HAL open science

# Significations, intérêts et limites des approches économiques de la valeur de la biodiversité

Jean-Michel Salles

▶ To cite this version:

Jean-Michel Salles. Significations, intérêts et limites des approches économiques de la valeur de la biodiversité. Quelle(s) valeur(s) pour la biodiversité ?, Mare & Martin, 326 p., 2017, 978-2-84934-232-9. hal-01604312

HAL Id: hal-01604312

https://hal.science/hal-01604312v1

Submitted on 5 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

# Significations, intérêts et limites des approches économiques de la valeur de la biodiversité

Jean-Michel SALLES
CNRS, UMR5474 LAMETA, Montpellier, France

*"The total value of biodiversity is infinite, so having a debate about what is the total value of nature is actually pointless because we can't exist without it."*

(Robert Scholes, ecologist)

*"To say that we should not do valuation of ecosystems is to deny the reality that we already do, always have and cannot avoid doing so in the future."*

(R. Costanza *et al.*, 1998)

*"The worth of a songbird definitely has its monetary aspect; but the endangered songbird is not thereby reduced to a commodity, any more than any other exemplification of love."*

(Funtowicz et Ravetz, 1994)

*"Often the importance of ecosystem services is widely appreciated only upon their loss."*

(Daily *et al.* 2000)

Plusieurs études et expertises internationales ont récemment relancé le débat sur l'évaluation de la biodiversité. Dès l'ouvrage fondateur de Wilson (1988), cette question était controversée entre la position prudemment constructive défendue par Hahneman (1988) ou Randall (1988) et celle plus hostile de Ehrenfeld (1988). Depuis ces textes précurseurs, certaines choses ont été précisées, des consensus ont commencé à émerger, des alliances se sont parfois nouées, notamment entre des économistes ayant pris conscience des enjeux de la

préservation de la biodiversité et des militants conservationnistes qui cherchaient dans l'évaluation économique des éléments en faveur de politiques de préservation plus ambitieuses ou mieux argumentées. Mais des controverses demeurent, alimentées par l'assimilation de l'évaluation économique à une simple étape préalable à la création de marché impliquant des formes de privatisation de la nature. Cette inquiétude n'est pas sans fondement et l'enthousiasme actuel pour les mécanismes de « paiement pour services environnementaux » peut être interprété comme un effet de cette filiation (Gomez-Baggethum *et al.*, 2010).

L'évaluation économique peut aussi constituer une étape de clarification des enjeux dont la finalité réside dans l'amélioration des politiques publiques (Heal *et al.*, 2005 ; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). En l'absence d'un processus explicite d'évaluation, les décisions se fonderont sur les préférences du prince ou sur les positions défendues par le lobby le plus efficace, en s'appuyant dans le meilleur des cas sur une rationalisation technico-scientifique dans l'allocation d'un budget défini par des arbitrages politiques. L'évaluation économique propose un cadre cohérent d'analyse susceptible d'aider à identifier des potentiels d'amélioration de l'efficacité sociale ou de permettre une délibération collective sur ce sujet. Dans un contexte marqué par des pressions croissances sur les écosystèmes, on comprend aisément l'importance des enjeux et, donc, l'intérêt suscité par cette approche. Ces raisons ne peuvent cependant pallier les difficultés pratiques et conceptuelles rencontrées par les méthodes d'évaluation dont les résultats restent trop partiels et fragiles.

Les valeurs de la biodiversité ne sont pas seulement le sujet de notre séminaire, mais une question qui anime depuis plusieurs décennies, non seulement la communauté scientifique, mais de multiples arènes politiques et sociales. Le débat sur les valeurs de la biodiversité s'est superposé, sans le remplacer tout à fait, au débat plus ancien sur les valeurs de la nature (Maris, 2010, 2014 ; Salles *et al.*, 2016). Les approches de la valeur de la nature par les sciences sociales renvoient à une pluralité d'analyses ou de théories qui relèvent de deux perspectives fondamentales, partiellement dépendantes. Les analyses dites « positives » visent à comprendre la nature et l'importance des relations entre sociétés et natures, ainsi que le niveau et les conditions de maîtrise des sociétés ou des acteurs sur ces relations. Les analyses et théories « normatives » visent à juger ou évaluer l'importance de ces relations pour mieux les gérer, en termes d'objectifs, de moyens, de politiques publiques.

Les approches positives peuvent considérer la question de la relation des sociétés à la nature dans de multiples perspectives. Dans une optique descriptive, le constat que les sociétés s'inscrivent nécessairement dans un milieu naturel a conduit certains analystes à considérer que la nature est en position dominante vis-à-vis des sociétés (Passet, 1979 ; Martinez-Alier, 1987). Réciproquement, les sciences sociales ont le plus souvent considéré que l'intérêt des sociétés ou des humains pour la nature, n'était qu'un attribut parmi d'autres de leurs objectifs, intentionnels ou pas (Serre, 1987). On sait en outre, grâce à certains travaux

d'anthropologie, que la distinction entre nature et culture n'a rien d'universel et que diverses formes de continuité entre ces deux notions structurent la pensée dans de multiples sociétés, notamment amérindienne (Descola, 2005). Enfin, de nombreux travaux de sciences sociales en général et en sciences économiques en particulier considèrent les sociétés humaines comme des entités autonomes et analysent les enjeux de développement ou de justice sans aucune référence à la nature, aux écosystèmes ou à la biodiversité (Dasgupta, 2008).

Dans une perspective normative, les valeurs, fondées sur des conceptions de la justice ou de l'efficacité sociale, guident les choix ou les comportements. Les valeurs relatives à la nature sont ici confrontées à celles liées à d'autres enjeux. Une distinction fondamentale oppose les valeurs intrinsèques qui reflètent la dignité reconnue à certains êtres, humains ou non-humains, et les valeurs instrumentales qui expriment l'intérêt d'une chose ou d'une action en tant que moyen contribuant à une fin. Concernant les valeurs de la biodiversité, une autre opposition essentielle concerne d'ailleurs cette fin. Dans les philosophies classiques, seuls les humains sont porteurs d'une valeur intrinsèque. Les éthiques environnementales élargissent la liste des êtres auxquels sont attribuées ces valeurs premières à d'autres espèces et à des systèmes vivants comme les écosystèmes ou, pour reprendre l'expression d'Aldo Leopold (1949), de la « communauté biotique ».

Ce chapitre vise, après d'autres, à préciser les enjeux de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques pour en clarifier les intérêts et les limites, et favoriser ainsi le passage d'un affrontement stérile à un débat technique sur ce qui peut être réellement attendu de ces démarches. Pour cela on rappellera succinctement (section 1.) ce qui fonde l'importance sociale de la biodiversité, pour préciser (section 2.) les enjeux d'une évaluation à partir des « services écosystémiques ». On précisera (section 3) la signification de l'évaluation économique et les enjeux de son élargissement dans le cadre de la Valeur économique totale ; ce qui permettra de discuter la question de l'incommensurabilité, avant de revenir (section 4) sur les techniques d'évaluation pour mieux comprendre pourquoi elles restent controversées. On pourra alors préciser (section 5) à partir de quels objets observables la nature et, dans la pratique, les services qu'elle offre, peuvent être évalués. Une discussion est ensuite menée (section 6) sur trois questions qui clivent le sujet. L'article se conclut en soulignant que l'évaluation économique de la biodiversité ne prend de sens que dans la perspective d'éclairer les choix de gestion des relations société-nature.

## 1. L'importance sociale de la biodiversité

Le mot biodiversité est un néologisme issu au milieu des années 1980 de la contraction de l'anglais *biological diversity*. Cette innovation sémantique était d'ailleurs une volonté assez délibérée d'attirer l'attention du public et des décideurs politiques sur l'urgence de ralentir la dégradation de cette diversité, et

certains analystes (Maris, 2010) y voient d'ailleurs une mutation, le signe d'un basculement de la question de la conservation ou la préservation de la diversité du vivant d'une préoccupation des spécialistes, vers une problématique de société. La problématique biodiversité est devenue si présente dans nos sociétés qu'aborder la question de l'importance de la biodiversité semble presque superflu. Il reste cependant utile d'insister sur la diversité des raisons qui peuvent plaider en faveur de politiques plus ambitieuses de conservation.

### Pourquoi la biodiversité est-elle si importante pour la société ?

Les sociétés humaines se procurent un grand nombre d'avantages en relation avec la diversité biologique ou, plus précisément, auprès des écosystèmes qui expriment la diversité de la vie : la fourniture de nourriture, les matériaux combustibles et la construction ; la purification de l'air et l'eau, la stabilisation et la modération du climat mondial ; la modération des inondations, des sécheresses, des températures extrêmes et les forces du vent, la génération et le renouvellement de la fertilité des sols, l'entretien des ressources génétiques qui contribuent à la diversité des cultures et l'élevage, la médecine et d'autres produits ; les usages récréatifs, et esthétiques et les avantages culturels (MA, 2005).

En dehors de ces avantages réels, la biodiversité joue un rôle important comme une assurance ou un filet de sécurité dans notre monde en mutation, en particulier pour les populations les plus vulnérables dont le bien-être voire la survie dépendent souvent plus directement d'écosystèmes fonctionnels (Quaas et Baumgärtner, 2008). À l'échelle mondiale, la biodiversité doit être considérée en relation avec les grandes questions comme la réduction de la pauvreté, la sécurité alimentaire et la disponibilité en eau douce, la croissance économique, les conflits sur l'utilisation et l'appropriation des ressources (Baland et François, 2005), la santé humaine, animale et végétale, l'approvisionnement en énergie et le changement climatique.

Il y a deux évidences sur lesquelles les analystes convergent. Deux siècles après la révolution industrielle et malgré des changements importants dans l'agriculture, l'industrie, l'exploitation minière, les transports, nos sociétés restent fortement dépendants du bon fonctionnement des écosystèmes pour les modes de vie, les facteurs de production ou équipements (Daily, 1997 ; Diaz *et al.*, 2006). D'autre part, il existe des preuves solides que les activités humaines menacent les écosystèmes et la diversité du vivant (MA, 2005 ; GBO-3, 2010). La biodiversité apparaît donc à la fois comme source de biens et services dont la dégradation menace le bien-être, et un enjeu dans de nombreux choix humains et sociaux.

