

Dossier « Le réveil du dodo III »[★]

Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ?

Jean-Michel Salles

Sciences économiques, CNRS, UMR5474 LAMETA, Campus SupAgro, 34060 Montpellier cedex, France

Mots-clés :
biodiversité ;
choix collectifs ;
évaluation
économique ;
politiques
de conservation ;
services
écosystémiques.

Résumé – L'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes est actuellement l'objet de nombreux travaux et d'un large débat. Afin de dépasser les oppositions, 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 méthodologiques, ainsi que le choix des objets à évaluer, en les situant par rapport aux objectifs très différents que peuvent poursuivre les évaluations.

Keywords:
biodiversity;
collective choices;
economic valuation;
conservation policies;
ecosystem services

Abstract – Biodiversity and ecosystem services valuation: for which purpose, how and with which results? The valuation of biodiversity and ecosystem services is the subject of many studies and extensive debate. To overcome problems of principle, the real meaning of economic evaluation must be clarified in order to identify its advantages and limitations. An appropriate analysis of these services implied extending the concept of value and has given rise to a plurality of methods that may be strongly challenged. The purpose of this paper is to clarify some terms of these debates. There are reasons for being 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 concrete behaviours, or stated during interviews, and this is clearly an issue for items agents are not familiar with or 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 offer 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 a far too important stake to let economists alone in facing these puzzles.

« Almost all economists are intellectually committed to the idea that the things people want can be valued in dollars and cents. If this is true, and things such as clean air, stable sea levels, tropical forests, and species diversity can be valued this way, then environmental issues submit – or so it is argued – quite readily to the discipline of economic analysis... Most environmentalists not only disagree with this idea, they find it morally deplorable. »

The Economist, 31 January 2002.

La question de l'évaluation de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes a suscité un large débat,

Auteur correspondant : sallesjm@supagro.inra.fr

* Cf. dans ce même numéro la présentation, par la Rédaction, de ce dossier et de son contenu.

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

¹ Ce texte a fait l'objet d'une conférence invitée au colloque « Le réveil du dodo III, 3^{es} journées francophones des sciences de la conservation de la biodiversité », qui avait pour thème : « Peut-on faire de la biologie de la conservation sans les sciences de l'homme et de la société ? » (Université Montpellier 2, IFR119, Montpellier, 17-19 mars 2009). Cette invitation était motivée par le fait que l'auteur était très impliqué dans le groupe créé par le 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.

initiatives internationales : le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2009). 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 présidé par B. Chevassus-au-Louis au Centre d'analyse stratégique (CAS) 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. On ne peut écarter l'hypothèse qu'une bonne partie du débat sur la légitimité de l'évaluation des services liés aux écosystèmes repose sur une mauvaise compréhension de ses cadres et méthodes. Symétriquement, on ne peut négliger le constat que, faute d'une analyse sérieuse des enjeux, certains travaux ont pu conforter l'idée d'une naïveté hégémonique de l'analyse économique et alimenter le rejet d'une mécanique qui peut sembler ramener les relations des sociétés aux natures avec lesquelles elles interagissent au seul modèle de l'échange marchand.

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

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

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). Dans l'ouvrage fondateur de Wilson (1988), trois chapitres portent sur les enjeux et les 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 et 1987) ; aussi n'est-il pas superflu de rappeler le sens que lui donnent les économistes.

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 de renoncer à d'autres avantages ; ce que les économistes traduisent par la notion de 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.

La notion économique de valeur est anthropocentrée, c'est-à-dire qu'elle ne traduit que le bien-être des humains. 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 humains vivants, 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 leur raisonnement ou leurs choix, ce sont les hommes qui nomment.

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 : 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 ; ce qui revient à s'écarter de la notion fondamentale de rationalité économique. 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 » ; ce qui signifie que les décisions relatives à leur production ou à leur gestion doivent être

prises par une tutelle, agence publique ou organisation non gouvernementale, à laquelle les agents délèguent les choix relatifs à la gestion de la biodiversité.

