

# Mise en œuvre de l'évaluation économique des aménités rurales en Europe : le cas des aménités environnementales

Mbolatiana Rambonilaza

**A**u dernier recensement de 1999, par le biais de la Surface Agricole Utile (SAU), l'agriculture concerne 44 % du territoire européen. Cette proportion atteint 51 %, si l'on tient compte des autres surfaces exploitées par les agriculteurs. En termes d'occupation du sol, les agriculteurs européens gèrent et entretiennent ainsi plus de la moitié du territoire. La présence d'aménités rurales est intimement liée à l'agriculture non seulement à cause de la part qu'elle occupe dans l'espace rural européen, mais également du fait de l'existence d'une interaction entre les activités agricoles et l'environnement. De ce fait, du point de vue économique, le concept d'externalité peut être mobilisé pour analyser les aménités rurales principalement les aménités environnementales (classification, OCDE 1999) car les activités agricoles ont affecté positivement le bien-être de certains groupes d'individus ayant bénéficié de biens et services environnementaux sans qu'une rétribution ait pu avoir lieu dans le cadre d'un marché.

L'interprétation des aménités rurales liée à l'agriculture en tant qu'externalité pose cependant un certain nombre de difficultés d'ordre méthodologique. La première résulte de la nature complexe des liens des activités agricoles avec l'environnement. La seconde relève de la présence d'autres catégories d'acteurs ayant contribué collectivement avec les agriculteurs à l'émergence de certaines aménités. La notion d'« externalité localisée » est donc apparue comme la meilleure approche pour analyser les *outputs* non marchands de l'agriculture, en

les inscrivant au sein du territoire. Plus la distance entre l'exploitation agricole et l'aménité considérée est réduite plus il est plus aisé d'imputer son bénéfice à ces activités agricoles du fait de leur interaction géographique ou de leur proximité.

Les externalités revêtent certaines caractéristiques de biens publics. Leur consommation par un individu n'est pas rivale de la consommation par un autre individu. En outre, une fois que le bien est disponible, aucun consommateur potentiel ne peut être exclu soit parce que le coût de son exclusion est nul soit parce que ceci est prohibitif. La plupart des externalités ne sont pas cependant des biens publics purs (absence de rivalité et d'exclusion) à cause de phénomènes de congestion. C'est le cas notamment d'un parc naturel pour lequel au delà d'un nombre de visiteurs donné, la satisfaction retirée de la visite peut se détériorer. La règle de gestion des biens publics selon laquelle celui qui en bénéficie paie ne peut donc pas leur être appliquées. Par ailleurs, si le marché est le seul régulateur de la production de ces biens non marchands, leur offre sera sous-optimale. Comme ils sont consommés gratuitement par leurs bénéficiaires, les exploitants agricoles ne sont pas incités à tenir compte dans leur processus de décision de l'impact de leurs actions sur le bien-être social via les aménités. L'intervention publique devient donc indispensable pour corriger cette défaillance du marché dans la coordination de l'offre d'aménités. Cette intervention peut revêtir deux formes :

## Les contacts

Cemagref  
UR Agriculture  
et dynamique rurale  
50, avenue de Verdun  
33612 Gazinet - Cestas,

– **L’internalisation des externalités dans la sphère marchande** en créant des marchés ou des quasi-mécanismes de marché (instauration des tarifs pour bénéficiaire de ces biens et services). Cette première solution présente un intérêt particulier dans la mesure où elle peut constituer une clé du développement rural dans les zones en voie de dépeuplement en accordant une importance progressive aux activités non marchandes de l’agriculture marginalisées jusqu’à présent. À ce propos, plusieurs études ont pu mettre en évidence l’existence de produits pour lesquels des prix plus élevés peuvent être obtenus grâce à un label associant un produit à un territoire et par conséquent à l’ensemble des aménités disponibles sur ce territoire. Le différentiel de prix, en comparaison avec le prix du même produit issu d’autres territoires dépourvus des mêmes aménités, toute chose étant égale par ailleurs, correspond ainsi à la rémunération des aménités disponibles sur le territoire duquel le produit est issu.<sup>1</sup>

– **La mise en place d’une politique de subvention de leur fourniture par les exploitants agricoles.** Cette idée a guidé les nouvelles réorientations successives de la PAC. La subvention accordée sur la base des prix du marché des produits a été progressivement abandonnée au profit d’une subvention directe à l’exploitant. En effet, l’agriculteur fournit à l’ensemble de la société des services non marchands, il doit être compensé pour la fourniture de ces biens. Ce principe de compensation a d’abord été institué dans le cadre des subventions accordées aux agriculteurs des zones sensibles sur le plan environnemental et s’est élargi à l’ensemble des exploitants sur la base d’une adhésion volontaire aux mesures agri-environnementales.

La reconnaissance et la valorisation de la multifonctionnalité de l’agriculture fondent la politique agricole commune (PAC) depuis quelques années. Toutefois, les connaissances sur la nature de ses bénéfices ainsi que les mesures empiriques de leur ampleur restent encore très limitées dans beaucoup de pays européens. Par ailleurs, une question fondamentale animant actuellement les débats académique mais également politique (lors des négociations internationales) est la suivante : est-ce que les valeurs économiques des aménités rurales sont crédibles et fiables pour guider l’évolution des instruments de soutien aux agriculteurs ? Dans ce contexte, une évaluation économique des amé-

nités rurales présente plusieurs intérêts : donner une indication monétaire des bénéfices des soutiens accordés aux agriculteurs guidés auparavant par des besoins urgents et effectifs d’améliorer et d’offrir des bénéfices environnementaux. Il s’agit ici d’établir une relation entre le montant des subventions accordées aux agriculteurs, leur offre d’aménités et la demande sociale, à la fois pour des raisons d’efficacité et d’équité ; dans l’objectif d’une internalisation par le marché, elle fournit à la fois des informations sur la demande et des informations permettant de définir les prix éventuels de ces biens et services.

Il devient donc intéressant de rappeler les objets et les outils de l’évaluation économique – d’observer l’état d’avancement de la recherche européenne sur ce sujet – et enfin de prospecter les éventuelles pistes de recherche.

