

# VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement

Volume 11 Numéro 1 | mai 2011

---

## Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique

CÉCILE BARNAUD, MARTINE ANTONA ET JACQUES MARZIN

---

### **Résumés**

Le concept de service écosystémique – idée de services fournis par les écosystèmes à l'humanité - connaît aujourd'hui un succès exponentiel, tant dans les sphères scientifiques que politiques. Mais du fait de ce succès, ce concept est de plus en plus considéré comme un acquis, sans que soient reconnues et prises en compte les fortes incertitudes qui lui sont associées. Cet article souligne d'abord les incertitudes scientifiques qui portent sur les dynamiques sous-jacentes à la production des services. En effet, dans de nombreuses situations, les scientifiques ne sont pas en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effet entre l'état d'un écosystème et la fourniture effective d'un service, soit parce que les connaissances sont insuffisantes, soit parce que les systèmes considérés sont par nature imprédictibles. L'article souligne ensuite l'importance des incertitudes sociétales associées à ce concept, c'est-à-dire l'existence de perceptions différenciées, voire contradictoires, avec des controverses d'une part autour du concept même de service et de la place de l'homme dans les écosystèmes, et d'autre part autour des dispositifs de gouvernance issus de ce concept, tels que les paiements pour services environnementaux. À partir d'une revue de la littérature, cet article montre que si les incertitudes scientifiques associées au concept de service écosystémique sont relativement reconnues et prises en compte, les incertitudes sociétales le sont beaucoup moins. Il semble nécessaire de développer des démarches fondées sur la confrontation et l'intégration des points de vue, des intérêts et des connaissances des différents acteurs sur les services et leurs dynamiques, pour que les arbitrages (trade-offs) entre services soient l'objet de choix collectifs explicitement négociés.

The concept of ecosystem services – benefits supplied to human societies by ecosystems- is a fast spreading concept, both in scientific and political arenas. Because of this success, this concept is more and more used as a robust and stabilised concept, with a lack of recognition of the high uncertainties associated with it. This paper first highlights the scientific uncertainties concerning the socio-ecological dynamics of production of services. In many cases, scientific have no certainties about the cause-effect relationships between the state of an ecosystem and the effective production of a service, either because of a lack of knowledge on these relationships, either because the complex systems under study are by their nature unpredictable. The paper also underlines the importance of societal uncertainties associated with ecosystem services, due to the existence of diverse and sometimes contradictory

perceptions among stakeholders, about the concept of service and the framing of human-nature relationships, and about the governance devices and tools using this concept, such as payments for environmental services. Based on a literature review, this paper shows that several communities of researchers take scientific uncertainties into account, but very few deal with societal uncertainties. We emphasize the need to develop methods aimed at confronting and integrating the diversity of stakeholders' perceptions, interests and knowledge about ecosystem services and their dynamics, seeing trade-offs among ecosystem services as explicit collective and concerted choices.

---

## ***Entrées d'index***

**Mots-clés** : participation, services environnementaux, incertitude, perceptions, négociation, Services écosystémiques, système complexe, système multi-acteurs, conflits d'intérêts, arbitrage entre services écosystémiques

**Keywords** : participation, uncertainty, perceptions, Ecosystem services, environmental services, complex systems, multi-stakeholders system, conflicts of interests, trade-off among ecosystem services, negotiation.

---

## ***Texte intégral***

# **Introduction**

- 1 Si la révolution industrielle a permis une amélioration sans précédent des conditions de vie d'une partie des habitants de la planète, elle a aussi engendré une artificialisation croissante des écosystèmes et une pression inédite sur les ressources naturelles (Vitousek et al., 1997 ; Palumbi, 2001). Prenant conscience de l'impact déterminant des activités humaines sur le fonctionnement des écosystèmes, la communauté scientifique a récemment réinvesti le champ des relations entre les hommes et les écosystèmes, champ dans lequel la notion de service écosystémique est en train d'occuper une place de plus en plus importante.
- 2 L'idée de « services » rendus à l'humanité par les écosystèmes est apparue à la fin des années 1970, avec des auteurs tels que Westman (1977) puis Ehrlich et Mooney (1983). Leur objectif était alors de pointer du doigt la dégradation des écosystèmes par les activités humaines, l'importance et la diversité des services rendus à l'homme par ces écosystèmes, et l'impossibilité ou le coût élevé de substitution de ces « services ». Cette idée, qui était à l'origine une simple métaphore destinée à frapper l'opinion publique, a donné lieu à la naissance d'un concept, celui de service écosystémique (« ecosystem services ») dont la définition la plus largement répandue est aujourd'hui celle de Daily et al. (1997) : « *benefits supplied to human societies by natural ecosystems* ». Rassemblant plus de 1300 experts provenant de 95 pays, le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) a achevé d'entériner ce concept et propulsé son essor hors des sphères scientifiques (MEA, 2005). Les auteurs du MEA distinguent ainsi quatre grands types<sup>1</sup> de services écosystémiques (SE) : (i) les services d'approvisionnement (produits agricoles, bois, eau potable, poissons, etc.), (ii) les services de régulation (climat, inondations, purification de l'eau, etc.), (iii) les services culturels (aspects esthétiques, religieux, récréatifs...), et (iv) les services de soutien servant de base au fonctionnement des trois premiers (cycle du carbone, formation des sols...) (MEA, 2005).
- 3 Cet article part du constat que du fait de son succès, dans les sphères scientifiques comme dans les sphères politiques, la notion de service écosystémique est de plus en plus considérée comme un acquis, sans que soient interrogées les valeurs qui la sous-tendent ou qu'elle véhicule et sans reconnaître les incertitudes qui peuvent lui être

associées. Nous proposons de nous intéresser à ces incertitudes, en distinguant deux types d'incertitudes : les incertitudes scientifiques et sociétales. Les incertitudes scientifiques portent sur les dynamiques sous-jacentes à la production des services : il s'agit de reconnaître que dans de nombreuses situations, les scientifiques ne sont pas en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effet entre l'état d'un écosystème (ex : occupation des sols) et la fourniture effective d'un service (ex : régulation hydrique), soit parce que leurs connaissances sont insuffisantes, soit parce que les systèmes considérés sont par nature imprédictibles. Le deuxième type d'incertitudes -les incertitudes sociétales- correspond à l'existence de perceptions multiples et différenciées, voire contradictoires, autour du concept même de service et des dispositifs qui en découlent. La notion de service est en effet au cœur de controverses d'une part entre les scientifiques provenant de différentes disciplines ou oeuvrant dans différents domaines de recherche, d'autre part entre les scientifiques et les acteurs de la société concernés directement ou indirectement par les services qui font l'objet de recherches voire de politiques, et enfin entre ces acteurs eux-mêmes qui ont différents intérêts à défendre par rapport à ces questions.

- 4 Ce texte est le fruit d'une réflexion proposant une mise en débat des incertitudes scientifiques et sociétales associées à la notion de service. Reposant essentiellement sur un travail de revue de littérature, son objectif est double. Le premier est d'identifier les sources d'incertitudes sociétales et scientifiques associées à la notion de service écosystémique. C'est l'objet de la première partie du texte. La deuxième partie propose une revue des méthodes existantes de prise en charge de ces incertitudes (méthodes d'analyse, de mise en débat, etc.). Ce premier état de l'art permet de mettre en évidence qu'il est nécessaire de développer des recherches (méthodologiques et théoriques) reconnaissant les incertitudes scientifiques et sociétales associées à la notion de service écosystémique et visant à les mettre en débat. Des propositions allant dans ce sens sont présentées dans la troisième partie de ce texte.

## Les sources d'incertitudes associées à la notion de service écosystémique

- 5 La notion d'incertitude est depuis quelques années l'objet d'une attention croissante dans les domaines de l'environnement et de la gestion des ressources naturelles (Mehta et al., 1999). B. Walker et ses collaborateurs (2003) distinguent deux grands types d'incertitudes : les incertitudes épistémiques correspondant à un déficit de connaissances sur un système, et les incertitudes ontologiques liées au fait que le système étudié est par nature imprédictible. La frontière entre ces deux types d'incertitudes n'est pas forcément nette. En effet, lorsque des scientifiques ne sont pas en mesure de prédire l'évolution d'un système, est-ce parce que le système est par nature imprédictible ou est-ce parce qu'ils ont une connaissance insuffisante du système ? Nous regroupons ces deux types d'incertitudes dans ce que nous appelons les incertitudes scientifiques (tableau 1). A. Dewulf et ses collaborateurs (2005) proposent une troisième catégorie d'incertitudes, correspondant à ce que nous avons appelé les incertitudes sociétales : il s'agit de l'ambiguïté qui résulte de la présence simultanée de plusieurs cadres de références, de plusieurs façons de percevoir un problème ou une réalité donnés. Ces incertitudes sociétales sont associées à l'existence de controverses, de divergences de points de vue voire de conflits d'intérêts. Cela renvoie également à la notion d'A. Hirschman (1995) de conflit indivisible, conflits qui ne sont par nature pas clairement établis, dans lesquels les acteurs ont du mal à se positionner, à négocier et de ce fait à établir des compromis.