### Préserver ou accroître la liberté de choix

Le rapport de synthèse du *Millenium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) a mis en évidence les liens existants entre les services écosystémiques et les éléments qui contribuent au bien-être social. Ce schéma d'analyse identifie quatre catégories d'éléments du bien-être (sécurité, matériel de base de bonne vie, la santé

et de bonnes relations sociales) et ce qui apparaît comme un principe plus fondamental : la liberté de choix et d'action, définie comme la situation « d'être en mesure d'accéder à ce que les êtres humains apprécient de faire et d'être ».

La symétrie suggérée entre les fonctions de soutien qui rendent possibles les services écosystémiques pour les sociétés humaines, et la liberté de choix qui rend l'être humain capable de retirer les bénéfices de ces services, est un enseignement essentiel de ce schéma : sans la possibilité de choisir, la question de la valeur des services écosystémiques n'a pas de sens. La théorie économique de la valeur repose sur des comparaisons (taux de substitution), et nous verrons que la nature de la valeur économique implique, au moins implicitement, l'existence d'options alternatives de choix. Les sociétés qui se sont organisées pour s'émanciper des aléas de la nature courent ainsi le risque de ne plus disposer des savoir-faire permettant d'en retirer les avantages.

## La biodiversité comme marchandise ?

Les économistes ont donc deux raisons de s'intéresser à la biodiversité et aux écosystèmes : d'une part, ils sont le support de biens et services qui ont un intérêt pour la société, d'autre part, les choix opérés par les agents économiques, y compris les collectivités publiques, ont eu et continuent d'avoir des impacts sur la biodiversité. Le déboisement des terres ou l'assèchement des marais pour l'agriculture ou le développement, la récolte de bois provenant de forêts primaires, la surpêche, par exemple, ont causé des pertes de biodiversité. La biodiversité apparaît donc comme une ressource utile et rare ; ce qui incite les économistes à la considérer comme une « commodité ». G. Heal (2000) énumère plusieurs arguments en faveur de ce point de vue : la biodiversité fournit ou améliore la productivité des écosystèmes, constitue une forme d'assurance face à certains aléas, favorise l'amélioration des connaissances, accroît le potentiel de production de services écosystémiques. Si la biodiversité peut être considérée comme un bien économique, cela ne suffit sans doute pas à la qualifier comme marchandise.

La diversité biologique est une caractéristique d'ensembles ou de systèmes, tels que les populations, les écosystèmes ou les paysages, qui ne présentent qu'imparfaitement les propriétés de rivalité et d'exclusion qui permettent de gérer un bien comme marchandise. Les avantages que l'agent reçoit en raison de la beauté d'un paysage ou l'existence d'un gène codant pour la synthèse d'une molécule d'intérêt pharmacologique ne sont *a priori* pas réduits par le fait qu'un autre agent en bénéficie aussi. Il serait difficile d'exclure certains agents de l'accès à un service tel que la gestion de certaines pollutions ou des caractéristiques locales du climat réalisée ou maintenues par le fonctionnement de certains écosystèmes, alors que ces avantages n'impliquent pas d'interaction directe avec eux. La biodiversité apparaît donc comme ayant des propriétés d'un bien public. Cependant, pour de multiples usages, qu'il s'agisse de prélever des ressources ou de bénéficier d'espaces récréatifs ou de perceptions esthétiques et les paysages,

peuvent apparaître des effets de congestion ou de demande excessive qui suscitent des rivalités. Le statut économique le plus approprié semble donc être celui de ressources en propriété commune, qui ne sont généralement pas gérées ou entretenues efficacement par les seuls mécanismes de marché.

Selon la caractéristique des écosystèmes qui fonde leur valeur sociale, la biodiversité apparaît à la fois comme un bien commun local et global. Perrings et Gadgil (2003) ont montré que, dès lors que la conservation de la biodiversité procure des avantages à différents niveaux d'organisation, un cadre de gestion bien conçu devrait articuler plusieurs incitations reflétant les intérêts en jeu aux différents niveaux. De façon plus générale, E. Ostrom (1998) a plaidé en faveur d'une gouvernance polycentrique de la biodiversité basée sur la « loi de la variété requise », qui stipule que tout système de régulation a besoin d'un niveau de diversité dans ses moyens d'action équivalents à celui qui existe dans le système qu'il prétend réguler. Elle considère que des systèmes de ressource complexe, comme peuvent l'être ceux liés à la conservation et à la gestion de la biodiversité, ne peuvent être gérés efficacement que par des systèmes de gouvernance complexe, polycentrique à plusieurs niveaux, à travers une variété de mécanismes. Une question centrale ici est que, à chaque niveau, il doit exister une congruence suffisante entre les droits de gestion effectifs et la perception des valeurs sociales en jeu.

## 2. Les services écosystémiques

La notion de services écosystémiques s'est progressivement imposée pour désigner les avantages que les populations retirent des écosystèmes, en suggérant un parallèle avec les services que les sociétés humaines s'organisent pour produire en fonction de leurs besoins. L'idée de services de la Nature a une longue histoire que Mooney et Ehrlich (1997) font commencer avec l'étude de 1970 sur les « graves problèmes environnementaux » (SCEP, 1970) qui a d'abord utilisé l'expression de « services environnementaux ». Westman (1977) a été parmi les premiers à mentionner explicitement la valeur des services fournis par la nature. C'est dans les années 1980 que Ehrlich et d'autres ont introduit le terme de « services écosystémiques » (Mooney et Ehrlich, 1997).

La liste des services est restée très variable selon le choix des auteurs. Le *Millenium Assessment* (MA, 2005) a proposé en suivant de Groot *et al.* (2002) de les classer en quatre grandes catégories : les services d'approvisionnement, comme la production d'aliments, d'eau pure ou de matières premières ; les services de régulation, comme le contrôle des inondations, des sécheresses et de certaines maladies ; les services dits « culturels », comme les espaces récréatifs, les ressources spirituelles et d'autres avantages immatériels ; et, enfin, ce qui a été qualifié de « services de support », comme la formation des sols ou le cycle des nutriments, qui sont en fait des fonctions écologiques ne constituant pas

directement des avantages pour la société. Le *Millenium Assessment* a beaucoup contribué à populariser la notion de service écosystémique, mais son résultat principal a été de mettre en évidence qu'une large proportion des écosystèmes a subi de graves dégradations qui affectent leur capacité à fournir les services dont bénéficient les populations, alors même que la demande pour ces services est en augmentation.

Assimiler les questions liées à la préservation des écosystèmes avec la production de services par les activités humaines pourrait cependant être une idée dangereuse qui, en focalisant l'attention sur les seuls services finaux dont bénéficient les humains, peut masquer la complexité du fonctionnement des écosystèmes (Ghazoul, 2007 ; Norgaard, 2010). En outre, une différence majeure entre les services sociaux et de l'écosystème réside dans l'intentionnalité. Contrairement aux productions des hommes et des entreprises, les écosystèmes ne visent pas à satisfaire les besoins humains. C'est au contraire la responsabilité des sociétés humaines d'adapter leur organisation au fonctionnement des écosystèmes. Et cette capacité détermine dans une large mesure la valeur sociale des « services écosystémiques ».

Lorsque la question d'attribuer une valeur économique à la nature ou à la « biodiversité » est posée, le passage par ces services s'est largement imposé. Plusieurs travaux ont montré (Le Roux *et al.*, 2008 ; Mace *et al.*, 2012) que des écosystèmes plus divers tendent à offrir plus de services, du fait d'un accroissement de la productivité biologique et de l'amélioration de l'adaptabilité aux variations des conditions climatiques. Or, les services écosystémiques résultent des interactions entre organismes qui façonnent les milieux et le fonctionnement des écosystèmes. La purification de l'air ou de l'eau, le stockage du carbone, la fertilité des sols sont autant de services dont l'intensité n'est pas principalement liée à la présence de telle ou telle espèce, mais des interactions entre plusieurs catégories d'organismes. Évaluer la contribution de la nature et des écosystèmes à la vie et au bien-être des populations actuelles passe donc, malgré les difficultés, par la quantification et l'évaluation des services rendus par ces écosystèmes.

La possibilité de quantifier et d'évaluer les services écosystémiques reste cependant l'objet d'un débat très vif. En effet, les services écosystémiques sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent permettent et soutiennent la vie humaine. Il y a donc de multiples raisons de considérer que les écosystèmes ont à la fois des valeurs utilitaires et intrinsèques. La substituabilité limitée de la nature soulève cependant de grandes difficultés pour l'évaluation et même pour la quantification de ces services.

On peut d'ailleurs considérer que l'évaluation monétaire de la Nature est probablement la principale pierre d'achoppement (Martinez-Alier *et al.*, 1998) qui a conduit dans les années 1980 à cliver l'approche économique des relations société-nature entre deux cadres conceptuels :

– l'économie de l'environnement, qui cherche à intégrer la relation à la nature dans la définition d'un optimum social par une extension des techniques d'évaluation monétaire des avantages non marchands retirés des actifs naturels,

– l'économie écologique, qui considère la substituabilité du capital naturel et l'évaluation fondée sur les préférences comme des questions controversées et s'efforce d'éviter de se référer à un optimum social et de ramener tous les enjeux à la seule dimension du bien-être social.

Cette dualité recoupe l'opposition entre les conceptions faible et forte de la durabilité (Neumayer, 2010). La première suppose une substituabilité généralisée qui permet une évaluation monétaire des actifs naturels non marchands, alors que la seconde met l'accent sur l'importance de préserver un « capital naturel critique » dont la mesure reste cependant un problème mal résolu (Ekins *et al.*, 2003).

## 3. La nature de l'évaluation économique

L'analyse économique étudie l'allocation des ressources rares. La finalité de l'évaluation est donc de fournir des informations sur la rareté relative des différentes ressources susceptibles de contribuer au bien-être social. La valeur économique des services écosystémiques et de la biodiversité traduit ainsi les intérêts qu'une société a à préserver la disponibilité de ces services et ce à quoi la société consent ou devrait consentir à renoncer dans ce but. La distinction entre l'indicatif et le conditionnel reflète la dualité entre la dimension positive des sciences économiques qui analyse ce qui est, et sa dimension normative qui étudie ce qui devrait être pour améliorer le bien-être social.

