



HAL
open science

Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes

Simon Dufour, Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro, Johan Oszwald,
Anne-Julia Rollet

► To cite this version:

Simon Dufour, Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro, Johan Oszwald, Anne-Julia Rollet. Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. VertigO : La revue électronique en sciences de l'environnement, 2016, 10.4000/vertigo.17435 . hal-01372409

HAL Id: hal-01372409

<https://hal.science/hal-01372409v1>

Submitted on 10 Jan 2022

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.

Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes

**Simon Dufour, Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro, Johan Oszwald
et Anne Julia Rollet**



Éditeur
Les Éditions en environnement Vertigo

Édition électronique

URL : <http://vertigo.revues.org/17435>
DOI : 10.4000/vertigo.17435
ISSN : 1492-8442

Ce document vous est offert par Université
Rennes 2



Référence électronique

Simon Dufour, Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro, Johan Oszwald et Anne Julia Rollet, « Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 25 | août 2016, mis en ligne le 26 août 2016, consulté le 29 juin 2017. URL : <http://vertigo.revues.org/17435> ; DOI : 10.4000/vertigo.17435

Ce document a été généré automatiquement le 29 juin 2017.



Les contenus de *Vertigo* sont mis à disposition selon les termes de la Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International.

Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes

Simon Dufour, Xavier Arnauld de Sartre, Monica Castro et Johan Oszwald

Introduction : les services écosystémiques entre Panacée et boîte de Pandore

- 1 L'expression « services écosystémiques » a acquis, ces dernières années, une popularité considérable aussi bien dans les publications scientifiques que dans le monde de la gestion de l'environnement. Cette notion est souvent présentée comme une piste majeure d'amélioration des pratiques de gestion des milieux naturels (Daily et Matson, 2008)¹, voire, plus caricaturalement, comme une panacée capable de guérir les maux de l'environnement en développant la conscience des décideurs politiques, des acteurs économiques et des citoyens, en freinant la consommation des ressources naturelles, en finançant les actions de préservation de l'environnement, etc. Pour certains, au contraire, elle représente un danger : l'introduction massive sur le marché des objets de nature, pourtant malmenés par ces mêmes marchés, revient à guérir le mal par le mal (Maris, 2014). Les services écosystémiques seraient alors une boîte de Pandore impossible à refermer une fois ouverte, un pas décisif et irréversible vers la marchandisation de la nature.
- 2 Le foisonnement conceptuel et méthodologique observé depuis dix ans rend nécessaire un travail fin de délimitation de ses domaines de validité (Schroter *et al.*, 2014). En effet, cette notion est à la fois simple (dans son appréhension intuitive) et complexe (dans son interprétation et son usage). Ainsi, sa définition, les « bénéfices que les hommes tirent des

écosystèmes » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), a fait l'objet de débat au sein de la communauté scientifique ; il existe d'ailleurs plusieurs termes illustrant cette idée comme service environnemental, aménité, etc. (dans la suite de ce texte nous utiliserons l'expression « services écosystémiques » au sens large ; pour une clarification voir Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Il convient également de s'interroger sur la vocation d'une notion comme celle de services écosystémiques et sur ses effets réels en termes de gestion des milieux naturels. Cette notion est-elle à même d'améliorer sensiblement les pratiques de gestion environnementale ? Si oui, comment ? Si non, pourquoi ?

- 3 L'objet de cette contribution n'est pas de discuter sa définition (cf. Boyd et Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007 ; Fisher *et al.*, 2009 ; Barnaud *et al.*, 2011 ; Lamarque *et al.*, 2011), ni ses dimensions éthique ou heuristique (Schroter *et al.*, 2014 ; Lele *et al.*, 2013), mais plutôt de réfléchir aux apports et aux limites que la notion de services écosystémiques représente pour la gestion des cours d'eau. Pour cela, nous proposons de procéder en deux temps. Dans un premier temps, il s'agira d'analyser l'origine et les conditions de mise en œuvre de cette notion (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014a). Nous faisons l'hypothèse que cette métaphore d'origine scientifique est en passe de devenir un dispositif (dans le sens de Foucault) de gouvernementalité, c'est-à-dire un ensemble d'éléments hétérogènes qui ont pour vocation de produire des normes, des mouvements de pensée ou des systèmes pour gouverner l'environnement. Or, les composantes d'un tel dispositif ne sauraient être considérées comme des abstractions neutres découplées des conditions de leur production et de leur usage. Dans un second temps, nous proposerons une typologie des usages de la notion appliquée à la gestion des hydrosystèmes. Ainsi, l'analyse de la généalogie et de la diffusion de cette notion nous permettront de définir des domaines de validité qui renseignent sur les opportunités et les limites de son usage opérationnel en termes de gestion des milieux fluviaux.

Une généalogie qui limite le domaine de validité

- 4 L'origine et la dynamique scientifique de la notion de services écosystémiques ont fait l'objet d'une littérature abondante (Mooney et Ehrlich, 1997 ; Gomez-Baggethun *et al.*, 2010 ; Méral, 2012 ; Suarez et Corson, 2013 ; Pesche, 2014 ; Castro et Arnauld de Sartre, 2014). Ces études, qui s'appuient notamment sur des données bibliométriques, distinguent classiquement trois périodes articulées autour de deux dates charnières : 1997 et 2005.
- 5 L'idée que les milieux naturels rendent des services aux hommes est évidemment ancienne², mais la notion telle que nous la connaissons aujourd'hui a en grande partie été forgée dans les années 1970 à 1990. Le terme est utilisé dans un rapport préparatoire à la conférence de Stockholm de 1972 (*Study of Critical Environmental Problems*, 1970) publié par le *Massachusetts Institute of Technology*. Son utilisation dans les milieux scientifiques devient plus fréquente dans les années 1990 et il est repris largement dans les sphères politiques à partir du début des années 2000. En 1997, deux textes clés sur les services écosystémiques sont publiés : celui dirigé par Robert Costanza (Costanza *et al.*, 1997) et celui dirigé par Gretchen Daily (1997), représentant les deux domaines qui ont forgé cette notion, respectivement l'économie écologique et la biologie de la conservation. Entre 1997 et 2005, après s'être établie dans les milieux scientifiques, la notion de services écosystémiques commence surtout à s'institutionnaliser dans la sphère politique

internationale. Ce processus d'institutionnalisation de la notion aboutit en 2005 à la publication du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA). Ce texte promeut sa propre vision des services écosystémiques en introduisant un troisième courant de pensée – celui de la *Resilience Alliance* (alliance pour la résilience), qui représente une vision gestionnaire de l'écologie, ancrée dans l'écologie systémique fonctionnelle issue des frères Odum (Castro et Arnauld de Sartre, 2014).

