

Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux

Géraldine Froger, Philippe Méral, Jean-François Le Coq, Olivier Aznar, Valérie Boisvert, Armelle Caron and Martine Antona

Volume 12, Number 3, December 2012

Émergence et mise en politique des services environnementaux et écosystémiques

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1022687ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Froger, G., Méral, P., Le Coq, J.-F., Aznar, O., Boisvert, V., Caron, A. & Antona, M. (2012). Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux. *VertigO*, 12(3).

Article abstract

Since the mid-1990s, the concept of ecosystem services has been growing in popularity at academic and operational level. The aim of this paper is to analyse the different meanings of these concepts in economic science. In this context, it is important to explain the origin of the notion of ecosystem services in order to put forward a typology that treats them as externalities, or as provision of services, or as services included in a product subject to a market transaction. On the basis of our typology, we develop a critical analysis on various regulating instruments for these services.

Tous droits réservés © Université du Québec à Montréal et Éditions en environnement VertigO, 2012



This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

<https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/>

érudit

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

<https://www.erudit.org/en/>

Géraldine Froger, Philippe Méral, Jean-François Le Coq, Olivier Aznar, Valérie Boisvert, Armelle Caron et Martine Antona

Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux

Introduction

- 1 Depuis le milieu des années 1990, les notions de services écosystémiques et environnementaux ont connu une popularité croissante tant académique qu'opérationnelle. Les services écosystémiques correspondent aux bénéfices retirés par l'homme des processus biologiques (CGDD, 2010). Les « services fournis par les écosystèmes » sont en mesure de soutenir ou protéger les activités humaines de production ou consommation, ou d'affecter le bien-être en général (Dictionary of Environmental Economics, 2001). Ils sont classés en quatre catégories : les services d'approvisionnement (aliments, énergie, etc.), les services de régulation (du climat global, de la quantité et qualité de l'eau, etc.), les services d'appui ou de soutien (formation de sols, développement du cycle nutritionnel, etc.), et les services culturels (bénéfices d'agrément, d'ordre spirituel, religieux, etc.). Ces services incluent les bénéfices matériels et non matériels tirés des écosystèmes dans leur état naturel ou modifiés par les pratiques humaines (Karsenty et al., 2009). Les termes de « services environnementaux » et « services écosystémiques » sont parfois utilisés de manière indifférenciée. La FAO (2007) propose que les services environnementaux soient considérés comme une sous-catégorie des services écosystémiques, ceux qui correspondent à des externalités¹. Les services environnementaux possèdent ainsi les caractéristiques des biens publics, ce qui exclut les « services d'approvisionnement » qui peuvent être assimilés à des biens privés échangés sur les marchés. Les « services écosystémiques » comprennent quant à eux les services environnementaux et les services d'approvisionnement.
- 2 Ne serait-ce que dans les bases de données internationales Web of Science ou Scopus, Jeanneaux et al. (2012) ont montré une multiplication par neuf du nombre d'articles traitant des services écosystémiques et environnementaux en dix ans. Au-delà de la littérature scientifique, se développe également rapidement toute une série d'ouvrages et de rapports issus d'initiatives institutionnelles aujourd'hui bien connues, par exemple le *Millennium Ecosystem Assessment* (2001-2005) (MEA, 2005) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010). Enfin, de très nombreux réseaux ont été créés au début des années 2000 pour promouvoir ces notions dans le champ plus opérationnel des politiques et projets de conservation de la biodiversité².
- 3 Qu'il s'agisse d'auteurs clés ou des revues dans lesquelles sont publiés les principaux articles, les sciences économiques apparaissent centrales dans l'analyse des services écosystémiques (SE) ainsi que dans leur mise en politique (Méral, 2012). Premièrement, l'analyse économique des SE renvoie à l'étude des relations entre économie et environnement ou plus précisément à la manière dont l'économie de l'environnement et l'économie écologique considèrent les relations entre les activités humaines et la Nature. Par ailleurs, à un niveau plus politique, l'évaluation économique apparaît comme une voie privilégiée par les écologues et les biologistes de la conservation, dans leur volonté d'intervenir dans le champ de l'action publique³.
- 4 De cette double genèse – dynamique scientifique d'une part, et politique de l'autre –, découlent de nombreuses incompréhensions, voire controverses (Teyssède, 2010). Plusieurs acteurs opérationnels rencontrés dans le cadre du programme de recherche Serena⁴ ont souligné que la compréhension de la notion de SE et l'usage qui peut en être fait dans les politiques publiques ne sont pas très clairs. Le risque de voir galvauder un concept transdisciplinaire (qui renvoie à la notion de fonction et aux processus écologiques) et d'en faire un vecteur

de promotion d'instruments de régulation marchande ou de requalification de dispositifs de politiques publiques en instruments de marché (Market-Based Instruments – MBIs) est fréquemment souligné.

