

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/228374224>

Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques: pour quoi faire?

Article · January 2010

CITATIONS

2

READS

416

2 authors, including:



Jean-Michel Salles

Université de Montpellier

122 PUBLICATIONS 2,390 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



INRA challenge on ecosystem services (EcoServ) [View project](#)



SERVIPOND [View project](#)

All content following this page was uploaded by [Jean-Michel Salles](#) on 05 June 2014.

The user has requested enhancement of the downloaded file.



L A M E T A

Laboratoire Montpellierain
d'Economie Théorique et Appliquée

U M R
Unité Mixte de Recherche

DOCUMENT de RECHERCHE

« Évaluer la biodiversité et
les services écosystémiques :
pour quoi faire ? »

Jean Michel SALLES

DR n°2010-17

Unité de Formation et de Recherche d'Economie
Avenue Raymond DUGRAND C.S. 79606
34960 MONTPELLIER Cedex 2
Tel : 33 (0) 467158495 Fax : 33(0)467158467
E-mail : lameta@lameta.univ-montp1.fr

Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pour quoi faire ?

Salles, Jean-Michel,

CNRS, UMR 5474 LAMETA, Campus SupAgro, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex
Tél. 33 499 612 668 – fax. 33 467 540 858 - sallesjm@supagro.inra.fr

Résumé

L'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes est actuellement l'objet de nombreux travaux et d'un large débat. Pour dépasser des blocages de principe, il importe de comprendre ce que signifie vraiment l'évaluation économique pour en cerner l'intérêt et les limites. Le nécessaire élargissement de la notion de valeur qu'implique une analyse appropriée de ces services a donné lieu à une pluralité de méthodes, parfois durement contestées. L'objet de cet article est de préciser certains termes de ces débats, tant conceptuels que méthodologique, ainsi que sur le choix des objets à évaluer, en les resituant par rapport aux objectifs très différents que peuvent poursuivre les évaluations.

Why valuing economically biodiversity and ecosystem services?

Summary

The valuation of biodiversity and ecosystem services is the subject of numerous studies and extensive debate. To overcome the obstacles of principle, the real meaning of economic evaluation must be clarified in order to identify its advantages and limitations. An appropriated analysis of these services implied to enlarge the concept of value and has given rise to a plurality of methods that may severely be challenged. The purpose of this paper is to clarify certain terms of these debates. There are reasons to be reluctant to give a price index to Nature's services, but its conservation entails costs, at least opportunity costs. Most valuation methods rest upon individual preferences, either revealed by the concrete behaviours, or stated within interview, and this is clearly an issue for items with which the agents have no familiarity or they do not perceive clearly the benefits. Finally, valuing biodiversity through ecosystem services might lead to underestimate some major parts of what constitutes biodiversity social value. These issues have to be replaced in relation to the very different objectives that may further the actual valuations. The paper concludes that valuation can be quite a valuable contribution to conservation policies, but since the relation between biodiversity, ecosystem services and human well-being remains poorly understood, that it is too an important stake to let economists alone in front of these puzzles.

Mots-clés :

Biodiversité, Choix collectifs, Evaluation économique, Politiques de conservation, Services écosystémiques

La question de l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes n'est pas une question nouvelle (Westman, 1977 ; Randall, 1988 ; Pearce et Moran, 1994 ; Perrings, 1995a), mais elle suscite un large débat, tant au sein de la communauté scientifique, qu'auprès des décideurs publics susceptibles d'en utiliser les résultats¹. Le débat a récemment été relayé par deux grandes initiatives internationales : le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2008). En France, cette question a donné lieu à plusieurs chantiers parmi lesquels peuvent être mentionnés l'expertise collective organisée par l'INRA sur la relation agriculture-biodiversité, le groupe sur l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes animé par B. Chevassus-au-Louis au Centre d'Analyse Stratégique ou les premiers travaux relatifs à la valeur sociale des Parcs nationaux. Dans chaque cas, ces travaux sont motivés par des objectifs spécifiques qui ont cependant plusieurs traits communs : clarifier les enjeux liés à la conservation ou la destruction de certains écosystèmes ; disposer d'une approche quantifiée permettant une vision agrégée des différents enjeux ; avoir la possibilité de confronter ces enjeux à d'autres éléments qui concourent au bien-être social.

L'existence d'un enthousiasme, susceptible de s'estomper, et d'objectifs socialement légitimes ne suffisent évidemment pas à justifier de se lancer dans de telles évaluations sans autre précaution. La pertinence de ces évaluations est contingente de la performance des cadres conceptuels qui les fondent, et des méthodes qui permettent de les mettre en œuvre et d'obtenir des résultats. On ne peut écarter l'hypothèse est qu'une bonne partie du débat sur la légitimité de l'évaluation des services liés aux écosystèmes repose sur une mauvaise compréhension de ces cadres et méthodes. Mais l'évaluation de la biodiversité ouvre sur de multiples interrogations (Nunes et van den Bergh, 2001) et alimente le fantasme d'une mécanique qui voudrait ramener les relations des sociétés aux natures avec lesquelles elles interagissent, au seul modèle de l'échange marchand.

C'est donc après avoir explicité ce que signifie d'appliquer le concept économique de valeur à la biodiversité et aux services écosystémiques, puis avoir précisé les extensions qu'il a lui fallu apporter pour lui permettre de prendre en compte de façon appropriée les actifs naturels, et discuté de la pertinence des méthodes d'évaluation et des objets sur lesquels elles portent effectivement, que nous pourrons revenir sur la question initiale : évaluer la biodiversité et les services liés aux écosystèmes, pour quoi faire ?

Évaluation économique de la biodiversité : de quoi est-il question ?

¹ Ce texte a fait l'objet d'une conférence invitée au colloque Le Réveil du Dodo III – 3^e Journées francophones de sciences de la conservation, Montpellier 11-13 mars 2009. Cette invitation était motivée par le fait que l'auteur était très impliqué dans le groupe créé par la Centre d'Analyse Stratégique pour préparer un rapport au Premier Ministre sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. L'auteur remercie les membres de ce groupe et son président, Bernard Chevassus-au-Louis, pour la richesse des échanges qu'il a permis.

Plus personne ne semble mettre en doute l'idée que la biodiversité et un bon fonctionnement des écosystèmes contribuent au bien-être social (Daily, 1997 ; MEA, 2005 ; Diaz et al., 2006). Avant même l'invention du terme biodiversité, la question de la valeur des services de la nature était posée (Westman, 1977) ; ainsi que celle de penser les politiques de conservation en termes d'efficacité économique (Page, 1977). L'ouvrage fondateur de O. Wilson (1988), consacre cinq chapitres aux enjeux et difficultés d'une évaluation économique.

La conception économique de la valeur

Les valeurs auxquelles se réfèrent les individus ou les décideurs publics lorsqu'ils rendent compte de leurs choix peuvent appartenir à différents ordres de justification, notamment dans le champ de la biodiversité (Norton, 1986, 1987 ; Maris, 2006), aussi n'est-il pas superflu de rappeler le sens que lui donnent les économistes (Daily et al., 2000).

La valeur économique a progressivement été définie comme une relation d'équivalence subjective entre les biens qui dépend de leur utilité et de leur rareté. Les biens sont dits utiles s'ils contribuent au bien-être et rares si la satisfaction de la demande implique un coût d'opportunité non nul. Ces définitions soulèvent cependant de multiples difficultés. L'utilité renvoie aux préférences des agents, postulées préexistantes et stables, mais qui ne s'observent que dans les choix concrets, en fonction des techniques disponibles, des institutions et des normes sociales. L'appréciation de la rareté dépend a priori des conditions d'expression de la demande, elles aussi contingentes du contexte institutionnel. Ces questions se posent évidemment de façon centrale pour la biodiversité.

i) La notion économique de valeur est anthropocentrée, c'est-à-dire qu'elle ne traduit que le bien-être des humains et, plus précisément, des humains vivants. Cette affirmation ne signifie pas que les intérêts des générations futures ou d'autres espèces et milieux ne peuvent être pris en compte ; mais qu'ils ne peuvent l'être qu'à travers leur influence sur le bien-être des agents présents dont il n'appartient pas aux économistes de définir ou de juger les limites. Certains auteurs ont d'ailleurs choisi de parler de valeur « anthropogène » pour souligner que, *in fine* et sans présumer des justifications qui fondent leurs raisonnements ou leurs choix, ce sont les hommes qui nomment.

ii) La valeur économique est a priori subjective ; chaque agent-sujet est considéré comme le meilleur juge de ses préférences. Cet a-priori est évidemment ambigu concernant l'utilité de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes dont il est assez évident que l'ensemble des agents (et même la fraction la mieux informée ou éduquée) n'a qu'une perception limitée et biaisée par les modes de représentation dominants (espèces emblématiques, milieux remarquables, optimisme technologique). Mais le remettre en cause implique de juger de l'extérieur ce qui contribue au bonheur des agents. Une piste d'amélioration est de mettre en œuvre des moyens de sensibilisation et d'éducation pour aider les agents à former leurs préférences dans ce domaine. Une voie alternative est de considérer la biodiversité comme un « *merit good*

» (Musgrave, 1987), expression traduite par "bien tutélaire", car il apparaît bien que les décisions doivent être prise par une tutelle, agence publique ou organisation non-gouvernementale, à laquelle les agents délèguent les choix relatifs à la gestion de la biodiversité avec laquelle ils n'ont pas de familiarité.