- 6 La publication des différents rapports du MEA place clairement la notion de services écosystémiques dans les sphères politiques et elle devient, en s'alliant ou se substituant au concept de biodiversité, la nouvelle façon de penser la conservation de la nature. De fait, bien que cette notion ait été pensée à destination des politiques (échelles globale et nationale), plusieurs groupes se lancent dans un processus de « traduction » de ce concept scientifique vers le monde des décideurs et des gestionnaires de milieux (échelles régionale et locale). Par exemple, les ministres de l'environnement, réunis en 2007 en Allemagne, lancent une initiative internationale pour “*analyzing the global economic benefit of biological diversity, the costs of the loss of biodiversity and the failure to take protective measures versus the costs of effective conservation*”, connue sous le nom *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Scientifiquement, cela se traduit par des travaux de développement de méthodes et d'outils de caractérisation des services afin de rendre la notion pleinement opérationnelle.
- 7 Ce bref historique montre clairement le glissement progressif qui s'est opéré en l'espace d'une vingtaine d'années du statut de métaphore (à vocation principalement pédagogique) à celui de dispositif (avec une volonté opérationnelle plus affirmée) (Norgaard, 2010 ; Arnauld de Sartre *et al.*, 2014b).
- 8 À l'origine, l'expression « services écosystémiques » apparaît comme une métaphore établissant un lien entre deux champs lexicaux différents, celui de l'économie (« services ») et celui de l'écologie (« écosystémiques »). L'usage de métaphores est classique en politique et en sciences, notamment en géographie (Berdoulay, 1988). Elles permettent de communiquer sur un monde complexe, de créer de nouveaux sens. Avec des notions comme environnement, écosystème, biodiversité et dernièrement services écosystémiques, les dernières décennies ont été particulièrement prolifiques en matière de métaphores sur la nature – métaphores qui influent sur les visions de la nature (Larson, 2011). La force de la métaphore est son apparente évidence, renforcée par des exemples archétypaux comme les abeilles pollinisant les cultures ou les forêts épurant l'eau. Cependant, l'adhésion à la métaphore des services écosystémiques est intuitive si l'on accepte l'idée d'une relation hommes/nature qui est à la fois marquée par la dépendance des hommes à l'égard des écosystèmes et par le fait que ces écosystèmes sont là pour servir les hommes. Or, cette évidence n'en est pas une, du moins pas pour tout le monde. La notion de services écosystémiques a clairement été forgée à l'intérieur du cadre de pensée de la modernité écologique : il s'agit de remédier à la crise de la biodiversité induite par l'homme par un recours à la technologie (ici, l'ingénierie écologique) et une gestion par le marché. En même temps qu'elle parle de la séparation entre hommes et écosystèmes, elle met en évidence les liens entre ces deux entités.
- 9 Dire cela, aide à dresser une première limite à son périmètre de validité : en tant que notion moderne, elle est valide à l'intérieur de la modernité (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014b). Ainsi, l'intérêt de la notion de services écosystémiques n'est pas évident en dehors des sociétés modernes. Notons que la légitimité de la notion à l'intérieur même de la modernité est discutable. En effet, pour certains auteurs, la place effective de la nature au

sein de la modernité (et non sa place dans le projet moderne) n'est pas partagée par tous. De fait, certaines sociétés dites modernes, ou groupes sociaux au sein de ces sociétés, n'ont jamais adhéré au Grand Partage, c'est-à-dire au processus de séparation de l'homme et la nature, et n'ont pas de raison de considérer la nature comme soumise à l'homme.

- 10 Néanmoins, cette notion n'a pas vocation à simplement constater les liens entre hommes et nature. L'institutionnalisation et les tentatives d'opérationnalisation dont elle a fait (et donc elle fait encore) l'objet montrent clairement que la métaphore s'est mue progressivement en un dispositif. Nous entendons par dispositif l'agencement d'éléments ayant une influence sur un champ d'action (Foucault, 1977). Ces éléments ont des natures variées : discours, archétypes, institutions, lois, énoncés scientifiques, propositions philosophiques, etc. Combinés, ils possèdent un effet normatif dans la mesure où ils incitent à conduire certaines actions, à tenir certains discours, etc. Un dispositif émerge généralement comme une réponse à une urgence (ici la dégradation de milieux et des ressources associées) et prend sens au fur et à mesure de son déploiement, pour répondre à ces problèmes. De fait, la notion de services écosystémiques est fondée sur des savoirs, elle vise à influencer sur les politiques environnementales afin de limiter au maximum les impacts négatifs des activités humaines et de permettre le maintien des civilisations modernes. Pour M. Foucault, un tel dispositif est ouvert aux contestations qu'il finit par intégrer. En cela, c'est également une notion de compromis et, de ce fait, la notion de services écosystémiques est fortement politique : elle cherche à répondre à un contexte dans lequel la protection de la nature est contestée et vise à fournir des arguments aux défenseurs de la nature (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014a).
- 11 En résumé, la notion de services écosystémiques est fondée sur une vision particulière, celle de la modernité écologique, qui constitue l'environnement comme objet politique à réguler au travers, en particulier, des savoirs sur cet environnement, voire du marché. La notion de services n'implique pas nécessaire une utilisation dans la sphère économique, voire marchande : elle la rend possible en proposant une métaphore qui renvoie à ce champ lexical. C'est dans la mise en œuvre de la notion que cette possibilité peut se réaliser – ou non. En tant que dispositif au sein de cette modernité, cette notion est fortement politique et elle se manifeste *via* des institutions, des politiques et un processus d'intériorisation de normes par des acteurs. Ce constat rend nécessaire un examen précis des formes que prend cette notion et notamment des différents usages qui en sont faits.

Les services écosystémiques, une notion à tout faire ?

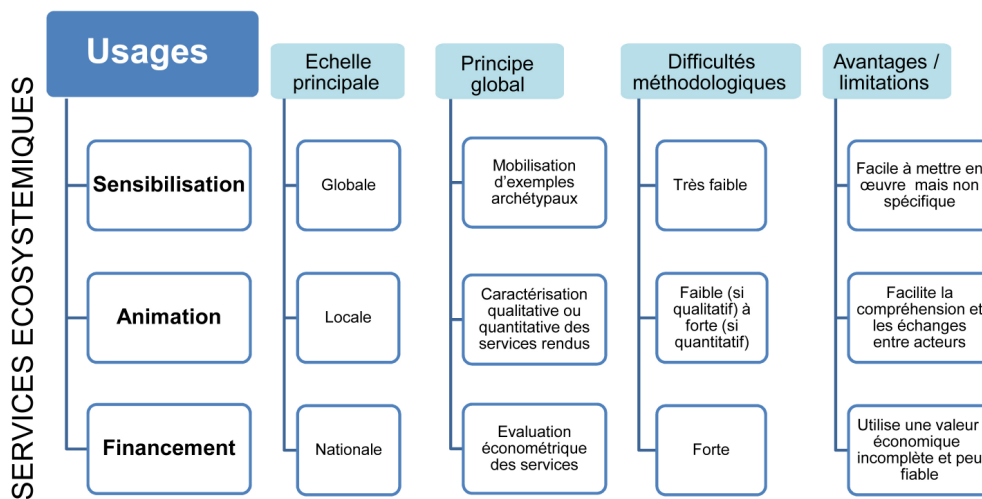
- 12 Une réflexion sur la généalogie de la notion permet une première délimitation de son domaine de validité. Dans un second temps, nous voudrions préciser ce domaine de validité dans le cas de gestion des cours d'eau en examinant la diversité des usages de la notion de services écosystémiques dans sa dimension opérationnelle. Comment ce dispositif est-il susceptible d'agir – ou pas – dans le cadre de la gestion des hydrosystèmes ? Par définition, un dispositif est un assemblage d'éléments divers (discours, règles, etc.), diversité qui permet l'usage de la notion dans des situations variées. De fait, la diversité des contextes dans lesquels les services écosystémiques sont utilisés ou mentionnés illustre parfaitement le concept de dispositif. L'intérêt heuristique de considérer les services écosystémiques comme un dispositif est de rendre visible cette diversité et la complexité du déploiement de cette notion. Par exemple, en analysant

l'usage de la notion de services écosystémiques au cours de la conférence Rio+20, Arnauld de Sartre *et al.* (2014c) ont identifié au moins six catégories de discours différents :

- économique (catégorie dominante), les services écosystémiques sont un moyen d'internaliser les coûts de la dégradation des milieux naturels par les activités humaines,
- sociale, les services écosystémiques fondent le bien-être des hommes, il faut les protéger,
- politique, les services écosystémiques sont un outil de dialogue et négociation,
- heuristique, les services écosystémiques sont un outil de qualification et de quantification des interactions hommes/nature,
- gestionnaire, les services écosystémiques comme outils de gestion, et
- sécuritaire, les services écosystémiques comme facteur de limitations des désordres climatiques.

13 L'examen des retours d'expériences dans le domaine de la gestion des hydrosystèmes permet d'identifier au moins trois usages de la notion : un usage de sensibilisation globale (celui de son origine), un usage d'animation démocratique et d'aide à la décision et un usage de financement des actions de gestion ou de restauration (Figure 1). Cette typologie, nécessairement schématique, vise à clarifier la discussion. Elle est issue d'une analyse non exhaustive de la littérature scientifique et opérationnelle. L'absence d'exhaustivité incite à la prudence sur la validité de la typologie, mais cette dernière nous permet d'amorcer une réflexion sur la base des usages et non des définitions conceptuelles.