- 5 L'objectif de cet article est d'analyser les différentes acceptions de la notion de SE dans le champ disciplinaire de l'économie. Ce terme est en effet polysémique et ses usages multiples. Il est important de revenir sur la genèse de ce terme, ce détour nous permettant par la suite de proposer une typologie autour de la notion même de service et d'analyser certains aspects de la mise en politique des SE.

Généalogie et typologie des services écosystémiques en économie

- 6 L'émergence de la thématique des SE est une caractéristique forte de la problématique environnementale de ces dernières années. Au niveau politique, elle connaît un engouement important depuis les conclusions du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), avec plusieurs initiatives récentes telles que la démarche TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) ou la plateforme IPBES (*Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services*), voire la publication de rapports institutionnels tels que celui de la FAO (2007) ou encore celui du Centre d'analyse stratégique (Chevassus-au-louis et al., 2009). Sur le plan scientifique, cet engouement est également tout à fait significatif. Pour autant, sa généalogie scientifique reste difficile à cerner. Elle mérite pourtant une attention particulière. Nous proposons alors une analyse de la genèse des SE en économie. Pour bien comprendre l'étendue de cette notion, nous faisons l'hypothèse qu'il importe de questionner l'une de ces dimensions : celle de « service », ce qui nous permet de dresser une typologie plus extensive des SE dans le champ disciplinaire de l'économie.

Généalogie des SE en économie

- 7 2005 est une date-clé de la genèse du concept de SE mais le *Millennium Ecosystem Assessment* est plus un marqueur politique de l'apparition de ce concept (au même titre que le rapport Brundtland pour celui de développement soutenable) qu'à proprement parler le point zéro de celui-ci (Méral, 2012). Si l'on souhaite comprendre les raisons de sa médiatisation au début des années 2000, il importe de revenir sur l'origine de son apparition dans le domaine académique. 1997 est une autre date-clé : celle de la parution de l'ouvrage de Daily et de l'article de Costanza et al.
- 8 Toutefois l'émergence du concept de SE en économie est antérieure. Sans remonter trop loin dans le temps, à partir de la seconde moitié du 20^{ème} siècle⁵, l'économie de l'environnement a étendu le cadre orthodoxe conceptuel de l'économie néoclassique, notamment à partir de la notion d'externalité pour traduire les impacts des activités économiques sur l'environnement. L'économie de l'environnement a également développé des méthodes pour évaluer et internaliser ces externalités. L'ensemble des méthodes d'évaluation monétaire développées en économie depuis les années 70 repose sur le constat de l'absence de marché donc de prix qui permettent de révéler la valeur accordée par les agents aux actifs naturels. Se développe alors la notion de « valeur économique de l'environnement », cette dernière se décomposant en valeurs d'usage (présente et future) et de non-usage (legs, existence, symbolique, etc.) (Pearce et al., 1990). Le problème de l'évaluation économique des actifs naturels, ou des dommages causés à ces actifs, est donc d'estimer l'ensemble des différentes composantes de cette valeur, même si elles sont parfois difficiles à distinguer les unes des autres et encore plus difficiles à évaluer indépendamment.
- 9 Des divergences théoriques au sein de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles ont conduit à une scission à la fin des années 1980. Une partie des auteurs, influencés par l'écologie systémique, et par les économistes hétérodoxes s'intéressant aux interactions homme-nature, a commencé à poser les fondements de l'économie écologique contemporaine (Røpke, 2004). L'économie écologique est un courant assez hétéroclite, qui s'intéresse aux conditions de coévolution entre les écosystèmes et les systèmes économiques. Comme le note Froger (2008), si certains s'intéressent aux dimensions biophysiques de

l'activité économique et étudient les limites écologiques à l'activité humaine (via des modèles bioéconomiques) (Costanza et Daly, 1992), d'autres mettent davantage l'accent sur les questions institutionnelles associées à la régulation des ressources naturelles (Costanza et al., 2001; Ostrom, 2005) ainsi que sur les enjeux redistributifs des questions environnementales (Martinez-Alier, 2002). Les économistes écologiques préconisent le recours à des évaluations non seulement monétaires mais également qualitatives, intégrées au sein d'analyses multicritères (Froger, 2005).