## Objets et outils de l’évaluation économique des aménités

La littérature offre un panel de méthodes permettant de donner une indication monétaire des valeurs que les individus attachent à des biens qui ne sont pas échangés sur un marché. Nous pouvons distinguer celles qui sont basées sur les préférences individuelles de celles basées sur les préférences des décideurs politiques, des experts, ou des parties prenantes de la ressource en jeu. Cette deuxième catégorie regroupe les méthodes d’évaluation implicite (Carlsen, 1994), la méthode DELPHI (Navrud *et al.* 1997 ; Carson *et al.*, 1997), et enfin la méthode multicritère (Wenstop et Carlsen, 1998). Le recours aux méthodes d’évaluation des préférences individuelles a été dominant lors de l’évaluation des aménités rurales. Cette section sera donc consacrée à un bref exposé de ces méthodes.

## Les préférences individuelles comme fondement du choix social

Les aménités environnementales font l’objet d’une demande : (i) une demande d’usage par les agents économiques producteurs, et (ii) une demande d’usage et de non usage par les agents économiques consommateurs. Les conséquences irréversibles de certaines politiques ou programmes de gestion et les incertitudes associées à la disponibilité de certains actifs naturels amènent certains individus à financer la préser-

<sup>1</sup> Voir Lacroix, Mollard et Pecqueur (2000), pour le cas des huiles d’olives de Nyons.

vation de ces actifs soit pour conserver la possibilité future de leur usage pour sa propre consommation (valeur d'option), pour la consommation de ses contemporains (valeur de consommation partagée) ou pour la consommation des générations futures (valeur de legs). Par ailleurs, certains individus sont prêts à financer des programmes de conservation par simple altruisme (valeur d'existence). Les bénéfices des politiques environnementales ne se limitent donc pas aux bénéfices d'usage, ce qui a conduit à s'interroger sur les méthodes d'estimation des bénéfices de non usage et par la suite d'obtenir une valeur économique totale (Pearce, 1994). Dans sa conception, les méthodes pour l'évaluation économique des biens environnementaux veulent se rapprocher des méthodes d'évaluation des biens marchands basées sur les préférences individuelles.

La première étape de l'évaluation économique des bénéfices non marchands des ressources naturelles consiste donc à mesurer la variation du bien-être de chaque individu concerné par la politique environnementale (une mesure ou programme visant à améliorer la qualité de l'environnement) envisagée avant d'agréger ces bénéfices individuels pour obtenir le bénéfice social. Le première mesure du bien-être d'un individu est donné par le surplus (celui du consommateur ou celui du producteur) et la variation de son bien-être par la variation de son « surplus ». Pour un bien échangé sur un marché, le prix indique le consentement à payer (CAP) la dernière unité pour un consommateur désirant acquérir une quantité donnée. La différence entre le consentement à payer maximal pour acquérir un bien (à la quantité demandée) et le prix de ce bien est appelé « surplus » du consommateur utilisé comme mesure du bien-être de cette catégorie d'agents économiques.

Il existe deux mesures de la variation du surplus, selon la situation de référence. On calcule la variation équivalente du surplus lorsque la situation de référence est le niveau de bien-être après le changement. Dans le cas d'une variation positive, cette mesure traduit en termes monétaires ce que l'individu est prêt à débours pour maintenir son niveau de bien-être initial (consentement à payer). En revanche, on calcule la variation compensatrice lorsque la situation de référence est le niveau du bien-être avant le changement. On parle dans ce cas de consentement à recevoir traduisant en termes

monétaires ce que l'individu accepte de recevoir pour un changement de son niveau de bien-être. Pour le cas des biens environnementaux, l'utilisation des deux mesures devrait s'apprécier en fonction des droits de propriétés. Les droits de propriétés sur les biens environnementaux étant non définis, on suppose que les individus ne sont pas propriétaires de leur environnement. Sous cette hypothèse, le calcul du CAP est approprié dans le cas d'une amélioration de l'environnement.

### Les méthodes d'évaluation des préférences individuelles

Les méthodes basées sur les préférences individuelles sont de deux types :

- les méthodes indirectes sont une approche basée sur une inférence des CAP à partir des comportements observés (les méthodes des coûts de déplacement, les méthodes à utilités aléatoires, et les méthodes des prix hédonistes). Ces méthodes se déroulent généralement en deux étapes : (i) l'estimation de la fonction de demande d'actifs naturels, (ii) puis le calcul de la variation du surplus du consommateur (CAP) à partir de cette fonction de demande ;

- les méthodes directes basées sur une approche contingente amenant les individus à révéler directement leur CAP à partir de scénarios hypothétiques d'évolution de la qualité ou de l'accès aux biens environnementaux.

#### LES MÉTHODES INDIRECTES

**Les méthodes des coûts de déplacement (MCD)** ont été initialement mises au point pour évaluer spécifiquement la demande de loisirs de plein air et d'activités récréatives assurées par le patrimoine naturel. Elles ont été initiées au départ pour la gestion des parcs nationaux américains (Hotelling, 1947). Leur utilisation a été par la suite très prépondérante. En effet, depuis 1979, elles sont devenues l'outil d'évaluation des bénéfices des activités récréatives recommandée par le Water Resources Council des États-Unis lors d'évaluations de projets (Desaigues et Point, 1993).

L'objectif des MCD est d'établir la demande pour un actif naturel à partir de la fréquentation d'un site donné ou d'un ensemble de sites. L'individu manifeste une demande pour un site récréatif par les dépenses de transport qu'il

engage. La relation entre le taux de fréquentation du site et le coût de transport engagé par chaque individu déplacé nous donne la fonction de demande pour les services fournis par les actifs naturels spécifiques au(x) site(s) étudié(s). Cette méthode suppose donc que l'on identifie clairement le modèle de comportement individuel sous-tendant le choix du site et la durée de la fréquentation. Nous pouvons distinguer deux approches méthodologiques pour estimer la fonction de demande : une approche en unité spatiale utilisant ainsi des données agrégées par zones géographiques de provenance des visiteurs, et une approche micro-données utilisant les données individuelles (les informations concernant chaque visiteur).

**L'approche par unité spatiale** a l'avantage d'être facile à mettre en œuvre et peu coûteuse. En effet, les données utilisées peuvent être obtenues par des enregistrements réguliers des entrées sur les sites étudiés de certaines informations comme l'origine géographique des visiteurs. On définira par la suite des zones géographiques d'étude pour calculer les valeurs moyennes de l'ensemble des variables utilisées pour estimer la fonction de demande. L'estimation de la fonction de demande consiste en une régression économétrique du taux de fréquentation du site par la population de chaque zone géographique de provenance sur le coût moyen de déplacement et les valeurs moyennes d'un certain nombre de caractéristiques socio-économiques (revenu, âge, etc.) dans ces zones. En dehors des problèmes économétriques rencontrés lors de la mise en œuvre de cette méthode, la principale critique qui lui est adressée concerne la première variable explicative du choix (le coût de déplacement) calculée à sa moyenne pour chaque zone. Il ne s'agit donc pas d'un coût perçu par l'individu lors de sa décision. Il s'en suit que l'utilisation des données individuelles résout en partie ces problèmes. Elle a d'ailleurs l'avantage de décrire le processus de décision lors du choix d'un site. On utilise la plupart du temps la méthode à utilité aléatoire.