Tableau 1. Caractérisation des incertitudes associées aux services écosystémiques (SE)

	Incertitudes scientifiques	Incertitudes sociétales
<b>Objets des incertitudes</b>	Relations de cause à effet dans les dynamiques des SE	Définition du concept de SE et visions des rapports homme-nature associées Dispositifs de gouvernance issus du concept de SE
<b>Causes des incertitudes</b>	Déficit de connaissances Systèmes imprédictibles par nature	Ambiguïtés, existence de perceptions différenciées, voire contradictoires
<b>Acteurs des incertitudes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Divergences de perceptions :</li> <li>• entre scientifiques</li> <li>• entre acteurs scientifiques et non scientifiques</li> <li>• entre acteurs non scientifiques</li> </ul>	

6 D'une façon générale, nous adoptons dans cet article la définition de l'incertitude proposée par M. Brugnach et ses collaborateurs (2008) : *"Uncertainty refers to the situation in which there is not a unique and complete understanding of the system to be managed"*. Il est important de souligner que dans cet article, notre point de vue n'est pas de considérer les incertitudes comme un problème en soi. Autrement dit, l'objectif n'est pas nécessairement de réduire les incertitudes. Il s'agit au contraire de les reconnaître, de les accepter et se donner les moyens de prendre des décisions en toute connaissance de cause. Par conséquent, en relevant et en caractérisant les incertitudes associées à la notion de service écosystémique, notre propos n'est pas de critiquer le concept de service écosystémique. Au contraire, sous certains aspects, le concept de service écosystémique peut même être un objet qui permette de mettre en évidence et de circonscrire des incertitudes qui sont présentes de façon plus vague dans les recherches et les discours sur les rapports société-environnement. Notre propos ici est plutôt celui d'une mise en garde contre un usage du concept de service écosystémique qui négligerait l'existence de ces incertitudes, scientifiques et sociétales.

## Les sources d'incertitudes scientifiques : des systèmes complexes imprévisibles, des connaissances lacunaires

7 Lorsque la notion de service écosystémique est apparue dans les années 1970, elle était avant tout une métaphore destinée à frapper l'opinion publique et favoriser une prise de conscience de la nécessité de préserver l'environnement (Norgaard and Bode, 1998 ; Boisvert and Vivien, 2010 ; Norgaard, 2010). Puis, avec le succès que cette notion a remporté dans la communauté scientifique, du statut de métaphore, elle a acquis le statut de concept scientifique, établissant une relation bijective entre les écosystèmes et les sociétés. Tout se passe comme si en acceptant ce concept, la communauté scientifique prenait acte de l'existence concrète, tangible et mesurable de services rendus par les écosystèmes aux sociétés. Or les dynamiques sous-jacentes à ces services écosystémiques sont l'objet de fortes incertitudes : les relations de cause à effet qui sont en jeu sont encore souvent mal connues. Les dynamiques des fonctions écologiques et des services écosystémiques qui en découlent<sup>2</sup> sont en effet liées à des interactions entre des dynamiques multiples, diverses (non seulement écologiques,

mais aussi sociales, économiques...) et intervenant à différentes échelles d'espace (phénomènes locaux, régionaux, globaux...) et de temps (phénomènes lents ou rapides). De nombreux auteurs se sont attachés à comprendre le fonctionnement de ces systèmes socio-écologiques complexes, et reconnaissent aujourd'hui la nature imprévisible de leurs évolutions (Holling, 1973 ; Morin, 1990 ; Funtowicz and Ravetz, 1993 ; Holling, 2001 ; Walker et al., 2002 ; Pahl-Wostl, 2005). Leur fonctionnement est non seulement imprévisible, mais également non-linéaire, avec des effets de seuil et des irréversibilités (Limburg et al., 2002). Pour illustrer le phénomène d'irréversibilité, Farber et al. (2002) citent l'exemple d'une relation non-linéaire entre le couvert forestier en amont d'un bassin versant et la sévérité des inondations en aval. Lorsque le couvert forestier diminue, la sévérité des inondations augmente de façon linéaire jusqu'à un certain seuil au-delà duquel non seulement la sévérité augmente très fortement, mais de plus, le phénomène est irréversible, c'est-à-dire que même si le couvert forestier augmentait à nouveau, la sévérité des inondations resterait supérieure à ce qu'elle était initialement. Si dans cet exemple, les relations de cause à effet semblent mesurables et établies, le plus souvent, il est très difficile d'établir clairement de telles relations de cause à effet. En attestent les controverses scientifiques au sujet du changement climatique (Schneider, 2001 ; Murphy et al., 2004) ou encore les débats au sujet justement du rôle des forêts en amont sur le fonctionnement hydrique en aval des bassins versants (Bruijnzeel, 2004 ; Locatelli et al., 2008).

## **Les sources d'incertitudes sociétales : des perceptions différenciées, des controverses et des conflits d'intérêts**

- 8 De la même façon que le succès de la notion de SE risque de négliger les incertitudes scientifiques associées en donnant parfois l'impression de l'existence de données tangibles et systématiques sur les relations de cause à effet qui sont en jeu, ce succès risque également de négliger les incertitudes sociétales associées à la notion de services « rendus par les écosystèmes », en donnant l'impression d'un concept stabilisé, qui fait consensus, alors qu'il est au contraire porteur d'acceptations variées et de fortes controverses.

### *Des services produits par les hommes ou par les écosystèmes ?*

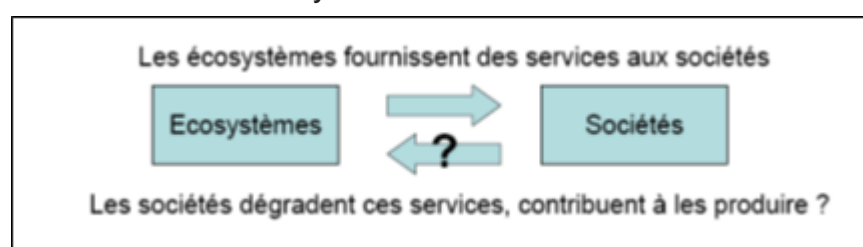
- 9 Au sein même de la communauté scientifique travaillant sur la notion de service, il existe de multiples perceptions de cette notion, pas forcément compatibles, qui correspondent à différentes façons de concevoir les rapports entre les hommes et leur environnement. On peut notamment observer dans la littérature sur les services écosystémiques que, selon les auteurs et les domaines, ce sont tantôt les écosystèmes qui produisent les services, tantôt les hommes.

- 10 Les auteurs qui sont à l'origine de la notion de service écosystémique considèrent que les services sont produits par les écosystèmes. Ils mettent l'accent sur le rôle de la santé des écosystèmes dans la production des services, l'homme étant avant tout bénéficiaire et utilisateur de ces services (Ehrlich and Mooney, 1983 ; Daily et al., 1997 ; Costanza et al., 1998 ; Chapin et al., 2000 ; MEA, 2005). Lorsque l'influence des sociétés sur l'environnement est envisagée par ces auteurs, c'est soit en terme de pression sur les écosystèmes et de dégradation des services (pollution, surexploitation

des ressources...), soit sous l'angle des actions et modes d'organisation mis en oeuvre pour préserver et protéger les écosystèmes et les services qu'ils produisent.

- 11 D'un autre côté (figure 1), il existe un autre pan de littérature sur les services écosystémiques dans lequel l'accent est mis sur le rôle des activités humaines (et notamment de l'agriculture) non seulement dans l'usage et la transformation des services écosystémiques, mais également dans leur contribution à la production de ces services (par exemple, le rôle de l'élevage dans le maintien de la biodiversité en limitant la fermeture des milieux, ou encore la valeur culturelle et paysagère des écosystèmes cultivés) (Fearnside, 1997 ; Aznar and Perrier-Cornet, 2002 ; Wunder, 2005 ; FAO, 2007 ; Hope et al., 2007 ; Zhang et al., 2007 ; Engel et al., 2008 ; Gordon et al., 2010). C'est au sein de cette littérature que l'on trouve les travaux sur les dispositifs de rémunération des services environnementaux destinés à inciter les usagers des ressources (au premier rang desquels figurent les agriculteurs) à adopter des pratiques ayant des impacts positifs sur l'environnement. En termes de vocabulaire, les auteurs qui conçoivent les services comme étant produits par les écosystèmes emploient presque exclusivement le terme de service écosystémique, tandis que parmi ceux qui s'intéressent aux services produits par les hommes, on trouve à la fois le service environnemental et celui de service écosystémique, les deux termes étant souvent assimilés l'un à l'autre sans qu'il soit aisé de les distinguer. Des distinctions entre les deux termes ont été proposées, mais il n'y a actuellement pas de consensus à ce sujet au sein de la communauté scientifique. La FAO propose ainsi de considérer les services environnementaux comme un sous-groupe des services écosystémiques qui excluerait les services écosystémiques d'approvisionnement (FAO, 2007). Selon cette définition, les services environnementaux correspondent aux externalités des activités de production. À l'inverse, Muradian et al. (2010) considèrent les services écosystémiques comme un sous-groupe des services environnementaux qui excluerait les services environnementaux fournis par des écosystèmes semi-naturels ou anthropisés, les services écosystémiques ne s'appliquant selon eux qu'aux écosystèmes naturels. Ne souhaitant pas trancher sur ce débat, nous utiliserons dans la suite du texte l'acronyme SE pour parler à la fois des services écosystémiques et environnementaux.

