Press, for Resources for the Future, Baltimore.

HANEMANN (W. M.), 1978 — A methodological and empirical study of the recreation benefits from water quality improvement, PhD Dissertation, Harvard University.

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

HAUSMAN (J. A.), LEONARD (G.K.), and McFADDEN (D.), 1993 — Assessing use value losses caused by natural resource injury, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 341-361.

HOEN (J.P.), RANDALL (A.), 1987 — A satisfactory benefit cost indicator from contingent valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, 226-247.

JUST (R. E.), HUETH (D. L.), SCHMITZ (A.), 1982 — *Applied Welfare Economics and Public Policy*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs (New-Jersey).

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

KAHNEMAN (D.), TVERSKY (A.), 1979 — Prospect theory: an analysis of decisions under risk, *Econometrica*, vol. 47, 2, 263-291.

KEMP (M. A.), MAXWELL (A. M.), 1993 — Exploring a budget context for contingent valuation estimates, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 217-265.

KOPP (R. J. et SMITH (V. K.), 1995 — Constructing measures of economic values, First Toulouse Conference on Environment and Resources Economics, Toulouse.

KRUTILLA (J. V.), 1967 — Conservation reconsidered, *American Economic Review*, 57, 787-796.

KUNREUTHER (H.), EASTERLING (D.), 1995 — The role of compensation in siting hazardous facilities, Center for Risk Management and Decision Processes, The Wharton School, University of Pennsylvania.

LAFFONT (J.-J.), 1995 — Game theory and empirical economics: the case of auction data, Marshall Lecture, European Economic Association Meeting, Prague.

LAFFONT (J.-J.), OSSARD (H.), and VUONG (Q. H.), 1995 — Econometrics of first-price auctions, *Econometrica*, 63, 953-980.

LAFFONT (J.-J.), VUONG (Q. H.), 1993 — Structural econometric analysis of descending auctions, *European Economic Review*, 37, 329-341.

LAFFONT (J.-J.), VUONG (Q. H.), à paraître — Identification of symmetric affiliated value models, recherche en cours.

LAZO (J.), MCCLELLAND (G.), SCHULZE (W.), WALDMAN (D.), 1994 — information, context, and bias in contingent valuation, à Bad Homburg, Conference on Contingent Valuation, University of Colorado, Boulder.

MARWELL (G.), AMES (R.), 1981 — Economists free ride, does anyone else? *Journal of Public Economics*, 15, 295-310.

MCCLELLAND (G.), SCHULZE (W.), WALDMAN (D.) *et alii*, 1991 — Valuing Eastern visibility: a field test of the contingent valuation method, USEPA Cooperative Agreement, CR-815183-01-3, Washington DC.

MCCLELLAND (G.), SCHULZE (W.), 1991 — The disparity between willingness to pay versus willingness to accept as a framing effect, in: BROWN (D.) *et* KEITH SMITH (J. E.), *Frontiers of Mathematical Psychology, Essays in Honor of Clyde Coombs*, Berlin, Springer Verlag.

McFADDEN (D.), 1993 — Contingent Valuation and Social Choice, communication présentée à Far Eastern Meeting of the Econometric Society, Taipei, Taiwan.

McFADDEN (D.), LEONARD (G. K.), 1993 — Issues in the contingent valuation of environmental goods: methodologies for data collection and analysis, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 305-332.

MEAD (W. J.), 1993 — Review and analysis of state-of-the-art contingent valuation studies, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 305-332.

MILGROM (P.), 1993 — Is sympathy an economic value? Philosophy, economics, and the contingent valuation method, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 417-435.

MILGROM (P.), WEBER (R.), 1982 — A theory of auctions and competitive bidding, *Econometrica*, 50, 1089-1122.

MITCHELL (R. C.), CARSON (R. T.), 1989 — *Using Surveys to Value Public Goods*, Resources for the Future.

NOAA PANEL ON CONTINGENT VALUATION, 1993 — Report, Federal Register, vol. 58, 10, January 15, 4602-4614.

OPPALUCH (J.), GRIGALUNAS (T.), 1992 — Ethical principles and personal preferences as determinants of nonuse values: implication for natural resource damage assessment, présenté à Joint Western Regional

Science Association W-133, compilé par R. B. Rettig, Oregon State University.

PLOTT (C. R.), 1993 — Contingent valuation: a view of the conference and associated research, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 467-478.

RANDALL (A.), 1993 — Panel discussion, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 445-450.

RANDALL (A.), IVES (B.), EASTMAN (C.), 1974 — Bidding games for valuation of aesthetic environmental improvements, *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, 132-149.

RILEY (J. G.), SAMUELSON (W. F.), 1981 — Optimal auctions, *American Economic Review*, 71, 381-392.

RIDKER (J. G.), 1967 — *Economic Costs of Air Pollution*, New-York, Praeger.

SAMUELSON (P. A.), 1947 — *Foundations of Economic Analysis*, Harvard University Press.

SCHKADE (D. A.), PAYNE (J. W.), 1993 — Where do the numbers come from? How people respond to contingent valuation questions, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 271-293.

SHAVELL (S.), 1993 — Contingent valuation of the nonuse value of natural resources: implications for public policy and liability system, in: HAUSMAN (J. A.), *Contingent Valuation: a Critical Assessment*, North-Holland, 371-385.

SCHULZE (W.), MCCLELLAND (G.), BALLITRERI (E.), BOYCE (R.), DOANE (M.), HURD (B.), et SIMENAUER (R.), 1994 — An evaluation of public preferences for superfund site cleanup, USEPA Cooperative Agreement, CR 821980, WASHINGTON DC.

SCHULZE (W.), D'ARGE (R. C.), BROOKSHIRE (D. S.), 1981 — Valuing environmental commodities: some recent experiments, *Land Economics*, vol. 57, 2, 151-169.

SCHUMAN (H.), JOHNSON (M. P.), 1976 — Attitudes and behavior, *Annual Review of Sociology*, 2, 161-207.

SEN (A.), 1987 — *On Ethics and Economics*, Oxford, Blackwell Publishers.

SMITH (V. K.), DESVOUGES (W. H.), 1986 — *Measuring Water Quality Benefits*, Boston, Kluwer-Nijhoff.

STEVENS (T.), 1992 — Interpretation of contingent values for wildlife existence, présenté à Joint Western Regional Science Association/W-133, compilé par R. B. Rettig, Oregon State University.

TVERSKY (A.), SATTAH (S.), SLOVIC (P.), 1988 — Contingent weighting in judgement and choice, *Psychological Review*, 95, 371-384.

TVERSKY (A.), SLOVIC (P.), KAHNEMAN (D.), 1990 — The causes of preference reversal, *American Economic Review*, 80, 204-217.

WILLINGER (M.), 1996 — La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation, *Nature-Sciences-Société*, janvier.