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. La valeur 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 non sur leurs fondements éthiques. Amartya Sen a critiqué l'utilitarisme en proposant une vision dualiste de l'individu, à la fois consommateur visant la satisfaction de ses préférences et citoyen portant des jugements sur des objectifs pouvant dépasser son intérêt propre. Sen distingue la « sympathie », qui se reflète dans l'existence de motivations altruistes dans la fonction d'utilité, et « l'engagement », qui traduit des principes éthiques pouvant faire approuver des changements qui réduiront son utilité.

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 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 et rare doit être explicitée relativement aux autres possibilités – ceci notamment pour l'application de la notion d'utilité 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 admise, 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 seconde approche est la mise en évidence d'un coût d'opportunité de la perte de biodiversité ou de services écosystémiques, comme l'offre d'espaces récréatifs ou la régulation des flux hydriques ; coût qui pourrait être révélé, par des coûts effectifs ou à travers des comportements, ou déclaré dans des enquêtes. Cette approche 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'encroisement ou de surexploitation sont importants, mais pas toujours observables. Quant à la perception de certains services, elle est si partielle ou biaisée qu'il paraît pertinent de classer la biodiversité dans la catégorie des biens tutélaires ; ce qui compromet leur évaluation par des préférences déclarées.

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 sur un marché, 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.

Considérer la biodiversité comme rare n'implique pas de la classer comme un bien économique (Godard, 2005). Considérer les écosystèmes comme des biens est moins choquant, car la base physique est mieux identifiée : elle correspond, au moins pour les écosystèmes terrestres, à des unités spatiales identifiables. La rareté se manifeste ainsi par le constat de pertes de services qui contribuent à la production³ ou à certaines aménités.

L'affirmation de la rareté de la biodiversité peut paraître paradoxale alors que sa mesure la plus triviale⁴, le nombre d'espèces, reste très mal connu et que, hormis les groupes les plus visibles (vertébrés, végétaux vasculaires, etc.), seule une faible fraction des espèces a été recensée, la partie connue n'étant sans doute pas particulièrement représentative de l'ensemble. 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 Baumgärtner *et al.* (2006) à opposer une conception absolue de la rareté à la notion relative des économistes. Les

² On sait depuis les travaux de E. Ostrom et de l'École 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 L'expertise collective de l'Inra sur les relations agriculture-biodiversité (Le Roux *et al.*, 2008) a précisé, dans quelques cas, la contribution d'une plus grande diversité autour des parcelles ou dans les parcelles à la productivité agricole. La relation de la diversité avec la productivité des écosystèmes avait déjà été mise en évidence (Tilman *et al.*, 2005), mais ses conséquences ne se limitent pas au secteur agricole. On sait cependant qu'une plus grande diversité peut aussi avoir des effets négatifs sur l'agriculture (Zhang *et al.*, 2007).

⁴ 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).