### 3.1. L'approche économique de la valeur

La perspective économique est anthropocentrique, seuls les points de vue des êtres humains sont pris en compte. Cela ne signifie pas que seuls les intérêts humains directs peuvent être considérés par l'analyse économique, ou que des raisons pour conserver la nature plus sophistiquées qu'un usage direct ne peuvent être prises en compte (Balmford *et al.*, 2002), mais que l'évaluation économique n'intègre que les effets qui peuvent avoir un impact sur le bien-être humain, et que ces effets sont appréhendés à travers le filtre des préférences des sujets humains.

L'approche économique de la valeur est conséquentialiste ; le jugement sur la valeur économique des choix et des actions ne traduit pas leur concordance avec les principes déontologiques, mais est fonction de la mesure de leurs impacts sur le bien-être social. C'est pourquoi la valeur économique est dite instrumentale

et le plus souvent utilitariste. La notion de valeur intrinsèque n'a donc pas de signification *a priori* pour l'analyse économique, car elle n'est pas définie relativement aux préférences des agents.

Malgré des tentatives récurrentes d'établir les fondements d'une approche objective de la valeur (voir par exemple Harribey, 2013), les approches subjectives sont largement dominantes ; ce qui est évidemment problématique pour des enjeux dont les agents n'ont pas une conscience claire des avantages et inconvénients qui les affectent. Aujourd'hui, les êtres humains, en particulier dans les économies les plus développées, se sont habitués à considérer que les processus qui produisent la majeure partie de leur consommation, ne sont plus dépendants du bon fonctionnement des écosystèmes. On ne peut pas s'attendre à ce qu'ils valorisent à un niveau très élevé une biodiversité qu'ils assimilent à une simple source d'aménités.

Enfin, l'approche standard de la valeur est marginaliste ; l'évaluation ne vise pas à des mesures absolues, mais s'appuie sur les taux marginaux de substitution afin de déterminer dans quelle mesure un accroissement de la disponibilité d'un bien B peut compenser la perte de bien-être liée à la réduction d'une unité d'un bien A. Comme l'analyse économique moderne repose sur une approche ordinale plutôt que cardinale de l'utilité, l'évaluation consiste moins à mesurer qu'à comparer.

Une approche de la valeur basée sur des comparaisons soulève la question de son universalité : tout est-il comparable ? L'idée que n'importe quels biens et services peuvent être substitués les uns aux autres sur la base de leur contribution à un indice unidimensionnel de bien-être n'est certainement pas accepté spontanément, ni aisément. Cette intuition doit être discutée parce que le concept de substitution fait référence à différents niveaux d'analyse : remplacement de l'objet, maintien du service ou celui du bien-être. La difficulté à remplacer techniquement certains actifs ne signifie pas nécessairement que les avantages retirés de leur utilisation ou de leur existence ne peuvent être compensés par d'autres éléments en termes de bien-être. Mais l'appréciation de l'acceptabilité de telles compensations est l'objet d'un débat profond qui renvoie aux conceptions fortes ou faibles de la soutenabilité du développement.

La notion économique de rareté est définie par le fait que la consommation, la destruction ou la dégradation d'un actif se traduit par des coûts d'opportunité. C'est-à-dire que obtenir ou préserver une unité supplémentaire de ce bien implique de renoncer à un certain nombre d'autres choses. Dans cette perspective, évaluer économiquement des services écosystémiques ne serait pas fondamentalement différent de l'évaluation économique d'autres biens ou services : il s'agit d'estimer les avantages liés à la possibilité de jouir de ces services ou les coûts liés au fait d'y renoncer.

En pratique, cette évaluation est pourtant problématique à plusieurs niveaux. Un premier constat est que, s'il existe de nombreuses évaluations des services

d'approvisionnement[1], on trouve assez peu d'estimations fiables des services culturels ou de régulation qui sont très largement non marchands. Ces services incorporent le plus souvent une composante essentielle de bien public ou, plus exactement de bien commun[2] qui incite chacun à les utiliser librement en le décourageant de contribuer à leur maintien ou à leur développement. Les solutions résident ici dans la mise en œuvre de règles communes d'usage socialement acceptées ou de politiques publiques contraignantes.

### 3.2. Un élargissement progressif vers une « valeur économique totale »

Deux décennies après l'article fondateur de J. Krutilla (1967), la notion de valeur économique totale (VET) s'est progressivement imposée comme le cadre analytique qui permet d'agréger les différentes raisons économiques de préserver les actifs naturels. On distingue classiquement les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage. Les premières peuvent être liées à des usages directs qui passent généralement par une interaction directe des agents avec les écosystèmes, des usages indirects dont les bénéficiaires peuvent ne même pas être conscients et des usages potentiels, traduits dans les valeurs d'option qui reflètent les avantages que les agents pourraient retirer des services si ils faisaient certains choix ou si certains évènements ou changements se produisaient. Les valeurs de non-usage reflètent les avantages que les agents retirent de la seule existence des écosystèmes, soit pour la satisfaction de les léguer à leurs descendants ou, plus largement, aux générations futures, soit par altruisme envers des contemporains qui utilisent ces écosystèmes, soit parce qu'ils retirent de la satisfaction du simple fait de l'existence de ces objets naturels auxquels ils accordent plus ou moins clairement un droit à la vie.

Malgré son nom, la VET ne vise pas à fournir une mesure « absolue » ou une somme exhaustive des raisons pour lesquelles une société peut attribuer de la valeur à des écosystèmes. Il s'agit d'offrir un cadre intégrateur pour agréger

---

1. Lorsqu'il existe des marchés, l'évaluation peut impliquer de corriger les prix observés pour tenir compte de dysfonctionnements comme l'existence de pouvoirs de marchés ou d'effets externes, environnementaux ou sociaux.

2. Les économistes définissent les biens communs comme des biens pouvant entraîner des rivalités d'usage (si la gestion des flux hydriques ou de la qualité des eaux bénéficie à tout le monde, les quantités disponibles peuvent être limitantes), mais dont la gestion ne peut exclure les usagers potentiels (l'agrément d'une promenade en forêt peut être sensiblement affecté par un excès d'affluence de promeneurs). Si des règles communes socialement acceptées ne régissent pas l'entretien de ces services (comme c'est cependant le cas dans de très nombreuses situations, ainsi que l'a mis en évidence l'école des communs et sa représentante la plus éminente, E. Ostrom), alors chacun à intérêt à utiliser ces services, même en mettant en jeu leur pérennité, et personne n'a intérêt à faire d'effort ou supporter les coûts e faveur de leur maintien ou de leur développement.

en termes économiques des multiples raisons qui justifient la conservation d'écosystèmes menacés (Balmford *et al.* 2002). Les mesures pratiques de VET sont d'autant plus aisées et robustes que les changements sont de faible ampleur et que leurs conséquences ne modifient pas en profondeur le cadre de références par rapport auquel elles sont évaluées.

### 3.3. La question de l'incommensurabilité

Un débat récurrent suscité par l'évaluation économique concerne la question de l'incommensurabilité (Aldred, 2006). Toutes les valeurs peuvent-elles être ramenées à une même unité de mesure ? La réponse à cette question semble devoir être négative et il existe des arguments sérieux dans ce sens (Figuières et Salles, 2014). L'affirmation que la valeur de la biodiversité n'est pas commensurable avec des valeurs économiques plus classiques, comme celles des services marchands ou produits par les collectivités publiques, s'oppose cependant au constat que des choix les confrontant sont faits fréquemment. Cependant, si l'idée que les choix effectifs révèlent les préférences reste une *proxi* acceptable pour une approche économique qui doit intégrer les contraintes, on peut se demander si des préférences sont une référence satisfaisante pour fonder la légitimité des choix si elles s'expriment à partir d'informations incomplètes ou biaisées. Cette question reste aujourd'hui ouverte en l'absence d'alternative cohérente.

La notion de préférence lexicographique est souvent citée comme une alternative au modèle standard des préférences « utilitaires » : elle propose une représentation hiérarchique des préférences selon laquelle les enjeux liés à certains biens, comme la santé ou l'environnement, ne pourraient être compensés par aucun accroissement de biens moins essentiels, comme la plupart des biens marchands. Des analyses des comportements ont cependant mis en évidence qu'en pratique les agents acceptent des mises en équivalence assez large, dès lors que certaines conditions minimales sont satisfaites. On peut sans doute accepter l'idée que la relation à la nature peut être analysée en termes utilitaires aussi longtemps que les agents n'anticipent pas de conséquences catastrophiques.

On doit également mentionner ici l'existence d'une controverse entre valeurs instrumentales et valeurs intrinsèques qui reflète un certain malentendu sur la frontière entre ces notions : en quoi les valeurs intrinsèques se distinguent-elles de valeurs de non-usage ? La réponse réside *a priori* dans le caractère subjectif des valeurs de non-usage qui s'exprime dans la perception par les agents de l'intérêt qu'ils accordent à la préservation d'actifs dont ils n'ont pas d'usage réel. Une ambiguïté réside dans le fait que les valeurs dites « intrinsèques » impliquent des évaluateurs humains. On pourrait donc voir dans cette dualité une opposition entre une perspective utilitariste sophistiquée, intégrant des considérations

altruistes, et un jugement « expert » sur les actifs porteurs de valeurs qui vont au-delà des intérêts humains.

*In fine* et quel que soit la sophistication de l'élaboration conceptuelle, la capacité de l'évaluation à éclairer des choix implique la possibilité d'une comparaison des enjeux (au moins ordinal) ; c'est-à-dire des méthodes de construction d'indicateurs permettant des comparaisons.

## 4. Des méthodes controversées

Au cours des dernières décennies, une abondante littérature scientifique et administrative a examiné les méthodes disponibles qui permettent de produire des mesures pratiques de la valeur des services écosystémiques (Heal et al, 2005 ; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; Pascual *et al.*, 2010). L'évaluation consiste à comparer des situations différentes et fournit une mesure des variations de bien-être entre ces situations. En pratique, l'évaluation s'appuie sur des informations observées ; ce qui soulève la question de la nature de ce qui est observable. En fin de compte, ce sont les préférences des individus que l'analyse cherche à inférer de ces observations. Pour des actifs avec lesquels les sujets n'ont pas de préférences préexistantes du fait du manque de familiarité, cette contrainte peut impliquer d'aider les individus à les construire.