iii) La valeur économique est instrumentale par opposition à des approches qui attribuent à toute forme de vie une valeur « intrinsèque », indépendante de son utilité sociale. L'analyse économique est utilitariste : les actions sont jugées à l'aune de la somme de leurs conséquences – positives et négatives - sur le bien-être de l'ensemble de la société et pas de la déontologie qui peut en justifier le bien-fondé. A. Sen a critiqué l'utilitarisme en proposant une vision dualiste de l'individu, à la fois consommateur qui vise la satisfaction de ses préférences, et citoyen qui porte des jugements sur des objectifs pouvant dépasser son intérêt propre, distinguant la « sympathie » qui se reflète dans l'existence d'arguments altruistes dans la fonction d'utilité, et « l'engagement » qui traduit des principes éthiques pouvant faire approuver des changements qui réduiront son utilité.

iv) L'approche moderne de la valeur s'appuie sur une démarche marginaliste et une conception ordinale de l'utilité. L'utilité relative des biens et services à s'analyse au travers des taux marginaux de substitution entre différents biens et services permettant aux individus de maintenir leur niveau de bien-être. Il s'agit donc d'une démarche de comparaison plutôt que de mesure au sens des « sciences exactes » et l'idée qu'un objet a une valeur économique s'il est utile est rare doit être explicitée relativement aux autres possibilités, notamment pour son application à des actifs naturels comme les écosystèmes et la biodiversité pour lesquels les substitutions ne passent pas principalement par des marchés.

La biodiversité est-elle utile ?

L'utilité de la biodiversité et des services écosystémiques s'apprécie au regard de deux approches complémentaires. La première est le constat que les services écosystémiques contribuent au bien-être social et sont positivement influencés par une plus grande diversité au sein ou entre les écosystèmes. L'idée que les services sont corrélés avec le niveau de biodiversité est aujourd'hui largement admis, parfois même en oubliant que l'une des motivations de la destruction des écosystèmes était de se prémunir contre les coûts qui leur étaient attribués, notamment pour la production agricole et la santé animale ou humaine. La perception s'est aujourd'hui largement inversée sans qu'on sache si ce changement s'explique par une réelle amélioration des connaissances ou de la familiarité avec ces actifs. La seconde approche est la mise en évidence d'un coût d'opportunité de la perte de biodiversité ou de services écosystémiques qui pourrait être révélé, par des coûts effectifs ou des comportements, ou déclaré dans des enquêtes. Cette démarche est confrontée à une double difficulté. Pour ce qui concerne les coûts ou les comportements, leur repérage est rendu délicat du fait que les services écosystémiques apparaissent comme des biens communs : les droits sont mal définis et les risques d'encombrement ou de sur-exploitation sont importants, mais pas toujours observables. Quant aux déclarations, elles sont souvent sous-estimées ou tronquées du

fait que la perception de certains services est partielle ou biaisée par le manque d'information ou de compréhension.

La biodiversité est-elle rare ?

La conception économique de la rareté est a priori subjective : un bien est rare si sa disponibilité ne suffit pas à satisfaire la demande. Cette phrase n'a de sens concret que s'il existe un mécanisme permettant de comparer les deux. Si le bien est marchand, c'est le prix, variable d'ajustement de l'offre et de la demande, qui est l'indicateur de la rareté relative du bien. Lorsque le bien n'est pas marchand, la rareté se manifeste, ou pas, de façon indirecte par l'existence de conflits d'usage ou de tensions dans les procédures de gestion collective².

L'affirmation de la rareté de la biodiversité peut paraître paradoxale alors que sa mesure la plus triviale³, le nombre d'espèces, reste très mal connu et que, hors mis les groupes les plus visibles (vertébrés, végétaux supérieurs...), seule une faible fraction des espèces a été recensée, la partie connue n'étant sans doute pas particulièrement représentative de l'ensemble. Mais, au niveau de la biomasse, des indices comme le *Living Planet Index* (LPI) du WWF (-30% entre 1970 et 2003) ou les calculs d'empreintes écologiques montrent des évolutions préoccupantes, au même titre que la baisse d'indicateurs comme le Indice Trophique Marin (MTI) ou l'Indice d'abondance des populations d'oiseaux communs (STOC, pour *suivi temporel des oiseaux communs*, 18% entre 1989 et 2007 en France métropolitaine). La large expertise permise par le MEA (2005) a conclu que approximativement 60% des services écosystémiques sont actuellement menacés. L'importance des menaces anticipées a conduit S. Baumgärtner et al. (2006) à opposer une conception absolue de la rareté à la notion relative des économistes. Les écosystèmes sont multi-fonctionnels (Turner et al., 2003) mais, en deçà d'une quantité « critique » ils sont moins substituables.

Les mesures objectives d'abondance ou l'évaluation des impacts présents et futurs des activités humaines sont utiles et, par certains aspects, indispensables au suivi et à une meilleure compréhension de l'évolution de l'état des écosystèmes et de la biodiversité ; mais elles n'ont pas a priori de rôle normatif direct au sens où leur connaissance suffirait à légitimer des politiques de conservation. Pour l'analyse économique, c'est la mise en regard des coûts et des avantages qui justifie les choix et il s'agit donc de savoir ce que sont ou seraient les conséquences pour les activités humaines et la société de variations dans la biodiversité et les services liés à des écosystèmes menacés.

Evaluer la biodiversité : est-ce acceptable ?

² On sait cependant depuis les travaux de E. Ostrom et de l'Ecole des communs que les biens utiles, rares et en accès libre sont l'exception, et l'existence d'institutions de gestion collective la règle.

³ On ne développera pas ici la question de la définition et des mesures de la biodiversité qui reste un débat ouvert et complexe (Purvis et Hector, 2000) pour lesquels les sciences économiques ne sont pas nécessairement au premier rang.

Au delà des définitions techniques ou politiques, R. Barbault définit la biodiversité comme « le tissu vivant de la planète », insistant sur le fait que l'intérêt de la diversité du vivant réside avant tout dans le réseau des interactions. Cette vision, si elle n'est pas toujours aussi clairement exprimée, est sous-jacente aux multiples prises de positions qui s'opposent à l'idée d'attribuer une valeur instrumentale à la Nature (Chee, 2004 ; McCauley, 2006 ; Sagoff, 2008), et on laissera ouverte la possibilité d'une valeur intrinsèque de la nature (Turner et al. 2003). Sans présumer de leurs fondements éthiques, l'analyse économique a développé, dans une perspective ouverte par J. Krutilla (1967), un ensemble d'extensions de la notion de valeur afin de mieux appréhender l'ensemble des raisons qui fondent l'intérêt de la préservation des écosystèmes pour les sociétés humaines (Balmford et al., 2002).

La notion de Valeur Economique Totale (VET) s'est progressivement établie comme le cadre intégrateur qui vise à traduire dans une perspective instrumentale l'ensemble de ces raisons, en distinguant des valeurs d'usage, d'option, de non-usage, de même qu'entre usage présent et usages futurs. Bien que cette notion soit généralement mobilisée pour agréger des valeurs non-marchande, elle comprend aussi les usages marchands dont les évaluateurs doivent pouvoir corriger les prix de façon à ce qu'ils reflètent vraiment la valeur sociale.

Les valeurs d'usage certain : la biodiversité comme source de biens et services

Certains *usages* sont qualifiés de *directs* car les bénéficiaires interagissent directement avec les écosystèmes. C'est le cas des services dits de prélèvement (MEA, 2005) pour la consommation directe ou productifs comme ressource industrielle ; mais aussi pour des usages récréatifs, esthétiques, ou lié aux sciences et à l'éducation que le MEA a rassemblés dans une vaste catégorie de services culturels. La distinction entre les usages qui « consomment » les écosystèmes ou leur capacité à générer des services, par exemple en modifiant leur diversité, et ceux qui génèrent des avantages sans leur porter atteinte doit être analysée au cas par cas. Un prélèvement raisonné de fruits ou de bois peut laisser l'écosystème se maintenir durablement, alors qu'un usage récréatif trop intense peut aboutir à sa dégradation, son appauvrissement ou sa destruction.

Les *valeurs d'usages indirect* reflètent les avantages liés au maintien d'écosystèmes qui fournissent des services n'impliquant pas d'interaction directe, comme l'épuration des eaux, les services contribuant à la productivité des agro-systèmes et, plus généralement, un ensemble de services de protection, y compris la fixation et le stockage du carbone. L'existence d'une relation entre diversité et productivité des écosystèmes et donc, de façon plus ou moins directe, leur potentiel pour rendre ces services apparaît de mieux en mieux établie. Tillman et al. (2005) ont montré qu'une plus grande diversité accroît la probabilité de contenir des individus ou espèces aptes à tirer parti des circonstances, et qu'une plus grande diversité est liée avec une plus faible variance de la productivité des écosystèmes (« effet de portefeuille »). L'expertise collective INRA sur les relations entre agriculture et biodiversité (Le Roux et al, 2008) a recensé et analysé les différentes voies par lesquelles une plus grande diversité des écosystèmes, cultivés ou sauvages, pouvait

contribuer à produire des services à l'agriculture. Peu de travaux montrent une relation positive claire entre biodiversité et productivité agricole et une part significative de la modernisation de l'agriculture après la Seconde Guerre Mondiale a précisément consisté à s'affranchir de ces services jugés aléatoires et comportant aussi des « dis-services » (Zhang et al., 2007).