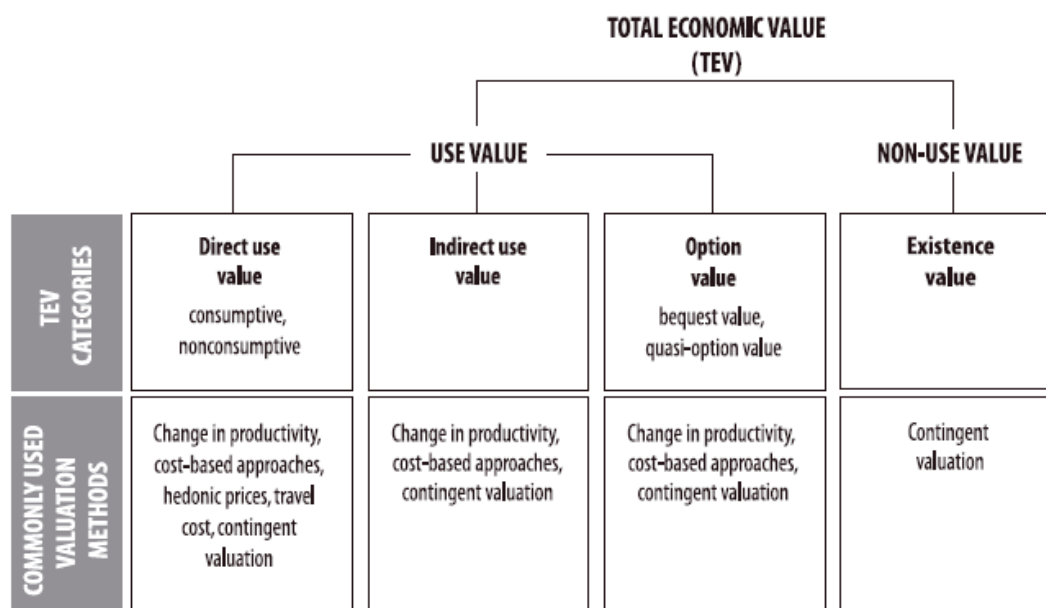


Fig. 1. Cadre d'analyse de la valeur économique totale présenté dans le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005).

écosystèmes sont multifonctionnels (Turner *et al.*, 2003), mais, en deçà d'une quantité « critique », ils pourraient ne plus être substituables ; leur dégradation ne pourrait être compensée par un investissement accru dans le capital manufacturé ou humain, mais se traduirait au contraire dans une baisse de la capacité de ces formes de richesse à contribuer au bien-être humain.

Les mesures objectives d'abondance ou l'évaluation des impacts des activités humaines sont 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, il s'agit 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.

Évaluer la biodiversité : est-ce acceptable ?

Au-delà des définitions techniques ou politiques, 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 est sous-jacente aux multiples prises de position 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 présupposer de leurs fondements éthiques, l'analyse économique a, dans une perspective ouverte par Krutilla (1967), développé 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 valeur économique totale

La notion de valeur économique totale (VET) s'est établie depuis deux décennies comme le cadre intégrateur qui vise à traduire dans une perspective instrumentale l'ensemble de ces raisons, en distinguant entre valeurs d'usage, d'option, de non-usage, de même qu'entre usage présent et usages futurs (Fig. 1). Bien que cette notion soit généralement mobilisée pour agréger des valeurs de non-usage, elle comprend aussi les usages marchands pour lesquels les évaluateurs doivent s'assurer que les prix reflètent vraiment la valeur sociale. Ainsi, le MEA (2005) souligne 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 (Merlo et Croitoru, 2005).

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

- 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 importante pour préserver la nature, mais on doit s'attendre à ce que leur mesure soit imprécise, contingente à des hypothèses restrictives 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 puisse entièrement reposer sur des méthodes économiques et implique le recours à des modes de traitement spécifiques.

En fin de compte, 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 suffisantes 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 composantes⁵ ;
- le problème d'incongruité. Les préférences qui s'expriment relèvent-elles d'un utilitarisme élargi ou d'attitudes d'engagement ?

Les incertitudes 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 de la façon dont les valeurs futures doivent influencer les choix présents. L'actualisation est la technique qui permet de transformer la valeur des actifs disponibles dans le futur en valeur actuelle, en les pondérant d'un coefficient de la forme $1/(1+r)^n$, où r est le taux annuel d'actualisation et n le nombre d'années. 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 est de mieux en mieux 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), 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). Concrètement, cela revient à appliquer aux actifs naturels ou aux services écologiques des taux plus faibles (inférieurs à 3 %).

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 trompés qui ont placé la liberté future de choix comme valeur sociale fondamentale. Quelles que soient les hypothèses technologiques, laisser un ensemble d'écosystèmes en bon état de fonctionnement et suffisamment biodiverses prend donc une importance renforcée. 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. Par exemple, si un projet d'infrastructure menace un habitat bénéficiant d'un statut de protection, on ne peut 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.