Figure 1. Synthèse des principaux types d'usages de la notion de services écosystémiques dans la gestion des cours d'eau / Synthesis of the different uses of ecosystems services notion for river management



L'usage de sensibilisation globale

14 L'usage de type « sensibilisation » est à l'origine même du développement de la notion de services écosystémiques : communiquer et alerter sur la dépendance des sociétés aux milieux naturels et montrer leurs valeurs. Cet usage repose notamment sur la mobilisation d'exemples archétypaux et d'évaluations globales. Dans le domaine de la gestion de l'eau, l'un des exemples les plus emblématiques de cet usage est probablement celui de la production d'eau potable pour l'agglomération de New York. Il est fondé sur le choix de gestion de l'agglomération de New York qui, voyant la qualité de son eau se

dégrader, a décidé de consacrer environ 1,5 milliard de dollars sur dix ans à la réduction des pollutions dans le bassin versant d'alimentation situé dans la région des Catskills située à 150 km plus au nord (Chichilnisky et Heal, 1998). La préservation d'un cadre environnemental de bonne qualité dans cette région a permis, en retour, d'économiser le coût de la construction d'une usine de traitement de l'eau d'un montant estimé à 7 milliards de dollars (plus 400 millions par an de fonctionnement). Depuis la fin des années 1990, cet exemple est abondamment repris et mis en avant comme un des exemples gagnant-gagnant de la rentabilité économique de la préservation des écosystèmes.

« Près de 9 millions de personnes vivent à New York ; certaines d'entre elles ne s'en rendent même pas compte, mais elles boivent l'une des meilleures eaux potables au monde. Chaque jour, le réseau d'eau de New York achemine 4,5 milliards de litres d'eau ; les restaurants chics la servent en carafe et, dans les échoppes de pizzas ou de bagels, on affirme que l'eau est l'un des ingrédients clés qui assurent la qualité de la pâte. Et pourtant, l'eau de New York n'est même pas filtrée ! Le secret de l'excellence de cette eau potable ? Des années de volonté politique pour un service public de qualité, mais aussi la recherche de la rentabilité économique : la valorisation des services écologiques en actes. » (Extrait du dossier « l'eau de New York » sur le site de l'association Coordination Eau Ile-de-France ; <http://eau-iledefrance.fr>, publié en avril 2014).

« Une même approche de l'Albarine³ à New York en passant par Bruxelles ! En 1996, la ville de New York a fait le choix de se lancer dans un programme ambitieux de restauration écologique et de protection des aires de captages d'eau plutôt que de mettre en place des usines de traitement de l'eau potable. Là encore, il s'agissait du choix le plus durable et le plus économique. » (Extrait de la lettre d'information du Syndicat intercommunal d'Aménagement du Bassin versant de l'Albarine, n°14, Juillet 2013).

- 15 Un autre exemple souvent mobilisé afin de sensibiliser au rôle des plaines alluviales dans la gestion des crues est celui du Rhin. En effet, sur le secteur Bâle/Worms, plusieurs générations d'aménagements ont profondément modifié le fonctionnement hydrologique du Rhin au cours des XIX^e et XX^e siècles. Si l'implantation de digues et d'épis, ainsi que la construction d'usines hydro-électriques ont permis d'obtenir des résultats satisfaisants en termes de navigation, de protection contre les inondations et de production d'énergie, elles ont également soustrait une large part du lit majeur aux inondations entraînant ainsi une accélération de la propagation du pic de crue à l'aval (Dister, 1992 ; Schmitt *et al.*, 2009). Cet exemple constitue un argument dans la promotion des actions de réhabilitation des plaines alluviales.

« De telles "améliorations" ont non seulement dévasté les écosystèmes ripariens, mais ont aggravé la capacité destructrice des crues à l'aval. Une rivière rectifiée, plus courte et plus étroite, avec moins de végétation le long de ses rives, est une rivière plus en pente, qui coule plus vite, et qui a souvent une capacité moindre à absorber des débits importants. Le temps qu'il faut à une crue du haut Rhin pour aller de Bâle, à la frontière suisse, à Karlsruhe, en Allemagne, a été réduit de moitié. Cette accélération accroît le potentiel destructeur des crues et réduit les délais pour évacuer les populations. Elle aggrave aussi les inondations en synchronisant le pic de crue du Rhin avec les pics de crues de ses affluents les plus importants. » (Extrait de Patrick McCully, 2007 « Avant le déluge - Crues et changement climatique », rapport annuel de l'*International Rivers Network* sur les barrages, les rivières et les peuples 2007, International Rivers Network, Berkeley, CA.).

- 16 En termes d'évaluation globale, le travail de Costanza *et al.* (1997) reste une référence régulièrement employée afin de souligner la valeur des écosystèmes et, plus spécifiquement, la forte valeur par unité de surface des écosystèmes aquatiques (environ

14 800 et 8 5000 dollars par hectares et par an respectivement pour les zones humides et les lacs et rivières)⁴.

« En considérant les milieux humides au sens de la convention Ramsar, par exemple, les estuaires, les herbiers, les récifs coralliens, les lacs et les rivières ainsi que les mangroves, les marais et les plaines inondables, la valeur économique présentée dans cette même étude s'élève à 19 744 milliards de dollars US 1994 par an (Costanza et al., 1997). » (Source : <http://www.zones-humides.eaufrance.fr>).

- 17 Ces exemples n'ont pas vocation à être discutés ni débattus ; ils illustrent la dépendance générale des sociétés humaines aux hydrosystèmes et aux processus biophysiques qui s'y déroulent. Ils donnent des arguments généraux pour justifier le bien-fondé des politiques publiques de préservation ou de restauration des hydrosystèmes. Évidemment, la nature archétypale de ces exemples s'accompagne d'inconvénients majeurs, comme la simplification et la naturalisation des phénomènes. Une fois l'exemple produit, le réceptionnaire n'a généralement pas accès (ou ne cherche pas à avoir accès) aux précautions d'usages concernant la précision, les erreurs, les présupposés, le contexte géographique, etc. associés à celui-ci. Ainsi, la politique de gestion l'eau dans les régions des Catskills comme processus exemplaire de paiement pour services écosystémiques a-t-elle été discutée par Isnard et Barraqué (2010) et Laurans et Aoubid (2012) qui portent un regard plus critique sur l'opération. De même, la transférabilité de l'exemple rhénan ou la validité réelle des estimations de Costanza *et al.* (1997) sont discutables. Mais dans cet usage, le plus important est le message général diffusé, la dimension pédagogique de l'exemple qui doit permettre de comprendre facilement le lien entre écosystèmes et bien être humain.

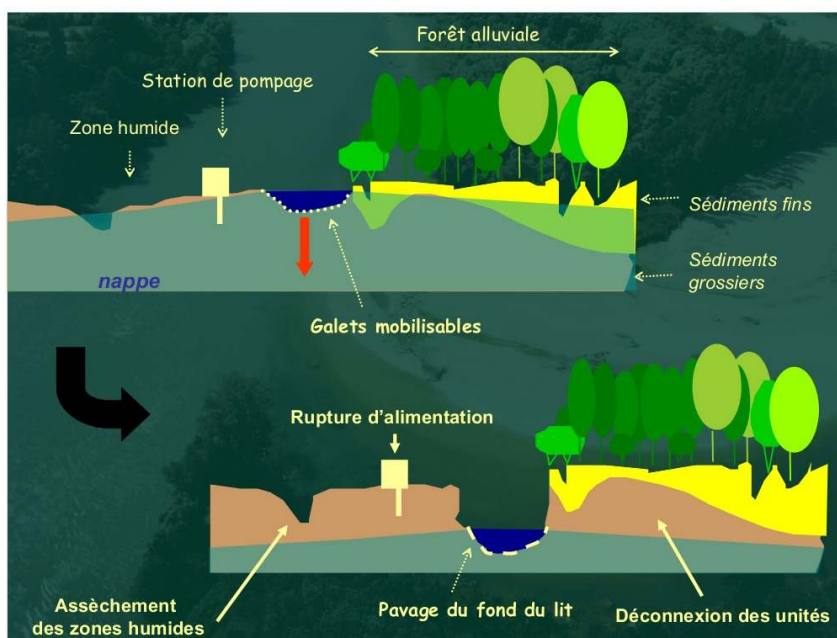
L'usage d'animation du débat et d'aide à la décision