Ces valeurs ne correspondent pas seulement ni nécessairement à des usages effectifs actuels ; elles concernent également des usages futurs. Les valeurs à retenir correspondent donc à des valeurs actualisées sur l'ensemble de la période considérée qui peut être indéfinie. Une question d'une grande importance pratique concerne l'incertitude sur les usages futurs. Les valeurs d'usages peuvent intégrer cette incertitude, par exemple en définissant une distribution de probabilité sur différents scénarios ; mais l'existence d'incertitude a des effets spécifiques sur la comparaison des options alternatives.

Les valeurs d'usage en incertitude : la biodiversité comme assurance

L'incertitude qui affecte fréquemment la disponibilité des actifs naturels peut modifier la façon d'appréhender les avantages retirés par les agents. La littérature sur l'analyse coûts-avantages a montré qu'en présence d'incertitude plusieurs concepts pouvaient mesurer la variation des avantages dont les agents bénéficient. Quelle est la mesure correcte des valeurs d'usage en incertitude ? Meier et Randall (1991) ont montré que le choix dépendait de la façon dont le contexte institutionnel permettait aux agents d'utiliser des dispositifs d'assurance et de compensation⁴. Il existe cependant des situations non assurables au sens où les choix du présent modifient les possibilités de choix futurs.

Indépendamment des usages actuels ou futurs, les agents peuvent attribuer à un écosystème une *valeur d'option* qui s'ajoute à la valeur des options qui ne diminuent pas les possibilités futures de choix. On distingue deux valeurs d'option, selon que l'incertitude porte sur le comportement futur (le décideur ne sait pas au moment présent, s'il bénéficiera du service) ou sur les possibilités d'améliorer leur situation future en choisissant une option réversible, permettant de tirer parti de l'amélioration de l'information. Le second cas (valeur de quasi-option ou valeur d'option dynamique) est le plus intéressant, car il traduit bien les situations dans lesquelles il s'agit de décider de la destruction d'un habitat ou de l'accroissement des menaces pesant sur une espèce (probabilité d'extinction) dans un contexte où ses possibilités d'usages futurs sont imparfaitement, mais de mieux en mieux connues. Cet intérêt doit cependant être relativisé car, pour calculer une valeur de quasi-option, il faudrait disposer d'une description complète des scénarios liés à chaque option et d'une évaluation de l'ensemble de leurs conséquences. Cette exigence est évidemment irréaliste et, en

⁴ La question est assez technique et il suffira sans doute ici de retenir que si un système équitable d'assurance existe, alors l'espérance de surplus ou le prix d'option peuvent être utilisés.

pratique, la valeur de quasioption ne peut être calculée que dans le cadre d'hypothèses très restrictives⁵.

De nouvelles maladies humaines ou des ravageurs des cultures peuvent apparaître ou prendre de l'ampleur et une plus grande biodiversité accroît les chances de trouver la molécule ou le mécanisme qui permettrait de se défendre plus efficacement. Dans ce sens, la valeur d'option de la biodiversité peut être interprétée comme une prime d'assurance que les agents consentiraient de payer pour diminuer les conséquences possibles de la réalisation de risques potentiels (Perrings, 1995b). Loreau et al. (2003) ont mis en évidence cette fonction d'assurance biologique au niveau spatial. Baumgartner (2007) a proposé une mesure de la valeur assurantielle de la biodiversité pour la production de services écosystémiques.

Les valeurs de non-usage : la biodiversité comme patrimoine

Depuis leur introduction par J.V. Krutilla (1967), l'interprétation des valeurs d'existence a évolué. S'il s'agissait originellement de la prise en compte dans l'utilité des agents d'un consentement à payer (ou de renoncer à des avantages) pour maintenir une certaine diversité sans souci d'un usage présent, futur ou potentiel (d'où l'appellation « d'usage passif »), la dimension d'altruisme envers les espèces non-humaines ou la Nature en général s'est affirmée, s'appuyant sur des motivations éthiques. Dans cette évolution, on peut percevoir l'idée que les agents réintègrent, dans leurs motivations ou leur bien-être, les valeurs éthiques qui paraissaient échapper au cadre anthropocentré. Cette idée se retrouve plus ou moins clairement dans la notion de « *stewardship* » c'est à dire dans une prise de conscience que les humains ne peuvent s'affranchir de leur responsabilité.

Des préférences altruistes

Parmi les valeurs de non-usage ou d'usage passif, la littérature distingue finalement trois formes d'altruisme ou, plutôt, d'objets sur lesquels il s'exerce :

- l'altruisme envers nos contemporains qui fait que nous valorisons la préservation d'écosystèmes au motif que d'autres en tirent un bénéfice ; c'est la notion de valeur d'usage par procuration (« *vicarious use value* ») ;
- l'altruisme envers nos descendants ou, plus généralement, les générations futures à qui nous espérons léguer, laisser en héritage des écosystèmes fonctionnels et utilisables (« *bequest value* ») ;
- l'altruisme envers les espèces non humaines auxquelles nous pouvons reconnaître une certaine forme de droit moral à exister (« *existence value* » au sens strict, parfois confondues avec les « valeur intrinsèque » qui relève plutôt d'une perspective non-anthropocentrique).

⁵ Kassari et Lasserre (2004) ont ainsi montré que la substituabilité, normalement considérée comme réduisant la valeur d'une espèce, devenait ainsi source de valeur. Leroux et al. (2009) en ont proposé une extension pour prendre en compte la notion de « dette d'extinction » qui traduit les effets en cascade susceptibles d'être provoqués par la disparition d'une entité.

On reste ici dans une perspective où les agents ont des préférences qui conditionnent leur bien-être, mais ces préférences intègrent des considérations éthiques élargies. Cette approche rencontre cependant une difficulté pratique pour agréger des valeurs de non-usage : quelle est la population de références ? Dans leur étude de la valeur des forêts écossaises et britanniques, Willis et al. (2003) aboutissent, non sans humour, au fait que si l'on décide (arbitrairement) de sommer les valeurs sans usage effectif sur l'ensemble de la population nationale, les forêts britanniques se voient automatiquement attribuer une valeur beaucoup plus importante que les écossaises, du seul fait de la différence de population de ces deux entités politiques.

Les valeurs de non-usage peuvent cependant avoir une importance prépondérante dans les consentements à payer recueillis. Quelques études ont explicitement abordé la question. Stevens et al. (1991) ont demandé aux personnes questionnées de répartir leur CAP entre les différents types de la valeur : 7% pour les valeurs d'usage et d'option, 44% en valeur de legs et 48% en valeur d'existence.

L'engagement citoyen est-il une valeur économique ?

Kahneman et Knecht (1992) ont avancé que, en déclarant des CAP pour les valeurs de non-usage, les individus cherchaient simplement une satisfaction morale. L'idée que les valeurs de non-usages ne sont pas des valeurs économiques se retrouve chez Diamond et Hausman (1993) qui évoquent des dons charitables, ou Sagoff (2004), des comportements citoyens. Il existe donc tout un courant de littérature qui remet en cause la nature économique des valeurs de non-usage (ou, du moins, des mesures qui en sont faites et qui ne sont pas cohérentes avec la théorie économique de la valeur), conduisant certains auteurs⁶ à suggérer qu'elles ne soient pas prises en compte dans les évaluations ou, du moins, avec discernement (voir Arrow et al., 1993).

Spash et al. (2009) ont analysé les motifs sous-jacents au consentement à payer pour l'amélioration de la biodiversité dans un hydro-système. Leur étude montre que les variables économiques classiques sont largement moins explicatives que les variables socio-psychologiques ou philosophiques des réponses obtenues dans une évaluation contingente. Leur conclusion est que des approches alternatives de la mesure de ces valeurs plurielles doivent être mises en œuvre pour apprécier la validité et la signification des résultats et renvoie à des approches mixtes faisant une large part à la dimension délibératives.

La prise en compte d'une valorisation de la biodiversité et des services écosystémiques plus large que les seules valeurs d'usage direct apparaît donc déterminante⁷, mais doit faire l'objet d'une appréciation nuancée :

⁶ Pour ces auteurs, l'utilité doit être basée sur les seules les motivations égoïstes. Ainsi, Diamond et Hausman (1993) considèrent que "*benefit-cost analyses and compensatory damage assessments should not take into account ethical values: instead they should be based only on self-interested (economic) preferences*".

⁷ Ainsi, Merlo et Croitoru (2005) ont montré que la production de bois de construction ou de chauffe compte généralement pour moins du tiers de la valeur des forêts dans huit pays méditerranéens.

- les usages indirects constituent une large partie des services écosystémiques ; l'absence d'interaction directe implique des approches spécifiques, mais leur prise en compte apparaît nécessaire et possible ;
- les valeurs d'option peuvent constituer une motivation importantes pour préserver la nature, mais on doit s'attendre à ce que leur mesure soit imprécise, contingente d'hypothèse restrictive et, sans doute, sous-évaluée ;
- les valeurs de non-usage ne font pas l'objet d'un consensus parmi les économistes ; ce qui pourrait avoir pour conséquence que leur prise en charge, parfois nécessaire et légitime, ne peut entièrement reposer sur des méthodes économiques et implique le recours à des modes de traitement spécifiques.