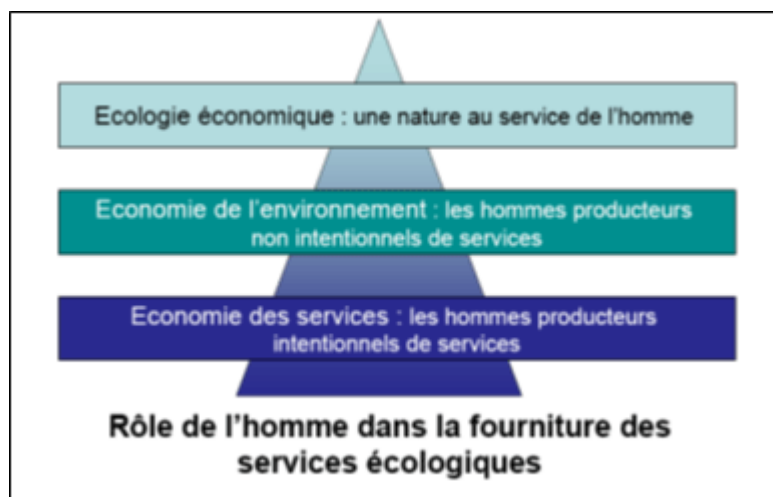
**Figure 1. Différentes perceptions des SE associés à différentes perceptions des interactions sociétés-écosystèmes**



- 12 On observe également différentes visions de la notion de SE au sein d'une même discipline. Ainsi, Aznar et Pierret-Cornet (2003) identifient trois principales écoles en économie s'intéressant à la notion de SE : l'écologie économique, l'économie de l'environnement et l'économie des services. Il est intéressant de voir que ces trois approches octroient justement un rôle très différent à l'homme (figure 2). En écologie économique, où l'on utilise surtout le terme de service écosystémique, l'homme est avant tout utilisateurs de services produits par les écosystèmes ; les auteurs de ce domaine s'intéressent à la contribution des écosystèmes aux usages qu'en font les sociétés et à la valeur qu'elles produisent (Costanza et al., 1998 ; de Groot et al., 2002). En économie de l'environnement, où c'est le terme de service environnemental qui domine, on considère que les hommes, et notamment les agriculteurs, contribuent à la production de services environnementaux, mais de façon non intentionnelle. Les services sont considérés comme des externalités positives de la production agricole, ce

qui renvoie à la notion de multifonctionnalité de l'agriculture (Abler, 2004). Sur un plan normatif, l'objectif est alors d'internaliser ces externalités, c'est-à-dire de rémunérer les agriculteurs pour les inciter à produire ces services (*via* des paiements pour services environnementaux par exemple) (Wunder, 2005 ; Pagiola, 2007 ; Engel et al., 2008). Enfin, l'économie des services aborde cette thématique directement sous l'angle du service intentionnel : ce sont encore les hommes qui produisent des services, mais de façon intentionnelle cette fois-ci. Il existe une relation de service entre un prestataire et un usager par l'intermédiaire d'un bien-support qui est l'écosystème (Aznar and Perrier-Cornet, 2003).

Figure 2. Différentes perceptions de la notion de SE en économie (inspiré de Aznar et Pierret-Cornet, 2003)



13 Si ces controverses associées à la notion de service écosystémique sont aussi fortes, c'est parce qu'elles renvoient à des divergences plus profondes sur les valeurs intrinsèques des individus et des collectifs vis-à-vis de l'environnement. Le mot « valeur » est ici entendu comme étant ce qui donne sens, oriente et justifie les actions individuelles et collectives (à distinguer des débats sur la "valeur" attribuée aux SE que nous allons évoquer dans la section suivante). Certains travaux d'éthique environnementale ont ainsi montré que la préservation à long terme de l'environnement relève de valeurs et de motivations soit « égoïstes » (conserver la nature pour soi), soit « altruistes » (conserver la nature pour les autres), soit « biocentées » (conserver la nature pour elle-même) (Stern and Dietz, 1994). On retrouve ici les débats associés aux différentes conceptions de la notion de services écosystémique évoqués précédemment.

14 Dans ses travaux de psychologie sociale, Kergreis (2009) décrit par ailleurs la façon dont les valeurs consensuelles collectives (notamment la protection de l'environnement) entrent en conflit avec un certain nombre de valeurs individuelles (accomplissement, autonomie, conformisme, sécurité, etc.). La question des services écosystémiques et de leur maintien renvoie donc à des choix sociétaux fondamentaux et à une articulation entre choix individuels et collectifs, nous y reviendrons.

### *La valeur des services écosystémiques : valeur intrinsèque, objective ou négociée ?*

15 Toujours au sein de la communauté scientifique, la notion de *valeur* attribuée aux SE fait également l'objet d'acceptations multiples et pas forcément compatibles. On peut notamment distinguer de nettes différences à ce sujet entre les trois grands domaines de recherche sur les SE que sont : (i) l'analyse biophysique des SE, (ii) l'évaluation économique des SE, et (iii) l'analyse des dispositifs politiques faisant

référence soit directement aux SE tels que les paiements aux services environnementaux (PSE), soit aux fonctions écologiques des écosystèmes, tels que les mesures agri-environnementales (MAE).

16 Les premiers cherchent à déceler, comprendre et quantifier les fonctions et services des écosystèmes, les mécanismes écologiques sous-jacents, leur évolution suite à un stress et parfois leur impact sur les activités humaines (Chapin et al., 2000 ; Diaz et al., 2007 ; Zhang et al., 2007 ; Gordon et al., 2010). Pour ces communautés de chercheurs, c'est un non-sens que d'attribuer une valeur anthropocentrée aux services écosystémiques : les écosystèmes ont un droit d'existence indépendamment de la volonté des hommes ou de la valeur que ces derniers leur attribuent (Norgaard and Bode, 1998).

17 Les seconds, qui travaillent sur l'évaluation économique des SE, développent des méthodes visant à donner une valeur économique (la plupart du temps monétaire) aux SE, méthodes d'évaluation fondées en général soit sur l'importance qu'accordent les hommes à ces services (méthodes fondées sur les préférences<sup>3</sup>), soit sur le coût que nécessiterait la restauration ou la substitution du service évalué<sup>4</sup> (Costanza et al., 1997 ; de Groot et al., 2002 ; Patterson and Coelho, 2009). Pour ces auteurs, contrairement aux précédents, attribuer une valeur aux SE est à la fois inéluctable et nécessaire. C'est inéluctable parce que la notion de service est par nature anthropocentrée : s'il y a un service rendu, il y a forcément quelque part quelqu'un qui attribue une valeur à ce service (Perrings, 2005). C'est par ailleurs une nécessité si l'on veut préserver l'environnement : l'objectif de l'évaluation économique des SE est de faire prendre conscience aux décideurs de l'importance de ces SE de sorte que les coûts associés à leur perte soient pris en compte dans les décisions (Costanza, 2006).

18 Enfin, troisième grand domaine de littérature associé aux SE, les travaux sur les dispositifs de rémunération des services environnementaux consistent à analyser ou développer des moyens d'inciter financièrement les usagers des ressources soit à ne pas dégrader des écosystèmes fournissant des services, soit à adopter des pratiques maintenant voire produisant des services environnementaux. Les dispositifs de type "paiement aux services environnementaux<sup>5</sup>" (PSE) occupent dans ce domaine une place prépondérante (Karsenty, 2004 ; Wunder, 2005 ; Pagiola, 2007). Si les auteurs travaillant respectivement sur l'évaluation économique des SE et les dispositifs de PSE s'accordent sur l'importance d'une reconnaissance de la valeur anthropocentrique des services, ils ne fondent pas leur conception de la notion de valeur sur la même idée. Tandis que les premiers cherchent à établir une valeur objective à chaque service identifié dans les principaux écosystèmes (Costanza et al., 1997), les PSE reposent au contraire sur l'idée d'une valeur négociée au cas par cas entre bénéficiaires et fournisseurs d'un voire d'un ensemble de services (Wunder, 2005). Cette dualité valeur objective / valeur négociée éclaire certaines questions que se posent les scientifiques, tant du côté de ceux qui travaillent sur l'évaluation économique que ceux qui travaillent sur les dispositifs de rémunération des services environnementaux. Les premiers se sont posé par exemple la question de l'homogénéité et de la transférabilité des valeurs qu'ils produisent (la valeur d'un service en A est-elle valable en B ? la valeur obtenue pour 1ha est-elle valable pour 100 ha ?). D'un autre côté, dans le cas d'une valeur négociée au cas par cas, le niveau de conservation induit par le dispositif de rémunération n'est pas forcément optimal non plus. En effet, si les différents points de vue de vue en présence sont théoriquement pris en compte dans la négociation, certains points de vue ne sont souvent passés sous silence. Le point de vue environnemental par exemple n'est finalement jamais directement représenté : certains parlent d'une « nature muette » (Billaud, 1996), d'autres d'« acteurs absents » (Sébastien and Brodhag, 2004)



## *Le concept de service écosystémique : une vision intégrée ou « désencastrée » des interactions homme-nature ?*

19 Rappelons ici que la notion de SE est une notion non intuitive qui a été introduite par la communauté scientifique, majoritairement occidentale. Certains acteurs non scientifiques se la sont très rapidement appropriée, c'est le cas par exemple de certains gestionnaires d'aires protégées qui utilisent cette notion pour justifier le financement de la conservation (Daily and Ellison, 2002 ; Boisvert and Vivien, 2010). Cependant, plusieurs auteurs posent aujourd'hui la question de l'adéquation entre cette notion de service et les perceptions qu'ont les acteurs locaux des relations hommes-nature. Sullivan (2009) fait par exemple remarquer que dans de nombreuses communautés des pays du Sud, notamment animistes, la « nature » a un caractère sacré : est-il alors acceptable pour ces populations de concevoir la nature comme étant pourvoyeuse de services pour l'homme, voire au service de l'homme, avec l'idée d'asservissement que cette notion peut suggérer ?