- 18 L'usage de type « animation / aide à la décision » renvoie à la capacité de la notion de services écosystémiques, entre autres, à faciliter les discussions autour d'un territoire donné ou d'une question environnementale. Cette capacité nécessite de mobiliser les acteurs de la gestion des hydrosystèmes au sein de démarches participatives ou collaboratives au cours desquelles chacun exprime et localise des valeurs qu'il attribue à des milieux, des paysages ou des objets de nature au sens large. Dans ce cadre, la notion de services écosystémiques offre une grille de lecture permettant d'identifier un panel de fonctions assurées par les milieux naturels sur un territoire donné en minimisant le risque d'oublier certaines fonctions (Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). Elle permettrait notamment de révéler des valeurs de non-usage généralement peu tangibles (Chevassus-au-louis *et al.*, 2009).
- 19 Dans le cadre de cet usage d'animation du débat et d'aide à la décision, l'identification des valeurs ne signifie pas nécessairement une évaluation économique des services, il peut en effet s'agir de caractériser l'appréciation qualitative des valeurs paysagères et culturelles d'un tronçon fluvial (voir par exemple Zhu *et al.* 2010 sur la Murray River en Australie). Cependant, cette évaluation économique est possible et, dans ce cas, elle possède plutôt une valeur relative. L'objectif « n'est pas de donner une valeur économique à la nature, ce qui est inutile, mais de traduire la valeur des pertes consécutives à la destruction des écosystèmes en termes qui permettent de comparer les services écosystémiques avec d'autres enjeux sociétaux » (Salles, 2011). Concrètement, cet usage recouvre deux approches différentes : une approche qualitative et une approche quantitative.

- 20 Premièrement, la notion de services écosystémiques peut être mobilisée de façon qualitative. Les services sont identifiés, éventuellement localisés, et surtout un lien est établi entre processus biophysiques d'une part et services d'autre part. Le service est alors « la porte d'entrée » qui permet à plusieurs acteurs possédant des bagages scientifiques et des parcours individuels différents d'échanger. Par définition, un service requiert un bénéficiaire. L'avantage d'utiliser la notion de services est alors de rendre plus concrète la valeur d'un écosystème. Les acteurs peuvent alors débattre de la nature des interventions envisageables afin de conserver ou de restaurer tel ou tel service en agissant sur les processus qui le génèrent. Cet usage correspond en partie à une déclinaison locale de l'usage pédagogique identifié précédemment, mais il le dépasse. Ainsi, sur la Dordogne, dans le cadre du projet ESAWADI⁵, des ateliers ont été réalisés avec des usagers et les gestionnaires de la rivière afin, premièrement, de sensibiliser les premiers aux liens entre le fonctionnement biophysique de cette rivière (rôle du transport solide, importance de la mobilité latérale du chenal) et les usages effectifs (pêche, canoë, etc.) et, deuxièmement, d'identifier l'impact de l'évolution des modes de gestion de l'hydrosystème sur les services rendus (cf. contribution d'E. Catalon dans ce numéro spécial).
- 21 Sur l'Ain, la notion de services écosystémiques a également été utilisée au cours des discussions qui ont eu lieu lors de la définition de certaines modalités de gestion par le syndicat de gestion de la basse vallée de l'Ain. Depuis les années 1980, cette basse vallée fait l'objet d'une démarche de gestion intégrée et de nombreuses études scientifiques ont contribué à cette démarche. Le bassin versant et le cours principal de l'Ain ont connu d'importants changements au cours des derniers siècles, notamment le reboisement des versants, l'industrialisation des affluents, la modification des pratiques agropastorales et la construction de barrages hydroélectriques (Bravard, 1986 ; Rollet, 2007). La dynamique fluviale de la basse vallée a été sensiblement affectée par ces changements : rétraction et incision du chenal, développement d'un pavage sédimentaire à l'aval des barrages et perte de mobilité de certains secteurs (Fagot *et al.*, 1989 ; Piégay *et al.*, 2000 ; Rollet *et al.*, 2013). Cela entraîne corrélativement des modifications pour les biocénoses : baisse de la diversité de la mosaïque paysagère, régression des zones humides et perte d'habitats piscicoles (Rollet *et al.*, 2013). Dans le contrat de bassin, validé par la commission locale de l'eau (CLE) le 19 décembre 2005, l'objectif 1 est le maintien de la dynamique fluviale de la rivière d'Ain. Concrètement, cela s'est traduit par des actions de recharge sédimentaire. Or, lors des débats qui ont conduit à l'adoption de ce contrat, deux types d'arguments ont été mobilisés afin de sensibiliser les membres de la CLE à l'importance de maintenir et de restaurer la dynamique sédimentaire : les arguments écologiques et les arguments liés à la ressource en eau. En effet, l'incision du chenal de l'Ain n'affecte pas uniquement les biocénoses, elle représente un risque d'abaissement du niveau des nappes phréatiques d'accompagnement dans la plaine. Lors de la réunion de la CLE qui a validé le contrat de bassin, ce deuxième groupe d'arguments a clairement joué un rôle plus important que les arguments écologiques. Une figure illustrant ce risque a été longtemps commentée (Figure 2). Cet exemple est intéressant, car il illustre la puissance pédagogique de la notion. En effet, il n'y pas eu d'étude quantifiant la perte de volume d'eau directement liée à l'incision du chenal, mais l'évocation de ce lien entre le processus géomorphologique et le service « alimentation en eau » semble avoir été suffisant. Il illustre également que la notion était intuitivement utilisée avant d'être formalisée puisque le terme « services écosystémiques » n'a pas été utilisé lors des échanges. Mais il

montre aussi le rôle d'autres facteurs dans l'aboutissement des débats. En effet, le cas de la basse vallée est une situation peu commune puisque les relations gestionnaires / scientifiques sont particulièrement fortes et anciennes (Bravard *et al.*, 1990 ; Piégay *et al.*, 2000 ; Rollet *et al.*, 2005) et le contexte politique est plutôt favorable (existence de personnalités relais...). Cet exemple montre enfin certaines limites de la notion comme l'occultation de certaines questions : la simplicité de la relation incision/nappe permet de trouver une solution évidente à un enjeu et de ne pas ouvrir le débat vers d'autres questions comme, par exemple, le rôle des pompages agricoles sur la nappe.

Figure 2. Extrait de la présentation des enjeux en matière de gestion de la dynamique fluviale sur l'Ain réalisée devant la commission locale de l'eau réunie en décembre 2005 en vue d'adopter le contrat de bassin. L'incision est présentée comme ayant des impacts sur les milieux riverains, mais aussi sur l'alimentation en eau potable / Extract from the presentation done in 2005 for the local water committee reunited to vote a "watershed contract". River bed degradation is shown as important for riverine habitats but also for water supply.



- 22 Deuxièmement, la notion de services écosystémiques peut être mobilisée de façon plus quantitative. L'objectif est le même que précédemment (animation du débat, aide à la décision), mais, dans ce cas, un panel de services écosystémiques, ou plus souvent d'indicateurs de services, est évalué soit sur la base d'un système ordinal de notes soit sur la base d'une estimation économique.
- 23 Par exemple, Gilvear *et al.* (2013) proposent un système de notes attribuées aux actions de restauration envisageables. La note globale de chaque action est calculée sur la base de sa capacité à améliorer six services (ou plutôt indicateurs de services) : biodiversité, gestion durable des inondations, amélioration de la pêche, qualité physique des habitats, contrôle de pollution diffuse et services culturels. L'impact de chaque action sur chaque service est évalué à dire d'expert et se voit attribuer un score de 0 (pas de bénéfice) à 3 (bénéfice important). Selon, les auteurs ce système permet de hiérarchiser les actions en donnant la priorité aux actions qui maximisent les bénéfices escomptés. Cette approche quantitative recouvre également les analyses coût/bénéfice où les bénéfices escomptés sont examinés au regard des coûts engendrés par la conservation ou la restauration d'un écosystème ou

d'un fonctionnement (Loomis *et al.*, 2000 ; Holmes *et al.*, 2004). Enfin, il est possible de combiner ces deux approches comme le propose Posthumus *et al.* (2010). Afin d'évaluer l'impact de plusieurs scénarios de gestion sur les services rendus par un tronçon fluvial de la rivière Trent dans le comté de Nottingham en Grande-Bretagne, ils associent quatorze indicateurs de services caractérisés par des scores (ex. valeur paysagère, conversation des espèces), des indicateurs économiques (ex. marge nette des activités agricoles) ou d'autres métriques (ex. quantité de carbone stocké).