Au final, l'évaluation monétaire proposée par la VET reste l'objet de critiques qui se réfèrent principalement à trois types de raisons conceptuelles et pratiques :

- les problèmes d'information et de formation des préférences. Les agents n'ont pas une information ni une compréhension suffisante des enjeux pour que leurs préférences soient cohérentes avec leurs intérêts bien compris.
- les problèmes de composition. La valeur totale peut être sensiblement différente de la somme des composantes⁸.
- le problème d'incongruité. Les préférences qui s'expriment relèvent-elles d'un utilitarisme élargi ou d'attitudes d'engagement.

L'incertitude et le temps

Les enjeux liés aux écosystèmes concernent généralement des durées assez importantes ; ce qui soulève les problèmes de la qualité de l'information relative aux effets futurs et la façon dont les valeurs futures doivent influencer les choix présents. Du point de vue de l'analyse économique, le premier point soulève plusieurs questions, alors que le second peut se ramener au choix d'un taux d'actualisation pertinent.

L'actualisation est la technique qui permet de transformer la valeur des actifs disponibles dans le futur en valeur actuelle. A priori, cette transformation est caractéristique de chaque individu, mais pour des choix collectifs, c'est le taux social qui importe. Pour le calcul économique public, les préconisations ont récemment été abaissées à des valeurs plus favorables à la prise en compte du long terme (entre 5 et 3% par an selon les pays) et malgré son manque de cohérence formelle, l'idée d'un taux décroissant avec l'éloignement (actualisation hyperbolique) est désormais acceptée. Par ailleurs, l'actualisation concerne l'utilité et s'applique donc à des prix dont l'évolution relative peut être déterminante. L'idée dominante est, depuis le manuel de Krutilla et Fisher (1975, 1985), que les prix implicites des actifs naturels tendront à se réévaluer par rapport aux prix des produits manufacturés (rareté croissante, demande croissante avec l'amélioration des revenus, Jacobsen et Hanley, 2009). Concrètement, cela revient à

⁸ Ce constat est différent du biais d'inclusion dans les évaluations contingente qui conduit à des consentements à payer du même ordre de grandeur pour des actifs limités ou pour le système plus large qui les englobent.

appliquer aux actifs naturels ou aux services écologiques des taux inférieurs à 3%, décroissants et pouvant même s'annuler si les actifs sont jugés irremplaçables.

La véritable nature du temps est l'irréversibilité dont l'effet est d'accroître la valeur sociale des options qui ne restreignent pas les possibilités de choix futurs. Les experts du MEA ne s'y sont pas trompé qui ont placé la liberté future de choix comme valeur sociale fondamentale. Dans un monde où la nature serait dégradée et les écosystèmes moins diversifiés, on peut craindre que les possibilités de choix des générations futures ne soient sensiblement contraintes, quelles que soient les hypothèses technologiques. Laisser un ensemble d'écosystèmes en bon état de fonctionnement et suffisamment biodiversifiés prend donc une importance renforcée.

Evaluer la biodiversité : comment ?

Quels que soient les motifs plus ou moins sophistiqués qui fondent les composantes de la VET, elles restent dans une perspective utilitariste subjective et les méthodes susceptibles d'estimer des mesures de ces valeurs respectent généralement cette logique. S'agissant d'actifs dont l'utilité est difficilement perçue par les agents, ce constat n'est pas satisfaisant : les valeurs calculées à partir de comportements ou de déclarations, même auprès de sujets préalablement informés et encadrés, traduisent sans doute mal les intérêts réellement en jeu. On distingue classiquement trois catégories de techniques s'offrent aux évaluateurs : celles basées sur des coûts observables, directement ou passant par des effets de productivité ; celles basées sur des comportements vis-à-vis de biens marchands liés aux écosystèmes et réputés révéler les préférences ; celles consistant à faire déclarer leurs préférences à des agents en leur présentant des choix hypothétiques.

Les méthodes basées sur les préférences révélées

Leur principe est de s'appuyer sur des comportements effectifs dont on suppose qu'ils sont révélateur des préférences. Cette hypothèse n'est pas gênante, mais les préférences susceptibles d'être révélées par les comportements correspondent aux seules valeurs d'usages réels. Les deux techniques les plus utilisées portent sur les choix de visite d'un site (coûts de déplacement ou de transport) et le marché immobilier (prix hédonistes). Ces méthodes mesurent des valeurs retirées d'usages essentiellement récréatifs pour la première ; reflétant principalement des aménités directes pour la seconde. On peut citer l'évaluation des aménités paysagères ou de la préservation d'espaces ouverts ou de zones humides dans des aires urbaines. Mais, l'utilisation de ces approches pour mesurer l'intérêt de la préservation des écosystèmes reste cependant assez limité.

Les méthodes basées sur les préférences déclarées

Elles reposent sur des déclarations recueillies dans le cadre de d'enquêtes par questionnaire. On distingue classiquement les évaluations contingentes qui permettent d'obtenir directement des consentements à payer (ou à accepter des compensations) sur

des marchés hypothétiques, des méthodes d'analyse conjointes (méthode des programmes, *choice modelling*, *choice experiment*...) qui visent à faire exprimer des choix dans des alternatives dont l'une des caractéristiques à la dimension de prix.

Il serait superflu de revenir une fois encore sur la difficulté de révéler des préférences pour des biens ou services dont les agents bénéficient sans en avoir une perception claire et quantitative, souvent qualifiée de manque de familiarité. Certains travaux récents (Wilson et Howarth, 2002) explorent des voies favorisant la construction de préférences raisonnées, notamment en les associant à une procédure délibérative, par exemple en permettant aux agents de comparer leurs perceptions des enjeux avec celles de parties prenantes des choix envisagés (acteurs économiques, élus, experts, militants ...).

Les analyses conjointes ont permis depuis deux décennies d'éviter la déclaration d'un consentement à payer, fut-elle guidée, en proposant des choix dans des alternatives en termes de programmes publics ou d'action des agents, liant des objectifs privés (changer de pratiques agricoles, bénéficier de différents projets d'aménagement) dont les conséquences sur les actifs naturels non-marchands varient. Le traitement des réponses permet d'en inférer des prix implicites pour ces actifs ou les services qu'ils procurent en allant au delà des usages réels.

Les méthodes basées sur des coûts observables

Les changements dans l'état des écosystèmes et de la biodiversité peuvent se traduire par des coûts effectifs, en particulier si les services concernent des activités marchandes (agriculture, pêche, voire tourisme) et que leur dégradation se traduit par une baisse de la productivité. Dans ce cas, les pertes de production liées à la disparition du service rendu par les écosystèmes peuvent être considérées comme une mesure de leur valeur, comme pour la pollinisation (Gallai et al., 2009).

Le cadre légal peut rendre obligatoire la restauration des écosystèmes dégradés et, si la restauration n'est pas possible, la loi peut exiger une compensation en nature des écosystèmes détruits ; ce qui implique de définir une forme d'équivalence écologique. On peut alors considérer les coûts de la restauration ou du remplacement comme une mesure des pertes et les assimiler à leur valeur. Une difficulté est ici de juger si le remplacement est une mesure acceptable de la valeur des services perdus. La littérature tend à considérer que cette équivalence n'est acceptable que si les coûts de remplacement restent équivalents ou inférieurs à la valeur des services perdus ; ce qui implique d'estimer cette valeur par une autre approche.

Les transferts de valeur

La lourdeur des évaluations, notamment celles reposant sur des préférences déclarées conformes aux préconisations du NOAA Panel (Arrow et al, 1993) ont favorisé le développement de techniques de transfert de valeur à partir d'un ou de plusieurs sites étudiés vers des sites sur lesquels on ne dispose que d'informations générales. Dans

les dernières années toute une littérature s'est développée pour préciser les conditions de validité de ces approches. Deux points paraissent essentiels à retenir de ces réflexions : la méthode de transfert existe⁹ et correspond à une demande en développement de disposer d'indicateurs de valeur même sommaire pour éclairer les choix ; le transfert est d'autant plus fiable que les valeurs sur lesquelles il s'appuie ont été établies dans la perspective d'être transférées (Loomis et Rosenberg, 2006). Malgré un potentiel évident, surtout s'il s'agit de disposer d'ordres de grandeur pour éclairer des enjeux, cette approche est cependant critiquée pour son manque de robustesse (Nijkamp et al., 2008 ; Nelson et Kennedy, 2009).

A l'issue de ce bref panorama des méthodes permettant d'évaluer les écosystèmes ou la biodiversité, le bilan reste ambigu : l'évaluateur doit choisir entre différentes techniques, en fonction des informations accessibles, mais aussi par rapport à ses objectifs, car ces différentes approches ne conduisent pas à des mesures directement comparables. Les préférences révélées renvoient aux seuls usages effectifs. Les préférences déclarées peuvent refléter la valeur totale, mais leur faible robustesse reste un handicap, malgré des pistes intéressantes pour la construction de préférences raisonnées. Quant aux approches basées sur des compensations en nature (remplacement, restauration), elles peuvent prétendre à couvrir l'intégralité des coûts, si l'on dispose d'une information complète sur les écosystèmes à reproduire ; mais leur relation avec leur valeur sociale implique une évaluation parallèle.

Quels objets de l'évaluation

Le célèbre article de Costanza et al. (1997) a proposé une évaluation des écosystèmes et du capital naturel de l'ensemble de la planète. Il a été très critiqué pour toute une série de raisons (Toman, 1998) et, notamment, son caractère nécessairement non marginal. Comme l'a noté avec ironie W. Rees (1998) : à combien un parasite devrait-il évaluer son hôte ?