20 Cette controverse nous renvoie également à des questionnements épistémologiques, philosophiques et éthiques plus anciens sur la place de l'homme dans l'écosystème planétaire (Serres, 1990 ; Morin and Kern, 1993 ; Descola, 2005). Bien que la notion de service écosystémique corresponde à une volonté d'une partie de la communauté scientifique de penser de façon intégrée les interactions entre les hommes et les écosystèmes (MEA, 2005), sa définition même (« *benefits supplied to human societies by natural ecosystems* ») part d'un principe de séparation entre les sociétés humaines et les écosystèmes naturels (cf. figure 1), ou encore, pour reprendre les termes de P. Descola, d'un principe de séparation entre culture et nature. Or selon cet auteur, seules les sociétés occidentales ont une telle vision naturaliste, ségrégationniste, fondée sur l'idée d'une nature existant indépendamment de l'homme. La plupart des autres sociétés (notamment animistes et totémistes) ont une vision plus intégrée, fondée sur l'idée que l'homme fait partie de la nature (Descola, 2005). Selon Hansson et Wackernagel (1999), la cause profonde de la dégradation de l'environnement est à chercher dans cette conception d'une nature séparée de l'homme, que ces auteurs nomment désencastrement : du fait de ce processus de désencastrement, les hommes ignorent ce qu'ils devraient savoir, ils ignorent que leur survie dépend de la nature. Toujours selon ces auteurs, les travaux d'évaluation économique des services écosystémiques ne sont pas la solution au problème de dégradation de l'environnement, car ils font un pas de plus dans ce processus de désencastrement : ils font l'erreur d'essayer de résoudre un problème avec le système de pensée qui est à l'origine du problème (Hansson and Wackernagel, 1999).

21 Enfin, la question de la place de l'homme dans les écosystèmes et de son rôle dans la production ou la préservation des services écosystémiques fait également écho aux travaux de C. et R. Larrère (1997). Selon ces auteurs, si le développement technique a pu faire croire à une toute-puissance humaine dans la gestion des rapports homme-nature, les enjeux contemporains imposent de dépasser à la fois la vision d'une Nature à protéger de l'homme et celle d'une croyance en la capacité de l'homme à gérer tous les équilibres de la nature. Ils défendent une position qu'ils qualifient d'a-moderne, caractérisée par la prudence d'une humanité qui découvre, par les progrès mêmes de la science, les limites de son savoir et de sa maîtrise.

## *À qui profitent les services écosystémiques ? Des jeux d'acteurs et jeux d'échelle complexes*

22 Les controverses engendrées par la notion de service ne sont pas seulement liées à la définition du concept. En effet, en admettant qu'un consensus émerge sur la définition

du concept, il n'en reste pas moins que différents acteurs auront, en fonction de leur histoire et de leurs intérêts, différentes perceptions d'une part des services identifiés et considérés comme importants, et d'autre part de leur valeur. Par exemple, dans le cas des problématiques associées à l'impact des couverts forestiers dans les hauts de bassin versant sur la régulation hydrique dans les plaines, les différents acteurs concernés ont différentes perceptions des services écosystémiques en jeu. Ainsi, les populations des plaines accordent une grande valeur aux services rendus par ces couverts forestiers en terme de limitation des risques d'inondation, alors que pour les agriculteurs exploitant ces hauts de bassin versant, ce sont les services rendus par ce même couvert forestier en termes de fertilité des sols une fois la parcelle défrichée. Hein (2006) met ainsi l'accent sur l'idée selon laquelle différents acteurs auront différents intérêts par rapport aux services en fonction de l'échelle à laquelle ils se situent. Cet auteur prend l'exemple des services fournis par une zone de marais aux Pays-Bas. Dans cette étude de cas, il montre que les acteurs de la municipalité accordent une grande valeur aux services de production, les poissons et les roseaux, dont ils tirent leurs principaux revenus, ainsi qu'aux services récréatifs (baignade, pêche loisir, etc.). Par contre, ils n'accordent que peu d'importance à l'enjeu de conservation de la biodiversité. Au niveau national, au contraire, les acteurs n'accordent que peu d'importance aux services de production, mais accordent une grande valeur aux services de régulation, cette zone étant l'objet de fortes actions de protection de la part d'ONG. Mathevet (2010) montre aussi qu'en Camargue, la protection de la biodiversité relève d'acteurs au niveau européen lorsqu'il s'agit de protéger des espèces (le Butor étoilé dans le cas étudié), alors que le rôle de l'eau pour maintenir une biodiversité à plus grande échelle (celle du marais) relève paradoxalement d'acteurs plus locaux. L'on voit ici que selon l'échelle à laquelle on se situe, ce ne sont pas les mêmes services qui sont mis en avant. Donc selon l'échelle à laquelle on gouverne et à laquelle les décisions sont prises, les politiques mises en œuvre ne privilégieront pas les mêmes services. C'est d'ailleurs l'un des intérêts de cette notion de service que de mettre en lumière le fait que différents individus ont différents intérêts par rapport à la production ou à la préservation de différents services. Ce concept devrait permettre de mieux comprendre un certain nombre de conflits, de jeux d'acteurs ou de problèmes de gouvernance et d'accès aux ressources qui renvoient à des services qui n'étaient pas forcément explicités en tant que tels.

### *La mise en politique du concept de service : des dispositifs nécessairement monétarisés ?*

- 23 Sur un plan opérationnel, la mise en politique du concept de service écosystémique soulève un certain nombre de questions telles que : Comment choisit-on les services à préserver ? En fonction de quels critères ? Selon quel niveau de préservation ? Comment partage-t-on le coût de cette préservation entre individus, et entre individus et collectif ?
- 24 Ces questions renvoient à des débats de sociétés sur les relations entre les hommes au sujet de leur environnement, sur la façon dont les groupes sociaux s'organisent pour exploiter, s'approprier ou préserver l'environnement. La mise en politique du concept de service écosystémique soulève notamment deux points de controverses.
- 25 Le premier a trait aux méthodes d'évaluation des services, et notamment au choix de l'unité de mesure. Actuellement, dans la littérature traitant de l'évaluation des SE, on note une prédominance des évaluations économiques basées sur des unités de mesure monétaires. Certains considèrent que ces arguments financiers et économiques sont dans le monde actuel une étape nécessaire pour que les préoccupations environnementales soient prises en compte par les instances

décisionnaires (Balmford et al., 2002). Ne retenir qu'une seule unité de mesure (l'unité monétaire) risque cependant d'induire une vision réductrice des rapports homme-nature dont il est question. Un système d'évaluation fondé sur une diversité de critères et d'unités de mesure serait plus à même de rendre compte de la complexité de ces rapports.

26 Le second débat, en partie lié au premier, concerne les dispositifs d'incitation à préserver ou produire des services écosystémiques. Il s'agit notamment d'interroger la place croissante accordée aux dispositifs fondés sur le marché ou des relations marchandes, telles que les paiements aux services environnementaux ou l'initiative du REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation) dans les pays en voie de développement. Certains sont critiques vis-à-vis de cette tendance (McCauley, 2006). Sullivan, anthropologue ayant étudié les rapports complexes qu'entretiennent certaines communautés du Sud avec leur environnement, écrit ainsi au sujet des services environnementaux : « *We are critically impoverished as human beings if the best we can come up with is money as a mediator of our relationships with the non-human world* » (Sullivan, 2009). Outre ce risque de perte de diversité culturelle et d'uniformisation des rapports entre les sociétés et leur environnement, de nombreux auteurs questionnent aujourd'hui le caractère équitable des dispositifs de paiements aux services environnementaux du fait de l'accès limité aux paiements pour les acteurs les plus pauvres (Grieg-Gran et al., 2005 ; Börner et al., 2010). Les rapports Nord-Sud induits par ce type de dispositifs posent également question. Ils mettent en effet en relation, de façon directe ou indirecte, les communautés des pays du Sud (producteurs de services environnementaux) avec les pays du Nord bénéficiaires de ces services. Perçu comme un potentiel de rente pour le Sud par certains (Karsenty, 2004), ce processus est vu par d'autres comme une nouvelle forme d'ingérence du Sud par le Nord (Boisvert and Vivien, 2010).

27 Cette prédominance des instruments monétaires et marchands dans la mise en politique du concept de service écosystémique est-elle inhérente au concept de service ou simplement liée à la façon dont le concept est utilisé ? Ici encore, les avis sont partagés. Certains considèrent que le concept n'avait pas de connotation monétaire ou marchande à la base, et qu'il a fait l'objet d'une récupération par les acteurs du monde économique. D'autres considèrent au contraire que le mot service, dans le monde actuel, fait inéluctablement écho à une relation marchande. Mathevet et ses collaborateurs (2010) préfèrent ainsi employer le terme de « solidarité écologique »

28 L'ensemble des controverses associées à la notion de service écosystémique que nous avons présentées dans cette section est à la fois une manifestation et une cristallisation de divergences plus profondes sur la façon dont les hommes perçoivent et conçoivent leur rapport à la nature et leurs rapports entre eux au sujet de la nature. Ces différents éléments de débat nous invitent à une grande prudence dans la manipulation du concept de SE, de façon à bien reconnaître l'importance des incertitudes sociétales sous-jacentes à l'apparente stabilité de ce concept.