La complexité de certaines des questions soulevées conduit à souligner que leur prise en compte dans l'évaluation socioéconomique des projets doit laisser une place explicite aux incertitudes et aux controverses légitimes. Le passage à des valeurs économiques ne peut se réduire à un chiffrage de dépenses ; mais il doit s'efforcer de respecter la profondeur des conséquences des changements prévisibles sur le bien-être des populations concernées, en sachant que ces populations 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.

Évaluer la biodiversité : comment ?

Trois approches s'offrent aux évaluateurs : les techniques 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 révélateurs

⁵ Ce constat est différent du biais d'inclusion dans les évaluations contingentes, lequel conduit à des consentements à payer du même ordre de grandeur pour des actifs limités ou pour le système plus large qui les englobe.

des préférences. Les préférences susceptibles d'être révélées par les comportements correspondent cependant 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 et reflètent principalement des aménités directes pour la seconde. On peut ajouter que l'utilisation de ces approches pour mesurer l'intérêt de la préservation des écosystèmes reste assez limitée.

Les méthodes basées sur les préférences déclarées

Elles reposent sur des déclarations recueillies dans le cadre 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 a la dimension de prix.

Il est évidemment délicat de mesurer 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 l'expression de préférences raisonnées, en les associant à une procédure délibérative et en permettant aux agents d'étalonner leurs perceptions des enjeux avec celles de parties prenantes des choix envisagés (acteurs économiques, élus, experts, militants...). En parallèle, les analyses conjointes permettent d'éviter la déclaration d'un consentement à payer, fût-elle guidée, en confrontant les sujets à des choix qui impliquent 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.

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). Les agents concernés peuvent avoir la possibilité de substituer les services perdus par des techniques artificielles dont le coût

pourra être assimilé à la valeur du service écosystémique (Allsopp, 2008).

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 suppose 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. Cette équivalence n'est cependant acceptable que si les coûts de remplacement restent équivalents ou inférieurs à la valeur des services perdus ; cela implique d'estimer cette valeur par une autre approche.

Les transferts de valeur

La lourdeur des évaluations a 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 et, parfois, pour en dénoncer les excès (Nelson et Kennedy, 2009).

À 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 la relation avec leur valeur sociale implique une évaluation parallèle.

Les objets de l'évaluation

Les évaluations de la biodiversité en tant que telle sont peu nombreuses et restent théoriques (Weitzman, 1998 ; Weikard, 2002). 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 (gènes, espèces, habitats, fonctions, services) dont le choix est souvent motivé par la finalité de l'évaluation (Goeschl et Swanson, 2007 ; Sarr *et al.*, 2008 ; Loomis et White, 1996 ; Richardson et Loomis, 2009 ; Kassar et Lasserre, 2004 ; Leroux *et al.*, 2009).

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 (délicates à évaluer car elles n'ont pas de finalité sociale) et il existe un ensemble d'arguments laissant penser qu'ils sont une fonction croissante de la diversité (Tilman *et al.*, 2005; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). En théorie, et bien qu'il ait immédiatement été rediscuté (Costanza 2008; Fisher *et al.*, 2009), le cadre défini par le *Millennium 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 dangereuses si elle conduit à négliger des éléments essentiels. De surcroît, ainsi que le souligne le rapport du CAS (Chevassus-au-Louis *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 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.

Évaluer la biodiversité : pour quoi faire ?

L'évaluation est présentée de façon récurrente comme une condition d'une politique de conservation efficace, même au-delà du cercle des économistes. Doit-on prendre cette affirmation au sérieux ? Le MEA (2005) 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.

Dans un article célèbre, Costanza *et al.* (1997) ont proposé une évaluation des écosystèmes et du capital naturel de l'ensemble de la planète. Cet article a été très critiqué pour toute une série de raisons (Norgaard *et al.*, 1998; Toman, 1998), allant des difficultés techniques, comme son caractère nécessairement non marginal, jusqu'à la remise en cause de son utilité pratique. Comme l'a noté

avec ironie Rees (1998) : à combien un parasite devrait-il évaluer son hôte ?