Au-delà du débat récurrent sur les interrogations conceptuelles et méthodologiques soulevées par l'évaluation économique des biens non marchands, les méthodes et les évaluations doivent faire face à la question des données empiriques. Ces techniques sont d'ailleurs fréquemment classées selon la nature des données utilisées : des coûts techniques, des comportements ou des choix observables, des déclarations lorsque l'évaluation s'appuie sur une enquête par questionnaires. Ces données doivent ensuite être traitées afin de construire des indicateurs ayant la dimension de prix, sous l'hypothèse que les préférences des individus sont correctement traduites par des consentements à payer ou à accepter des compensations.

Le tableau 1 donne une présentation classique des techniques d'évaluation qui distingue verticalement des méthodes basées sur des observations directement liées aux actifs naturels et des méthodes qui utilisent des observations sur des produits ou activités, qui sont associés aux actifs naturels (comme les coûts de déplacement ou la possibilité de bénéficier d'un paysage agréable depuis sa résidence). Horizontalement, il oppose des techniques dans lesquelles les préférences sont révélées à travers les choix et les comportements, et des méthodes qui invitent les individus à indiquer leurs préférences dans le cadre du questionnaire *ad hoc* qui les amènent à exprimer directement leur consentement à payer ou indirectement leur choix entre plusieurs options dont le coût est l'un des arguments.

**Tableau 1. Diversité des méthodes d'évaluation pour les biens et les services non marchands**

| | Préférences révélées | Préférences déclarées |
|---|---|---|
| Méthodes directes | Monétarisation au prix du marché, coûts évités, effets sur la productivité | Évaluations contingentes |
| Méthodes indirectes | Dépenses de protection ou de prévention, prix hédonistes, coûts de déplacement | Classement contingent, comparaison par paires, analyse conjointe, *choice modelling* |

L'évaluation des avantages de la conservation de la biodiversité – ou des coûts de sa dégradation – soulève deux grands types de problèmes.

Les approches standard de la valeur économique reposent on l'a vu sur des préférences que ces diverses approches s'efforcent de rendre visibles, mais fonder l'évaluation des enjeux liés à la diversité du vivant sur les préférences de sujets qui ne perçoivent pas l'ensemble des enjeux liés aux changements considérés, soulève un problème de fond. Dans la dernière décennie, un intérêt croissant est allé à des procédures qui pourraient aider les individus à construisent les préférences raisonnées, notamment par un processus de délibération collective (Wilson et Howarth, 2002 ; Alvarez-Farizo et Hanley, 2006 ; Spash, 2007, 2008). Tant que les préférences déclarées restent les méthodes les plus élaborées pour analyser la valeur sociale des écosystèmes, toute évolution méthodologique qui peut conduire à améliorer la base d'information qui soutient ces démarches doit être étudiée sérieusement.

Existe-t-il des alternatives crédibles à ces approches ? Les analystes qui tentent de délégitimer les approches économiques sur une base déontologique, considérant que la valeur de la nature ne peut se limiter à une perspective utilitariste, déplacent le débat : s'agit-il de trouver un meilleur critère de choix ou d'espérer qu'il n'y aurait plus à choisir ? Les analyses de Chee (2004) ou Sagoff (2008, 2011) ne paraissent pas en mesure d'éviter ce piège et même l'approche pragmatiste proposée par V. Maris (2010), malgré la qualité de l'argumentaire, semble sous-estimer la difficulté de fonder les arbitrages collectifs. Quant aux approches en termes d'indicateurs objectifs, comme l'empreinte écologique (Wackernagel *et al.*, 1999), elles ne font pas de lien entre les mesures positives, peut-être plus satisfaisantes que les évaluations économiques, et un principe normatif autre que l'idée générale qu'une empreinte moindre est souhaitable, sans offrir de réelles possibilités de confrontation avec les autres enjeux sociaux.

## 5. Sur quelle base la biodiversité peut-elle être évaluée ?

La biodiversité n'est pas un objet, mais une caractéristique d'ensembles d'objets, tels que les écosystèmes à différentes échelles. La question de ce qui peut être évalué n'est donc pas triviale et la littérature apporte de nombreuses réponses différentes, depuis des approches théoriques jusqu'à un ensemble d'objets plus observables. Depuis le *Millenium Ecosystem Assessment*, l'évaluation de la biodiversité à partir des services écosystémiques est devenue une sorte d'approche standard, mais plusieurs points méritent d'être discutés.

### 5.1. Des objets théoriques

Si l'on admet que les marchés et même les préférences des humains ne fournissent pas une information pertinente pour la prise de décision, il y a un besoin d'information alternative. Les indices de biodiversité élaborés par les scientifiques pour comparer des situations sur lesquelles ils ont une information systématique, paraissent *a priori* inappropriés pour organiser la gestion sociale. Néanmoins, compte tenu de l'absence d'information pertinente sur les préférences individuelles et les intérêts collectifs, de nombreuses analyses essaient de les utiliser pour construire des indicateurs utilisables (Aulong *et al.*, 2005).

Weitzman (1992) a proposé de valoriser la biodiversité à partir d'une mesure de dissemblance entre les unités taxonomiques qu'il appelle « espèces », mais qui peuvent correspondre à n'importe quel niveau de classification. L'indice est construit à partir de dissemblance entre deux unités et étendu de manière récursive à un ensemble d'« espèce ». Dans *Le problème de l'Arche de Noé*, Weitzman (1998) s'appuie sur cet indice pour proposer une approche coût-efficacité dont les résultats peuvent être utilisés comme critère pour hiérarchiser les projets. Metrick et Weitzman (1998) ont appliqué ce critère de classement pour évaluer le rapport coût-efficacité des dépenses publiques liées aux États-Unis à l'*Endangered Species Act*. Ils ont trouvé des proxis pour les principales variables et constaté que la variable la plus appropriée en fonction a été les dépenses de chaque action et la variable explicative la plus importante était la taille de l'espèce. Comme l'a noté Weikard (2002), le calcul pratique de l'indice nécessite des quantités d'information irréaliste, mais le modèle conceptuel pourrait être appliqué aux fonctions des écosystèmes.

### 5.2. Des objets empiriques

Malgré des titres parfois provocateurs (Christie et coll., 2006), les mesures empiriques de la valeur de la biodiversité et des écosystèmes portent sur des objets concrets et suffisamment variés dont le choix est souvent motivé par l'objectif de l'évaluation. Parce que l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité est devenue un domaine de collaboration entre les disciplines scientifiques, qui ont à

communiquer sur les objets empiriques, ou simplement parce que de nombreuses études ont été initiées par la demande sociale ou pour l'élaboration des politiques, une abondante littérature scientifique sur l'évaluation de la biodiversité s'appuie sur des objets biophysiques. Ces objets sont assez variés et sont généralement choisis afin de représenter plus particulièrement l'un ou l'autre aspect de la biodiversité. Ils peuvent être brièvement énumérés et des références significatives mentionnées : les espèces (Richardson et Loomis, 2009), les gènes (Sarr et al, 2008.), les écosystèmes et les habitats (Costanza et al, 1997 ; Amigues. et al, 2002), les fonctions écologiques (Allen et Loomis, 2006 ; Maltby, 2009), les paysages (Bonnieux et Legoffe, 1997 ; Swanwick et al, 2007).

Quel que soit l'objet que les analyses existantes prétendent évaluer, il doit être clair que les évaluations portent sur les changements dans le bien-être associées à des modifications dans les caractéristiques de ces objets et, plus précisément, de leur disponibilité en tant que source de biens et de services. C'est certainement pourquoi, depuis les premières publications, telles que Westman (1977), la notion de services a été de plus en plus utilisée pour introduire les utilisations bénéfiques des écosystèmes dans le cadre utilitaire.

Assimiler les interactions entre société et nature à une relation de service n'est pas anodin, et Norgaard (2010) a exprimé son inquiétude que cette métaphore, même si elle contribue à « ouvrir nos yeux » sur l'importance pour nos sociétés des enjeux liés à la conservation, ne constitue un écran qui cache la complexité des processus écologiques qui mettent ces services à la disposition des humains. Cette préoccupation englobe plusieurs des débats ci-dessus : les valeurs intrinsèques vs utilitaire, les biais liés à l'information et la compréhension incomplète du fonctionnement des écosystèmes, etc. Mais cette inquiétude peut aussi être interprétée comme reflétant l'existence de différences réelles entre les catégories sous-jacentes de la biodiversité et les concepts de services écosystémiques. Cette séparation est évidente dans la méta-analyse sur la valeur des zones humides mentionnées ci-dessus (Brander *et al.*, 2006) dans lequel la « biodiversité » apparaît comme un argument particulier parmi les autres services écosystémiques. De la même manière, lorsque Christie *et al.* (2006) prétendent évaluer « la diversité de la biodiversité », il est clair que la biodiversité se réduit mal à une liste de service.

Même si un ensemble de travaux valide l'idée que la diversité est une caractéristique des écosystèmes qui accroît leur capacité à fournir des services, la relation précise entre les services de la biodiversité et les écosystèmes doivent être analysés au cas par cas (Mace *et al.*, 2012). On ne peut ignorer les situations dans lesquelles une augmentation de la diversité peut entraîner une dégradation des services. C'est le cas, par exemple, de certaines maladies humaines dont la prévalence est renforcée par la proximité d'écosystèmes comme les forêts ou les zones humides. Et les activités productives qui impliquent des environnements artificialisés, comme l'agriculture (Zhang *et al.*, 2007), la sylviculture ou de l'aquaculture, bien que leurs excès aient conduit à des pertes massives de la diversité, doivent

trouver des équilibres qui impliquent un certain contrôle de la diversification des environnements naturels (mauvaises herbes, ravageurs, etc.).

Plus généralement, il est assez évident que la dépendance des services des écosystèmes à l'égard de la biodiversité varie considérablement selon la nature du service. Braat et Ten Brink (2008) montrent d'ailleurs que si les services de régulation sont assez systématiquement favorisés par la diversité, la fourniture des services d'approvisionnement passe par un maximum lorsque les écosystèmes sont gérés de manière appropriée. Le cas des services culturels a conduit les auteurs à distinguer entre les services scientifiques et spirituels qui sont d'autant plus importants que la nature est peu anthropisée et les services liés aux loisirs ou au tourisme qui bénéficient de certains aménagements. Ces constats ont d'ailleurs conduit certains auteurs (Kareiva *et al.*, 2007) à tirer des conclusions optimistes quant à la capacité des sociétés humaines à domestiquer la nature à leur profit.