**La méthode à utilité aléatoire** analyse le choix (ou le non choix) d'un site donné comme le résultat d'une maximisation de sa fonction d'utilité par le visiteur. Il est très attrayant car il donne une estimation directe des coefficients de la fonction d'utilité du consommateur, ce qui permet d'obtenir plus facilement une mesure de

son bien-être. En outre, les modèles multisites permettent de traiter les non visites c'est-à-dire les non visites des sites alternatifs par l'individu ayant choisi un site donné.

L'utilité de l'individu est fonction des attributs des différents sites concurrents et du coût de transport pour se rendre à ces sites. À titre d'illustration, la fréquentation d'un lac de pêche peut dépendre de la qualité de l'eau, du taux moyen de prise, des infrastructures récréatives environnantes, et du coût de transport... Le visiteur choisit le site maximisant son utilité. On peut également introduire comme variables explicatives du choix ses caractéristiques socio-économiques notamment le revenu et l'âge pour tenir compte des différences de préférence en matière récréative. La principale limite de cette méthode est la fiabilité des résultats obtenus qui dépendent étroitement des sites substitués considérés dans le modèle.

**La méthode des prix hédonistes (MPH)** consiste en une estimation des prix implicites des attributs individuels d'un bien marchand. Les biens et services environnementaux ainsi que la présence d'aménités rurales font partie de ces attributs. La variation des prix de ces biens marchands peut donc être expliquée par les différences dans la qualité ou dans la disponibilité des biens environnementaux et d'autres aménités. La MPH comporte deux étapes pour obtenir la fonction de demande d'aménités. Par manque de données, les études se limitent à la décomposition des prix d'un bien marchand entre parts expliquées par les différents attributs et analyser ainsi les aménités ayant influencé les décisions des consommateurs lors de leur acte d'achat. Les études empiriques utilisent dans la plupart du temps, les prix de vente des résidences secondaires (Willis et Garrod, 1992) ou les tarifs de location des gîtes ruraux (Le Goffe, 2000). La principale difficulté dans la mise en œuvre de cette méthode est la disponibilité des données. On ne dispose pas de mesures adéquates des aménités existantes obligeant à utiliser des variables « proxy » pouvant capter de manière conjointe les effets sur les prix de plusieurs aménités. En outre, il n'est pas certain que les variables considérées soient les variables pertinentes motivant les enchères lors des achats pour les résidences secondaires, et les tarifs des gîtes ruraux sont partiellement réglementés en France.<sup>2</sup>

<sup>2</sup> Voir Michalland et Vollet (1999) pour les problèmes d'ordre économétrique posés par cette méthode.

### LES MÉTHODES DIRECTES

Les méthodes directes sont une approche permettant de faire révéler aux individus leurs préférences environnementales à l'aide d'enquête basée sur des scénarios hypothétiques d'actions publiques sur la ressource naturelle en jeu.

**L'utilisation de la méthode contingente est prépondérante** car elle est facilement manipulable pour une large gamme de biens environnementaux et permet d'estimer les valeurs de non usage, ce que n'offre pas les méthodes indirectes. La méthode contingente s'appuie sur une enquête auprès d'un échantillon de population donnée auxquelles on demande directement leur CAP. Cette enquête se base sur un scénario hypothétique appelé scénario contingent qui doit se rapprocher des conditions du marché. Ainsi, il y a le bien sur lequel les enquêtés doivent exprimer leur préférence compte tenu de leur contrainte budgétaire, et le prix ou le moyen de paiement. D'une manière générale, il leur est proposé deux alternatives : le statu quo (pas d'intervention publique) et une action environnementale de préservation ou d'amélioration de la qualité de l'environnement qu'ils doivent financer soit par des droits d'entrée (pour le cas des parcs), soit par des impôts locaux, etc. Pour obtenir les CAP des individus, le questionnaire peut se limiter à un choix discret entre accepter de financer ou non le programme, ou en un questionnaire ouvert/fermé dans lequel l'individu doit choisir un montant de financement donné parmi un ensemble de montants possibles.

Les résultats des enquêtes contingentes comportent beaucoup de biais associés aux attitudes des enquêtés. Le processus de révélation des préférences dans le cadre d'une évaluation contingente demande aux enquêtés un double exercice. Le premier est un exercice de formulation de la valeur du bien environnemental concerné par le programme dans un contexte de contrainte budgétaire. Cette tâche est d'autant plus difficile que l'individu n'est pas familier avec le bien, d'où la difficulté d'obtenir des mesures valides de la valeur pour les biens liés à une forte demande de non-usage. Le second exercice concerne la révélation de cette valeur. Si l'individu croit qu'il sera amené effectivement à financer le programme au prorata de la valeur annoncée, il aura tendance à sous-estimer son CAP.

Par ailleurs, les réponses individuelles peuvent refléter des considérations philosophiques ou éthiques. Le montant annoncé ne correspond plus par conséquent à l'intérêt individuel d'une amélioration de la qualité de la ressource en jeu mais à l'intérêt porté à l'ensemble des biens environnementaux. Le CAP peut être, dans ce cas, interprété comme un don à toutes les pré-occupations environnementales.<sup>3</sup> Cette confusion lors du processus de révélation des préférences provient de deux sources majeures : premièrement, de la difficulté de définir avec précision l'évolution de la qualité de la ressource favorisée par la politique, et secondement de la manière de transmettre ces informations aux enquêtés.

Si les limites des résultats obtenus n'amènent pas à remettre en cause l'application de la méthode, un moyen de réduire les biais est d'investir dans la confection du questionnaire, d'améliorer les procédures d'enquêtes et de mobiliser des outils économétriques sophistiqués pour le traitement statistique des résultats.