10 La problématique des services rendus par les écosystèmes, telle qu'elle apparaît à la fin des années 1970 et au début des années 1980 (Westman, 1977 ; Ehrlich et Ehrlich, 1981) est donc abordée de manière différente selon le cadre théorique privilégié par les auteurs.

11 Toutefois, à partir de la fin des années 1990, l'évaluation monétaire des services rendus par les écosystèmes a reconfiguré la dichotomie entre économie de l'environnement et économie écologique. De nombreux économistes issus de ce dernier courant considèrent en effet aujourd'hui que l'évaluation monétaire est une voie à saisir pour agir sur la décision politique. Douai et al. (2009) ainsi que Spash (2009) ont porté leur attention sur ce point. Pour les premiers, cette situation « *émane de chercheurs qui, bien que forts critiques vis-à-vis des économistes standards, entendent les convaincre du bien-fondé de leur point de vue et s'attachent à présenter leurs travaux dans un langage et un formalisme qui leur parleront* » (Douai et al., 2009; p.137). Spash (2009) qualifie quant à lui ces auteurs de « *nouveaux pragmatistes environnementaux* » qui voient dans l'évaluation monétaire, l'outil principal du lobbying auprès des décideurs : « *the language of the new environmental pragmatists is one of the market place, accountants, financiers and bankers* » (p.256). Cette posture initiée avec le programme biodiversité du Beijer Institute au début des années 1990 et la publication de l'article de Costanza et al. (1997) sur la valeur du capital naturel global et des SE, a été fortement appuyée et soutenue par certains écologues et biologistes de la conservation. Ces derniers, très impliqués dans le *Millennium Ecosystem Assessment* ont trouvé dans l'évaluation monétaire, un moyen d'alerter les décideurs sur les enjeux économiques de la conservation⁶. La notion de SE sert à illustrer comment l'érosion de la biodiversité affecte les fonctions écosystémiques sous-jacentes aux services critiques pour le bien-être humain.

12 Cette « nouvelle économie des écosystèmes », pour reprendre le titre de Daily et al. (2002), s'inscrit dans la continuité de l'Économie de l'environnement en utilisant l'évaluation monétaire pour mesurer le coût de l'inaction — formule consacrée dans le domaine du changement climatique depuis le rapport Stern (2006). L'objectif recherché via l'évaluation monétaire des SE, est d'identifier les coûts engendrés par l'absence ou la non mise en œuvre effective de politiques publiques visant à réduire les pressions sur ces écosystèmes. La démarche TEEB s'inscrit explicitement dans cette logique, comme le souligne De Groot (2009, p.5): « *One of the aims of the TEEB study is to provide more and better data and understanding of the significance of these losses and the consequences of policy inaction on halting biodiversity loss at different scales (global, regional and local)* »⁷.

13 De même, le rapport de 2010 du Secrétariat de la Convention sur la Diversité biologique intitulé *Perspectives mondiales de la diversité biologique* insiste particulièrement sur la valeur monétaire des SE. L'intérêt de l'évaluation monétaire pour intégrer les effets potentiels en termes d'atteinte à la biodiversité des projets et programmes est également de plus en plus reconnu. Le rapport du Centre d'Analyse stratégique publié en avril 2009 s'inscrit par exemple dans cette perspective en soulignant l'utilité de l'évaluation monétaire dans les processus de décision publique, en particulier dans le cadre d'une évaluation ex ante des politiques et projets (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

14 Ces différents exercices d'évaluation économique s'inscrivent ainsi dans une perspective pédagogique à visée de sensibilisation : il s'agit de chiffrer la valeur des services pour montrer leur importance économique et les coûts engendrés par leur détérioration ou leur destruction. Servant à illustrer la valeur de la biodiversité et l'importance pour les activités humaines du maintien de la fonctionnalité des écosystèmes, ils répondaient, initialement, plutôt à un objectif pragmatique de mobilisation, qu'à une fin en soi (Daly et al., 2009).