## 6. Discussion

La légitimité de l'évaluation de la biodiversité reste controversée. On peut penser que derrière ces critiques, il y a parfois une incompréhension de ce que signifie vraiment l'évaluation économique. La question n'est pas de mettre la nature à prix, comme cela a parfois été dit et écrit (Doussan, 2012 ; Maris, 2014), mais de traduire la valeur des pertes liées à la destruction de certains écosystèmes dans des termes qui permettent de les comparer avec d'autres problèmes de société tout aussi légitimes. L'affirmation que la valeur de la nature est infinie et que calculer la valeur économique totale des écosystèmes n'a donc aucun sens, est à la fois une évidence et un malentendu basé sur la confusion entre deux concepts différents d'agrégation : la valeur économique de toute la biosphère qui est évidemment un non-sens, et la somme de toutes les raisons économiques de conservation ou de préservation des écosystèmes (Balmford et al, 2002). Et même cette évaluation circonscrite ne peut pas être faite en termes absolus, mais doit être liée à un contexte précis de ce qui menace l'écosystème et comment (Toman, 1998). Nous allons développer trois questions qui se posent lorsqu'il s'agit de réaliser concrètement des évaluations.

### 6.1. Biodiversité ordinaire et biodiversité remarquable

Dans les politiques de conservation, la distinction entre biodiversité remarquable et biodiversité ordinaire est largement utilisée pour justifier, aux côtés des règles générales qui encadrent les impacts sur la nature et l'environnement, des mesures de protection spécifiques pour les éléments uniques ou ayant une signification particulière des écosystèmes. Il n'est pas inutile de souligner que cette distinction n'est pas indépendante du jugement humain. Le caractère

exceptionnel peut être lié à des spécificités naturalistes, mais il résulte souvent d'une situation particulière : telle espèce ou tel milieu, protégé car il est unique en France, peut être assez banal ailleurs, les paysages dits « patrimoniaux », les espèces menacées, les reliquats d'écosystèmes.

L'évaluation économique d'un actif unique est toujours une tâche délicate, et plus encore lorsque l'actif est considéré comme patrimonial. L'analyste est alors confronté à une série de défis supplémentaires : comment raisonner la substituabilité, de quelle façon traiter la dynamique socio-écologique de l'actif qui va pourtant influencer l'évolution des valeurs de non-usage ?

Le concept économique de substituabilité va bien au-delà de la notion technique de remplacer un objet par un objet équivalent, si ce n'est dans la forme, du moins dans sa fonction. Cette approche ne pourrait pas s'appliquer à des actifs uniques (quel objet pourrait remplacer la Joconde s'il advenait qu'elle soit détruite ? Une copie, même finement numérisée, ne pourrait pas remplacer l'original pour toutes ses fonctions). La substitution économique doit être comprise comme une possibilité de compensation en termes de service final ou même de bien-être. La destruction de la Joconde serait un grand malheur, mais il semble peu probable que cela entraînerait la fin du monde, même pas du monde tel que nous le connaissons (et qui a déjà perdu d'innombrables créations irremplaçables). Pour la plupart d'entre nous, même cette perte considérable serait donc « compensée », d'une manière ou d'une autre. La question serait sans doute différente si nous parlions de la destruction d'une catégorie plus large, comme tous les tableaux existants par exemple. Dans ce cas, le monde que nous connaissons serait profondément et durablement changé, et il n'y aurait *a priori* ni moyen ni sens à évaluer économiquement ce changement.

La dynamique des écosystèmes est une question centrale pour une analyse adéquate des enjeux sociaux liés à la conservation de la biodiversité. Dans les évaluations économiques, le temps est généralement pris en compte par le biais de l'actualisation des coûts et avantages futurs qui permet que les enjeux liés aux effets survenant à des moments différents dans l'avenir puissent être comparés en convertissant chaque euro avenir dans un équivalent en euro actuel en le multipliant par un facteur d'actualisation. Ce facteur, généralement inférieur à 1, traduit la moindre importance attachée à un actif disponible dans un avenir plus éloigné. Le choix du taux d'actualisation est d'une importance particulière pour les projets impliquant un horizon de long terme, car dans de telles situations, même un très petit changement dans le taux d'actualisation peut modifier radicalement les résultats de l'évaluation. Ces questions constituent un problème particulièrement aigu dans l'économie du changement climatique, mais les écosystèmes et la biodiversité soulèvent des questions au moins autant compliquées (voir Chevassus-au-Louis et al (2009) pour une présentation synthétique). En particulier, le cas d'éléments ayant une valeur patrimoniale, devant être gérés dans une perspective de transmission intergénérationnelle, implique que le traitement du temps et des multiples sources d'incertitude qui lui sont liées, soit clairement explicité.

L'évaluation des actifs uniques donne *a priori* un plus grand poids à des valeurs de non-usage que pour les écosystèmes ou les habitats plus communs. Malgré l'importance indéniable d'intégrer des considérations moins directement liées à la consommation dans l'évaluation, les valeurs de non-usage continuent à soulever de nombreux problèmes, tant conceptuels (sont-elles des valeurs économiques ?) que méthodologiques (comment obtenir des informations fiables sur leur importance, comment définir la population concernée, etc.). On ne peut alors espérer que les évaluations d'éléments exceptionnels de la biodiversité produisent des résultats robustes. Les méthodes basées sur des préférences déclarées permettent d'obtenir des résultats, mais de nombreux analystes considèrent que ces résultats doivent être replacés dans un cadre délibératif permettant aux parties prenantes d'exprimer des points de vue argumentés.

Dans le rapport du Centre d'Analyse Stratégique qui visait à définir des « valeurs de référence » pour la prise en compte dans l'évaluation socio-économique publique de l'impact de certains grands projets, notamment d'infrastructures, sur les écosystèmes (Chevassus-au-Louis, 2009), ces considérations ont conduit à écarter la biodiversité « remarquable », considérant en outre que des « valeurs de référence » pour les actifs uniques seraient une contradiction dans les termes.

### 6.2. Valeurs des services et coûts de conservation : à la recherche de l'efficacité

Face aux nombreuses incertitudes et controverses qui suivent l'évaluation économique des écosystèmes, une alternative est parfois proposée : au lieu d'évaluer le coût de la destruction ou de la dégradation des écosystèmes menacés qui est la même chose que la valeur des services écosystémiques, pourquoi ne pas estimer les coûts de la préservation, la restauration ou du maintien des potentialités écologiques (Levrel *et al.*, 2012) ?

Cette solution qui semble rassurante compte tenu des difficultés de quantifier et évaluer les avantages liés aux services, est en réalité porteuse d'ambiguïtés. L'intérêt serait, évidemment, d'éviter une évaluation fondée sur les préférences mal établies et difficiles à révéler, en fondant l'estimation sur le coût plus fiable d'une offre techniquement caractérisée. Mais, les coûts de ce projet pourraient être beaucoup plus élevés que la valeur des services perdus ; ce qui signifie qu'en termes d'efficacité sociale, cette somme serait *a priori* mieux employée ailleurs. L'analyste perd ainsi le principe même de l'évaluation économique : la recherche d'efficacité.

Il existe cependant des cas où cette approche peut être adéquate. Si l'évaluation des enjeux semble hors de portée de toute analyse économique (et c'est certainement le cas dans de nombreuses situations de dégradation des écosystèmes) et que les enjeux sont qualitativement perçus comme potentiellement sérieux, la recherche d'efficacité devrait conduire à atteindre au moindre coût

un objectif raisonné sur d'autres bases. L'évaluation des coûts de conservation, de restauration ou de remplacement, si elle est jugée possible, est alors la base de cette analyse « coût-efficacité ».

### 6.3. Évaluer le potentiel

La plupart des évaluations pratiques se rapportent à des services effectivement rendus par les écosystèmes, ici et maintenant. Si l'objectif est d'évaluer si les avantages attendus de la destruction de ces milieux seront supérieurs à ceux des services écosystémiques perdus, il faut comparer deux trajectoires de même nature, et non pas opposer la réalité des écosystèmes qui vont subir des dommages, avec les promesses incertaines de projets idéalisés.

De même qu'il importe que les projets de développement soient évalués de façon réaliste (il est de connaissance commune que les coûts prévus des projets sont souvent largement dépassés, et on peut citer ici le cas des projets d'infrastructures de transport dont la rentabilité est renforcée par une appréciation favorable du temps qu'ils permettraient de gagner), il n'y a aucune raison de valoriser la biodiversité en fonction de l'état actuel des services des écosystèmes. Les avantages retirés de la préservation doivent être estimés à partir d'un scénario futur, à un horizon pertinent, sur la base de deux jeux d'hypothèses relatives à :

– l'évolution biophysique des écosystèmes en supposant que les règles favorables à leur entretien seront appliquées ;

– l'évolution prévisible des services qui leur seront « demandés », en intégrant un scénario d'évolution des autres zones ou moyens susceptibles d'offrir, ou pas, des avantages équivalents.

Dès lors qu'il est admis que les bonnes pratiques en matière d'évaluation sont de mesurer les différences entre des scénarios, les valeurs des services écosystémiques perdus doivent être quantifiées relativement à un scénario « favorable ». Le mot « favorable » ne doit pas être interprété comme se référant à une nature sauvage qui n'existe plus, mais comme le résultat de changements dans les écosystèmes réels à un horizon déterminé, en supposant que les choix raisonnables pour maintenir leurs potentialités peuvent être faits.

## 7. Pour conclure : mieux évaluer pour éclairer des décisions inévitables

Le cœur du débat actuel semble opposer, d'une part, certains économistes et écologues, convaincus que l'analyse économique est un cadre adéquat pour éclairer des décisions comportant des aspects de conservation (Heal *et al.*, 2005, Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009, TEEB, 2010, Costanza *et al.*, 2014) et, d'autre

part, d'autres écologues et analystes politiques qui considèrent cette approche comme irréaliste et trompeuse (Chee, 2004 ; Sagoff, 2008, 2011). Wainger *et al.* (2010) ont ainsi essayé de répondre prudemment à la question : « La notion de service écosystémique peut-elle être pratiquement appliquée pour améliorer la gestion des ressources naturelles ? ».