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 l'évaluation des fonctions écologiques qui rendent la vie humaine possible n'aurait aucun sens. C'est pourquoi les travaux plus récents, même lorsqu'ils conservent une perspective globale, se focalisent sur une analyse différentielle. C'est notamment le cas de l'initiative TEEB (Sukhdev, 2008; TEEB, 2009), qui s'efforce 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 normatives : éclairer et orienter les choix. C'est la troisième raison mentionnée, au sein de laquelle il paraît nécessaire de distinguer trois finalités assez distinctes et qui fondent, nous semble-t-il, la portée des évaluations.

Rationaliser la stratégie de conservation

L'objectif de la majorité des travaux en économie, notamment parmi les plus anciens, est 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). 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 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 capables de les mettre en œuvre, notamment dans le cadre 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, comme le pratiquent parfois les institutions existantes (notamment certaines « *mitigation banks* » américaines), le US Fish and Wildlife Service a développé la démarche *Habitat Evaluation Procedure* (HEP) pour mettre en œuvre une équivalence écologique entre

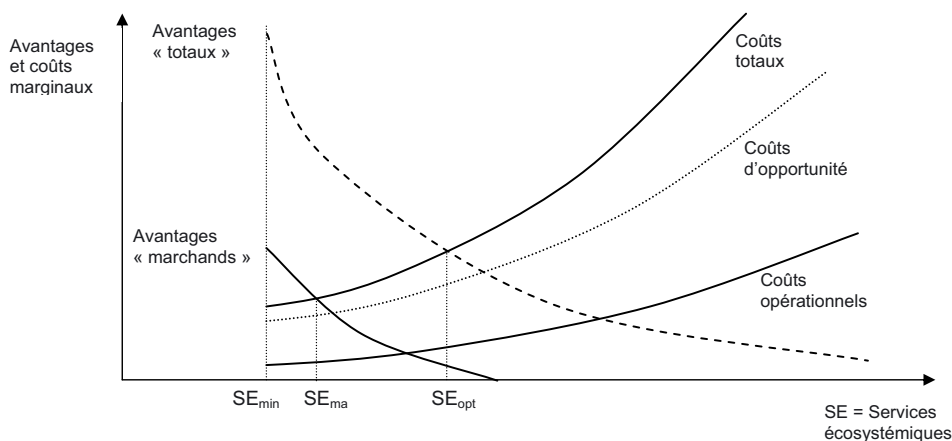


Fig. 2. Coûts et avantages de la conservation de la biodiversité (d'après Pearce, 2007).

les habitats dégradés et ceux susceptibles de les remplacer, à partir d'un *Habitat Suitability Index* (HSI) basé sur la valeur relative de certains éléments constitutifs (espaces protégés, habitats remarquables, etc.). Le passage à une valeur économique se fait a priori par le marché foncier, et cette méthode pourrait servir de base pour calculer des coûts de remplacement en restaurant ailleurs un écosystème sensiblement « 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 ou géographique. En effet, la compensation par un écosystème proche n'est pas toujours possible ; mais une compensation « décalée » n'est sans doute pas toujours acceptable.

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 ses éléments. 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 investis dans d'autres activités, marchandes ou non marchandes. 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.

Pour obtenir des informations empiriques utiles, il faudrait pouvoir prendre en compte l'intégralité des coûts et avantages de chaque option, marchands et non marchands. Comme le notait Pearce (2007), les informations dont nous pouvons disposer à une échelle globale sont très insuffisantes et, si nous pouvons définir un niveau théorique optimal (le point SE_{opt} sur la figure 2) de dégradation/conservation, nous n'avons guère d'élé-

ments pour situer notre position actuelle et évaluer sa gravité. Pearce *et al.* (1990) soulignaient déjà que, compte tenu des incertitudes, « *conserving what there is could be a sound risk averse strategy* » (« conserver ce qui est pourrait être une stratégie sensée face à l'incertitude »). Et c'est bien le choix fait par l'Europe, qui s'était fixé pour objectif de stopper toute perte nette de biodiversité au-delà de 2010. Indépendamment du caractère sans doute irréaliste de cet objectif (Braat et ten Brink, 2008), il traduisait 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.