## Revue des méthodes de prise en charge des incertitudes associées aux SE

29 Notre propos n'est pas d'inciter le lecteur à ne pas utiliser le concept de service écosystémique. En effet, ce concept présente plusieurs potentialités intéressantes. Tout d'abord, objet commun à différentes disciplines, il est le support potentiel d'un véritable dialogue interdisciplinaire, notamment entre sciences humaines et sciences

biophysiques. Ensuite, cette notion de service met en évidence des interactions environnement-sociétés qui étaient jusque-là difficilement matérialisées et dont les hommes ne sont pas toujours conscients. Enfin, comme nous l'avons dit plus haut, ce concept met en évidence l'existence d'interdépendances entre des acteurs, fournisseurs et bénéficiaires de services, qui n'ont pas forcément conscience d'être interdépendants.

30 Cependant, nous estimons nécessaire que soient reconnues et mises en débat les incertitudes associées à cette notion, dans des processus de déconstruction – reconstruction dont l'issue est forcément incertaine et contingente. L'objectif de cette section est d'identifier dans la littérature associée à la notion de SE les méthodes existantes de prise en charge de ces incertitudes.

## Prise en charge des incertitudes scientifiques

31 La littérature traitant de la prise en charge des incertitudes scientifiques est d'une façon générale plus abondante que celle traitant de la prise en charge des incertitudes sociétales associées à la notion de SE. Des auteurs tels que Pritchard et al. (2000), Farber et al. (2002) ou encore Limburg et al. (2002) ont ainsi proposé d'analyser les SE comme étant au cœur de systèmes socio-écologiques complexes dont les évolutions dépendent de multiples dynamiques interagissant à différentes échelles d'espace et de temps, caractérisés par de fortes incertitudes et des irréversibilités, des effets de seuils, des phénomènes d'émergence, etc. Le rapport du Centre d'Analyse Stratégique sur l'approche économique de la biodiversité fait aussi état de cette complexité, et notamment de la difficulté particulière induite par les interactions entre multiples niveaux d'organisation pour l'évaluation économique des services écosystémiques liés à la biodiversité (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Cette vision systémique est aussi mobilisée par les auteurs traitant des interactions entre services, synergies et arbitrages (trade-offs)<sup>6</sup> (Cork et al., 2005 ; Bennett et al., 2009 ; Carpenter et al., 2009 ; Raudsepp-Hearne et al., 2010).

32 En termes de reconnaissance des incertitudes scientifiques, il faut également mentionner les travaux basés sur la prospective et les scénarios (Peterson et al., 2003 ; MEA, 2005 ; Bohensky et al., 2006 ; Carpenter et al., 2006 ; Quétier et al., 2009). Les travaux de Peterson et al. (2003) par exemple reconnaissent que les incertitudes scientifiques sont telles qu'il est vain de tenter de faire des prédictions. « *Each scenario is a description of what the future could be, not a prediction of what the future will be* » (Peterson et al., 2003). Le scénario est une façon de se projeter dans l'avenir pour mieux le choisir. Dans leurs travaux, les scénarios sont décrits sous la forme de récits, avec des illustrations picturales à l'appui. Bien que ces travaux ne soient pas explicitement présentés comme tel, il s'agit bien d'une forme de mise en débats des incertitudes scientifiques. Cependant, cette mise en débat n'associe ici que les scientifiques et les décideurs. L'objectif de ces scénarios, élaborés par des scientifiques, est de permettre aux décideurs de prendre conscience des incertitudes et de prendre des décisions en toutes connaissances de cause. Il n'y est pas envisagé de concertation « par le bas » avec les autres acteurs concernés, utilisateurs et gestionnaires des ressources qui sont pourtant les principaux protagonistes des récits de description des différents scénarios. Or, nous l'avons vu dans la section précédente, la notion de service est l'objet de controverses et de conflits d'intérêts entre tous les acteurs de la société, chercheurs et décideurs compris. Ceci nous permet ici d'introduire la section suivante qui relève dans la littérature la façon dont sont prises en charge les incertitudes sociétales associées à la notion de SE.

## Prise en charge des incertitudes sociétales

33 Nous avons déjà cité précédemment les travaux d'auteurs tels que Hein (2006) qui mettent l'accent dans leur analyse sur les perceptions et les intérêts différenciés des acteurs vis-à-vis des services, notamment en fonction de l'échelle à laquelle ils se situent. Les travaux sur les arbitrages (trade-off) entre services sont également intéressants de ce point de vue. Rodriguez et al. (2006) montrent ainsi que dans l'histoire des sociétés du Nord, la priorité a d'abord été faite sur les services d'approvisionnement (production agricole, utilisation de l'eau à des fins industrielles, etc.), au détriment des services de régulation et des services culturels. Ces auteurs montrent que dans un deuxième temps, prenant conscience des impacts des activités humaines sur l'environnement tels que la pollution de l'eau, des politiques ont été mises en œuvre qui mettaient l'accent sur la préservation des services de régulation. Et enfin, ce n'est que plus récemment que les services culturels ont commencé à compter dans les décisions, parallèlement notamment à un désir des citoyens de se rapprocher de la « nature » (préservation de tel paysage, de tels lieux de promenade, etc.). Dans certains cas, les choix associés à ces arbitrages (le choix de tel service au détriment d'un autre) sont le lieu de choix explicites. Cependant, dans la plupart des cas, ces choix ont été faits sans préméditation, voire même sans que cela soit conscient (Rodríguez et al., 2006). Ceci nous amène à suggérer de concevoir ces arbitrages comme des choix sociétaux qu'il faut expliciter, de façon à en faire des choix non seulement conscients, mais surtout collectifs, concertés. Les travaux de Lescuyer (2000) aboutissent à des recommandations similaires. À partir d'une étude de cas sur la gestion de la forêt tropicale au Cameroun, cet auteur montre que le choix politique de mettre l'accent sur les services liés au stockage du carbone se fait au détriment d'autres types de services. Il suggère la mise en place d'une démarche de gestion patrimoniale (Ollagnon, 1989) pour que ces choix se fassent de façon concertée.

34 Les communautés de chercheurs travaillant sur les SE sont cependant très peu imprégnées des approches basées sur la concertation et la participation. On rencontre souvent des travaux qui tiennent compte des perceptions des acteurs, de l'importance qu'ils accordent à différents services, mais il s'agit la plupart du temps d'entretiens individuels, sans concertation entre les acteurs. Par exemple, Chazal et al. (2008) ont proposé de prendre en compte les points de vue des acteurs dans l'évaluation des services écosystémiques et des facteurs de vulnérabilité des systèmes socio-écologiques complexes. À travers un travail d'enquêtes de terrain, les acteurs locaux ont été consultés pour identifier les services considérés comme tels à leurs yeux, et pour en évaluer l'importance. À partir d'une démarche similaire, Quétier et al. (2009) ont utilisé ces préférences individuelles pour évaluer l'acceptation sociale de différents scénarios de changement d'utilisation des sols. Cependant, dans ces travaux, il n'y a pas de dimension collective : ce sont des points de vue individuels qui sont collectés et agrégés sans qu'il y ait échange de points de vue entre acteurs. Or comme ces auteurs le précisent, dans des systèmes d'interactions aussi complexes, la somme des points de vue individuels ne saurait être représentative du point de vue du collectif. Les travaux de Kaplowitz *et al.* (2001) ont d'ailleurs montré que les entretiens individuels et les entretiens de groupe (de type focus group) donnent des résultats très différents quand il s'agit de comprendre les perceptions qu'ont les acteurs locaux des services écosystémiques (services des mangroves dans leur cas) et qu'il est donc nécessaire d'avoir des approches basées sur un pluralisme méthodologique.

35 En terme d'évaluation collective des services écosystémiques, les méthodes les plus fréquentes sont celles qui sont dites fondées sur les discours (« *discourse-based valuation of ecosystem services* ») (Wilson and Howarth, 2002). Dans cette approche, des panels d'acteurs sont invités à se réunir et à attribuer collectivement, au nom du collectif qu'ils représentent, une note à différents services qui leurs sont proposés. Ici

encore, le point de vue collectif y est considéré comme étant la somme des points de vue individuels du panel d'acteurs. La démarche ne prévoit pas de moment de confrontation de points de vue, de négociation visant à faire changer les points de vue des autres protagonistes. Il n'est donc pas envisageable par exemple de faire émerger *par ces approches* des processus de négociation dit créatifs ou intégratif, permettant aux acteurs en présence de faire évoluer leurs perceptions au contact des autres et de reformuler les problèmes pour identifier des solutions de types gagnant-gagnant (jeux à sommes positives).

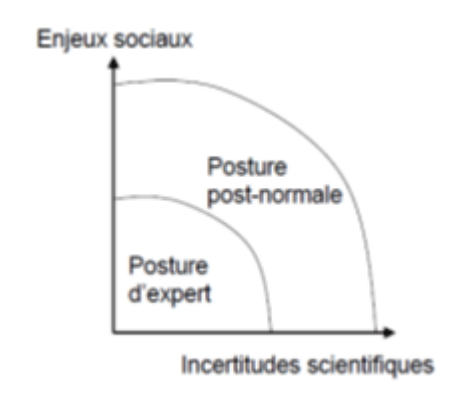
36 Les incertitudes sociétales portent, nous l'avons vu, non seulement sur le concept de service et la façon d'évaluer la valeur de ces services, mais également sur les dispositifs de gouvernance issus de ce concept. Dans ce domaine, Muradian et al. (2010) ont récemment dénoncé le manque de prise en compte de la complexité des contextes institutionnels dans la mise en œuvre et l'analyse des dispositifs de paiements aux services environnementaux (PSE). Ils proposent un cadre d'analyse qui dépasse la dimension économique pour embrasser les enjeux des incertitudes, de la distribution, des relations de pouvoir, de façon à appréhender la complexité et la diversité des contextes sociaux dans lesquels opèrent les PSE.