Le mot « pratiquement » est la vraie question, car en théorie l'évaluation est évidemment possible et potentiellement utile si elle est correctement conduite. On écarte donc ici les critiques liées à des incompréhensions sur la nature de l'évaluation (il y en aura toujours) et celles liées à la négation du problème (il existe évidemment des points de vue selon lesquels il n'existe pas de problème spécifique de rareté des écosystèmes, et d'autres qui considèrent que les comportements à leur égard changeront spontanément avec la prise de conscience des dangers). Or, en pratique, malgré une législation qui en rend la réalisation obligatoire dans un ensemble de situations, la réalité des processus de décision publique en France (Baumstark, 2013) est une marginalisation de l'évaluation économique. Même dans les situations où elle a joué un rôle déterminant dans le passé, comme les investissements de production d'énergie ou les infrastructures de transport.

Les diverses formes de pouvoir savent très bien se passer d'évaluation explicite. On peut distinguer (pour une présentation plus détaillée voir Salles, 2011) trois situations contrastées : la dictature, lorsque la décision est prise en fonction des préférences du prince ou des intérêts qu'il peut servir ; le populisme, lorsque la décision est prise en fonction des préférences des personnes ou des groupes de pression les mieux organisés, même si le décideur sait que leurs croyances sont erronées : le « paternalisme », lorsque la décision repose sur des connaissances d'experts pour servir les intérêts réels des populations, même si elles ne réalisent pas les dangers auxquels elles étaient exposées. Ce dernier cas semble évidemment le plus favorable, mais il ne le reste que si les « experts » ne font pas intervenir leurs propres préférences et en supposant qu'ils ont une perception des enjeux « sociétaux » en phase avec les populations concernées (tout ne se réduit pas à de la technique).

Si l'on accepte l'idée qu'une évaluation sérieuse peut éclairer les choix ; elle ne peut évidemment pas s'y substituer. Les savoirs et les méthodes ne peuvent qu'éclairer les choix qui relèvent de l'éthique au niveau individuel, et de la politique au niveau collectif. On doit cependant expliciter de quels choix il s'agit. On peut identifier une opposition entre une vision qui privilégie l'action publique (infrastructures de transport, urbanisme, politique agricole ou de la forêt ?) et la multiplication des travaux sur les instruments dits « de marché », comme la mise en place de « paiements pour services écosystémiques » ou de mécanismes de « compensation écologique ».

Cette opposition semble cependant un peu factice, car, face à la complexité et l'incertitude attachées à la diversité biologique et aux fonctionnements des écosystèmes, il semble peu probable qu'un système global des droits et de responsabilités individuelles soit jamais en mesure de couvrir toutes les questions.

La conclusion inéluctable est que, même si les gains d'efficience peuvent être attendus de la définition de nouveaux droits et de la mise en place de mécanismes permettant d'étendre la gestion sociale des avantages que les humains retirent des écosystèmes, certains aspects de ces services ne seront pas pris en charge de façon appropriée par ces mécanismes et des politiques publiques, s'appuyant sur une compréhension plus large et partagée des enjeux, resteront nécessaires.

Dans l'état de l'art, l'évaluation des services écosystémiques ne semble cependant pas en mesure de fonder une « internalisation » pertinente des avantages non marchands de la conservation. Et l'explication réside sans doute à la fois dans les limites du cadre conceptuel qui peine à rendre compte des changements intégrant les mécanismes d'offre des services, dans la faiblesse des informations mobilisables et, évidemment, des techniques d'évaluation qui doivent s'appuyer sur des préférences mal établies pour construire des équivalents prix dans une métrique monétaire commune permettant la comparaison avec les utilisations alternatives des milieux.

Le développement actuel des évaluations économiques et les approches alternatives répondent au constat politique que nous vivons et devrons vivre dans un monde où les services que nous offrent les écosystèmes se dégradent (MA, 2005) et les services que nous pouvons nous y procurer évoluent donc vers une rareté croissante (Baumgartner *et al.*, 2006). Dans ce monde qui vient – et qui est peut-être déjà celui où nous vivons (Raundsepp-Hearne *et al.*, 2010) – les situations de choix entre des utilisations concurrentes des écosystèmes semblent devoir devenir de plus en plus nombreuses. Et les méthodes d'analyse explicite pourraient jouer un rôle essentiel de légitimation des choix brutaux.

Le choix n'est donc peut-être pas de savoir si l'on doit évaluer les enjeux, mais entre des évaluations fondées sur des méthodes explicites et donc contestables et des évaluations implicites se référant à des principes généraux (déontologiques, pragmatistes) qui ont souvent été analysés comme manipulés, comme dans certaines situations dans lesquelles l'argument d'équité a été mobilisé de façon tout à fait intéressée (voir Johansson-Stenman et Konow, 2010). Il reste évidemment beaucoup de questions ouvertes, mais plusieurs approches, parfois très critiques, essaient de répondre aux difficultés les plus évidentes (Wilson Howarth, 2002 ; Norton Noonan, 2007 : Spash, 2007 ; de Groot *et al.*, 2010). L'évaluation des services écosystémiques restera vide de sens si elle ne contribue pas à faire de meilleurs choix et des actions pratiques.

## Bibliographie


J. Aldred, *Incommensurability and monetary valuation, Land Econ.* 82, 2006, p. 141-161.

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

B. Alvarez-Farizo, N. Hanley, *Improving the process of valuing non-market benefits: combining citizens' juries with choice modelling, Land Econ.* 82, 2006, p. 465-478.

J.-P. Amigues, C. Boulatoff, B. Desaigues, C. Gauthier, J.E. Keith, *The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. Ecol. Econ.* 43, 2002, p. 17-31.

S. Aulong, K. Erdlenbruch, C. Figuières, « Un tour d'horizon des critères d'évaluation de la diversité biologique », *Économie Publique*, 16, 2005/1, p. 3-46.

J. Baland, P. Francois, *Commons as insurance and the welfare impact of privatisation, J. Pub. Econ.* 89, 2005, p. 211-231.

A. Balmford, A. Bruner, P. Cooper, 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. et Turner R. K., *Economic reasons for conserving wild nature, Science*, 297, 2002, p. 950-953.

E.B. Barbier, *Valuing ecosystem services as productive input, Econ. Policy,* 22 (49), 2007, p. 177-229.

E.B. Barbier, S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier, B.R. Silliman, *The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs*, 81(2), 2011, p. 169-193.

I.J. Bateman, A.R. Harwood, D.J. Abson, B. Andrews, A. Crowe, S. Dugdale, M. Termansen, *Economic analysis for the UK national ecosystem assessment: synthesis and scenario valuation of changes in ecosystem services. Environmental and Resource Economics*, 57(2), 2014, p. 273-297.

I.J. Bateman, A.R. Harwood, D.J. Abson, B. Andrews, A. Crowe, S. Dugdale, M. Termansen, *Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom, Science*, 341(6141), 2013, p. 45-50.

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

F. Bonnieux, P. Legoffe, *Valuing the benefits of landscape restauration: A case study of the Cotentin in Lower-Normandy*, France, *J. Env. Man.* 50, 1997, p. 321-333.

J. Boyd, S. Banzhaf, *What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics*, 63(2), 2007, p. 616-626.

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

L.M. Brander, J.G. Raymond, M. Florax, J.E. Vermaat, *The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and meta-analysis of the literature. Env. Res. Econ.*, 33, 2006, p. 223-250.

B. Burkhard, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller, *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators*, 21, 2012, p. 17-29.

K. M Chan, T. Satterfield, J. Goldstein, *Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecological Economics*, 74, 2012, p. 8-18.

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

B. Chevassus-au-Louis, J.-M. Salles, J.-L. Pujol, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Report to the Prime Minister*, Centre d'Analyse Stratégique, Paris, Avril 2009.

M. Christie, N. Hanley, J. Warren, K. Murphy, R. Wright, T. Hyde, *Valuing the diversity of biodiversity, Ecol. Econ.*, 58, 2006, p. 304-317.

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

R. Costanza, *Ecosystem services: multiple classification systems are needed. Biological Conservation*, 141(2), 2008, p. 350-352.

R. Costanza, R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski,... R.K. Turner, *Changes in the global value of ecosystem services, Global Environmental Change*, 26, 2014, p. 152-158.

G. Daily ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington D.C.: Island Press, 1997.

G. Daily, 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, *The value of nature and the nature of value, Science,* 289, 2000, p. 395-396.

G.C. Daily, S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, L. Pejchar, R. Shallenberger, *Ecosystem services in decision making: time to deliver, Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 2009, p. 21-28.

T.C. Daniel, A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J.W. Boyd, K.M. Chan, K. M., A. von der Dunk, *Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda, Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), 2012, p. 8812-8819.

P. Dasgupta, *Nature in economics, Environmental and Resource Economics*, 39(1), 2008, p. 1-7.

R. De Groot, B. Fisher, M. Christie *et al.*, *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1, in* P. Kumar (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecologic and Economic Foundations. An output of TEEB*, Earthcan, London Washington, 2010, p. 1-39.

R.S. De Groot, M.A. Wilson, R.M.J. Boumans, *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, Ecol. Econ.*, 41, 2002, p. 393-408.

R.S. De Groot, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen, *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, Ecological Complexity*, 7(3), 2010, p. 260-272.

P. Descola, *Par-delà nature et culture*. Paris, Gallimard, 2005.

S. Díaz, J. Fargione, F.S. Chapin III, D. Tilman, *Biodiversity loss threatens human well-being, PLOS Biol.*, 6, 2006, p. 1300-1305.

D. Ehrenfeld, *Why put a value on biodiversity? in* E.O. Wilson (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC. 1988, p. 212-216.

P. Ekins, S. Simon, L. Deutsch, C. Folke, R. De Groot, *A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability, Ecological Economics* 44 (2-3), 2003, p. 165-185.

Engel S., S. Pagiola, S. Wunder, *Designing payments for environmental services in theory and practice. An overview of the issue, Ecol. Econ.*, 65 (2008) 663-674.