Les évaluations de la biodiversité en tant que telle sont peu nombreuses et restent théoriques. M. Weitzman (1992) a ainsi proposé une approche de la diversité, basée sur une mesure récurrente de dissimilarité entre les individus. Cette approche l'a conduit à considérer dans ce qu'il appelle le problème de l'Arche de Noé (1998) que la solution consistait à préserver le maximum de diversité pour un budget donné ; ce qui est réalisé en classant les individus selon un critère de la forme : $(D + U) / (C/\Delta P)$, avec D la mesure de dissimilarité qui reflète une hypothétique valeur objective de la contribution à la diversité, U une mesure de l'utilité sociale perçue par les populations concernées qui peut consister principalement dans des valeurs d'existence ou esthétique, le dénominateur traduit l'efficacité des politiques de conservation imaginables (de combien une action de coût C accroît la probabilité P de survie de l'entité que l'on veut préserver). Cette approche a été critiquée pour son caractère impraticable, car le calcul de D suppose une connaissance complète a priori de l'ensemble des entités et de leurs

⁹ Elle prend d'ailleurs trois formes : transfert simple de valeur, transfert de valeur ajusté par des paramètres observables, transfert de fonction économétriques basées sur des méta-analyses.

différences, d'où la proposition de Weikard (2002) d'appliquer cette métrique aux fonctions des écosystèmes. Malgré certains titres provocateurs (Christie et al., 2006), les mesures empiriques de la valeur de la biodiversité et des écosystèmes portent en fait sur des objets concrets et assez variés dont le choix est souvent motivé par la finalité de l'évaluation.

Les gènes

L'évaluation des gènes peut paraître comme un simple, mais c'est bien l'interprétation qui doit être faite des travaux qui évaluent la bioprospection. Ces analyses constituent peut être les approches les plus intéressantes d'évaluation pratique de la diversité et ont donné lieu à de véritables controverses, tant sur le calcul pertinent que sur la façon appropriée à leur attribuer une valeur (pour des synthèses récente on pourra se reporter à Goeschl et Swanson, 2007 ; Sarr et al., 2008). Dans une perspective de bien-être social, ces approches peuvent cependant être critiquées au motif qu'elles traitent la collection de gène comme les éléments indépendants d'une bibliothèque, alors que les écologues ont depuis longtemps souligné que ce sont les interactions qui fondent la productivité des écosystèmes

Les espèces ou les habitats

La focalisation des discours sur les extinctions d'espèces reflète sans doute le vieux rêve de l'inventaire de la vie qui a marqué une longue période de l'histoire de la biologie¹⁰, mais aussi son caractère aisément communicable vis-à-vis des populations ou des décideurs. L'importance des évaluations portant sur des espèces (Loomis et white, 1996 ; Richardson et Loomis, 2009) s'explique surtout par les obligations légales associées au Etats-Unis à la mise en œuvre de mesures de protection dans le cadre de l'*Endangered Species Act*. L'enjeu est d'avoir une mesure des avantages qui peuvent être attendus de mesures coûteuses. De multiples travaux ont par ailleurs montré que la protection d'un espèce passe par celle de son habitat ; ce qui conduit à des analyses plus fines montrant que la protection d'un habitat préserve un ensemble d'espèces et, réciproquement, que la protection d'un espèce implique la préservation d'habitats qui en abritent tout un ensemble. Un résultat original de ces évaluations généralement basées sur des préférences déclarées, est que les consentements à payer des visiteurs sont significativement supérieurs à ceux des résidents ; ce qui peut s'expliquer par le fait que les espèces ou milieux « remarquables » sont des motivations pour les éco-touristes plus sensibles que la plupart des résidents.

Les fonctions

Peut-on évaluer des fonctions écologiques ? La question est délicate car les fonctions écologiques... n'ont pas de finalité sociale. Dans la mesure où on saurait les définir

¹⁰ Présent depuis l'antiquité, cette démarche a trouvé après Linné son cadre systématique de clarification et ne s'est pas arrêté avec Darwin qui a pourtant mis la variabilité intra-spécifique au cœur de la compréhension du vivant.

explicitement et en établir une liste, leur évaluation économique serait indirecte et passerait par les services qu'elles sous-tendent¹¹. C'est le choix retenu par le *Millenium Assessment* (MEA, 2003) dont Allen et Loomis (2006) ont proposé une présentation analytique et Ansink et al. (2008) une analyse des implications. Mais l'approche par la diversité fonctionnelle implique un traitement explicite de la question de la résilience des systèmes (Hanley, 1998) et de la redondance fonctionnelle ; ce qui reste peu praticable en dehors d'un cadre très simplifié (Kassar et Lasserre, 2004 ; Leroux et al., 2009).

Les services

L'évaluation par les services qui apparaît aujourd'hui comme une évidence est donc la conséquence d'une série d'arbitrages : ils sont une voie d'accès aux fonctions et il existe un ensemble d'arguments laissant penser qu'ils sont une fonction croissante de la diversité (Tillman et al., 2005, Chevassus et al., 2009). Ils ont par ailleurs l'avantage de « ressembler » aux services « anthropogènes » et ainsi d'entrer sans trop d'ambiguïtés dans les catégories de l'analyse économique. Ils génèrent cependant une inquiétude : en évaluant la biodiversité et les écosystèmes à partir des services que nos sociétés se procurent auprès d'eux, n'y a-t-il pas le risque de passer à côté de l'essentiel. En théorie, et bien qu'il ait immédiatement été rediscuté (Costanza, 2008 ; Fischer et al., 2009) le cadre défini par le *Milenium Assessment* prétend à une certaine exhaustivité. Mais dès lors que l'on passe à la pratique, la recherche d'informations ou d'indicateurs de l'intensité des services implique des approximations que notre ignorance ou, du moins, notre méconnaissance peut rendre dangereuse si elle conduit à négliger des éléments essentiels. De surcroît, ainsi que le souligne le rapport du C.A.S. (Chevassus et al., 2009), une analyse assez systématique de la littérature met en évidence que certains services ne sont jamais évalués, du fait de la difficulté de rassembler l'information nécessaire ou d'un manque d'intérêt pour des services mal circonscrits.

On doit donc conclure cette section en soulignant que la multiplication des exercices actuels traduit aussi la faiblesse des travaux existants dès lors qu'il s'agit de fonder des choix et des actions. Et souligner, dans la ligne définie par le *Millenium Assessment* et prolongée par *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, que la caractérisation des tendances et des conséquences prévisibles des choix actuels est une condition nécessaire de l'évaluation dont la réalisation soulève de telles incertitudes qu'une approche par scénarios apparaît la seule réponse possible. Ce rappel nous ramène au constat que l'évaluation de la biodiversité peut correspondre à des objectifs très différents.

Evaluer la biodiversité : pour quoi faire ?

L'évaluation est présentée de façon récurrente comme une condition d'un politique de conservation efficace, même au delà du cercle des économistes. Doit-on prendre cette

¹¹ La relation entre fonctions et diversité n'est pas simple. En fait, on ne sait pas, de manière définitive, si le fait d'être plus ou moins diversifié est « utile » aux écosystèmes. Ceux de la Baltique, par exemple, une des mers les moins diversifiées du monde, fonctionnent apparemment très bien.

affirmation au sérieux ? On peut rappeler ici le jugement de l'un des économistes qui ont le plus contribué à ce débat (Heal, 2005) : « *Si notre préoccupation est de conserver ces services, l'évaluation est largement non pertinente. J'aimerais insister sur un point : en matière de protection de la nature, l'évaluation n'est ni nécessaire, ni suffisante. Nous conservons beaucoup de choses que nous n'évaluons pas et peu de ce que nous évaluons* ». Cette mise en garde étant faite, le MEA (2005a) identifie les trois principales raisons qui motivent les évaluations des écosystèmes :

- évaluer la contribution globale des écosystèmes au bien-être humain ;
- comprendre comment et pourquoi les acteurs économiques utilisent les écosystèmes comme ils le font ;
- évaluer l'impact relatif d'actions alternatives et ainsi guider la prise de décision.

La première raison a acquis une certaine célébrité, grâce notamment à l'un des articles les plus cités en économie écologique (Costanza et al., 1997), même si beaucoup de citations sont très critiques. L'idée d'obtenir une mesure agrégée de notre dépendance vis-à-vis des écosystèmes (Daily, 1997) a sans doute quelque chose de fascinant ; mais beaucoup de lecteurs restent perplexes en se demandant ce que pourrait signifier la perte de la totalité de ces services (Rees, 1998 ; Toman, 1998). C'est sans doute pourquoi les travaux plus récents ont abandonné cette quête et, même lorsqu'ils conservent une perspective globale, se focalisent sur une analyse différentielle. C'est notamment le cas du MEA et, de façon plus ambitieuse encore, de l'initiative TEEB (Sukhdev 2008 ; TEEB, 2009) qui s'efforcent d'estimer les pertes de bien-être en comparant la situation actuelle et une situation future représentée par un ou plusieurs scénarios.

La deuxième raison, comprendre ce qui se passe, se situe dans le domaine de l'économie positive et correspond sans doute plus à ce que les écologues, très largement majoritaires dans le processus du MEA, attendent de l'économie qu'à ce à quoi les économistes s'intéressent réellement (Polasky et al., 2005). L'évaluation de la biodiversité a, même si c'est souvent implicite, une visée et une portée normative : éclairer et orienter les choix, surtout lorsqu'ils sont difficiles (Hanley et Shogren, 2002). C'est la troisième raison mentionnée, au sein de laquelle il paraît nécessaire de distinguer trois finalités assez distinctes et qui conditionnent la portée des évaluations.