## Proposition pour une mise en débat des incertitudes scientifiques et sociétales associées à la notion de SE

37 Bien qu'un certain nombre d'approches abordent sous différents angles la question des incertitudes associées à la notion de SE, il n'existe pas à ce jour de méthode visant explicitement à interroger la notion de SE sous la forme d'une mise en débat des incertitudes qui lui sont associées. Dans cette section, nous faisons quelques propositions méthodologiques allant dans ce sens.

38 Nous proposons une mise en débat reposant sur une posture post-normale telle qu'elle est définie par Funtowicz et Ravetz (1994). Ces auteurs considèrent que lorsque l'on est face à des situations où les incertitudes scientifiques et les enjeux sociaux sont relativement faibles, les postures de recherche classiques fondées sur l'expertise sont adaptées : les scientifiques ont un rôle d'expert produisant des connaissances destinées à éclairer les décideurs (figure 3). Par contre, dès lors que l'on se retrouve en situation d'incertitudes scientifiques et d'enjeux sociaux fort, il devient nécessaire d'établir un dialogue entre chercheurs, décideurs et citoyens. Dans ces démarches de recherche qualifiées de participatives, l'accent est mis sur la qualité du processus d'interactions qui mène à la décision, plutôt que sur la qualité de la décision elle-même.

**Figure 3. Positionnement des postures d'expert et post-normales en fonction des situations d'incertitudes**



adapté de Functowicz et Ravetz, 1994.

39 Dans le cadre d'une telle posture post-normale, la mise en débat des incertitudes associées à la notion de SE interviendrait en amont de la mise en oeuvre de dispositifs reposant sur le concept de SE (dispositifs de paiements aux services environnementaux, politiques publiques reposant sur des évaluations économiques de services écosystémiques).

40 L'objectif de cette mise en débat serait de confronter, sur un territoire donné ou dans le cadre d'une politique publique donnée, les points de vue des différents acteurs concernés (chercheurs compris) en allant au-delà de la consultation des acteurs *via* des enquêtes de terrain, comme l'ont proposé par exemple les méthodes d'évaluation contingente puis les « *choice experiment* » (Bienabé and Hearne, 2006). Il s'agirait ici de permettre aux acteurs, chercheurs et décideurs concernés par une problématique commune de SE, de se rencontrer, d'échanger et de confronter leurs points de vue.

41 Un certain nombre de chercheurs ont développé et testé une démarche, la modélisation d'accompagnement, dans laquelle la confrontation des points de vue repose sur la construction collective et itérative de modèles, de représentations intégrant la diversité des points de vue en présence (Bousquet et al., 1996 ; ComMod, 2005). Dans cette démarche, le modèle n'est pas une fin en soi, il est un « objet intermédiaire » (Vinck, 1999) destiné à faciliter l'expression et la confrontation des connaissances et des perceptions en présence. La démarche repose aussi sur des mises en situation (*via* le jeu de rôles notamment) permettant aux parties prenantes de prendre conscience des interdépendances du système complexe dont ils font partie. Dans le cadre de discussions sur les services écosystémiques, ces mises en situation permettraient par exemple aux acteurs de prendre conscience des synergies et *trade-offs* entre différents services écosystémiques, et des interdépendances entre bénéficiaires et fournisseurs de services. La prise de conscience de telles interdépendances est considérée par Leeuwis (2004) comme un préalable nécessaire à la mise en place de processus de concertation et de négociation intégratifs.

42 L'objectif de ces démarches est de faciliter des processus d'apprentissage collectif, au cours desquels le point de vue de chacun est susceptible d'évoluer au contact de celui d'autrui. Ces processus d'apprentissage collectif étant par nature itératifs et continus, la démarche proposée d'accompagnement de ces apprentissages est elle-même itérative et continue, faite d'allers et retours entre le modèle et le terrain, en adaptant le modèle aux évolutions des perceptions des acteurs suscités par le processus d'apprentissage (Barnaud et al., 2007).

43 Par ailleurs, par rapport aux approches des « *choice experiment* » dans lesquels des scénarios prédéfinis sont fournis aux acteurs pour leur permettre d'exprimer leurs choix de valeur (scénarios souvent considérés comme peu légitimes par les acteurs concernés), nous proposons au contraire que les choix de scénarios soient l'objet de négociations entre les acteurs, moments privilégiés de confrontation et de partage de points de vue. Dans la démarche de modélisation d'accompagnement, la reconnaissance et la prise en charge des incertitudes se fait ainsi en grande partie par

le biais du scénario, de l'exploration de futurs possibles et de la définition concertée de futurs considérés comme désirables. « *Le très long terme n'est pas prévisible dans le champ économique et social ; il est par contre partiellement décidable* » (Weber and Bailly, 1993). Il s'agit donc de « *donner les moyens à un ensemble d'acteurs de prendre en charge les incertitudes de leur situation en se donnant des objectifs de moyen et long terme* » (Bousquet et al., 1996). Dans cette posture de reconnaissance des incertitudes, les modèles de simulation utilisés ne sont pas voués à la prédiction, mais à l'exploration. Dans le cadre des services écosystémiques, il s'agirait notamment de permettre aux acteurs d'exprimer leur perception des SE et de confronter leurs points de vue aux autres points de vue existants de façon à ce que, sur un territoire donné ou dans le cadre d'une politique donnée, les arbitrages entre les différents services rendus par les écosystèmes soient l'objet de choix collectifs explicites et concertés.

44 Pour résumer, la mise en œuvre de telles démarches de modélisation d'accompagnement viserait à :

- faire débattre acteurs et chercheurs de la notion même de service (avec la possibilité que le recours à cette notion soit invalidé par les acteurs),
- identifier collectivement les services importants à prendre en compte pour les différents acteurs d'un système socio-écologique, ainsi que les potentiels bénéficiaires et fournisseurs de ces services (qui sont-ils ? se considèrent-ils comme tels ?),
- co-construire des modèles qui permettent de comprendre les dynamiques d'évolution de ces services, leur fonctionnement biophysique, modèles basés sur une confrontation des connaissances scientifiques et empiriques et une reconnaissance des incertitudes inhérentes à ces systèmes complexes,
- identifier et tester à l'aide de ces modèles différents scénarios (par exemple différents scénarios de modes de gestion des ressources), leurs impacts sur les services écosystémiques identifiés ainsi que sur les acteurs,
- favoriser une concertation entre les acteurs autour de ces scénarios, notamment en termes de trade-offs et de synergies entre services.

45 Par rapport aux approches des « *discourse-based valuation of ecosystem services* » (Wilson and Howarth, 2002) où il n'y a pas d'interactions et de négociation entre les acteurs, la négociation est au contraire centrale dans l'approche proposée. Le point important ici est bien d'essayer de permettre aux acteurs de reformuler les problèmes de façon à élaborer collectivement des solutions à somme positive, mais également, lorsque de telles solutions n'émergent pas, de décider collectivement de ce à quoi chacun renonce, dans un processus de négociation aussi intégratif que possible.

46 Concernant les processus d'évaluation des services (estimation d'une valeur), il ne s'agirait pas de trancher sur le bien-fondé des évaluations économiques ni sur la pertinence des méthodes d'évaluation existantes, mais, ici encore, de permettre aux acteurs concernés de participer à ce débat. « *As long as we are forced to make choices, we are doing valuation. But different approaches to valuation are based on qualitatively different assumptions* » (Pritchard et al., 2000). Il s'agirait notamment d'explicitier et d'interroger avec ces acteurs les hypothèses sur lesquelles reposent ces évaluations.

## Conclusion

47 Les concepts de services écosystémiques et de services environnementaux ont connu dans la dernière décennie un succès exponentiel, tant dans les sphères



scientifiques que politiques. On a vu se multiplier les publications scientifiques sur la classification des services écosystémiques, les méthodes d'évaluation économique de la valeur de ces services, ou encore sur les dispositifs de gouvernance reposant sur des marchés de services environnementaux et des paiements aux services environnementaux. Les travaux très médiatisés du Millenium Ecosystem Assessment ont achevé d'entériner le concept de service écosystémique, lui forgeant, au moins en apparence, cohérence et stabilité. Ce concept et sa définition, « *benefits supplied to human societies by natural ecosystems* » (Daily et al., 1997), sont ainsi de plus en plus mobilisés sans être forcément interrogés.

48 Cet article invite le lecteur à interroger les incertitudes associées à ce concept qui tendent à être négligées du fait de l'existence même du concept et de son succès. Ce succès peut donner à penser qu'il existe concrètement des services écosystémiques, que l'on peut les mesurer, les observer : puisqu'ils sont tangibles, il ne s'agit pas d'une construction de l'esprit. Quant au concept, sa définition est simple et claire –c'est d'ailleurs l'une des raisons de son succès-, et ici encore, tout se passe comme si la définition faisait désormais consensus et qu'il était finalement peu utile d'en débattre. Or ce concept est l'objet de fortes incertitudes, à la fois scientifiques et sociétales.