C. Figuières, J.-M. Salles, Non comparabilité et incommensurabilité. Réflexions sur l'évaluation de la nature, *in* R. Chenorkian, S. Robert, *Les interactions hommes-milieux. Questions et pratiques de la recherche en environnement*, Paris, QUAE, 2014, p. 163-177.

B. Fisher, R.K. Turner, P. Morling, *Defining and classifying ecosystem services for decision making, Ecological Economics, 68*(3), 2009, p. 643-653.

S.O. Funtowicz, J.R. Ravetz. *The worth of a songbird: ecological economics as a post normal science, Ecological Economics, 10*, 1994, p. 197-207

GBO-3. Global Biodiversity Outlook 3. Montreal, *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, 2010, 95 p.

J. Ghazoul, *Recognizing the complexities of ecosystem management and the ecosystem service concept. Gaia* 16 (2007) 215-221.

E. Gómez-Baggethun, D.N. Barton, *Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. Ecological Economics, 86*, 2013, p. 235-245.

E. Gómez-Baggethun, M. Ruiz-Pérez, *Economic valuation and the commodification of ecosystem services. Progress in Physical Geography, 35*(5), 2011, p. 613-628.

E. Gómez-Baggethun, R. De Groot, P.L. Lomas, C. Montes, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics, 69*(6), 2010, p. 1209-1218.

W.M. Hahneman, *Economics and the preservation of biodversity. In* E.O. Wilson, (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC, 1988, p. 193-199.

R. Haines-Young, M. Potschin, *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In*: D.G. Raffaelli, C.L.J. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology:*

*A New synthesis. BES Ecological Reviews Series*, Cambridge University Press, 2010, p. 110-139.

J.M. Harribey, « La richesse, la valeur et l'inestimable: fondements d'une critique socio-écologique de l'économie capitaliste », Les Liens qui libèrent, 2013.

G.M. Heal, E.B. Barbier, K.J. Boyle, A.P. Covich, S.P. Gloss, C.H. Hershner, J.P. Hoehn, C.M. Pringle, S. Polasky, K. Segerson, K. Shrader-Frechette. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision Making*, Washington, D.C., The National Academies Press, 2005.

G.M. Heal, *Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services.* Washington, D.C.: Island Press, 2000.

F. Jany-Catrice, « Quand mesurer devient maladif », *Revue Projet*, 331(6), 2012, p. 6-13.

P. Kareiva, H. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily, S. Polasky, (Eds.), *Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services*, Oxford University Press, 2011.

P. Kareiva, S. Watts, R. McDonald, T. Boucher, *Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare, Science*, 316(5833), 2007, p. 1866-1869.

T. Kirchhoff, *Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework, PNAS*, 109, 2012, p. 8812-8819.

J.V. Krutilla, *Conservation reconsidered, Amer, Econ. Rev.*, 57, 1967, p. 777-786.

M. Kumar, P. Kumar, *Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective, Ecological Economics*, 64(4), 2008, p. 808-819.

Y. Laurans, L. Mermet, L. *Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy? Ecosystem Services*, 7, 2014, p. 98-105.

Y. Laurans, A. Rankovic, R. Billé, R. Pirard, L. Mermet, L. *Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot, Journal of Environmental Management*, 119, 2013, p. 208-219.

X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan I., E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.P. Sarthou M. Trommetter *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective*, synthèse du rapport, INRA, 2008, 90 p.

A. Leopold, *A Sand County Almanac. New York: Ballantine,* 1949.

H. Levrel, J. Hay, A. Bas, P. Gastineau, S. Pioch, « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité », *Natures Sciences Sociétés* 20, 2012, p. 1-14.

M. Lockwood, *Humans valuing nature: synthesising insights from philosophy, psychology and economics, Environmental Values*, 1999, p. 381-401.

B. Alvarez-Farizo, N. Hanley, *Improving the process of valuing non-market benefits: combining citizens' juries with choice modelling, Land Econ.* 82, 2006, p. 465-478.

J.-P. Amigues, C. Boulatoff, B. Desaigues, C. Gauthier, J.E. Keith, *The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. Ecol. Econ.* 43, 2002, p. 17-31.

S. Aulong, K. Erdlenbruch, C. Figuières, « Un tour d'horizon des critères d'évaluation de la diversité biologique », *Économie Publique*, 16, 2005/1, p. 3-46.

J. Baland, P. Francois, *Commons as insurance and the welfare impact of privatisation, J. Pub. Econ.* 89, 2005, p. 211-231.

A. Balmford, A. Bruner, P. Cooper, 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. et Turner R. K., *Economic reasons for conserving wild nature, Science*, 297, 2002, p. 950-953.

E.B. Barbier, *Valuing ecosystem services as productive input, Econ. Policy,* 22 (49), 2007, p. 177-229.

E.B. Barbier, S.D. Hacker, C. Kennedy, E.W. Koch, A.C. Stier, B.R. Silliman, *The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs*, 81(2), 2011, p. 169-193.

I.J. Bateman, A.R. Harwood, D.J. Abson, B. Andrews, A. Crowe, S. Dugdale, M. Termansen, *Economic analysis for the UK national ecosystem assessment: synthesis and scenario valuation of changes in ecosystem services. Environmental and Resource Economics*, 57(2), 2014, p. 273-297.

I.J. Bateman, A.R. Harwood, D.J. Abson, B. Andrews, A. Crowe, S. Dugdale, M. Termansen, *Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom, Science*, 341(6141), 2013, p. 45-50.

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

F. Bonnieux, P. Legoffe, *Valuing the benefits of landscape restauration: A case study of the Cotentin in Lower-Normandy*, France, *J. Env. Man.* 50, 1997, p. 321-333.

J. Boyd, S. Banzhaf, *What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics*, 63(2), 2007, p. 616-626.

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

L.M. Brander, J.G. Raymond, M. Florax, J.E. Vermaat, *The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and meta-analysis of the literature. Env. Res. Econ.*, 33, 2006, p. 223-250.

B. Burkhard, F. Kroll, S. Nedkov, F. Müller, *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators*, 21, 2012, p. 17-29.

K. M Chan, T. Satterfield, J. Goldstein, *Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecological Economics*, 74, 2012, p. 8-18.

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

B. Chevassus-au-Louis, J.-M. Salles, J.-L. Pujol, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Report to the Prime Minister*, Centre d'Analyse Stratégique, Paris, Avril 2009.

M. Christie, N. Hanley, J. Warren, K. Murphy, R. Wright, T. Hyde, *Valuing the diversity of biodiversity, Ecol. Econ.*, 58, 2006, p. 304-317.

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

R. Costanza, *Ecosystem services: multiple classification systems are needed. Biological Conservation*, 141(2), 2008, p. 350-352.

R. Costanza, R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski,... R.K. Turner, *Changes in the global value of ecosystem services, Global Environmental Change*, 26, 2014, p. 152-158.

G. Daily ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington D.C.: Island Press, 1997.

G. Daily, 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, *The value of nature and the nature of value, Science,* 289, 2000, p. 395-396.

G.C. Daily, S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, L. Pejchar, R. Shallenberger, *Ecosystem services in decision making: time to deliver, Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 2009, p. 21-28.

T.C. Daniel, A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J.W. Boyd, K.M. Chan, K. M., A. von der Dunk, *Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda, Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(23), 2012, p. 8812-8819.

P. Dasgupta, *Nature in economics, Environmental and Resource Economics*, 39(1), 2008, p. 1-7.

R. De Groot, B. Fisher, M. Christie *et al.*, *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. Chapter 1, in* P. Kumar (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecologic and Economic Foundations. An output of TEEB*, Earthcan, London Washington, 2010, p. 1-39.

R.S. De Groot, M.A. Wilson, R.M.J. Boumans, *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, Ecol. Econ.*, 41, 2002, p. 393-408.

R.S. De Groot, R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen, *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, Ecological Complexity*, 7(3), 2010, p. 260-272.

P. Descola, *Par-delà nature et culture*. Paris, Gallimard, 2005.

S. Díaz, J. Fargione, F.S. Chapin III, D. Tilman, *Biodiversity loss threatens human well-being, PLOS Biol.*, 6, 2006, p. 1300-1305.

D. Ehrenfeld, *Why put a value on biodiversity? in* E.O. Wilson (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC. 1988, p. 212-216.

P. Ekins, S. Simon, L. Deutsch, C. Folke, R. De Groot, *A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability, Ecological Economics* 44 (2-3), 2003, p. 165-185.

Engel S., S. Pagiola, S. Wunder, *Designing payments for environmental services in theory and practice. An overview of the issue, Ecol. Econ.*, 65 (2008) 663-674.

C. Figuières, J.-M. Salles, Non comparabilité et incommensurabilité. Réflexions sur l'évaluation de la nature, *in* R. Chenorkian, S. Robert, *Les interactions hommes-milieux. Questions et pratiques de la recherche en environnement*, Paris, QUAE, 2014, p. 163-177.

B. Fisher, R.K. Turner, P. Morling, *Defining and classifying ecosystem services for decision making, Ecological Economics, 68*(3), 2009, p. 643-653.

S.O. Funtowicz, J.R. Ravetz. *The worth of a songbird: ecological economics as a post normal science, Ecological Economics, 10*, 1994, p. 197-207

GBO-3. Global Biodiversity Outlook 3. Montreal, *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, 2010, 95 p.

J. Ghazoul, *Recognizing the complexities of ecosystem management and the ecosystem service concept. Gaia* 16 (2007) 215-221.

E. Gómez-Baggethun, D.N. Barton, *Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. Ecological Economics, 86*, 2013, p. 235-245.

E. Gómez-Baggethun, M. Ruiz-Pérez, *Economic valuation and the commodification of ecosystem services. Progress in Physical Geography, 35*(5), 2011, p. 613-628.

E. Gómez-Baggethun, R. De Groot, P.L. Lomas, C. Montes, *The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics, 69*(6), 2010, p. 1209-1218.

W.M. Hahneman, *Economics and the preservation of biodversity. In* E.O. Wilson, (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC, 1988, p. 193-199.

R. Haines-Young, M. Potschin, *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In*: D.G. Raffaelli, C.L.J. Frid (eds.): *Ecosystem Ecology:*

*A New synthesis. BES Ecological Reviews Series*, Cambridge University Press, 2010, p. 110-139.