- 24 L'apport de la notion de services écosystémiques aux actions de débats et de prise de décision semble résider essentiellement dans le fait de fournir une grille de lecture multi-usage où les différentes valeurs associées aux écosystèmes sont prises en compte (Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). Elle peut faciliter la définition d'objectifs de gestion (Dufour *et al.*, 2010) et l'adhésion des différents acteurs impliqués. Cependant, en tant qu'outil, la notion de services écosystémiques ne porte pas en elle les conditions organisationnelles du débat ou de la prise de décision, elle ne dit rien de la façon de réduire les tensions entre des usages concurrents. L'usage de la notion de services écosystémiques ne semble pas modifier fondamentalement la nature des processus de gouvernance sous-jacents. Ainsi, le processus politique et l'organisation technique de mise en œuvre de la notion restent prépondérants dans le succès de ces démarches. Au mieux, la notion de services peut-elle permettre d'améliorer la qualité des échanges et des décisions par une meilleure prise en compte de valeurs généralement négligées ? Mais, comme tous les outils de gestion environnementale, l'utilisation de cette notion ne garantit pas ce résultat. En effet, les résultats des systèmes de notes comme ceux des analyses coûts/bénéfices restent très dépendants des conditions de leur mise en œuvre : qui fixe la liste des services pris en compte ? Comment sont-ils évalués ? Etc. Le risque est alors de produire des résultats soit relativement « évidents » (ex. dans le scénario « intensification agricole » le score « production » augmente) soit considérés comme « objectivement vrais ». De même, les tensions entre savoir expert et savoir vernaculaire ne sont pas résolues par l'usage de la notion de services écosystémiques (Tadaki *et al.*, 2015 ; cf. contribution de L. Lespez dans ce numéro spécial). De fait, l'efficacité de ces approches est très liée au contexte politique dans lequel ils s'insèrent, ce qui limite probablement leur efficacité dans les contextes à forts enjeux environnementaux où les conditions démocratiques échouent à se développer. De plus, cette efficacité est dépendante de la capacité technique à caractériser effectivement les services rendus, ou des indicateurs de services rendus.

L'usage de financement des actions de gestion et de restauration

- 25 L'usage de type « financement » repose fondamentalement sur des approches quantitatives (Aubertin et Damian, 2010). Il s'agit de quantifier la valeur monétaire des services rendus, dégradés ou restaurés au sein d'une zone afin de négocier la contribution d'agents économiques au financement des actions de préservation ou de compensation. La notion de services écosystémiques ne modifie pas les fondements de l'analyse économique des ressources environnementales, mais, comme dans l'usage précédent, elle fournit une grille de lecture des objets à caractériser.
- 26 Par exemple, la notion de services écosystémiques peut être utilisée dans le cas de la compensation, pratique qui a émergé en France depuis la fin des années 2000, qui vise à compenser les impacts résiduels d'une activité, notamment par achat de crédits auprès

d'une banque de compensation. La banque attribue ensuite ces crédits, par exemple à des projets de restauration écologique. En théorie, ce processus assure un effet de mutualisation qui se traduit par des économies d'échelle, une meilleure cohérence écologique des projets, des contrôles facilités, de meilleures garanties de pérennité des sources de financement, etc. (Morandeau et Vilaysack, 2012). La compensation est basée sur le principe d'équivalence écologique, géographique, temporelle et sociétale ; la notion de services écosystémiques peut alors être utilisée pour évaluer cette équivalence soit par une approche fonctionnelle (telle fonction est dégradée en lieu donné et doit donc être restaurée ailleurs) soit par une approche économique (les services rendus par tel milieu dégradé valent tant d'euros qui doivent être versés à une banque de compensation).

- 27 Cependant, les approches quantitatives de caractérisation des services écosystémiques (pour le financement aussi bien que pour l'aide à la décision) présentent de nombreuses limitations relevant de plusieurs ordres. De fait, notre capacité à quantifier économiquement les services est très variable selon la nature du service en raison d'une part de la difficulté technique de mesure du service rendu (Robertson, 2006 ; Oszwald *et al.*, 2014) et d'autre part de la faible tangibilité de certaines valeurs (notamment de non-usages) (Chevassus-au-louis *et al.*, 2009). La littérature scientifique contient de nombreuses études proposant des méthodes de quantification et de détermination de la valeur économique de nombreux services. Mais, les critiques sont également nombreuses aussi bien sur le plan des présupposés de ces méthodes que des réalisations techniques. Si la quantification des services écosystémiques est compliquée, établir un lien quantitatif entre ces services écosystémiques et le bien-être des sociétés dans un contexte précis, localement, est encore plus difficile (Ruckelshaus *et al.*, 2013). Ainsi, un nombre important de services, notamment parmi les services culturels, sont difficiles, voire impossibles, à évaluer de façon satisfaisante. La caractérisation quantitative des services rendus le long d'un tronçon fluvial ou au sein d'un bassin versant peut alors nécessiter un long et coûteux travail de collecte et de traitement de données inaccessible à la plupart des structures de gestion. Lorsque cette caractérisation n'est pas possible sur le tronçon fluvial ou le bassin, il convient de procéder soit à des estimations (qui donnent souvent des gammes de valeurs très larges⁶), soit à un transfert de valeur. Mais au cours de ce mécanisme se cumulent des erreurs d'uniformité (constance d'un service écosystémique pour un type d'occupation du sol)⁷, des erreurs d'échantillonnage et de non-représentativité des sites tests (Nelson *et al.*, 2009 ; Plummer, 2009 ; Tallis et Polasky, 2009 ; Eigenbrod *et al.*, 2010). Enfin, les méthodes économétriques font l'objet de nombreux débats. Celles qui reposent sur du consentement à payer sont jugées comme peu fiables, et extrêmement variables dans le temps. Celles qui reposent sur des coûts de restauration, ou des manques à gagner, sont les plus utilisées, mais cette utilisation est complexe (Levrel *et al.*, 2015) et fortement critiquée : non-sens économique, théories économiques sous-jacentes non valides (rationalité des acteurs, non prise en compte des aspects moraux ou éthiques...), forte imprécision⁸, complexité des mécanismes financiers à mettre en œuvre, etc. (Milanesi, 2010 ; Karsenty et Ongolo, 2012 ; Maris, 2014).
- 28 Ces difficultés de mesurer la notion de services se rajoutent à d'autres questions, notamment juridiques, qui rendent très peu probable la création de marchés de la biodiversité – au sens d'un marché comme régi par la loi de l'offre et de la demande. Un numéro spécial de la revue internationale de droit économique a récemment posé les enjeux de la création de marchés pour la compensation et les services écologiques (Doussan et Ali, 2015). Le numéro montre bien que le lien entre les notions de

compensation et de services écosystémiques peut s'inscrire dans une logique économique, le substrat des services écosystémiques s'inscrit dans la notion de communs, et relèvent dès lors d'acteurs non économiques (Martin, 2015). Non seulement les équivalences sont extrêmement complexes à trouver, mais leur échange passe par une multitude d'arrangements institutionnels (Boisvert, 2015), qui nous situent loin du marché comme lieu de rencontre de l'offre et de la demande.

- 29 Dès lors, il importe de distinguer trois choses : valeurs de la nature, valeur monétaire, et création d'un marché (Espagne *et al.*, 2015). La notion de services écosystémiques cherche à renforcer l'idée de valeur de la nature pour le bien-être de l'humanité. La transformation de ces valeurs en une unité monétaire est souvent faite, mais ces valeurs sont peu fiables, que ce soit des valeurs définies par estimation des coûts ou consentement à payer. Elles ont toutefois une utilité, celle de créer une métrique qui permet de mettre les dégradations de la nature en regard d'autres métriques. Mais cela n'implique pas l'entrée dans une sphère marchande, la commodification des services rendus par la nature, tant celle-ci ne repose pas sur des valeurs fondées en droit. Ces limites n'invalident cependant pas les analyses qui montrent que parler de nature en terme de valeurs économiques peut avoir des effets pervers, tant dans les représentations de la nature en jeu (Marris, 2014) que dans les politiques environnementales (Karsenty et Ezzine de Blas, 2014).