## Mise en œuvre de l'évaluation économique des aménités rurales en Europe

Les études d'évaluation économique des biens environnementaux sont devenues prépondérantes ces dix dernières années, pour le cas européen. La liste fournie par la base des données EVRI<sup>4</sup> ont permis d'identifier 450 travaux d'évaluations économiques entre 1992-1999 pour l'ensemble des pays de l'Europe (Communauté et hors Communauté). Cependant, le dépouillement de cette liste fait constater que l'évaluation économique des aménités environnementales restent limitées et presque inexistantes pour certains pays comme la Belgique ou le Danemark. Nous avons pu recenser 92 études pouvant être classées comme faisant partie des aménités rurales et dont 44 anglaises. Le **tableau 1** donne une répartition de ces études selon les types de ressources évaluées et leur usage.

### Comment caractériser les aménités à évaluer?<sup>5</sup>

L'existence d'une aménité environnementale est étroitement liée à la qualité du milieu naturel. Les activités agricoles génèrent des aménités du fait de leur interaction avec le milieu. Si la qua-

<sup>3</sup> Voir Desaignes et Point (1993), ou Amigues, Desaignes et Vuong (1996) pour de plus amples détails.

<sup>4</sup> L'EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) est une banque consultable d'études empiriques sur la valeur économique des bénéfices environnementaux et des effets sur la santé. La sélection des études incluses dans la liste a été effectuée par un groupe d'économistes dont la liste est disponible sur le site de EVRI.

<sup>5</sup> Pour le reste de la section, nous avons fait référence aux articles inclus dans la base EVRI auxquels sont ajoutés d'autres plus récents.

lité du paysage, les zones de pêche de chasse ou de promenades, la biodiversité (les espèces rares) ou les habitats à forte valeur écologiques constituent les aménités, leur existence passe par la préservation d'un actif naturel (la forêt, une zone humide, l'eau, etc.). Il n'est donc pas étonnant que les études se focalisent plus sur l'actif naturel supportant l'existence des aménités que sur les aménités elles mêmes. Dans le cadre d'une évaluation économique des aménités, la valeur économique de ces dernières se confond ainsi avec le bénéfice de préservation d'une ressource environnementale donnée. C'est le cas notamment du bénéfice de préservation d'une espèce rare à travers la conservation de son habitat naturel (forêt ou zone humide). Une simple lecture du **tableau 1** permet de distinguer les études qui adressent directement la question des aménités (pêche, chasse, paysage, biodiversité) des études qui évaluent le bénéfice de préservation d'une ressource (eau, forêt, zone humide).

Par ailleurs, on peut classer les aménités selon les bénéfices qu'elles procurent. On distingue ainsi les aménités à usages récréatifs dont les bénéficiaires se limitent aux visiteurs ou résidents des lieux géographiques dans lesquels elles sont délivrées. Pour les aménités liées à des usages non récréatifs, la population concernée est constituée par les résidents d'un lieu donné (le paysage rural pour l'usage esthétique ou en tant que cadre de vie). Pour le cas des aménités associées à des bénéfices de non usage, les bénéficiaires peuvent se limiter à un

groupe d'individus ou à la population d'un pays tout entier. L'évaluation des bénéfices associés aux autres usages et non usages sont plus nombreuses. Il est évident que pour cette dernière catégorie de bénéfices, les méthodes d'évaluation indirectes ne sont pas applicables.

### Comment choisir la méthode à mettre en œuvre ?

Nous avons mentionné ci-dessus que les méthodes d'évaluation contingente sont plus utilisées que les méthodes indirectes car elles s'adaptent plus facilement aux aménités que l'on désire évaluer. Les méthodes indirectes concernent principalement les aménités liées à des usages récréatifs. Mais, le choix d'une méthode d'évaluation et sa mise en œuvre dépendent d'une part de la nature de l'aménité à évaluer et d'autre part du degré de familiarité de la population enquêtée avec cette aménité. Si tel n'est pas le cas, la fiabilité d'une méthode contingente est très limitée. Une solution est de fournir aux individus un ensemble d'informations sur le bien à évaluer avant de les interroger sur leur CAP (Mitchell et Carson, 1989). Mais, même dans ce cas, les incertitudes associées aux résultats de l'évaluation des aménités comme la biodiversité restent très élevées (Nunes *et al.*, 2001).

Compte tenu de ces deux critères (les types de bénéfices et la nature des aménités), nous pouvons dresser un tableau récapitulatif de l'adéquation entre chaque méthode et l'aménité à évaluer (**tableau 2**).

► **Tableau 1 :**  
Répartition des évaluations entre les différentes ressources.

Ressources évaluées	Activités récréatives	Autres usages et non usages	Total
Forêt	9	8	17
Espace rural en général	1	11	12
Parc national	4	6	10
Paysage agricole	2	9	11
Paysage	1	10	11
Eau (pêche)	5	-	5
Eau (rivière)	-	60	6
Chasse	4	-	4
Biodiversité (Forêt)	1	10	11
Biodiversité (espèce rare)	0	1	1
Zone humide	0	4	4
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>65</b>	<b>92</b>

### Exemple : l'évaluation économique d'une politique de préservation du paysage

Le paysage, relativement aux autres aménités, a fait l'objet d'une multitude d'évaluation en Europe. Tout d'abord lors des suivis des programmes « ESA » (Environmentally Sensitive Area – zones écologiquement sensible), qui correspondaient plus aux problèmes des pays de l'Europe du Nord (Suède, Finlande) et de la Grande Bretagne confrontés à la dégradation du paysage suite à l'abandon de l'agriculture. Les premières évaluations économiques ont été par conséquent effectuées essentiellement dans ces pays. Ensuite, lors de la mise en place des programmes agri-environnement à partir de 1992, initiés par chaque pays membre de l'Union, des études effectuées dans les autres pays européens apparaissent progressivement.

#### COMMENT CARACTÉRISER LE PAYSAGE À ÉVALUER ?

Une lecture rapide du **tableau 1** nous permet de constater que l'évaluation économique du paysage rural a porté sur 4 catégories de biens : les parcs nationaux, le paysage agricole, le paysage rural, les paysages particuliers.