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

Comme nous venons de le voir, les objectifs généralement assignés à l'évaluation économique se heurtent à des obstacles qui paraissent peu surmontables pour le moment. La réponse à la question : « Évaluer : pour quoi faire ? » 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. Les seules évaluations qui semblent pratiquement réalisables concernent l'estimation de valeurs d'usage et de non-usage des variations de services entraînées par des projets (autoroute, LGV, extensions urbaines, politique agricole...). Et il est souhaitable que ces estimations soient exprimées en termes monétaires, commensurables avec les autres aspects et impacts du projet, mais également avec le coût de mesures de restauration ou de remplacement des écosystèmes dégradés ou détruits. 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 écosystémiques apparaît comme la démarche la plus logique, car les services, par définition, contribuent au bien-être humain⁶, mais elle présente des risques de réduction excessive ;
- on doit souligner l'importance de la biodiversité « ordinaire⁷ », qui est une caractéristique générale et une condition de la conservation du vivant, et s'efforcer de l'évaluer dans une perspective dynamique qui implique l'élaboration de scénarios.

Conclusions

L'évaluation économique n'a pas vocation à préparer la mise dans le commerce juridique. Même si la possibilité de lier la conservation de la biodiversité à des services marchands recèle un potentiel réel, c'est précisément parce que la biodiversité n'est généralement pas un bien marchand qu'une évaluation est importante pour guider les choix. 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. L'analyse économique prend toute sa pertinence dans les contextes où les choix sont confrontés à des raretés. Du fait de l'emprise croissante des hommes sur la planète, nous allons vers un monde de 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 agricoles semble accentuée par plusieurs évolutions en cours, la recherche de l'efficacité dans les politiques de conservation devient cruciale.

L'analyse économique apparaît plus à l'aise avec les services écosystémiques qu'avec des objets dont la relation avec le bien-être humain reste mal comprise. Mais la notion de services écosystémiques, malgré son caractère typologique, ne garantit pas que des pans importants de la contribution écosystémique ne soient laissés hors de l'analyse. La recherche de valeurs ayant un minimum de robustesse conduit à sous-estimer les usages indirects, assurantiels ou culturels (passif), qui ne peuvent être appréhendés qu'au cas par cas, dans des cadres spécifiques.

⁶ Assimiler la relation des sociétés aux écosystèmes à des « services » s'est imposé comme une métaphore simple des services produits par les hommes, mais une différence majeure réside dans l'intentionnalité. Contrairement aux entreprises, les écosystèmes ne s'adaptent pas aux besoins des sociétés, c'est aux sociétés de savoir tirer parti du fonctionnement des écosystèmes. C'est cette aptitude qui conditionne la valeur sociale des « services écosystémiques ».

⁷ Dans le rapport du CAS (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009), nous avons distingué la biodiversité « ordinaire » ou « générale » en l'opposant à la biodiversité « remarquable », ou plutôt « remarquable », dont le caractère exceptionnel ne pouvait évidemment être reflété par des « valeurs de référence » et qui, a priori, bénéficie de formes de protection, produits de compromis sociopolitique dont nous avons considéré que leur remise en cause ne pouvait être arbitrée par la seule analyse économique.