- 15 La tendance actuelle est donc marquée par la prédominance de cette approche économique, même si comme le montrent Fisher et al. (2008) sur la base d'une analyse portant sur 34 études de cas d'évaluation de SE, leur impact en termes de décision politique reste faible — notamment en raison du caractère non dynamique des évaluations, de la non prise en compte des effets de seuil et de l'absence de suivi.
- 16 En adoptant une telle posture au détriment d'une vision holistique dont la notion d'écosystème est issue, l'analyse économique privilégie une vision anthropocentrée avec l'évaluation des SE (valeur économique totale)⁸, d'une part, et la promotion de « nouveaux » instruments qualifiés de marché (market-based instruments), d'autre part (cf. section suivante). Elle continue en effet à se centrer sur les interactions entre acteurs économiques — à l'image de la notion d'externalité — et non pas véritablement sur les interactions Nature/Société (interdépendances entre les dynamiques des écosystèmes et des sociosystèmes). Ceci se traduit notamment à travers l'introduction du concept de SE dans le cadre d'approches sectorielles — l'agriculture, la foresterie, la pêche... voire dans la gestion de l'eau. Cet état de fait explique la tendance à privilégier une entrée par les services environnementaux (service-externalité) plutôt qu'une vision plus large de l'ensemble des services fournis par les écosystèmes.
- 17 Au-delà du strict domaine de l'économie de l'environnement, il nous paraît important de prendre en compte d'autres acceptions de la notion de services écosystémiques (SE) qui ne se réduisent pas aux services environnementaux (service-externalité). Pour ce faire, nous proposons une analyse économique par les « services » pour apporter un éclairage pertinent par rapport aux SE dans leur globalité.

Vers une typologie basée sur les « services »

- 18 L'analyse des SE à partir de la notion de « service » est peu développée dans la littérature (Jeanneaux et al., 2011). Elle permet pourtant d'accorder une attention particulière aux autres formes de services que le « service-externalité » que nous identifions comme une première grande catégorie de services.
- 19 Une première approche, celle de l'économie des effets externes, appréhende les services environnementaux à l'aide du concept d'externalité qu'elle définit à l'aide de deux conditions (Baumol et al., 1988, p. 17, souligné par Aznar et al., 2009) :
- une condition (1) d'existence (ce qu'est l'externalité) : « une externalité existe quand la fonction d'utilité ou de production d'un individu (appelé ici B) contient des variables réelles (non monétaires), dont les valeurs sont choisies par d'autres (individus, groupes, gouvernements) sans que soient pris en compte les effets sur le bien-être de B. (...) Il faut noter également que cette définition exclut les cas pour lesquels un individu agit délibérément pour affecter le bien-être de B ».
 - une condition (2) relative à l'inefficacité. Elle est nécessaire pour satisfaire la relation qualifiée d'externalité (ce que fait l'externalité). « L'agent dont les activités affectent les niveaux d'utilité ou entrent dans les fonctions de production d'autres agents ne doit pas recevoir (payer) en contrepartie de son activité un montant équivalent aux bénéfices (pertes) engendrés pour les autres ».
- 20 Selon Catin (1985), l'effet qui affecte le récepteur de l'externalité n'est pas produit intentionnellement par l'émetteur. Ce caractère non intentionnel n'a rien à voir avec les motivations d'un agent, il traduit plutôt le défaut d'information pour l'émetteur de l'externalité des effets qu'il cause à autrui, eu égard aux caractéristiques du cadre institutionnel dans lequel s'inscrit l'action de l'agent. Par ailleurs, les effets sont « externes » au marché en ce sens qu'ils ne font pas l'objet de transactions marchandes, et donc n'ont pas de valeur marchande. Les externalités induites par un ou des émetteurs peuvent nuire ou bénéficier au(x) récepteur(s) — autrement dit être négatives ou positives.
- 21 Il faut retenir de la définition de l'externalité que cette dernière ne prend pas place dans un cadre institutionnel formel. Aucune institution n'encadre la relation entre émetteur(s) et récepteur(s) de l'externalité. Cette conséquence établit la différence entre le monde des externalités, analysé sans institutions, et celui des services où les institutions vont concourir à l'internalisation des externalités (Aznar et al., 2009). L'internalisation des externalités est le principe opérationnel