49 Cet article met tout d'abord en avant l'importance des incertitudes scientifiques en jeu quand il s'agit de comprendre les dynamiques sous-jacentes à la production de services écosystémiques et à leur évolution. Ces services sont liés au fonctionnement de systèmes socio-écologiques complexes au sujet desquels les scientifiques sont rarement en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effet, soit parce que ces systèmes sont par nature imprédictibles, soit par que leurs connaissances sur ces systèmes sont incomplètes. Il met également en avant l'importance d'une autre forme d'incertitudes, dites sociétales, correspondant à l'existence de perceptions multiples et souvent contradictoires de la notion de service écosystémique. Au sein de la communauté scientifique, les divergences portent notamment sur le rôle et la place de l'homme dans les écosystèmes : les services sont produits par la nature pour les uns, par les hommes pour les autres. L'action de l'homme est envisagée tantôt sous l'angle de la dégradation ou de la préservation, tantôt sous l'angle de la production de services, intentionnelle ou non intentionnelle. Cet article met aussi en exergue le clivage qu'il peut y avoir entre scientifiques et non-scientifiques, rappelant que le concept de service écosystémique est une notion émanant de la communauté scientifique, largement occidentale, et qu'il peut entrer en contradiction avec les perceptions qu'ont les populations non occidentales des relations homme-nature. Enfin, la question névralgique du choix des services à préserver renvoie nécessairement à des conflits d'intérêts entre acteurs, utilisateurs et gestionnaires des ressources. Au final, loin d'être stabilisés, ce concept et les controverses qu'il suscite cristallisent les divergences de perceptions qui renvoient à des questionnements éthiques et philosophiques et des débats de société plus larges sur les relations entre les hommes et la nature, et sur les relations entre les hommes au sujet de la nature.

50 Cet article montre que si les incertitudes scientifiques associées aux concepts de service écosystémique sont souvent reconnues, traitées et prises en charge dans la littérature, les incertitudes sociétales le sont beaucoup plus rarement. Pourtant abondantes dans de très nombreux autres domaines, les démarches participatives fondées sur la concertation, l'échange et la confrontation de points de vue entre acteurs, scientifiques et décideurs sont peu présentes dans ce champ de recherche.

51 Il nous semble donc nécessaire de développer des méthodes visant explicitement à mettre en débat conjointement les incertitudes scientifiques et sociétales associées au concept de service écosystémique, en amont de tout dispositif politique ou de gestion reposant sur ce concept. Une voie prometteuse pour une telle mise en débat est celle de la question des trade-offs et des synergies entre services. Si dans certains cas, les choix associés à ces trade-offs (le choix de préserver ou produire tel service au

détriment d'un autre) sont le lieu de choix explicites, dans la plupart des cas, ces choix sont faits de façon implicite, voire même sans que cela soit conscient. Ceci nous amène à suggérer de concevoir ces choix comme des choix individuels et collectifs qu'il faut expliciter, de façon à en faire des choix non seulement conscients, mais également des choix concertés, négociés, fondés sur une reconnaissance et une mise en débat des incertitudes scientifiques et sociétales qui sont en jeu.

## Remerciements

52 Ces travaux ont été réalisés dans le cadre d'un post-doctorat financé par le Cirad et en association avec le projet Serena financé par l'ANR dans le cadre du programme Systema. Les auteurs remercient les deux relecteurs anonymes qui par leurs commentaires ont permis d'améliorer cet article.

---

### ***Bibliographie***

- Abler, D., 2004, Multifunctionality, Agricultural Policy, and Environmental Policy. *Agricultural and Resource Economics Review* 33, 1
- Aznar, O. et P. Perrier-Cornet, 2002, Les services environnementaux : diversité des conceptions et réalité des contours. Colloque SFER Multifonctionnalité. Paris.
- Aznar, O. et P. Perrier-Cornet, 2003, Les services environnementaux dans les espaces ruraux Une approche par l'économie des services. *Economie rurale*, 153-168.
- Balmford, A., A. Bruner et al., 2002, Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297, 5583, 950-953.
- Barnaud, C., T. Promburom et al., 2007, An evolving simulation and gaming process to facilitate adaptive watershed management in mountainous northern Thailand. *Simulation and Gaming* 38, 398-420.
- Bennett, E. M., G. D. Peterson et al., 2009, Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, 1-11.
- Bienabé, E. et R. R. Hearne, 2006, Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within a framework of environmental services payments. *Forest Policy and Economics* 9 : 335-348.
- Billaud, J.-P., 1996, Négotiations autour d'une nature muette. *Etudes rurales* 141-142 : 63-83.
- Bohensky, E. L., B. Reyers et al., 2006, Future Ecosystem Services in a Southern African River Basin : a Scenario Planning Approach to Uncertainty. *Conservation Biology* 20, 4, 1051-1061.
- Boisvert, V. et F.-D. Vivien, 2010, Gestion et appropriation de la nature entre le Nord et le Sud. *Revue Tiers Monde* 202, 15-32.
- Börner, J., S. Wunder et al., 2010, Direct conservation payments in the Brazilian Amazon : Scope and equity implications. *Ecological Economics* 69, 6, 1272-1282.
- Bousquet, F., O. Barreteau et al., 1996, Modélisation d'accompagnement : systèmes multi-agents et gestion des ressources renouvelables. *Quel environnement au XXIème siècle ? Environnement, maîtrise du long terme et démocratie*. Abbaye de Frontevraud.
- Brugnach, M., A. Dewulf et al., 2008, Toward a relational concept of uncertainty : about knowing too little, knowing too differently, and accepting not to know. *Ecology & Society* 13, 2, .
- Bruijnzeel, L. A., 2004, Hydrological functions of tropical forests : not seeing the soil for the trees ? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 1, 185-228.
- Carpenter, S. R., H. A. Mooney et al., 2009, Science for managing ecosystem services : Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS* 106, 5, 1305-1312.
- Carpenter, S. R., G. D. Peterson et al., 2006, Scenarios for Ecosystem Services : An Overview. *Ecology & Society* 11, 1, 29.
- Chapin, F. S., E. S. Zavaleta et al., 2000, Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 6783, 234-242.

- Chazal, J. d., F. Quétier et al. 2008, Including multiple differing stakeholder values into vulnerability assessments of socio-ecological systems. *Global Environmental Change* 18, 508-520.
- Chevassus-au-Louis, B., J.-M. Salles et al., 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapports et documents du Centre d'Analyse Stratégique. Paris.
- ComMod, C., 2005, La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures Sciences Sociétés* 13, 165-168.
- Cork, S., G. D. Peterson et al., 2005, Four scenarios , chapter 8, . *Ecosystems and human well-being : scenarios*. M. E. Assessment, Island Press. 2.
- Costanza, R., 2006, Ecosystems without commodifying them. *Nature* 443, 7113,749-749.
- Costanza, R., R. d'Arge et al., 1998, The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25, 1, 3-15.
- Costanza, R., R. d'Arge et al., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 15 mai, 353-360.
- Daily, G. C., S. Alexander et al., 1997, Ecosystem Services : Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems *Issues in Ecology*.
- Daily, G. C. et K. Ellison, 2002, *The New Economy of Nature. The Quest to Make Conservation Profitable* Shearwater. Washington, DC, Island Press.
- de Groot, R. S., M. A. Wilson et al., 2002, A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 3, 393-408.
- Descola, P., 2005, *Par-delà nature et culture*. Paris, NRF Gallimard.
- Dewulf, A., M. Craps et al., 2005, Integrated management of natural resources : dealing with ambiguous issues, multiple actors and diverging frames. *Water Science & Technology* 52, 6, 115-124.
- Diaz, S., S. Lavorel et al., 2007, Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 52, : 20684-20689.
- Ehrlich, P. R. et H. A. Mooney, 1983, Extinctions, substitutions and ecosystem services. *BioScience* 33, 4, 248-254.
- Engel, S., S. Pagiola et al., 2008, Designing payments for environmental services in theory and practice : An overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 4, 663-674.
- FAO , 2007, *Paying farmers to conserve biodiversity and other environmental services*.
- Farber, S. C., R. Costanza et al., 2002, Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41, 3, 375-392.
- Fearnside, P. M., 1997, Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20, 1, 53-70.
- Funtowicz, S. O. et J. R. Ravetz, 1993, Science for the post-normal age. *Futures* 25, 739-755.
- Funtowicz, S. O. et J. R. Ravetz, 1994, The worth of a songbird : ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, 3, 197-207.
- Gordon, L. J., C. M. Finlayson et al., 2010, Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management* 97, 4, 512-519.
- Grieg-Gran, M., I. Porras et al., 2005, How can market mechanisms for forest environmental services help the poor ? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33, 9, 1511-1527.
- Hansson, C. B. et M. Wackernagel, 1999, Rediscovering place and accounting space : how to re-embed the human economy. *Ecological Economics* 29, 2, 203-213.
- Hein, L., K. van Koppen et al., 2006, Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 2, 209-228.
- Hirschmann, A. O., 1995, *Des conflits sociaux comme piliers de la société démocratique de marché. Un certain penchant à l'autosubversion*. Paris, Editions Fayard, 337-362.
- Holling, C. S., 1973, Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecological Systems* 4, 1-23
- Holling, C. S., 2001, Understanding the complexity of economic, ecological and social systems. *Ecosystems* 4, 390-405.
- Hope, R. A., I. Porras et al., 2007, *Negotiating Watershed Services*. London, International Institute for Environment and Development.