- **Les parcs nationaux** : un espace rural délimité géographiquement, pourvu d'un intérêt national ou international particulier fondant sa conservation, doté d'attributs paysagers facilement identifiables et dont les bénéficiaires sont principalement les touristes. L'évaluation économique des bénéfices des programmes de conservation des parcs nationaux peut concerner les paysages agricoles intégrés dans ces parcs. C'est le cas de l'évaluation des parcs nationaux Peneda-Gerês (Portugal) et de Pennine Dales (Grande-Bretagne) (Santos, 1998). Elle peut également

Nature de l'aménité	Ressource environnementale	Type de bénéfice	Méthode d'évaluation
<b>Zone de chasse, de pêche et D'activités de loisirs de plein air</b>	Eau, forêt	Usage récréatif	MCD, MUA, MEC
<b>Qualité des paysages</b>	Espace rural, espace agricole, espace forestier	Usage récréatif Usage esthétique Cadre de vie Non usage	MCD, MUA, MEC MEC MEC MEC, MPH, MEC
<b>Existence d'un terroir</b>	Espace rural, espace agricole, espace forestier	Usage productif Non usage	Autres méthodes <sup>(1)</sup> MEC
<b>Biodiversité* :</b> - Diversité des gènes - Diversité des espèces - Diversité des écosystèmes - Diversité des fonctions de l'écosystème	Espace rural, espace agricole, espace forestier, zone humide	- Usage productif - Usage récréatif - Habitat naturel - Ecologique Non usages (legs, existence)	Autres méthodes <sup>(2)</sup> MCD, MUA, MEC MEC Autres méthodes <sup>(3)</sup> MEC

\* Définition du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

MCD : méthode des coûts de déplacement ; MUA : méthode à utilité aléatoire ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MPH : méthode des prix hédonistes.

<sup>(1)</sup> méthodes d'évaluation des bénéfices des agents producteurs telles que la méthode des fonctions de production (Voir Desaignes et Point – 1993).

<sup>(2)</sup> non encore définies.

<sup>(3)</sup> méthodes non basées sur les préférences individuelles telles que la méthode des coûts évités (Voir Point – 2000).

▲ **Tableau 2** : Classification des aménités et méthodes d'évaluation appropriées.

concerner le parc dans sa globalité qui est menacé par les activités agricoles alentours (Jùdez *et al.*, 1998). Dans les deux cas, l'évaluation économique du paysage passe par l'évaluation des bénéfices récréatifs des visiteurs.

– **Le paysage agricole** : l'évaluation des paysages agricoles peut porter sur les espaces agricoles pris dans leur ensemble sans distinction de leur aspect visuel. Cette approche a été utilisée par les pays du nord dont le principal problème a été l'abandon des exploitations agricoles, favorisant la détérioration du paysage rural par la défriche. Il peut s'agir de l'ensemble des espaces agricoles du pays (Drake, 1992), ou des paysages agricoles spécifiques des régions touristiques (Pruckner, 1995). Dans le premier cas, la conservation concerne toute la population suédoise. En effet, le principal bénéfice de la conservation des espaces agricoles suédois est associé à des valeurs d'existence qu'à des usages récréatifs. Dans le second, il s'agit plutôt de régions touristiques dont les principaux bénéficiaires sont les touristes.

– **Le paysage rural** : cette troisième catégorie concerne l'espace rural pris dans sa globalité incluant tous ses éléments constitutifs géophysiques (espace agricole, espace forestier, cours d'eau, etc.). Elle est traitée généralement dans le cadre des méthodes des prix hédonistes qui intègrent des variables pouvant être interprétées comme des indicateurs visuels du paysage : la proportion de conifères, l'existence d'un cours d'eau, la proportion d'espaces de prairie etc. Les bénéficiaires peuvent être les résidents (Garrod et Willis, 1992), ou les touristes (Le Goffe, 2000). Tempesta (1999) a appliqué la MEC pour l'évaluation des préférences des touristes dans la région de Fuini-Venezia-Giulia en matière de paysage (zones montagneuses ou espaces agricoles ou cours d'eau, etc.).

– **Les paysages particuliers** : il s'agit d'un élément du paysage rural bien identifié et représentatif de l'aspect visuel d'un territoire comme le cas du bocage (Bonnieux *et al.*, 1997 ; Colson *et al.*, 1996).

#### COMMENT METTRE EN PLACE UNE MEC POUR L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES POLITIQUES DE PRÉSERVATION DU PAYSAGE ?

La méthode contingente a été systématiquement utilisée pour évaluer les bénéfices des politiques de préservation du paysage dont la valeur est

constituée principalement de valeur de non usage (Santos, 1997). La mise en œuvre de la MEC pour le cas du paysage a suivi deux voies distinctes. Une première voie est l'évaluation des services fournis par les agriculteurs pour entretenir le paysage. Pruckner (1995) identifie l'ensemble de ces services et demande à chaque touriste enquêté le montant qu'il est prêt à payer pour chaque service. Cette voie a été peu suivie car l'estimation du bénéfice total est biaisée. En effet, le bénéfice d'un programme visant plusieurs services peut être inférieur à la somme des bénéfices de chaque service pris individuellement. En revanche, si l'objectif de l'étude est d'avoir des indications pour fixer le montant des rémunérations de chaque service fourni par les agriculteurs en tant que gestionnaire du territoire, l'approche devient pertinente.

Une deuxième voie consiste en l'évaluation des politiques de préservation proprement dites. Un programme de préservation d'un paysage a un impact sur certains éléments visuels constitutifs d'un paysage appelés « attributs ». L'évaluation économique vise ainsi à estimer le bénéfice attaché à ces attributs du paysage. Cependant, l'utilisation d'une MEC se heurte, dans ce cas, à deux éventuelles sources d'erreur.

– **Les enquêtés ont des difficultés pour cerner le bien sur lequel ils doivent se prononcer.** Les attributs qui leur sont proposés peuvent être déconnectés des attributs d'un paysage tels qu'ils les perçoit. Des enquêtes directes auprès des bénéficiaires permettent d'acquérir des informations sur leur propre perception. Hanley et Ruffell (1993) ont demandé aux enquêtés de classer chaque élément du paysage à évaluer. À partir de ce classement, ils construisent un indicateur subjectif d'un paysage pour chaque individu qu'ils utilisent comme élément explicatif du montant du CAP annoncé. D'autres auteurs effectuent une enquête préalable en présentant à un groupe d'individus des photographies ou des diapositives des simulations théoriques des paysages considérés, pour cerner les attributs des paysages tels qu'ils sont perçus par les gens ordinaires. Les résultats de cette étude préalable servent par la suite à affiner le scénario contingent en mettant en avant ces attributs lors de l'enquête proprement dite (Santos, 1998).

– **Le support de paiement** qui doit être réaliste et crédible. On utilise habituellement une taxe

locale supplémentaire pour les résidents et un tarif d'entrée du parc (tarif de parking) pour les touristes.