qui permet d'assurer la production d'un niveau optimal d'externalité positive ou qui suit l'identification du dommage environnemental. L'internalisation du « service externalité » se traduit alors par un « paiement » entre les bénéficiaires/victimes et les fournisseurs/producteurs de service environnemental. Les modalités de cette transaction sont variables, elle peut prendre la forme de taxe ou de subvention, il peut également s'agir d'un contrat entre l'État et des agents privés visant à internaliser une externalité négative, voire d'un contrat permettant de rémunérer les producteurs de services via un paiement par le bénéficiaire direct, ou par un tiers comme l'État. Nous développerons plus loin les dispositifs de régulation des « services-externalités ».

22 Une deuxième approche, celle de l'économie des services⁹ (Gadrey, 2000) met en scène le service environnemental qualifié de « service-activité ». Dans ce cadre, un service est toujours une relation orientée, conçue de façon intentionnelle, en vue de permettre un usage d'un support par un (ou plusieurs) usager(s). Nous retenons ici la définition suivante du service environnemental, entendu comme une activité (Aznar et al., 2003) :

« Il y a service environnemental lorsqu'une unité économique ou institutionnelle A effectue pour le compte d'une autre unité B une opération sur un bien support C, opération visant intentionnellement l'amélioration ou le maintien en l'état des attributs environnementaux de C ».

23 Le service instruit ici une relation contractuelle entre deux agents (qui dans la situation d'externalité étaient respectivement conçus comme émetteur et récepteur). Ensuite, le service implique une relation d'échange et de contrepartie (monétaire ou non) entre les deux agents. Il faut préciser que le produit final de cette opération ne peut pas être vendu indépendamment du support C. Ce support peut être un bien, un individu ou encore une organisation, mais il reste toujours indissociable de la prestation de service. Par exemple, la gestion de l'eau ou des déchets tend à être de plus en plus appréhendée en termes d'activités produisant des services environnementaux. Dans le cas du traitement de l'eau (assainissement) par exemple, l'eau est un bien collectif sur lequel un opérateur (une collectivité locale ou une entreprise) va conduire un certain nombre d'opérations afin de la rendre propre. Le service rendu (service d'épuration) est considéré dans ce cadre comme un service environnemental — dans le sens d'un service qui concerne le secteur économique de l'environnement – et s'inscrit dans notre catégorie de « service-activité ».

24 Une dernière approche, s'inscrivant dans les travaux de Lancaster (1966) et de l'économie des fonctionnalités¹⁰, permet de qualifier les SE de « service-produit joint ». La logique retenue est celle de l'intégration de nouvelles fonctionnalités dans le produit (agricole, par exemple). Suivant cette perspective, le produit agricole ne se réduit plus à un bien tangible, il doit garantir aussi le respect des processus de production et des types d'approvisionnement en amont (ressources génétiques, alimentation animale, produits vétérinaires, semences, produits phytosanitaires, etc.). La croissance au cours des dernières années du contenu en informations que le produit agricole doit apporter, témoigne d'un tel changement structurel : le produit agricole se « tertiarise »¹¹.

25 Dans la mesure où ces différentes dimensions de l'offre agricole sont conçues et intégrées au produit pour répondre à la demande du consommateur, le produit agricole devient une « solution agricole » intégrant biens et services. Ce qui est produit et vendu, c'est un bouquet de services et de biens complémentaires (Moati, 2008; Jeanneaux et al., 2011), par exemple du chocolat aux noix de cajou, produit en agriculture biologique et issu du commerce équitable. La rémunération du (ou des) service(s) incorporé(s) au produit est assurée par le consentement supérieur à payer du consommateur pour ce produit et ses services joints. Le consommateur rémunère ainsi directement un engagement de moyens du producteur.