Conclusion

- 30 Certains auteurs voient dans la notion de services écosystémiques un vecteur d'amélioration des pratiques de gestion des hydrosystèmes : elle permettrait d'améliorer la définition des objectifs, elle serait intégrative (en ce qui concerne les disciplines et enjeux), elle apporterait des arguments en faveur de la préservation et de la conservation des milieux, etc. (Chevassus-au-louis *et al.*, 2009 ; Dufour *et al.*, 2010 ; Gilvear *et al.*, 2013 ; Jorda-Capdevila et Rodríguez-Labajos, 2015). La dimension intégrative est importante, car elle s'inscrit pleinement dans le cadre de la gestion intégrée de l'eau. En effet, la multifonctionnalité est au cœur de la gestion intégrée et les services écosystémiques, pris dans leur ensemble, offrent une grille de lecture des milieux fondamentalement multi-fonctions (fonctions culturels, fonctions économiques, fonctions écologiques). Mais l'examen des usages effectifs et potentiels de la notion de services écosystémiques montre qu'avant de répondre à la question « Peut-on se servir des services écosystémiques ? », il conviendrait probablement de se demander « De quoi parle-t-on ? ». De pédagogie, de politique, d'outil opérationnel ? Cette typologie des usages reste à améliorer, mais, en l'état, il nous semble qu'elle permet de poser le débat. Se baser sur les usages, permet de rappeler que les services écosystémiques ne relèvent pas que d'une approche économique, voire qu'ils ne devraient relever que marginalement d'une approche économique. En effet, si les usages de dimension pédagogique semblent pertinents, la plus-value opérationnelle des usages s'appuyant sur une caractérisation plus poussée des services écosystémiques (notamment quantitative, voire économique) peut être discutée compte tenu des limitations méthodologiques liées à la quantification des processus, des fonctions et des bénéfices sociaux associés aux services. Soit cette quantification possède également une dimension pédagogique (« faire sérieux »), et alors les valeurs obtenues servent à donner des ordres de grandeur. Soit cette quantification sert à fonder des décisions, et dans ce cas l'investissement nécessaire à l'obtention de

valeurs correctes rend probablement le processus de quantification peu accessible à la plupart des gestionnaires dans leurs pratiques courantes. Ainsi, clairement, pour certains auteurs, l'utilisation de la notion de services écosystémiques via des outils économétriques devrait rester à vocation pédagogique (Salles, 2011). Eeva Primmer et Eeva Furman (2012) vont plus loin et soutiennent que l'avenir et la valeur ajoutée de la notion de services écosystémiques en matière de gestion environnementale ne sont peut-être pas dans une évaluation et une cartographie fine des services écosystémiques dans la mesure où elles sont impossibles et n'amélioreront pas nécessairement la gestion ; mais qu'il faut probablement plutôt investir dans notre compréhension des processus de gouvernance des services écosystémiques. En effet, la notion ne lève pas les problèmes méthodologiques liés à la caractérisation des milieux et à leur évaluation économique.

- 31 Pour conclure, la notion de services écosystémiques ne rend pas le complexe simple. Elle serait donc principalement un moyen, parmi d'autres, de comprendre, de réfléchir, d'interroger, de débattre, mais probablement pas un outil miraculeux capable de résoudre une question environnementale. Son apport effectif est pour l'instant encore limité et son apport potentiel est contraint notamment par des raisons techniques (en partie insurmontable) de difficulté d'évaluation des services rendus par les écosystèmes fluviaux. Il existe clairement un besoin de connaissance scientifique sur la nature des services rendus par les cours d'eau, notamment sur les conditions biophysiques et socio-économiques nécessaires à la réalisation de ces services : Où ? Quand ? Pourquoi ? Comment intégrer la forte variabilité spatiale et temporelle des processus ? Comment passer de la connaissance des services rendus à l'échelle d'un site à une échelle plus large ? Mais les enjeux métrologiques ne doivent pas occulter le débat et le choix politique, ils doivent l'alimenter ; en effet, tous les services ne se valent pas (comme le laisseraient penser les méthodes qui évaluent les services par un score unique, cf. Gilvear *et al.*, 2013) et tous les enjeux en matière de gestion des hydrosystèmes ne s'évaluent pas en termes de services. Ainsi, le besoin de connaissance concerne également l'analyse des effets réels de la notion de services sur les milieux et les populations dans une large gamme de contextes naturels, institutionnels, sociaux, etc. Cette analyse critique reste encore en grande partie à conduire et passe clairement par la distinction des différents usages qui sont faits de la notion.

Remerciements

- 32 Les réflexions développées dans cet article ont bénéficié du soutien financier du programme ANR Jeunes chercheurs/chercheuses AGES (Approche géographique des services écosystémiques) et du programme européen LIFE Nature intitulé "Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière d'Ain". Les commentaires des relecteurs ont permis d'améliorer significativement le texte de cet article.

BIBLIOGRAPHIE

- Amigues, J.P., B. Chevassus-au-Louis, 2011, *Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*, Onema, 172 p.
- Arnauld de Sartre, X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald, 2014a, *Political Ecology des services écosystémiques*, Peter Lang éditions, 288 p.
- Arnauld de Sartre, X., M. Castro, B. Hubert, C. Kull, 2014b, *Modernité écologique et services écosystémiques*. In : Arnauld de Sartre, X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald (eds). *Political Ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, Peter Lang éditions, pp. 31-48.
- Arnauld de Sartre, X., M. Castro, D. Chartier, 2014c, *Du MEA à Rio+20 : déploiement et usages de la notion de services écosystémiques*. In : Arnauld de Sartre, X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald (eds). *Political Ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, Peter Lang éditions, pp. 85-115.
- Aubertin, C., M. Damian, 2010, *L'actualité des conventions sur le climat et la biodiversité. Convergences et blocages*, in Aubertin C., F.D. Vivien (dir.), *Le développement durable*, Paris, La documentation française, pp. 47-76.
- Barnaud, C., M. Antona, J. Marzin, 2011, *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], 11 (1), URL : <http://vertigo.revues.org/10905> ; DOI : 10.4000/vertigo.10905.
- Berdoulay, V., 1988, *Des mots et des lieux : la dynamique du discours géographique*, Paris, Editions du Centre national de la recherche scientifique, 106 p.
- Boisvert, V., 2015, *La compensation écologique : marché ou marchandage ?* *Revue internationale de droit économique*, 29 (2), pp. 183-209.
- Boyd, J., S. Banzhaf, 2007, *What are ecosystem services?* *Ecological Economics*, 63, pp. 616-626.
- Bravard, J.P., 1986, *La basse vallée de l'Ain : dynamique fluviale appliquée à l'écologie*. In : Roux, A.L. (dir.), *Document de Cartographie Ecologique, recherches interdisciplinaires sur les écosystèmes de la basse-plaine de l'Ain (France) : potentialités évolutives et gestion*, 29, pp 17-43.
- Bravard, J.P., O. Franc, N. Landon, J.L. Large, J.L. Peiry, 1990, *La basse vallée de l'Ain : étude géomorphologique*, rapport non publié, Agence de l'eau RMC et conseil général de l'Ain, 113 p.
- Castro, M., X. Arnauld de Sartre, 2014, *De la biodiversité aux services écosystémiques : Approche quantitative de la généalogie d'un dispositif*. In : Arnauld de Sartre, X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald (eds). *Political Ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, Peter Lang éditions, pp. 49-84.
- Bouscasse, H., P. Defrance, C. Duprez, P. Strosser, Y. Beley, S. Morardet, 2012a, *Évaluation économique des services rendus par les zones humides – Le cas de la moyenne vallée de l'Oise*, Collection « Études et documents » n° 76, Commissariat Général au Développement Durable, 84 p.
- Bouscasse, H., P. Defrance, C. Duprez, P. Strosser, Y. Beley, S. Morardet, 2012b, *Évaluation économique des services rendus par les zones humides – Le cas de la moyenne vallée de l'Oise*, Collection « Études et documents » n° 77, Commissariat Général au Développement Durable, 106 p.