### Qu'en est-il des autres aménités naturelles ?

Les bénéfices des activités récréatives comme la pêche et la chasse ont été marginalisés en Europe. Or, aux USA, l'évaluation des bénéfices de la pêche a fait l'objet d'une vaste attention dans la littérature et a constitué le moteur de nombreuses avancées méthodologiques pour les modèles à utilités aléatoires. Par ailleurs, si l'on se réfère aux différents inconvénients de l'utilisation de la MEC, les résultats obtenus des évaluations économiques des bénéfices associés à la chasse et à la pêche peuvent être considérés comme les plus fiables. En effet, les chasseurs/pêcheurs enquêtés sont familiarisés avec le phénomène qui fait l'objet de l'évaluation (impacts des schémas de gestion des ressources environnementales support de leurs activités). Les difficultés qu'ils peuvent rencontrer pour la formulation du CAP sont ainsi limitées car l'évaluation contingente porte sur un marché déjà existant dans la mesure où les chasseurs/pêcheurs paient pour l'obtention de leur permis. Le scénario le plus simple consiste à demander aux bénéficiaires le montant maximal d'une augmentation du coût du permis qu'ils sont prêts à accepter. Les bénéfices estimés de la chasse ou de la pêche peuvent être intégrés dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice des programmes de gestion des ressources naturelles permettant de maintenir ces aménités. Cependant, l'intérêt principal de ces évaluations est d'obtenir d'une part pour chaque groupe social le CAP moyen et de dériver par la suite une indication pour le prix du permis servant à financer les activités de gestion des sites ou à réguler leur accès, et d'autre part les préférences individuelles parmi les différents schémas alternatifs de gestion envisagés.

Les activités de loisirs autour de la pêche peuvent être non négligeables. La pêche est l'une des principales activités de plein air pratiquées par les Français dont les dépenses associées sont à l'origine d'effets économiques importants sous forme de valeur ajoutée. Les dépenses annexes (hébergement, achats de produits locaux, etc.) favorisent le tourisme rural. La question de la qualité des écosystèmes aquatiques en relation avec les pratiques agricoles

remplace ainsi dans son contexte la pertinence d'une évaluation économique des bénéfices des mesures d'amélioration de la qualité de l'eau comme perspective de développement rural à travers les activités touristiques (Bonnieux et Vermersch, 2000).

Pour le cas de la chasse, les études sont rares. Nous avons pu identifier des études menées en Italie correspondant à la période de réforme des législations sur la chasse entamées depuis 1995 dans ce pays (Bishop et Romano, 1998) ou en Grande-Bretagne (Bullock *et al.*, 1998) Or, la chasse est une activité récréative pratiquée par 20 millions d'individus sur plus de 90 % de l'espace rural européen (Source : Eurostat), ce qui la met au centre des préoccupations européennes en matière de conservation de l'habitat, de la faune et de la flore sauvage. Par ailleurs, les bénéficiaires de cette aménité peut contribuer au financement des différents programmes de conservation des ressources naturelles.

L'Union européenne dont les pays membres sont partie contractante de la Convention sur la diversité biologique (Rio, 1992) a mis en place des plans d'actions stratégiques pour la conservation de la biodiversité se déclinant au niveau de chaque membre en différents programmes de préservation. Les éléments quantitatifs d'appréciation des bénéfices de ces programmes trouvent dans ce cadre, leur intérêt. L'évaluation économique des bénéfices des programmes de conservation ou de restauration de la biodiversité reste cependant limitée que ce soit en termes d'objets traités qu'en termes de résultats. La biodiversité est de toute évidence un bien complexe et peu familier du public. Il s'en suit que les méthodes d'évaluation doivent s'adapter d'une part à cette complexité, et d'autre part au degré de connaissance du public. Les études portent ainsi rarement sur l'évaluation de la préservation de la biodiversité *per se*, mais associent les bénéfices de la biodiversité aux bénéfices de préservation d'un habitat particulier, notamment la forêt (Amigues et Desaignes 1999 ; Environmental Resource Limited 1997) – d'un écosystème comme les zones humides (Kosz, 1996) – ou d'une espèce menacée d'extinction telle que le loup (Boman et Bostedt 1997, pour le cas de la Suède). Une MEC est en effet plus facile à mettre en œuvre pour ces niveaux quand on s'adresse au grand public. Des précautions supplémentaires tant sur le

déroulement de l'enquête (la mise à disposition de toutes les informations nécessaires aux enquêtés), que sur l'interprétation des résultats doivent être prises. Pour ce dernier aspect, les résultats obtenus peuvent relater non pas le bénéfice attaché à la biodiversité sur un territoire donné mais peut-être la valeur globale de la biodiversité ou le bénéfice de protection de l'environnement en général (Desaigues et Amigues, 1999).

Les évaluations de bénéfice de préservation de la biodiversité liée à l'agriculture sont encore inexistantes. Nous pouvons distinguer deux catégories de biodiversité « agricole » : celle favorisée à travers l'agriculture biologique, et celle intimement liée à l'évolution de l'agriculture traditionnelle. Les impacts des politiques agricoles sur la biodiversité via les changements de pratiques ont été peu étudiés, ce qui limitait la possibilité d'une évaluation économique des bénéfices d'une politique de conservation de la biodiversité liée à l'agriculture avec une méthode conventionnelle. Par ailleurs, on a pu observer que malgré leur prix relativement élevé, les produits biologiques font l'objet d'une demande croissante sur le marché européen. Une manière d'estimer la valeur attachée à la biodiversité agricole consiste à décomposer ce différentiel de prix en parts expliquées par la valeur des biens environnementaux contenus dans le produit et en parts expliquées par d'autres attributs. Mais, même dans ce cas, il n'est pas certain que la notion de biodiversité est une notion utilisée par le public lors de leur acte d'achat.

### Perspectives de recherche

Il est apparu à la fin de ce travail qu'un effort considérable a été consenti pour adapter les méthodes d'évaluation économique des biens non marchands à l'évaluation des aménités, tenant compte des spécificités européennes. Les études ont essayé d'une part d'apporter des éclairages pour des besoins politiques réels tels que l'évaluation des bénéfices de la nouvelle législation sur la chasse en Italie, ou l'évaluation des politiques de préservation du paysage lors de la mise en place des schémas « ESA » en Angleterre ou au Portugal. D'autre part, elles ont essayé d'apporter des réponses méthodologiques adéquates à la nature de l'aménité évaluée, notamment Santos (1997) pour le cas du paysage, et Desaigues et Amigues (1999) pour

le cas de la biodiversité liée à la forêt. Ces travaux témoignent que depuis une dizaine d'années, en Europe, l'évaluation économique des bénéfices des mesures environnementales ont leur place dans le processus de décision publique comme un moyen d'information d'abord et comme un moyen de suivi ensuite.