J.M. Harribey, « La richesse, la valeur et l'inestimable: fondements d'une critique socio-écologique de l'économie capitaliste », Les Liens qui libèrent, 2013.

G.M. Heal, E.B. Barbier, K.J. Boyle, A.P. Covich, S.P. Gloss, C.H. Hershner, J.P. Hoehn, C.M. Pringle, S. Polasky, K. Segerson, K. Shrader-Frechette. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision Making*, Washington, D.C., The National Academies Press, 2005.

G.M. Heal, *Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services.* Washington, D.C.: Island Press, 2000.

F. Jany-Catrice, « Quand mesurer devient maladif », *Revue Projet*, 331(6), 2012, p. 6-13.

P. Kareiva, H. Tallis, T.H. Ricketts, G.C. Daily, S. Polasky, (Eds.), *Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services*, Oxford University Press, 2011.

P. Kareiva, S. Watts, R. McDonald, T. Boucher, *Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare*, *Science*, 316(5833), 2007, p. 1866-1869.

T. Kirchhoff, *Pivotal cultural values of nature cannot be integrated into the ecosystem services framework, PNAS*, 109, 2012, p. 8812-8819.

J.V. Krutilla, *Conservation reconsidered, Amer, Econ. Rev.*, 57, 1967, p. 777-786.

M. Kumar, P. Kumar, *Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective, Ecological Economics*, 64(4), 2008, p. 808-819.

Y. Laurans, L. Mermet, L. *Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy? Ecosystem Services*, 7, 2014, p. 98-105.

Y. Laurans, A. Rankovic, R. Billé, R. Pirard, L. Mermet, L. *Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot, Journal of Environmental Management*, 119, 2013, p. 208-219.

X. Le Roux, R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan I., E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.P. Sarthou M. Trommetter *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies, Expertise scientifique collective*, synthèse du rapport, INRA, 2008, 90 p.

A. Leopold, *A Sand County Almanac. New York: Ballantine,* 1949.

H. Levrel, J. Hay, A. Bas, P. Gastineau, S. Pioch, « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité », *Natures Sciences Sociétés* 20, 2012, p. 1-14.

M. Lockwood, *Humans valuing nature: synthesising insights from philosophy, psychology and economics, Environmental Values*, 1999, p. 381-401.

G. Mace, M., Norris, K., Fitter, A. H., *Biodiversity and ecosystem services: a multi-layered relationship, Trends in ecology evolution*, 27(1), 2012, p. 19-26.

J. Maes, B. Egoh, L. Willemen, C. Liquete, P. Vihervaara, J.P. Schägner, G. Bidoglio, *Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union, Ecosystem Services*, 1(1), 2012, p. 31-39.

E. Maltby (ed.). *Functional Assessment of Wetlands. Towards Evaluation of Ecosystem Services.* Woodhead Publ., Abington, Cambridge, 2009.

V. Maris, *Philosophie de la biodiversité : petite éthique pour une nature en péril*, Paris, Buchet-Chastel, 2010, 214 p.

V. Maris, *Nature à vendre : les limites des services écosystémiques*. Paris, Éditions Quae, 2014.

J. Martinez-Alier, G. Munda, J. O'Neill, *Weak comparability of values as a foundation for ecological economics, Ecological Economics*, 26(3), 1998, p. 277-286.

B. Martín-López, E. Gómez-Baggethun, M. García-Llorente, C. Montes, *Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment, Ecological Indicators*, 37, 2014, p. 220-228.

B. Martín-López, I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D.G. Del Amo, C. Montes, *Uncovering ecosystem service bundles through social preferences, PloS one*, 7(6), 2012, e38970.

D.J. McCauley, *Selling out on nature. Nature* 443, 7, 2006, 27-28.

MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* Washington, DC, Island Press ; 2005, 137 p.

A. Metrick, M.L. Weitzman, *Conflicts and choices in biodiversity preservation, J. Econ. Pers.* 12, 1998, p. 21-34.

H. Mooney H. et P. Ehrlich, *Ecosystem services: a fragmentary history. In* G.C. Daily, *Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems*, Island Press, Washington DC, 1997, p. 11-19.

E. Neumayer, *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms,* Third revised edition, Edward Elgar, Cheltenham, 2010.

R.B. Norgaard, *Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder, Ecol. Econ*, 69, 2010, p. 1219-1227.

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

J.B. Opschoor, *The value of ecosystem services: whose values? Ecol. Econ.*, 25 (1998) p. 41-43.

E. Ostrom, *Scales, polycentricity, and incentives: designing complexity to govern complexity, in* L.D. Guruswamy, J.A. McNeely, eds., *Protection of Global Biodiversity: Converging Strategies*, Duke University Press, Durham, NC, 1998, p. 149-167.

U. Pascual, R. Muradian, L. Brander, E. Gómez-Baggethun, M. Martín-López, M. Verman, P. Armsworth, M. Christie, H. Cornelissen, F. Eppink, J. Farley, J. Loomis, L. Pearson C. Perrings, S. Polasky, *The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In* P. Kumar (ed): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations, Chapter 5*, Earthscan, 2010, p. 183-256.

R. Passet, *L'économique et le vivant*. Paris, Payot, 1979 (2e éd. : Paris, Economica, 1996).

D.W. Pearce, *Do we really care about biodiversity?, Env. Res. Econ.*, 37, 2007, p. 313-333.

Perrings C., M. Gadgil, *Conserving biodiversity: reconciling local and global public benefits, in* I. Kaul, P. Conceicao, K. Le Goulven, R.L. Mendoza, *Providing Global Public Goods: Managing Globalization*, Oxford: Oxford University Press, 2003, p. 532-555.

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

S. Polasky, *Economics: Conservation in the red, Nature*, 492(7428), 2012, p. 193-194.

M.F. Quaas S. Baumgärtner, *Natural vs. financial insurance in the management of public-good ecosystems, Ecol. Econ.*, 65, 2008, p. 397-406.

A. Randall, *What mainstream economists have to say about the value of biodiversity, in* Wilson, E.O. (Ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, 1988, p. 217-225.

C. Raudsepp-Hearne, G.D. Peterson, M. Tengö, E.M. Bennett, T. Holland, K. Benessaiah, L. Pfeifer, *Untangling the environmentalist's paradox: Why is human well-being increasing as ecosystem services degrade? BioScience*, 60(8), 2010, p. 576-589.

L. Richardson, J. Loomis, *The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis, Ecol. Econ.*, 68, 2009, p. 1535-1548.

M. Sagoff, *On the economic value of ecosystem services, Env. Values*, 17, 2008, p. 239-257.

M. Sagoff, *The quantification and valuation of ecosystem services, Ecol. Econ.*, 70, 2011, p. 497-502.

J.-M. Salles D. Ezzine le Bras, R. Julliard, R. Montgruel, F. Quétier, F. Sarrazin, « Nature inutile vs biodiversité utile : argumentaire écologique et économique », *in* I. Geijzendorffer, H. Levrel, V. Maris et P. Roche, *Regards Croisés sur les Valeurs de la Biodiversité et des Services Ecosystémiques*, Editions QUAE et Allenvi, Paris, mars 2016.

J.-M. Salles, *Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature? Comptes rendus biologies*, 334(5), 2011, p. 469-482.

J. Salzman, Jr. B.H. Thompson Jr, G.C. Daily, *Protecting ecosystem services: Science, economics, and law, Stan. Envtl. LJ, 20*, 2001, p. 309.

SCEP *(Study of Critical Environmental Problems), Man's impact on the global environment: Assessment and recommendations for action*, MIT Press, Cambridge, MA, 1970.

M. Serres, *Le contrat naturel.* Paris, Flammarion, 1992.

J.H. Spangenberg, J. Settele, *Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services, Ecological Complexity*, 7(3), 2010, p. 327-337.

C. Spash, *Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change, Ecol. Econ.*, 63, 2007, p. 690-699.

C. Spash, *Deliberative monetary valuation and the evidence for a new value theory, Land Economics,* 83, 2008, p. 469-488.

C. Swanwick N. Hanley M. Termansen M. (2007), *Scoping Study on Agricultural Landscape Valuation, Final report to DEFRA.*

H. Tallis, S. Polasky, *Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural resource management, Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 2009, p. 265-283.

L. Tardieu, S. Roussel, J.D. Thompson, D. Labarraque, J.-M. Salles, *Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction, Journal of Environmental Management*, 152, 2015, p. 145-157.

TEEB (P. Kumar, Ed.), *TEEB Ecological and Economic Foundations*, London, Earthscan, 2010.

M. Toman, *Why not to calculate the value of the World's ecosystem services and natural capital, Ecol. Econ.*, 25, 1998, p. 57-60.

R.K. Turner, J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy, S. Georgiou, *Valuing nature: lessons learned and future research directions, Ecological economics*, 46(3), 2003, p. 493-510.

M. Wackernagel, L. Onisto, P. Bello, A.C. Linares, I.S.L. Falfán, J.M. Garcí., A.I.S. Guerrero, M.G.S. Guerrero, *National natural capital accounting with the ecological footprint concept, Ecological Economics* 29 (3), 1999, p. 375-390.

L.A. Wainger, D.M. King, R.N. Mack, E.W. Price, T. Maslin, 2010. *Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? Ecol. Econ.* 69, 2010, p. 978-987.

F. Wätzold, K. Schwerdtner, *Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy, Biol. Cons.* 123, 2005, p. 327-338.

H.P. Weikard, *Diversity functions and the value of biodiversity, Land Econ.* 78, 2002, p. 20-27.

M.L. Weitzman, *On diversity, Quart. J. Econ.* 107(2), 1992, p. 363-405.

M.L. Weitzman, *The Noah's Ark problem, Econometrica* 66, 1998, p. 1279-1298.

W. Westman, *How much are nature's services worth, Science*, 197 (1977), p. 960-964.

E.O. Wilson (Ed.), *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC. 1988, 538 p.

M.A. Wilson, R.B. Howarth, *Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation, Ecol. Econ.*, 41, 2002, p. 431-443.

W. Zhang, T.H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, S.M. Swinton, *Ecosystem services and dis-services to agriculture, Ecol. Econ.*, 64, 2007, p. 253-260.