- Kaplowitz, M. D., 2001, Assessing mangrove products and services at the local level : the use of focus groups and individual interviews. *Landscape and Urban Planning* 56, 1-2, 53-60.
- Karsenty, A., 2004, Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en Développement* 32, 127p
- Kergreis, S., 2009, Les valeurs et les actes : une perspective transdisciplinaire pour l'éducation à l'environnement. *Education relative à l'environnement* 8, 91-108.
- Lamarque, P., F. Quétier, et al., sous presse, The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes rendus Biologies*.
- Larrère, C. et R. Larrère, 1997, Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement., Aubier.
- Lewis, C., 2004, Communication for rural innovation. Rethinking agricultural extension. Oxford, Blackwell publishing Ltd.
- Lescuyer, G., 2000, Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale. Socio-économie du développement. Paris, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales. Thèse de doctorat, 415p.
- Limburg, K. E., R. V. O'Neill, et al., 2002, Complex systems and valuation. *Ecological economics* 41, 2002, 409-420.
- Locatelli, B., V. Rojas et al., 2008, Impacts of payments for environmental services on local development in northern Costa Rica : a fuzzy multi-criteria analysis. *Forest Policy and Economics*.
- Mathevet, R., 2010, Wetland Management, Social Conflicts and Environmental Crisis in the Biosphere Reserve of Camargue , Rhone river delta, Southeastern France, : Lights and Shadows of Policies, Sciences and Land Uses Interactions. Association of American Geographers - 2010 Annual Meeting. Washington, D.C.
- Mathevet, R., J. Thompson et al., 2010, La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. 18, 424-433.
- McCauley, D. J., 2006, Selling out on nature. *Nature* 443, 27-28.
- MEA , 2005, . Ecosystems and Human well-being : current states and trends. Washington, DC, Island press.
- Mehta, L., L. M. et al., 1999, Exploring understanding of institutions and uncertainty : new directions in Natural resource management. IDS discussion paper 372, 48p.
- Morin, E., 1990, Introduction à la pensée complexe. Paris, ESF editeur.
- Morin, E. et A. B. Kern, 1993, Terre-patrie. Paris, Seuil.
- Muradian, R., E. Corbera et al., 2010, Reconciling theory and practice : An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 6, 1202-1208.
- Murphy, J. M., D. M. H. Sexton et al., 2004, Quantification of modelling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations. *Nature* 430, 7001, 768-772.
- Norgaard, R. B. , 2010, Ecosystem services : From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69, 6, 1219-1227.
- Norgaard, R. B. et C. Bode, 1998, Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics* 25, 1, 37-39.
- Ollagnon, H., 1989, Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui. N. Mathieu and M. Jollivet. Paris, L'harmattan, 258-268
- Pagiola, S., 2007, Payments for Environmental Services : From Theory to Practice. Global Workshop on Payments for Environmental Services. Mataram, Indonesia.
- Pahl-Wostl, C., 2005, The implications of complexity for integrated resources management. *Environmental Modelling & Software* 22, 5, 561-569.
- Palumbi, S. R., 2001, Humans as the World's Greatest Evolutionary Force. *Science* 293, 5536, : 1786-1790.
- Patterson, T. M. et D. L. Coelho, 2009, Ecosystem services : Foundations, opportunities, and challenges for the forest product sector. *Forest Ecology and Management* 257 : 1637-1646.
- Pearce, D., 2007, Do we really care about biodiversity ? . *Environmental and Ressource Economics* 37, 1, : 313-333.

- Perrings, C., 2005, Economics and the value of biodiversity and ecosystem services. International Conference on Biodiversity, Science and Governance, Paris, Museum National d'Histoire Naturelle.
- Peterson, G. D., T. D. J. Beard et al., 2003, Assessing future ecosystem services : a case study of the Northern Highlands Lake District, Wisconsin. *Conservation Ecology* 7, 3, .
- Pritchard, L., C. Folke et al. ,2000, Valuation of Ecosystem Services in Institutional Context. *Ecosystems* 3, 36-40, .
- Quétier, F., S. Lavorel et al., 2009, Assessing ecological and social uncertainty in the evaluation of land-use impacts on ecosystem services. *Journal of land-use science* 4, 3, : 173 - 199.
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson et al., 2010, Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 11, 5242-5247.
- Rodríguez, J. P., T. D. Beard et al., 2006, Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11, 1, 28.
- Schneider, S. H., 2001, What is 'dangerous' climate change ? *Nature* 411, 6833, : 17-19.
- Sébastien, L. et C. Brodhag, 2004, A la recherche de la dimension sociale du développement durable. *Développement durable et territoires Dossier 3 : Les dimensions humaine et sociale du Développement Durable*.
- Serres, M., 1990, *Le contrat naturel*. Paris, François Bourin.
- Stern, P. C. et T. Dietz, 1994, The value basis of environmental concern. *Journal of Social Issues* 50, 3, : 65-84.
- Sullivan, S., 2009, Green capitalism, and the cultural poverty of constructing nature as service provider. *Radical Anthropology* 2009-2010, 3, 18-27.
- Vinck, D., 1999, Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. *Revue Française de Sociologie* 40, 2, : 385-414.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney et al., 1997, Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 5325, : 494-499.
- Walker, B., S. Carpenter, et al. , 2002, Resilience management in social-ecological systems : a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology* 6, 1, : 14.
- Walker, W. E., P. Harremoës, et al. , 2003, Defining Uncertainty : A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support. *Integrated Assessment* 4, 1, : 5 - 17.
- Weber, J. ete D. Bailly, 1993, Prévoir c'est gouverner. *Natures, sciences, sociétés* 1, 1, .
- Westman, W., 1977, How much are nature's services worth. *Science* 197, 4307, : 960-964.
- Wilson, M. A. et R. B. Howarth , 2002, Discourse-based valuation of ecosystem services : establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41, 3, : 431-443.
- Wunder, S., 2005, Payments for environmental services : Some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper* 42.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, et al. , 2007, Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics* 64 : 253-260.

---

## Notes

1 De nombreuses typologies ont été proposées (de Groot et al., 2002 ; Zhang et al., 2007 ; Patterson and Coelho, 2009), mais celle qui prédomine dans la littérature est celle du MEA qui a eu une volonté de proposer une typologie compréhensible et appropriable par les acteurs. Certains auteurs mentionnent cependant la difficulté de relier les catégories de services du MEA à des catégories utiles à la prise de décision (Pearce, 2007). Perrings (communication personnelle) s'interroge ainsi sur la nécessité de revoir cette typologie, en séparant les services de régulation, qu'il situe en amont des services de production et des services culturels.

2 Il existe des controverses sur les définitions respectives des concepts de « fonctions » et de « services » des écosystèmes, certains considérant les termes comme étant équivalents, d'autres les considérant comme distincts (Lamarque et al., under press).

3 Ces préférences sont dites révélées ou non révélées, c'est-à-dire qu'il existe ou non des transactions marchandes permettant de les évaluer. Dans le cas des préférences révélées, on peut utiliser par exemple le prix des produits agricoles commercialisés, le coût du transport qui a été nécessaire pour se rendre dans un parc national (méthode des prix de transport) ou encore le surcoût d'une maison lié à une vue sur mer (méthode des prix hédonique). Dans le cas des préférences non révélées, la méthode la plus courante est l'évaluation contingente : des

enquêtes sont faites pour évaluer le consentement à payer des citoyens pour le maintien d'un service donné.

4 Ces évaluations économiques ont fait l'objet de nombreuses controverses. Pritchard et al. (2000) remettent par exemple en cause les méthodes d'évaluation fondées sur les préférences en notant que l'importance accordée à un service n'est pas figée. Les perceptions peuvent par exemple évoluer suite à une campagne médiatique de sensibilisation, ou alors par le biais d'un processus d'apprentissage et de concertation permettant aux acteurs de mieux comprendre les points de vue d'autres acteurs en présence. « *Human values and preferences are not static and pre-existent ; rather they are formed in interaction with nature and with society.* » (Pritchard et al., 2000)

5 Wunder (2005) définit ainsi un PSE : "A PES is a voluntary transaction where a well-defined ES is being 'bought' by a ES buyer from a ES provider if and only if the ES provider secures ES provision"

6 On parle de trade-off entre services lorsque la fourniture d'un service se fait au détriment d'un autre, et de synergie lorsque la fourniture d'un service favorise la production d'un autre service.

---

## ***Pour citer cet article***

### *Référence électronique*

Cécile Barnaud, Martine Antona et Jacques Marzin, « Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 11 Numéro 1 | mai 2011, mis en ligne le 10 juin 2011, Consulté le 05 juillet 2011. URL : <http://vertigo.revues.org/10905> ; DOI : 10.4000/vertigo.10905

---

## ***Auteurs***

### **Martine Antona**

CIRAD, UPR GREEN, TA C-47 /F, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France.

### *Articles du même auteur*

#### **Gouvernance et gestion intégrée du littoral : l'exemple des recherches françaises**

[Texte intégral]

Paru dans *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 9 Numéro 1 | mai 2009

### **Cécile Barnaud**

CIRAD, UPR GREEN, TA C-47 /F, Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France.

### **Jacques Marzin**

CIRAD, UPR ARENA, TA C-88 / 15, 73 rue Jean-François Breton, 34398 Montpellier Cedex 5, France.

---

## ***Droits d'auteur***

© Tous droits réservés