Rationaliser la stratégie de conservation

La majorité des travaux en économie, notamment parmi les plus anciens, se sont donnés comme objectif d'explorer comment une agence publique dédiée à la politique de conservation de la biodiversité devrait affecter son budget de façon à en tirer le plus grand bénéfice social (Metrick et Weitzman, 1998 ; Polasky et Solow, 1999 ; Polasky et al., 2001, etc.). Le maximum théorique d'efficacité est atteint si on met en œuvre toutes les actions de conservation qui ont un « coût unitaire » inférieur à un certain montant défini en fonction du budget et de la liste des actions possibles. En pratique, la notion de coût unitaire est bien difficile à préciser, car il n'existe pas de mesure satisfaisante de la biodiversité qui puisse servir de référence. La question ainsi posée est donc celle de « l'équivalence écologique » : sur quelle base peut-on statuer que tel élément d'écosystème peut compenser la perte de tel autre ? Cette question se décline en de

nombreuses autres depuis le champ de l'écologie scientifique jusqu'à la mise en place de mécanismes de compensation pratique et d'institutions capable de les mettre en œuvre, notamment pour la mise en œuvre d'une politique de neutralisation de l'impact net des projets (comme la politique canadienne de « *no net loss* » dans les zones humides).

Pour éviter de compenser sur la base d'une simple égalité des surfaces, les institutions existantes (notamment les « *mitigation banks* » américaines), le US Fish and Wildlife Service (USFWS) a développé la démarche *Habitat Evaluation Procedure* (HEP) pour mettre en œuvre une équivalence écologique, entre les habitats dégradés et ceux susceptibles de les remplacer, sur un *Habitat Suitability Index* (HSI) basé sur la valeur relative de certains éléments constitutifs (espaces protégées, habitats remarquables, etc.). Le passage à une valeur économique se fait a priori par le marché foncier, mais comme la proposé N. Dumax (2009), cette méthode pourrait servir de base pour calculer des coûts de remplacement en restaurant ailleurs un écosystème « équivalent » à celui qui est détruit. L'évaluation économique des écosystèmes permettrait ici d'encadrer la pratique de la compensation en nature si son coût est très supérieur à la valeur des services rendus et comme une voie d'élargissement de la mise en équivalence en permettant des compensations entre des écosystèmes ayant une moindre proximité fonctionnelle où géographique. On comprend aisément qu'une telle perspective pose autant de question qu'elle en résout : la compensation par un écosystème proche n'est pas toujours possible ; mais une compensation « décalée », n'est sans doute pas toujours acceptable (exemple : un espace récréatif distant ne répond pas à la demande de la même population).

Rationaliser l'effort de conservation ?

L'évaluation économique vise a priori à alimenter une analyse coûts-avantages, par exemple d'une stratégie de conservation ou de l'un de ces éléments. La recherche de l'efficacité de la stratégie de conservation passe par une égalisation des coûts unitaires marginaux ; la rationalisation de l'effort global de conservation passerait par la comparaison de l'efficacité marginale des fonds investis dans la conservation avec leur efficacité s'ils sont investi dans d'autres activités marchande ou non-marchande. Il s'agit, en réalisant l'ensemble des actions qui ont le meilleur ratio coûts-avantages, de mettre les actions de conservation en balance avec les autres sources de bien-être dans la société.

On comprendra aisément que la première étape étant peu praticable, la seconde l'est a fortiori. Dans un monde d'information parfaite, la recherche de l'efficacité impliquerait un tel calcul. Dans le monde réel, même si le principe doit être rappelé (il existe probablement des cas où l'inégalité est si évidente que le calcul sera possible), il est un guide très insuffisant pour prendre la plupart des décisions concrètes. Comme le soulignent plusieurs travaux (OCDE, 2002), compte tenu des incertitudes, conserver ce qu'il y a (ce qui reste) pourrait être une stratégie raisonnable pour qui ne pas s'exposer à des risques excessifs. Et c'est bien le choix fait par l'Europe en 2001 lorsqu'elle a pris l'engagement « *d'arrêter la perte de biodiversité d'ici à 2010* ». Au delà du caractère

irréaliste de cet objectif (Braat et ten Brink, 2008), il traduit bien l'idée que nous ne savons pas très bien où nous nous situons dans l'espace des avantages et des coûts de la conservation (Pearce, 2007).

Traduire les pertes de valeur sociale liées à la dégradation de la biodiversité et des écosystèmes

Les précédentes sections ont permis de mettre en évidence que les objectifs généralement assignés à l'évaluation économique se heurtaient, dans le cas des écosystèmes et de la biodiversité à des obstacles qui paraissent peu surmontables pour le moment. La réponse à la question « évaluer : pour quoi faire » ne peut donc recevoir qu'une réponse plus modeste qui peut se résumer par l'idée d'obtenir des estimations des pertes de bien-être social entraînées par un projet, en comparant la situation avec et sans le projet et en s'efforçant d'élaborer des équivalents-prix des pertes de services biophysiques. Tels étaient d'ailleurs les termes de la mission du groupe « monétarisation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes » présidé par B. Chevassus-au-Louis pour le Centre d'Analyse Stratégique en 2008-09 et, précédemment, ceux du groupe animé par G. Heal pour le *National Research Council* américain. Les seules évaluations qui semblent réalisables et raisonnablement fiables, concernent des variations de valeurs d'usage et de non-usage de services écosystémiques provoquées par des projets (autoroute, extensions urbaines, LGV, politiques agricoles...). L'intérêt que ces estimations soient exprimées en termes monétaires, est de les rendre commensurables avec les autres aspects et impacts des projets, mais également avec le coût de mesures de restauration ou de remplacement des écosystèmes dégradés ou détruits. L'ouvrage récent de Brahic et Terreaux (2009) reprend cette ambition modeste et essentielle, en l'appliquant à l'évaluation de la biodiversité forestière.

Leur agrégation à grande échelle soulève cependant de multiples difficultés (Braat et ten Brinks, 2008), liées à l'existence d'effets incrémentaux (hectare après hectare, on perd la notion de référence), mais aussi à l'impossibilité d'évaluer de la même façon, les pertes de services de bases, liés à ce que nous avons qualifié de « biodiversité générale » (Chevassus et al, 2009), et des enjeux plus complexes encore, liés en particulier au caractère patrimonial d'éléments plus exceptionnels, souvent qualifiés de remarquables. Si un projet d'infrastructure menace un habitat bénéficiant d'un statut de protection, on ne peut donc a priori lui opposer directement un calcul économique : le classement d'une espèce ou d'un écosystème est un compromis entre des intérêts hétérogènes et sa remise en cause implique sans doute que tous les intérêts en jeu soient à nouveau représentés.

Conclusions

La biodiversité et les services écosystémiques contribuent de multiples manières au bien-être social et il n'y a donc pas de doute que les humains leur attribuent une valeur. Les écosystèmes sont soumis à des pressions croissantes par de multiples activités humaines qui menacent le maintien de leurs fonctions et des services que nous nous y procurons. S'appuyant sur des concepts d'utilité et de rareté, l'évaluation économique permet d'éclairer les choix collectifs qui les affectent, et qui concernent pour une large

part des services dont la valeur ne s'exprime pas sur des marchés. La valeur économique n'épuise pas toutes les raisons que peuvent fonder les différents courants de l'éthique environnementale, mais elle est commensurable aux valeurs attribuées à d'autres biens et services contribuant au bien-être et, surtout, aux coûts d'opportunité de la conservation ou aux coûts techniques de la restauration ou de la compensation en nature. Si les enjeux portent sur des intérêts d'ordre supérieur, impliquant des préférences éthiques ou des jugements citoyens (ce qui peut conduire à considérer la biodiversité comme un bien tutélaire), les arbitrages doivent cependant intégrer des considérations d'ordre équivalent.

La complexité de certaines des questions soulevées par l'évaluation de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes conduit à souligner que leur prise en compte dans l'évaluation socio-économique des projets doit passer par une analyse aussi précise que possible des conséquences biophysique des projets qui laisse une place explicite aux incertitudes et aux controverses légitimes. Une fois cette analyse réalisée, le passage à des valeurs économique ne peut se réduire à un chiffrage de dépenses, mais doit s'efforcer de respecter la profondeur des conséquences des changements prévisibles sur le bien être des populations concernées, en sachant que, pour partie, elles peuvent ne pas résider à proximité, du fait de l'existence d'effets indirects, ou ne pas être en interaction physique avec les actifs considérés, mais leur attribuer des valeurs d'usage passif. C'est pour répondre à cette ambition qu'un ensemble de méthodes visant à produire des indicateurs ayant la dimension de prix a été développé.

Plusieurs points doivent en outre être précisés :

- il s'agit de donner une valeur sociale (et subjective) à des actifs dont les avantages ne sont pas clairement perçus par les populations ;
- une évaluation de la biodiversité à partir des services écosystème est la plus robuste, mais présente des risques de réduction excessive ;
- on doit souligner l'importance de la biodiversité « ordinaire » et s'efforcer de l'évaluer dans une perspective dynamique qui implique l'élaboration de scénari.