Tableau 1. Typologie des services écosystémiques et environnementaux

Type	Définition	Type d'approche mobilisée	Lien avec des dispositifs
« Service externalité » (service environnemental)	Service vu comme une externalité donc échappant à la régulation marchande	Économie des effets externes <i>Coase (1960)</i>	Maintien de l'externalité positive (ou diminution de l'externalité négative)

			par une intervention des pouvoirs publics ou par une initiative privée
« Service activité » (service environnemental)	Opération réalisée par un prestataire à la demande d'un usager	Économie des services <i>Gadrey (2000)</i>	Incitation, organisation du marché (offre et demande) ou contractualisation
« Service produit joint » (service écosystémique)	Service intégré à un produit de consommation faisant l'objet d'un échange marchand	Économie des fonctionnalités <i>Lancaster (1966)</i>	Organisation et régulation publique ou privée du marché des produits considérés

Source : adapté de Jeanneaux et al. (2011)

26 La problématique des services écosystémiques en économie, le plus souvent interprétée sous l'angle de l'externalité, dans la tradition de l'économie de l'environnement, est saisie en raison de sa médiatisation à partir d'autres registres théoriques : l'économie des services et l'économie des fonctionnalités. La typologie présentée dans le tableau ci-dessus permet d'identifier différentes acceptions de la notion de SE dans le champ disciplinaire de l'économie. Pour en approfondir l'analyse, nous présentons dans les paragraphes qui suivent les formes concrètes de dispositifs visant à promouvoir la fourniture ou le maintien de SE au regard des trois interprétations que nous avons dégagées.

Payer pour les services écosystémiques : quels moyens pour quelles fins?

27 Les différentes représentations économiques des SE conduisent à des conceptions différentes des modalités de régulation et d'action à envisager pour promouvoir la fourniture ou le maintien de ces services. La notion de paiement pour services écosystémiques ou environnementaux, initialement introduite pour désigner de nouveaux mécanismes d'intervention se rapprochant d'une transaction volontaire privée, tend actuellement à être mobilisée pour re-qualifier d'autres dispositifs privés mais également des mécanismes de régulation publics pré-existants (Engel et al., 2008). À partir des trois acceptions économiques des SE identifiées précédemment nous analysons les implications d'une telle (re)qualification.

L'internalisation du « service externalité » au travers des paiements pour services environnementaux (PSE)

28 La première catégorie de service que nous avons identifiée – le « service externalité » – renvoie à la promotion d'instruments économiques spécifiques qualifiés de « paiements pour services environnementaux » (PSE) (Engel et al., 2008) ou « d'instruments de marché » (Market-Based Instruments, MBI). Comme le souligne la FAO dans son rapport en 2007, les PSE se justifient par l'existence d'externalités positives (à privilégier) ou négatives (à réduire) induites par des activités de production (agricoles ou forestières) qui jouent un rôle déterminant dans la gestion des espaces. Cette justification est largement diffusée dans la littérature.

29 Les PSE ont été définis comme des transactions volontaires et conditionnelles sur des services environnementaux bien définis entre au moins un fournisseur et un bénéficiaire (Wunder, 2005). L'idée sous-jacente est que les bénéficiaires ou les acheteurs de services environnementaux compensent ou rémunèrent les fournisseurs ou les producteurs de services¹². Les services environnementaux considérés relèvent de la catégorie des services de régulation — la séquestration de carbone et le cycle de l'eau —, d'appui ou de soutien — la biodiversité (habitats pour les espèces en danger) — et culturels — la beauté des paysages. Les PSE sont définis à l'aide de cinq critères : ce sont des transactions volontaires; ils impliquent un service environnemental précisément défini; le service est acheté par au moins un acheteur (bénéficiaire); le service est « fourni » par un moins un producteur; les transactions sont conditionnelles à la production effective de service environnemental (Wunder, 2005)¹³.

30 Les PSE sont alors compris comme un transfert de ressources entre des acteurs sociaux visant à créer des incitations pour articuler les décisions individuelles et/ou collectives en matière d'utilisation des terres avec l'intérêt social de gestion durable des ressources naturelles et la conservation de la biodiversité. Ils devraient (idéalement) comprendre une

dimension d'« additionnalité » (pour être additionnelle, une activité menée dans le cadre d'un PSE doit apporter un gain environnemental par rapport à l'absence de projet¹⁴) et une dimension « conditionnalité » (les paiements ne devraient avoir lieu que quand les services sont effectivement fournis). Dans cette acception originelle, les PSE se différencient d'autres dispositifs de politique environnementale dans la mesure où ils reposent sur une négociation privée entre contractants pour produire un niveau donné de service¹⁵ et répondent à une logique du bénéficiaire-payeur plutôt qu'à celle du pollueur-payeur¹⁶.