- Chevassus-au-louis, B., J.-M. Salles, J.-L. Pujol, Centre d'analyse stratégique, 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique, La Documentation française, Collection : Rapports et documents, 376 p.
- Chichilnisky, G., G. Heal, 1998, Economic returns from the biosphere, *Nature*, 391, pp. 629-630.
- Costanza, R., R. d'Arge, R.S. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt, 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, pp. 253-260.
- Daily, G. (dir.), 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem*, Washington D.C., Island Press.
- Daily, G.C., P.A. Matson, 2008, Ecosystem Services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105, pp. 9455-9456.
- Dister, E., 1992, La maîtrise des crues par la renaturation des plaines alluviales du Rhin Supérieur. *Bulletin de la Société Industrielle de Mulhouse*, 824, pp. 73-82.
- Doussan, I., Douai, A. (dir.), 2015, Construire des marchés pour la compensation et les services écologiques: enjeux et controverses, *Revue internationale de droit économique*, 29 (2).
- Dufour, S., A.J. Rollet, J. Oszwald, X. Arnauld de Sartre, 2010, Ecosystem services, an opportunity for improving restoration practices in river systems and riparian areas ? Note de recherche, en ligne sur http://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00587959_v1 [consulté juin 2014].
- Primmer, E., E. Furman, 2012, Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems?, *Ecosystem Services*, 1, pp. 85-92.
- Eigenbrod, F., P.R. Armsworth, B.J. Anderson, A. Heinemeyer, S. Gillings, D.B. Roy, C.D. Thomas, K.J. Gaston, 2010, The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services, *Journal of Applied Ecology*, 47, pp. 377-385.
- Espagne, É., Hourcade, J.-C., Perrassin Fabert, B., 2015, La finance au secours du climat ? La Nature entre prix et valeur, *Natures Sciences Sociétés*, 23, pp. 117-121.
- Fagot, P., P. Gadiolet, M. Magne, J.P. Bravard, 1989, Etude de dendrochronologie dans le lit majeur de l'Ain : la forêt alluviale comme descripteur d'un changement morphodynamique. *Revue de Géographie de Lyon*, 64, pp. 213-223.
- Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling, 2009, Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics*, 68, pp. 643-653.
- Foucault, M., 1977, *Le jeu de Michel Foucault (n° 206), Dits et écrits II (1976-1988)*, Paris, Editions Gallimard.
- Gilvear, D.J., C.J. Spray, R. Casas-Mulet, 2013, River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. *Journal of Environmental Management*, 126, pp. 30-43.
- Gomez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas, C. Montes, 2010, The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes, *Ecological Economics*, 69, pp. 1209-1218.
- Holmes, T.P., J.C. Bergstrom, E. Huszar, S.B. Kask, F. Orr, 2004, Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration, *Ecological Economics*, 49, pp. 19- 30.
- Isnard, L., B. Barraqué, 2010, Protection de la ressource en eau par le New York city department on environmental protection (DEP) : cas d'étude des PSE aux Etats-Unis, Rapport, 12 p. disponible

sur hypotheses.org/wp-content/blogs.dir/146/files/2010/07/NYCDEP_PSE_versionblog.pdf [consulté juin 2014].

Jorda-Capdevila, D., B. Rodríguez-Labajos, 2015, An ecosystem service approach to understand conflicts on river flows: local views on the Ter River (Catalonia), *Sustainability Science*, 10, pp. 463-477

Karsenty, A., D. Ezzine de Blas, 2014, Les paiements pour services environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature?, in Halpern, C., P. Lascoumes, P. Le Gales (dir.), *L'instrumentation de l'action publique - Controverses, résistances, effets*, Paris, Presses de Sciences Po, pp. 161-189.

Karsenty, A., S. Ongolo, 2012, Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism, *Forest Policy and Economics*, 18 (0), pp. 38-45.

Lamarque, P., F. Quétier, S. Lavorel, 2011, The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management, *Comptes Rendus Biologies*, 334, pp. 441-449.

Larson, B.M.H., 2011, *Metaphors for Environmental Sustainability: Redefining our Relationship with Nature*, New Haven, Yale University Press, 320 p.

Laurans, Y., S. Aoubid, 2012, L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée, Working Papers n°14/12, IDDRI, Paris, France, 18 p.

Lele, S., O. Springate-Baginski, R. Lakerveld, D. Deb, P. Dash, 2013, Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives, *Conservation and Society*, 11, pp. 343-358.

Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (dir.), 2015, *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement*, Paris, Quae., 462 p

Loomis, J., P. Kent, L. Strange, K. Fausch, A. Covich, 2000, Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33, pp. 103-117.

Maris, V., 2014, *Nature à vendre? Les limites des services écosystémiques*, Paris, Editions Quae, 96 p.

Martin, G., 2015, Les biens-environnements. Une approche par les catégories juridiques, *Revue internationale de droit économique*, 29, 2, pp. 139-149.

Méral, P., 2012, Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes, *Natures Sciences Sociétés*, 20, pp. 3-15.

Milanesi, J., 2010, Éthique et évaluation monétaire de l'environnement : la nature est-elle soluble dans l'utilité ?, *VertigO*, 10 vertigo.revues.org/10050. [Consulté le 26 octobre 2010].

Mooney, H.A., P.R. Ehrlich, 1997, Ecosystem services: A fragmentary history, in G. C. Daily (dir.), *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington D.C., Island Press, pp. 11-19.

Morandeau, D., D. Vilaysack, 2012, La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger, Collection « Études et documents » n° 76, Commissariat Général au Développement Durable, 136 p.

Nelson, E., G. Mendoza, J. Regetz, S. Polasky, H. Tallis, D. Cameron, K.M.A. Chan, G.C. Daily, J. Goldstein, P.M. Kareiva, E. Lonsdorf, R. Naidoo, T.H. Ricketts, M. Shaw, 2009, Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp. 4-11.

- Norgaard, R.B., 2010, Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69, pp. 1219–1227
- Pesche, D., 2014, Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale, *Natures Sciences Sociétés*, 21, pp. 363-369.
- Oszwald, J., M. Grimaldi, S. Le Clec'h, S. Dufour, 2014, Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques : l'apport des approches paysagères. In : Arnauld de Sartre, X., M. Castro, S. Dufour, J. Oszwald (eds). *Political Ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, Peter Lang éditions, pp. 191-204.
- Piégay, H., N. Landon, D. Saulnier, 2000, Etude géomorphologique de la basse rivière d'Ain, propositions pour une gestion physique équilibrée des lits mineurs. Rapport non publié, SAGE "basse vallée de l'Ain", 86 p.
- Plummer, M.L., 2009, Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp. 38-45.
- Posthumus, H., J.R. Rouquette, J. Morris, D.J.G. Gowing, T.M. Hess, 2010, A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England, *Ecological Economics*, 69, pp. 1510–1523.
- Robertson, M.M., 2006, The nature that capital can see: science, state and market in the commodification of ecosystem services, *Environment and Planning D: Society and Space*, 24, pp. 367-387.
- Rollet, A.J., H. Piégay, A. Citterio, S. Dufour, J. Lejot, 2005, Expertise hydrogéomorphologique en vue du diagnostic fonctionnel des habitats, de la restauration du transit sédimentaire et des lônes. Programme Life Nature Conservation des habitats créés par la dynamique de la rivière Ain, rapport non publié, 172 p.
- Rollet, A.J., H. Piégay, G. Bornette, S. Dufour, H. Persat, 2013, Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river-bed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical, and spatially explicit diagnosis, *River Research and Applications*, DOI: 10.1002/rra.2689
- Rollet, A.J., 2007. Etude et gestion de la dynamique sédimentaire d'un tronçon fluvial à l'aval d'un barrage : le cas de la basse vallée de l'Ain. Thèse de doctorat, Université Lyon 3, 305 p., disponible sur tel.archives-ouvertes.fr/tel-00221368 [consulté juin 2014].
- Ruckelshaus, M., E. McKenzie, H. Tallis, A. Guerry, G. Daily, P. Kareiva, S. Polasky, T. Ricketts, N. Bhagabati, S.A. Wood, J. Bernhardt, 2013, Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions, *Ecological Economics*, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2013.07.009.
- Salles, J.-M., 2011, Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature?, *Comptes Rendus Biologies*, 334, pp. 469-482.
- Schmitt, L., M. Lebeau, M. Trémolières, S. Defraeye, C. Coli, E. Denny, T. Beck, M. Dillinger, J.C. Dor, P. Gombert, A. Gueidan, S. Manne, J.P. Party, P. Perrotey, M. Piquette, U. Roeck, A. Schnitzler, O. Sonnet, J.P. Vacher, V. Vauclin, M. Weiss, N. Zacher, P. Wilms, 2009, Le « Polder » d'Erstein : objectifs, aménagements et retour d'expérience sur cinq ans de fonctionnement et de suivi scientifique environnemental (Rhin, France), *Ingénieries Eau-Agriculture-Territoires*, N° Spécial, pp. 67-84.