L'évaluation économique de la biodiversité n'a pas vocation à préparer sa mise dans le commerce juridique. Même si la possibilité de lier la conservation à des services marchands recèle un potentiel réel (Heal, 2003), c'est précisément parce que la biodiversité n'est généralement pas un bien marchand, qu'une évaluation est utile pour guider les choix. On a vu que des formes différentes d'évaluation intervenait dans des choix collectifs de nature différente que nous avons essayé de caractériser. Les choix réels sont des arbitrages entre des valeurs relevant de multiples ordres et il faut rappeler que la science ne nous dit jamais ce que nous devons faire. Elle peut, en revanche, nous aider à le faire plus efficacement et l'analyse économique prend toute sa pertinence dans les contextes où les choix sont confrontés à des rareté. La question de la rareté a été discutée, mais il ne fait aujourd'hui guère de doute que, du fait de l'emprise croissante des hommes sur la planète (Vitousek et al, 1997 ; Haberl et al, 2007), nous allons vers

une plus grande rareté de la nature et des services que nos sociétés trouvaient auprès des écosystèmes (en termes relatifs et absolus). Alors que la tension sur les terres, notamment agricoles, s'accroît, la recherche de l'efficacité dans les politiques de conservation devient cruciale. L'évaluation économique prend tout son intérêt alors que nous avançons vers plus de raretés et que préserver notre liberté de choix demande des efforts.

Références

Allen B.P., Loomis J.B., 2006. Deriving values for the ecological support function of wildlife: an indirect valuation approach, *Ecological Economics* 56, 49-57.

Ansink E., Hein L., Hasund K.P., 2008. To value functions or services? An analysis of ecosystem valuation approaches, *Environmental Values* 17, 4, 489-503.

Arrow K.J., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Learner, R. Radner, H. Shuman, 1993. *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Federal Register 58(10): 4602-4614.

Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., Jefferiss P., Jessamy V., Madden J., Munro K., Myers N., Naeem S., Paavola J., Rayment M., Rosendo S., Roughgarden J., Trumper K., Turner R.K., 2002. Economic reasons for conserving wild nature, *Science* 297, 950-953.

Baumgärtner S., 2007. The insurance value of biodiversity in the provision of ecosystem services, *Natural Resource Modelling* 20, 1, 87-104.

Baumgärtner S., Becker C., Faber M., Manstetten R., 2006. Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation, *Ecological Economics* 56, 4, 487-498.

Braat L., ten Brink P., 2008. *The Cost of Policy Inaction (COPI) - The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Report to the European Commission.

Brahic E., Terreaux J.-P., 2009. Evaluation économique de la biodiversité. Méthode et exemples pour les forêts tempérées. Paris, Editions QUAE (« Savoir-faire »), 200 p.

Chee Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystems services. *Biological Conservation* 120, 549-565.

Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Paris, Centre d'Analyse Stratégique et Documentation Française, 400 p.

Christie M., Hanley N., Warren J., Murphy K., Wright R. et Hyde T., 2006. Valuing the diversity of biodiversity, *Ecological Economics*, 58, 4, 304–317.

Costanza R., 2008. Ecosystem Services: Multiple classification systems are needed, *Biological Conservation* 141, 350-352.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neil R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P., van der Belt M., 1997. The value of the world ecosystems and natural capital, *Nature* 387, 253-260.

Daily G.C. (ed.), 1997. *Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems*, Washington, DC, Island Press.

Daily G.C., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P.R. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B.-O. Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K.-G. Mäler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, B. Walker, 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289, 395-396.

- Díaz S., Fargione J., Chapin III F.S., Tilman D., 2006. Biodiversity loss threatens human wellBeing, *PLOS Biology* 6, 3, 300-1305.
- Fischer B., Turner R. K., Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics* 68, 643–653.
- Haberl H., Erb K. H., Kausmann F., Gaube V., Bondeau A., Plutzer C., Gingrich S., Lucht W., Fischer-Kowalski M., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of the net primary production in earth's terrestrial ecosystems, *PNAS* 104, 31, 12942-12947.
- Hanley N., 1998. Resilience in social and economic systems: a concept that fails the cost benefit test?, *Environment and Development Economics* 3, 2, 221-262.
- Hanley N., Shogren J. F., 2002. Awkward choices: economics and nature conservation, in Bromley D.W., Paavola J. (eds.), *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*, Oxford, Blackwell Publishing.
- Heal G.M., 2003. Bundling biodiversity. *Journal of the European Economic Association*, 1, 2-3, 553-560.
- Heal G.M. (ed.), 2005. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision Making*, Report of the National Research Council, National Academy Press, Washington DC, 278 p.
- Jacobsen J.B., Hanley N., 2009. Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation?, *Environmental and Resource Economics* 43, 2, 137-160.
- Kahneman D., J.L. Knetsch, 1992. Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* 22 (1), 57-70.
- Kassar I., Lasserre P., 2004. Species preservation and biodiversity value: A real option approach, *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 857-879.
- Krutilla J.V., 1967. Conservation reconsidered, *American Economic Review* 57, 4, 777-786.
- Krutilla J.V., Fisher A.C., 1975. *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, Baltimore, MD, John Hopkins University Press (2d edition, 1985).
- Le Roux X., Barbault R., Baudry J., Burel F., Doussan I., Garnier E., Herzog F., Lavorel S., Lifran R., Roger-Estrade J., Sarthou J.-P., Trommetter M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*, Expertise scientifique collective, Synthèse du rapport, INRA (France), 116 p.
- Leroux A.D., Martin V.L., Goeschl T., 2009. Optimal conservation, extinction debt, and the augmented quasi-option value, *Journal of Environmental Economics and Management* 58, 1, 43-57.
- Loomis J.B., Rosenberg R.S., 2006. Reducing barriers in future benefit transfers: Needed improvements in primary study design and reporting. *Ecological Economics*, 60, 2, 343-350?
- Loomis J.B., White D.S., 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis, *Ecological Economics*, 18, 3, 197-206.
- Loreau M., Mouquet N., Gonzalez A., 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscape, *PNAS*, 100, 22, 12765-12770.
- Maris V., 2006. *La protection de la biodiversité : entre science, éthique et politique*. Thèse de doctorat en philosophie, Université de Montréal.
- McCauley D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature* 443, 7, 27-28.
- MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*), 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Washington, DC, Island Press, 201 p.
- MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*), 2005. *Ecosystems and Human Well-Being:*

Synthesis, Island Press, 137 p.

Meier C.E., Randall A., 1991. Use value under uncertainty: Is there a "correct" measure? *Land Economics*, 67, 4, 379-389.

Merlo M. et Croitoru L., 2005. *Valuing Mediterranean Forests: Toward Total Economic Value*, Cabi Publishing, Wallingford Oxfordshire, UK.

Metrick A., Weitzman M.L., 1998. Conflicts and choices in biodiversity preservation, *Journal of Economic Perspectives* 12, 3, 21-34.

Musgrave R., 1987. Merit goods, in Eatwell J., Millgate M., Neuman P. (ed.), *The New Palgrave: a Dictionary of Economics*, London, MacMillan, 452-453.

Nelson J.P., Kennedy P.E., 2009. The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: An assessment, *Environmental and Resource Economics*, 42, 3, 345-377.

Nijkamp P., Vindigni G., Nunes P.A.L.D., 2008. Economic valuation of biodiversity: A comparative study, *Ecological Economics*, 67, 2, 217-231.

Norton B. (ed.), 1986. *The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity*, Princeton, NJ, Princeton University Press.

Norton B., 1987. *Why Preserve Natural Variety?*, Princeton, NJ, Princeton University Press, 281 p.

Nunes P.A.L.D., van den Bergh J.C.J.M., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense ?, *Ecological Economics*, 39, 2, 203-222.

OCDE., 2002. *Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs*. Paris, 173 p.

Page T., 1977. *Conservation and Economic Efficiency*, Baltimore, John Hopkins University Press.

Pearce, D.W., 2007. Do we really care about biodiversity?, *Environmental and Resource Economics*, 37, 313-333.

Pearce D. et Moran D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity*, IUCN and Earthscan.

Perrings C., 1995a. Economic values of biodiversity, in Heywood V. H., Watson R. T. (eds.), *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge, UK, UNEP and Cambridge University Press, 823914.

Perrings C., 1995b. Biodiversity conservation as insurance, in Swanson T. (ed.), *The Economics and Ecology of Biodiversity Decline*, Cambridge, UK, Cambridge University Press, 69-78.

Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Flack J., Tran Q., Saltman T., Cliff B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity, *BioScience*, 47, 747-757.

Polasky S., Solow A., 1999. Conserving biological diversity with scarce resources, in Klopatek J., Gardner R. (ed.), *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*, New York, Springer Verlag, 154-174.

Polasky S., Camm J.D., Garber-Yonts B., 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon; *Land Economics*, 77, 1, 68-78.

Polasky S., Costello C., Solow A., 2005. The economics of biodiversity conservation, in Vincent J., Mäler K.-G. (eds.), *The Handbook of Environmental Economics*, North-Holland, 1517-1560.

Purvis A., Hector A., 2000. Getting the measure of biodiversity, *Nature*, 405, 212-219.

Randall A., 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. In: Wilson E.O. (Ed), *Biodiversity*. The National Academies Press, Washington, DC, 217-223.

Rees, W.E., 1998. How should a parasite value its host? *Ecological Economics* 25, 1, 49–52.