31 La terminologie de « PSE » n'est pas neutre (Karsenty et al., 2009) : elle suggère une répartition implicite des droits et devoirs respectifs des parties prenantes : qui a le droit aux services, qui a le droit de polluer ou de dégrader l'environnement, si les responsables de la dégradation doivent ou non payer pour les dommages causés, qui a le droit d'être payé pour ne pas polluer ou ne pas dégrader l'environnement, etc. (Swallow et al., 2007). Le terme de « paiement » est le plus générique mais il est associé à l'idée de rémunération susceptible de créer des conflits (Wunder et Vargas, 2005). Le terme de « marché » (« Marchés pour services écosystémiques (MSE) ») (cf. EU emission trading system en 2005) renvoie à une idée de concurrence institutionnalisée entre les acteurs sur ces nouveaux marchés alors que la réalité reflète souvent une situation contractuelle avec des acteurs (bénéficiaires et fournisseurs) définis dès le départ dans la négociation du contrat. De plus, dans les pays en développement le terme de marché est souvent signe d'un risque de privatisation de services jusque-là accessibles au plus grand nombre gratuitement ou à un faible prix (Wunder et al., 2005). Un autre terme lié à celui de PSE est celui de « récompense »; il induit une notion de justice (une rémunération juste) et un droit à être récompensé. Les producteurs de services étant « récompensés » — même si cela ne leur coûte rien de fournir ces services — cela peut conduire à des situations de conflits lorsque les attentes en contrepartie de cette récompense sont déçues (Swallow et al., 2007). Enfin, le terme de « compensation » renvoie au coût (direct ou d'opportunité) que le producteur de services doit supporter pour fournir le service en question (changement de lieu, de pratiques, etc.). Suivant cette perspective, seul le producteur de service supportant un coût a le droit de bénéficier d'une compensation (Swallow et al., 2007).

32 Le terme de PSE est par ailleurs mobilisé pour qualifier des dispositifs différents. Il s'agit par exemple de dispositifs contractuels permettant de valoriser la fonction de captation du carbone ou de conservation de la biodiversité appliqués principalement dans les pays tropicaux. En prenant l'exemple des forêts, les actions peuvent prendre différentes formes comme la reforestation, la conservation, ou la gestion raisonnée. Ce dispositif peut également concerner la mise en réserve des espaces naturels (Ferraro et al., 2002).

33 Depuis le début des années 2000, on assiste à une multiplication des contrats PSE dans des pays d'Amérique latine (Corbera et al., 2007; Kosoy et al., 2007; Pagiola, 2008; Wunder et al., 2008), d'Afrique (Sommerville et al. 2010; Wendland et al. 2010) et d'Asie (Bennett 2008 ; Adhikari, 2009). Le spectre des schémas PSE s'étend des programmes nationaux gérés par les gouvernements¹⁷ aux projets locaux, qui sont de moindre envergure et tendent à être financés par le secteur privé ou par les agences de coopération. Le degré avec lequel les cinq critères identifiés par Wunder, que nous avons rappelés précédemment, sont satisfaits varie considérablement en fonction du nombre et du type de SE concernés (de la nature du service se rapprochant des caractéristiques d'un bien public – fonction du degré de rivalité et/ou d'exclusivité des bénéficiaires), des mécanismes de paiements utilisés (par le bénéficiaire ou par l'impôt), et du nombre d'acheteurs (bénéficiaires directs ou intermédiaire public ou privé) et de vendeurs (producteurs) impliqués dans la transaction (Landell-Mills et al., 2002; Wunder, 2005; Engel et al., 2008).

34 La mise à l'agenda politique des SE dans les pays du Nord a également favorisé la diffusion des PSE, de plus en plus mobilisés pour requalifier des dispositifs d'intervention publics ou privés préexistants en particulier dans le domaine de l'agriculture. C'est en particulier le cas de certaines mesures agroenvironnementales instaurées en Europe et aux États-Unis (Baylis et al., 2008). Il s'agit d'internaliser une externalité positive de production au sein des politiques agricoles. Ces externalités positives de l'activité économique qui procurent aux individus un bien-être plus élevé et/ou aux firmes un surplus de profit sont qualifiés par de nombreux auteurs

de « services environnementaux » (par exemple, Madelin, 1995; FAO, 2007) ou de « biens et services environnementaux » (Mahé, 2001), sans que soit d'ailleurs explicitée la distinction éventuelle faite entre biens et services. Les travaux de l'OCDE sur les aménités rurales (OCDE, 1994) et sur la multifonctionnalité de l'agriculture (OCDE, 2001) s'inscrivent également dans cette perspective.