Schroter, M., E.H. van der Zanden, A.P.E. van Oudenhoven, R.P. Remme, H.M. Serna-Chavez, R.S. de Groot, P. Opdam, 2014, Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments, *Conservation Letters*, 7, pp. 514-523

Study of Critical Environmental Problems (SCEP), 1970, *Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action*, The MIT Press, Cambridge, 319 p.

Suarez, D., C. Corson, 2013, Seizing center stage: ecosystem services, live, at the convention on biological diversity, *Human geography*, 6, pp. 64-80.

Tadaki, M., W. Allen, J. Sinner, 2015, Revealing ecological processes or imposing social rationalities? The politics of bounding and measuring ecosystem services, *Ecological Economics*, 118, pp. 168-176

Tallis, H., S. Polasky, 2009, Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, pp. 265-283.

Troy, A., M.A. Wilson, 2006, Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer, *Ecological Economics*, 60, pp. 435-449.

UICN France, 2012, *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 1 : contexte et enjeux*. Paris, France, 48 p. disponible sur <http://www.uicn.fr/> [consulté juillet 2014]

Wallace, K.J., 2007, Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139, pp. 235-246.

Zhu, X., S. Pfueller, P. Whitelaw, C. Winter, 2010, Spatial Differentiation of Landscape Values in the Murray River Region of Victoria, Australia, *Environmental Management*, 45, pp. 896-911.

NOTES

1. Ex. « [le rapport TEEB] montre par ailleurs que comprendre et cerner la valeur des écosystèmes peut mener à des décisions plus éclairées, que prendre en compte cette valeur peut aboutir à une meilleure gestion des ressources naturelles, qu'investir dans le capital naturel peut s'avérer très rentable et que partager les retombées positives de ces actions peut procurer des services réels aux populations » (UICN France, 2012).

2. Par exemple, cette idée est présente, en filigrane et à des degrés divers, dans les écrits d'auteurs commentant la dégradation des milieux naturels comme G.P. Marsh ou F. Osbrone ou dans des politiques publiques de préservation des ressources ou de protection des biens et des personnes comme la restauration des terrains en montagne à la fin du 19^{ième} en France.

3. Affluent à charge de fond grossière de l'Ain prenant sa source à presque 1000 m. d'altitude dans le massif du Bugey (60 km de long pour un bassin versant de 300 km²)

4. Pour la France, on peut également citer les évaluations réalisées sur la Seine (site de la Bassée) et dans la vallée de l'Oise (Bouscasse *et al.*, 2012a, 2012b)

5. Les résultats de ce projet sont présentés sur le site du projet <http://www.iwrm-net.eu/node/7>

6. Ex. rapport de 1 à 40 pour l'estimation de la capacité d'écêtement des crues par la vallée de l'Oise (Bouscasse *et al.*, 2012a)

7. Ex. valeur des marais d'eau saumâtre variant de 6 000 à 31 000 \$/ha/an selon leur rareté, spécificité, redondance... (Troy *et al.* 2006)

8. Ex. rapport de 1 à 5 pour l'estimation de la valeur biodiversité des zones humides de la vallée de l'Oise (Bouscasse *et al.*, 2012a)

RÉSUMÉS

La popularité considérable de l'expression « services écosystémiques » rend nécessaire un travail fin de délimitation de ses domaines de validité. Il convient ainsi de s'interroger sur la vocation d'une telle notion, mais aussi sur ses effets réels en matière de gestion des milieux naturels. L'objet de cette contribution est de discuter les apports et les limites que la notion de services écosystémiques représente pour la gestion des cours d'eau. L'analyse de la généalogie et de la diffusion de cette notion d'origine scientifique montre comment d'un compromis métaphorique elle est en passe de devenir un dispositif (dans le sens de Foucault) de gouvernementalité. Dire cela limite forcément le périmètre de validité des services écosystémiques : inventée pour convaincre certains acteurs à certaines échelles scalaires (notamment celle de gouvernance internationale), cette notion n'a pas forcément une portée universelle, parfaitement applicable en tous lieux. Concrètement, l'étude de la littérature et de retours d'expériences permet d'identifier au moins trois usages de la notion : un usage de sensibilisation globale (celui de son origine), un usage d'animation démocratique et d'aide à la décision et un usage de financement des actions de gestion ou de restauration. De fait, l'apport effectif de la notion est pour l'instant encore limité et son apport potentiel est contraint notamment par des raisons techniques de difficulté d'évaluation des services rendus par les écosystèmes fluviaux. En effet, si les usages de dimension pédagogique semblent pertinents, la plus-value des usages s'appuyant sur une caractérisation plus poussée des services écosystémiques (notamment quantitative, voire économique) peut être discutée.

The wide use of the concept of « Ecosystem services (ES) » imposes a cautious work for delimiting its scope, particularly regarding its effects on nature's management strategies. The purpose of this paper is to discuss the advantages and limits of the concept when used as framework for hydrosystem management. Within a Foucauldian theoretical framework, and through the study of ES genealogy and the process of its diffusion, we show how ES is transforming from a metaphorical compromise among scientist looking to plead with policy makers for nature's conservation, to a *dispositive*. This limits greatly its scope: created to convince mainly international governance actors playing at a global scale, the ES concept does not necessarily have a universal range of action. By analyzing cases on watershed management, we identify at least three uses of the concept: as a tool for raising global awareness; as a mean to foster democratic dialogue facilitator and to support decision; and as a justification for financial nature's management and/or restoration actions. To date, the actual contribution of the concept is limited and its potential contribution is constrained by technical reasons including the difficulty for evaluating services provided by river ecosystems. Although the educational dimension of the ES concept seems relevant, its usefulness concerning its quantitative characterization and economic valuation needs further discussion.

INDEX

Mots-clés : services écosystémiques, restauration écologique, hydrosystème, dispositif

Keywords : ecosystem services, ecological restoration, hydrosystème, dispositive

AUTEURS

SIMON DUFOUR

Maître de conférences, CNRS UMR LETG Rennes COSTEL - Université Rennes 2, Place recteur le Moal, 35000 Rennes, France, Courriel : simon.dufour@univ-rennes2.fr

XAVIER ARNAULD DE SARTRE

Chargé de recherche, CNRS UMR SET – Université de Pau et des pays de l’Adour, Avenue du Doyen Poplawski, Domaine Universitaire, 64000 Pau, France, Courriel : xavier.arnauld@cnrs.fr

MONICA CASTRO

CNRS UMR SET – Université de Pau et des pays de l’Adour, Avenue du Doyen Poplawski, Domaine Universitaire, 64000 Pau, France, Courriel : monicavcastro@gmail.com

JOHAN OSZWALD

Maître de conférences, CNRS UMR LETG Rennes COSTEL - Université Rennes 2, Place recteur le Moal, 35000 Rennes, France, Courriel : johan.oszwald@univ-rennes2.fr Anne Julia Rollet Maître de conférences, CNRS UMR LETG Caen GEOPHEN - Université Caen Basse Normandie, Esplanade de la Paix, 14032 Caen, France, Courriel : anne-julia.rollet@unicaen.fr