- Richardson L., Loomis J., 2009. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis, *Ecological Economics*, 68, 5, 1535-1548.
- Sagoff M., 2004. *Price, principle and the environment*. Cambridge University Press, Cambridge (UK).
- Sagoff M., 2008. On the economic value of ecosystem services, *Environmental Values* 17, 239–257.
- Sarr, M., Goeschl, T., Swanson, T., 2008. The value of conserving genetic resources for R&D: A survey, *Ecological Economics* 67, 2, 184-193.
- Stevens T.H., J. Etchevarria, R.J. Glass, T. Hager, T.A. More, 1991. Measuring the existence value of wildlife: what do CVM estimates really show? *Land Economics* 67, 390-400.
- Sukhdev P. (ed.), 2008. *The Economic of Ecosystems and Biodiversity*, Interim Report, European Community, 68 p.
- TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy makers. Summary: Responding to the Value of Nature. November 2009, 42 p.
- Tilman D., Polasky S., Lehman C., 2005. Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature, *Journal of Environmental Economics and Management*, 49, 3, 405-426.
- Toman M., 1998. Why not to calculate the value of the World's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25, 1, 57-60.
- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V., Georgiou S., 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions, *Ecological Economic*, 46, 493-510.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenko J., Melillo J.M., 1997. Human domination of the Earth ecosystems, *Science*, 277, 494-499.
- Weikard H.P., 2002. Diversity functions and the value of biodiversity, *Land Economics*, 78, 1, 20-27.
- Westman W., 1977. How much are nature's services worth, *Science*, 197, 960–964.
- Weitzman M.L., 1998. The Noah's Ark problem, *Econometrica*, 66, 6, 1279-1298.
- Wilson M.A., R. B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation, *Ecological Economics*, 41, 3, 431-443.
- Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K., Swinton S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture, *Ecological Economics*, 64, 2, 253-260.

Figure 1. Le cadre d'analyse de la valeur économique totale présenté dans le *Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2003)*

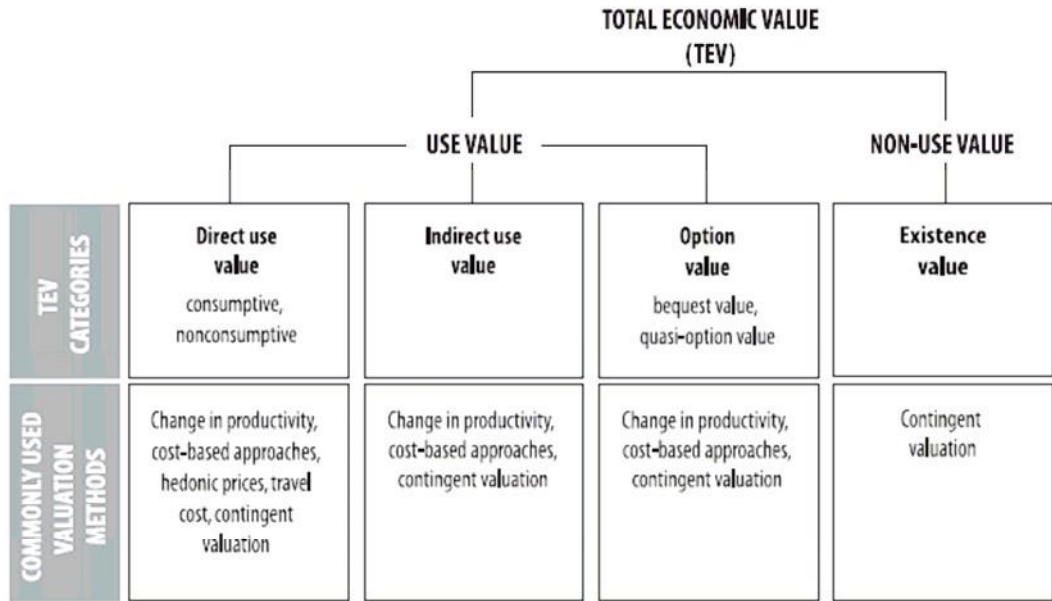
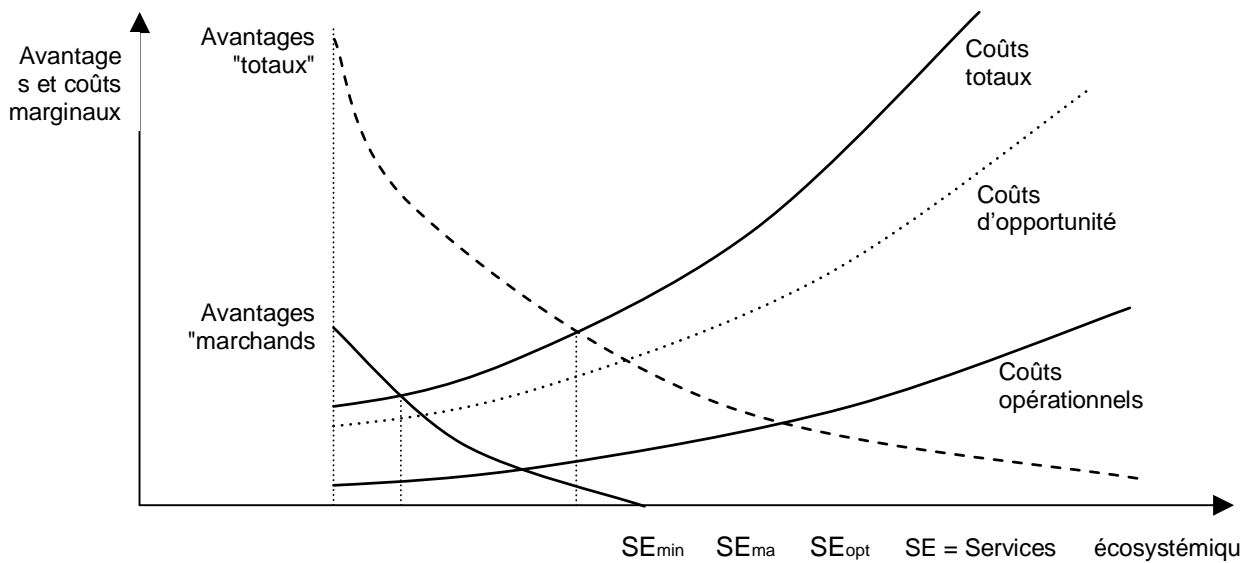


Figure 2 : Les coûts et avantages de la conservation de la biodiversité (adapté de Pearce, 2007)



Documents de Recherche parus en 2010¹²

- DR n°2010 - 01 : Arthur CHARPENTIER, Stéphane MUSSARD «
Income Inequality Games »
- DR n°2010 - 02 : Mathieu COUTTENIER, Raphaël SOUBEYRAN
« Civil War in a Globalized World: Diplomacy and Trade »
- DR n°2010 - 03 : Tamás KOVÁCS, Marc WILLINGER
« Is there a relation between trust and trustworthiness? »
- DR n°2010 - 04 : Douadia BOUGHERARA, Sandrine COSTA (Corresponding author),
Gilles GROLLEAU, Lisette IBANEZ
« Can Positional Concerns Enhance the Private provision of Public
Goods? »
- DR n°2010 - 05 : Véronique MEURIOT, Magali AUBERT, Michel TERRAZA
« Une règle de décision pour les combinaisons d'attributs dans les
modèles de préférence des consommateurs »
- DR n°2010 - 06 : Charles FIGUIERES, Solenn LEPLAY, Estelle MIDLER, Sophie
THOYER
« The REDD Scheme to Curb Deforestation : A Well-designed
System of Incentives? »
- DR n°2010 - 07 : Mireille CHIROLEU-ASSOULINE, Sébastien ROUSSEL
« Contract Design to Sequester Carbon in Agricultural Soils »
- DR n°2010 - 08 : Raphaële PRÉGET, Patrick WAELBROECK
« What is the cost of low participation in French Timber auctions?
»
- DR n°2010 - 09 : Yoro SIDIBE, Jean-Philippe TERREAUX, Mabel TIDBALL, Arnaud
REYNAUD
« Comparaison de deux systèmes de tarification de l'eau à usage
agricole avec réservation et consommation »
- DR n°2010 - 10 : Stéphane MUSSARD, Maria Noel PI ALPERIN
« Poverty Growth in Scandinavian Countries: A Sen
Multidecomposition »
- DR n°2010 - 11 : Cédric WANKO
« A Secure Reversion Protocol that Generates Payoffs Dominating
Correlated Equilibrium »

¹² La liste intégrale des Documents de Travail du LAMETA parus depuis 1997 est disponible sur le site internet
:
<http://www.lameta.univ-montpl.fr>

- DR n°2010 - 12 : Stéphane MUSSARD, Bernard PHILIPPE
« Déséquilibres, système bancaire et chômage involontaire »
- DR n°2010 - 13 : Mathieu COUTTENIER, Raphael SOUBEYRAN
« Drought and Civil War in Sub-Saharan Africa »
- DR n°2010 - 14 : Nicolas QUÉROU, Raphael SOUBEYRAN
« On the (In-)Efficiency of Unanimity in Multilateral Bargaining with Endogenous Recognition »
- DR n°2010 - 15 : Stéphane MUSSARD
« Pair-Based Decomposable Inequality Measures »
- DR n°2010 - 16 : Darine GHANEM
« Fixed Exchange Rate Regimes and Price Stability : Evidence from MENA Countries »
- DR n°2010 - 17 : Jean-Michel SALLES
« Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pour quoi faire ? »

Contact :

Stéphane MUSSARD : mussard@lameta.univ-montp1.fr