Cependant, les résultats montrent que l'application des méthodes conventionnelles à l'évaluation des aménités rencontre les mêmes limites souvent évoquées lors de leur mise en œuvre. Ces limites sont liées principalement à la nature même du bien à évaluer (un bien qui ne s'échange pas sur un marché) et à la difficulté de le définir de manière précise pour que les individus perçoivent et apprécient les impacts de la politique de préservation sur leur qualité. Cet exercice est d'autant plus délicat que les individus ne sont pas familiarisés avec le bien dont la valeur est principalement constitué de valeur de non-usage.

La principale conclusion à l'issue de ces études est que le public européen a une disposition à soutenir financièrement la fourniture des aménités, même si une incertitude demeure sur leur montant exact. Mais, doit-on se limiter à ce constat ou pousser l'analyse plus loin pour apporter des éclairages lors de la formulation et de la décision de politique en matière d'aménités. En ce qui concerne l'espace agricole, les schémas agri-environnement mis en place pour répondre à une demande croissante et pressante de qualité de l'environnement correspondent-ils aux attentes de la population en termes d'aménités. Cette question relève encore une fois les insuffisances constatées lors des études précédentes liées à la limite d'une MEC comme méthode de révélation et de traitement des différences de préférence, en d'autres termes comme méthode d'inférence de la demande sociale pour des biens environnementaux multi-attributs.

### Une méthode adaptée à l'évaluation économique des aménités dans une approche multidisciplinaire

Dans le cadre d'une enquête par la méthode des programmes (*choice experiment*), il est proposé aux enquêtés de choisir entre plusieurs programmes alternatifs définis à partir de combinaisons théoriques des attributs du bien à évaluer à de niveaux de qualités différentes. Les

attributs peuvent être à la fois des attributs naturels ou territoriaux. L'individu est donc mis dans une situation équivalente à l'évaluation d'une aménité par la MUA. On lui fournit un ensemble d'informations sur les coûts des différents programmes et le niveau de qualité atteint par chaque attribut. Il effectue son choix en classant les différentes combinaisons d'attributs. Cette méthode suppose que chaque individu perçoit de manière différente les attributs d'une ressource. Les différences de préférences individuelles se manifestent ainsi par le choix des attributs mis en avant dans une combinaison particulière tandis que dans les méthodes traditionnelles, elles sont expliquées par des variables socio-économiques comme le revenu, l'âge, le sexe, l'appartenance à une association de protection de l'environnement, etc. Par ailleurs, cette méthode introduit la possibilité de sites substitués lors du choix contingent et permet de définir les priorités des individus quand ils évaluent une ressource.

Pour mettre en place une enquête par la méthode des programmes, un travail minutieux est nécessaire pour déterminer les attributs importants, ainsi que les niveaux de qualité à atteindre pour chaque attribut. L'économiste doit travailler avec d'autres experts (écologue, architecte, forestier) pour définir ces attributs. Des enquêtes préliminaires réunissant différents représentants des parties prenantes (*stakeholders*) de la ressource en jeu (*focus group*) est une étape préalable et nécessaire pour affiner le questionnaire lors d'une enquête contingente. Elle permet d'une part de cerner la population ou plus précisément la catégorie de population qui est concernée par la ressource en jeu. Elle permet également de vérifier si les individus ont la même perception de cette ressource telle qu'ils prononcent une valeur sur un même bien. Enfin, elle permet de déterminer parmi les attributs scientifiques d'une ressource ceux que perçoivent les « gens ordinaires » sujets de l'enquête.

Le coût élevé de la mise en place d'une évaluation économique originale amène à opter pour le développement de la méthode de « transfert de bénéfices » consistant à construire le bénéfice d'une nouvelle politique dans une région à partir des résultats d'autres évaluations pour le même bien dans d'autres régions. La fiabilité des résultats d'un transfert de bénéfice s'appuie sur la qualité des évaluations utilisées, d'où la

nécessité de mettre en œuvre des méthodes d'évaluation qui s'y prêtent.

Plusieurs méthodes basées sur les préférences individuelles sont actuellement offertes par la littérature notamment les méthodes d'analyse conjointe (classement contingent, choix des programmes, cf. page 92). Les résultats de la méthode de choix de programmes se prêtent mieux au transfert des bénéfices (Hanley *et al.*, 1998). Or, elle reste peu utilisée jusqu'à présent. Son application peut constituer une piste de recherche intéressante pour l'évaluation économique des aménités, pour deux raisons : (i) un meilleur traitement des hétérogénéités de la demande et (ii) une mise à disposition de résultats permettant de procéder dans l'avenir à des transferts de bénéfices, pour certaines politiques, en absence de moyens financiers.

### Aménités environnementales et éthique

Un des objectifs majeurs d'une politique liée aux aménités est de favoriser leur valorisation dans une perspective de développement rural (OCDE, 1999). Les aménités se distinguent des attributs plus ordinaires d'un territoire car elles sont valorisées ou valorisables. Ainsi, si la protection des actifs naturels est l'objet essentiel d'une politique environnementale, pour une politique de développement rural, cela ne constitue qu'une étape intermédiaire. Comment donc spécifier que tel attribut d'un territoire est une aménité ? Cela renvoie à la notion de goût et de préférence. Dans cette logique, la demande actuelle d'aménités oriente les politiques et les choix de préservation. Or, d'autres ressources naturelles et culturelles non valorisables de nos jours possèdent une valeur potentielle future. La notion de valeur d'existence et son estimation fondent du point de vue économique la préservation de biens environnementaux qui ne font pas l'objet d'un usage direct ou indirect par les individus. Par ailleurs, la notion de valeur intrinsèque (le droit d'exister) a été avancée comme fondement des décisions publiques en matière environnementale. Celle-ci peut s'avérer insuffisante dans un contexte de contrainte budgétaire. L'évaluation économique doit être neutre face à toute préoccupation philosophique, cependant concernant les aménités, l'analyse de la motivation des individus pour financer ou non un programme de préservation de l'environnement peut apporter des éclairages dans l'interprétation des résultats. Les individus sont-

ils prêts à financer un programme de préservation par simple altruisme, par sympathie ? Ou à ne pas financer un programme de préservation par refus de l'idée de compensation monétaire de la disparition d'une ressource environnementale ?