Cette conclusion se doit d'être prudente ; mais elle ne se veut pas pessimiste. L'évaluation des services rendus par la nature ordinaire est sans doute la véritable priorité. L'évaluation des services liés au maintien d'écosystèmes suffisamment biodiverses devient déterminante pour éclairer un ensemble de choix que nos sociétés ne pourront éviter de faire. L'état des connaissances semble montrer qu'il s'agit d'un enjeu trop grave pour être confié aux seuls économistes. Comprendre les liens entre biodiversité, services liés aux écosystèmes et bien-être humain, et développer des scénarios d'évolution des systèmes écologiques et sociaux demanderont de multiples travaux pour lesquels une réelle compréhension du fonctionnement des écosystèmes et des sources de la création de richesses et de bien-être social semble simultanément nécessaire.

Références

- Allsopp, M.H., de Lange, W.J., Veldtman, R., 2008. Valuing insect pollination services with cost of replacement, *PLoS ONE*, 3, 9, e3128, doi: 10.1371/journal.pone.0003128.
- 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, 5583, 950-953.
- 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. (Eds), 2008. *The Cost of Policy Inaction (COPI): The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*. Final Report to the European Commission, Wageningen/Brussels (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/teeb_en.htm).
- 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. (Eds), Centre d'analyse stratégique, 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Paris, La Documentation française.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., 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's ecosystem services and natural capital, *Nature* 387, 253-260.
- Daily, G.C. (Ed.), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington (DC), Island Press.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., III, Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being, *PLOS Biology*, 6, 3, 300-1305.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics*, 68, 3, 643-653.

- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline, *Ecological Economics*, 68, 3, 810-821.
- Godard, O., 2005. Les conditions d'une gestion économique de la biodiversité : un parallèle avec le changement climatique, *Cahiers du CECO*, Paris, École polytechnique.
- Goeschl, T., Swanson, T., 2007. Designing the legacy library of genetic resources: Approaches, methods and results, in Kontoleon, A., Pascual, U., Swanson, T. (Eds), *Biodiversity Economics: Principles, Methods and Applications*, Cambridge, Cambridge University Press, 273-291.
- 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.
- 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).
- 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., White, D.S., 1996. Economic benefits of rare and endangered species: Summary and meta-analysis, *Ecological Economics*, 18, 3, 197-206.
- McCauley, D.J., 2006. Selling out on nature, *Nature*, 443, 7, 27-28.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington (DC), Island Press.
- Merlo, M., Croitoru, L. (Eds), 2005. *Valuing Mediterranean Forests: Toward Total Economic Value*, Wallingford, Oxfordshire (UK), Cambridge (MA), CABI Publishing.
- 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. (Eds), *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.
- Norgaard, R.B., Bode, C., Values Reading Group, 1998. Next the value of God, and other reactions, *Ecological Economics*, 25, 1, 37-39.
- 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.
- 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., Barbier, E., Markandya, A., 1990. *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*, Aldershot, Edward Elgar.
- Polasky, S., Solow, A., 1999. Conserving biological diversity with scarce resources, in Klopatek, J., Gardner, R. (Eds), *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*, Amsterdam, North-Holland, vol. 3, 1517-1560.
- Purvis, A., Hector, A., 2000. Getting the measure of biodiversity, *Nature*, 405, 212-219.
- 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., 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.
- Sukhdev, P. (Ed.), 2008. *The Economic of Ecosystems and Biodiversity*. Interim Report, European Community (online: <http://www.teebweb.org/ForPolicymakers/tabid/1019/Default.aspx> [TEEB Interim Report]).
- TEEB, 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy makers. Summary: Responding to the Value of Nature* (online: <http://www.teebweb.org/ForPolicymakers/tabid/1019/Default.aspx> [TEEB for Policy Makers Summary]).
- 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.
- Weikard, H.P., 2002. Diversity functions and the value of biodiversity, *Land Economics*, 78, 1, 20-27.
- Weitzman, M.L., 1998. The Noah's Ark problem, *Econometrica*, 66, 6, 1279-1298.
- Westman, W., 1977. How much are nature's services worth, *Science*, 197, 960-964.
- Wilson, E.O. (Ed.), 1988. *Biodiversity*, Washington (DC), National Academy of Sciences / Smithsonian Institution.
- Wilson, M.A., Howarth, 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.