### Conclusion

Enfin, en dehors de ses limites théoriques et empiriques, le recours à une évaluation économique des décisions publiques affectant les aménités est également freiné par leur coût élevé. Par ailleurs, les activités des agriculteurs génèrent conjointement un ensemble d'aménités, c'est le cas notamment d'un paysage auquel est associé un type de biodiversité. La façon de mener les évaluations économiques conven-

tionnelles a permis jusqu'à présent de disposer d'un indicateur monétaire des valeurs des aménités liées à l'agriculture mais n'a pas d'apport immédiat dans l'évaluation d'une politique multifonctionnelle (Bonnieux, 1998). L'évaluation séparée des bénéfices de chaque aménité devient, dans ce cas, encore plus coûteuse et inopérante. Force est donc de constater que l'évaluation économique de la demande d'aménités est un thème de recherche prometteur concentré sur des considérations techniques. Les recherches futures doivent accorder une place prioritaire au développement de méthodologie permettant de mesurer plus finement la demande sociale d'aménités tout en intégrant à la fois la notion de territoire et de multifonctionnalité. □

### Résumé

L'évaluation économique des bénéfices environnementaux occupe une place importante en économie de l'environnement depuis plusieurs décennies. Le concept de multifonctionnalité de l'agriculture remplace la question de l'évaluation de la demande sociale d'aménités rurales au centre des débats sur la nature des instruments d'intervention publique en matière agricole. Cet article rappelle les différentes méthodes d'évaluations conventionnelles des aménités environnementales basées sur les préférences individuelles et leur application pour le cas européen. Il explore également quelques pistes de recherches dans ce domaine.

### Abstract

The question of how to assess demand for environmental goods and services has been for several years one of the principal subject in environmental economics. Multifunctionality of land activity replaces social demand assessments for various rural amenities as an important input to debate for the ongoing work on instruments of public intervention as agri-environmental policies. In this article, we present applications of conventional methods based on individual preference to estimate rural amenities values in Europe. Conventional methods face several problems and fail to assess the multifunctionality of agricultural policy. We then argue the need for future researches to focus on methodologies that describe differences in public preferences and address non-marketed multiple outputs from agriculture assessment in a general form.

## Bibliographie

- AMIGUES J.-P., DESAIGUES B., VUONG Q.-H., 1996 – L'évaluation contingente : Controverses et perspectives, *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, vol. 0, p.123-150.
- BONNIEUX F., LE GOFFE P., ALLARD F., CHITRIT J.-J. 1997 – *Valeur sociale des paysages : le cas du bocage*, Document INRA.
- BONNIEUX F., VERMERSCH D., 1993 – Bénéfices et coûts de la protection de l'eau : Application de l'approche contingente à la pêche sportive, *Revue d'Économie Politique*, vol. 103, p. 131-152.
- CARLSEN A.-J., STRAND J., WENSTOF F., 1993 – Implicit Environmental Costs in Hydroelectric Development: An Analysis of the Norwegian Master Plan for Water Resources, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 25, p. 201-211.
- CARSON R.-C., 1997 – Contigent valuation and tests of insensitivity scope, in KOPP R., POMMERHENE W., SCHWARTZ N., eds., *Determining the value of non-marketed goods, economic, psychological and policy relevant aspects of contigent valuation methods*, Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- DESAIGUES B., POINT P., 1993 – *Économie du patrimoine naturel : La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica, 317 p.
- EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory), <http://www.evri.ec.gc.ca/EVRI/>.
- GARROD G., WILLIS K., 1992 – The Environmental Economic Impact of Woodland: A Two-Stage Hedonic Price Model of the Amenity Value of Forestry in Britain, *Applied Economics*, vol. 24, p. 715-728.
- HANLEY N., RUFFELL R., 1992 – The Valuation of Forest Characteristics, *Queen's Institute for Economic Research Discussion Paper*, n° 849-45.
- HANLEY N., WRIGHT R.-E., ADAMOWICZ V., 1998 – Using Choice Experiments to Value the Environment: Design Issues, Current Experience and Future Prospects, *Environmental and Resource Economics*, vol. 11, p. 413-428.
- JUDEZ L., et al. 1998 – Évaluation contingente de l'usage récréatif d'une réserve naturelle humide, *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, vol. 0, p. 37-60.
- LACROIX A., MOLLARD A., Pecqueur B., 2000 – Origine et produits de qualité territoriale : du signal a l'attribut ? *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, vol. 0, P. 683-705.
- LE GOFFE P., 2000 – Hedonic Pricing of Agriculture and Forestry Externalities, *Environmental and Resource Economics*, vol. 15, p. 397-401.
- LEVEQUE F., 1998 – *Économie de la réglementation*, Repères, La découverte, Paris, 124 p.
- MICHALLAND B., VOLLET D., 1999 – Utilisation de la méthode des prix hédonistes pour l'évaluation des aménités agricoles et forestières, État des lieux et données disponibles, *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurale*, vol. 0, p. 41-64.
- MITCHELL R.-C., CARSON R.-T., 1989 – *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*, Washington, D.C., Resources for the Future, 463 p.
- NAVRUD S., Pruckner G.-J., 1997 – Environmental Valuation, To Use or Not to Use? A Comparative Study of the United States and Europe, *Environmental and Resource Economics*, vol. 10, p. 1-26.
- NUNES P.-A.-L.-D., VAN DEN BERGH J.-C.-J.-M., 2001 – Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, vol. 3, p. 203-222.

OCDE, 1999 – *Cultiver les aménités rurales : une perspective de développement économique*, Paris, OCDE publications, 2<sup>ème</sup> Édition, 122 p.

OCDE, 2000 – *Valuing rural amenities*, Paris, OCDE publications, 180 p.

PEARCE D.-W., 1994 – *Valuing the Environment: Past Practice, Future Prospect. Valuing the environment*. Proceedings of the First Annual International Conference on Environmentally Sustainable Development held at the World Bank, Washington, D.C., September 30-October 1, 1993, p. 47-57.

SANTOS J.-M.-L., 1998 – *The economic valuation of landscape change: Theory and policies for land use and conservation*, Edward Elgar, 286 p.

TRAIN K.-E., 1999 – Mixed Logit Models for Recreation Demand in HERRIGES J., KLING A., CATHERINE L., eds., *Valuing recreation and the environment: Revealed preference methods in theory and practice*, Edward Elgar, p.121-140.