35 Outre ces types de dispositifs agroenvironnementaux publics – l'État intervenant au titre d'acheteur du service financé par l'impôt —, des exemples de contractualisation volontaire privée existent également. Ils s'apparentent au résultat d'une négociation bilatérale « auto-organisée », « privée » se rapprochant du modèle coasien (Coase, 1960). Le contrat passé entre les agriculteurs localisés dans le bassin hydrographique de la source Vittel et la Société d'embouteillage des eaux minérales de Vittel est le principal exemple en France. Ce type de contractualisation volontaire privée s'apparente aux actuels PSE promus dans la plupart des pays du Sud; l'expérience de Vittel étant d'ailleurs abondamment mobilisée pour illustrer les premiers PSE (Landell-Mills et al., 2002; Perrot-Maître, 2006).

36 En dépit de multiples expérimentations, les PSE font l'objet de vifs débats. Wunder (2005) et Laurans et al. (2011) les présentent comme l'outil ayant le plus de potentiel pour enrayer la dégradation des ressources naturelles, l'outil le plus apte à pallier les imperfections et les succès limités des projets de conservation et de développement intégrés (PCDI) ou d'aménagement durable des ressources. Ils présentent également certaines potentialités sociales notamment dans les pays du Sud : diversification des revenus et des activités, création d'emplois, renforcement des capacités (Froger et Maizière, 2013). Karsenty et al. (2009) sont plus sceptiques sur leur efficacité (capacité à atteindre les objectifs environnementaux convenus¹⁸), leur efficience (rapport entre l'efficacité atteinte et l'investissement réalisé), leur caractère équitable, leur légitimité et leur pérennité (Sembrès, 2007). Ils émettent des réserves quant aux résultats attendus des PSE en soulignant les difficultés de mise en œuvre de ce mécanisme (connaissances écologiques et économiques imparfaites, coûts de transaction élevés (Legrand et al., 2011), méthodologie de contrôle de l'état des services environnementaux inappropriée, etc.) ou en identifiant ses effets pervers (détournement et appropriation de l'instrument par des acteurs qui ne sont pas initialement ciblés, stratégies de captation des fonds, affaiblissement des pouvoirs publics et du rôle des politiques environnementales, dégradation des systèmes écologiques, frein au développement de nouvelles pratiques plus durables, marchandisation de la biodiversité, aggravation des inégalités, etc.) (Muradian et al., 2010).

Les dispositifs de régulation liés à la production de « service activité »

37 Lorsqu'on évoque les services environnementaux sous l'angle de « services activités », l'enjeu principal concerne la fourniture de services publics locaux d'environnement (SPLE). Ces services sont principalement à la charge des collectivités locales. Il s'agit de la fourniture d'eau potable, du traitement des eaux usées ou encore de la collecte et du traitement des déchets. Les collectivités territoriales deviennent des opérateurs essentiels de ces services, alors qu'on assiste à un retrait progressif de l'État dans la gestion des affaires locales, du moins en France. Les principales collectivités territoriales impliquées dans les services environnementaux sont les communes et les intercommunalités. Les conseils généraux et les conseils régionaux interviennent indirectement en subventionnant des opérations.

38 La fourniture de services publics locaux d'environnement est l'objet d'une large littérature et donne lieu à une branche spécifique de l'analyse économique : l'économie publique locale (Derycke et al., 1988). La particularité des services publics locaux de l'environnement repose sur deux aspects :

- le regroupement entre collectivités territoriales pour délivrer le service environnemental. Il s'agit en France du regroupement entre des communes sous la forme d'intercommunalités. Ce regroupement vise à bénéficier d'économies d'échelles,
- le recours par le responsable – la collectivité territoriale en général – à des formes de sous-traitance pour le déroulement du service. Cette sous-traitance est l'objet d'un secteur économique spécifique, avec des entreprises qui agissent dans les domaines de

l'environnement, notamment l'assainissement, la gestion des déchets ou la distribution de l'eau.

39 Les entreprises sous-traitantes sont devenues des multinationales et font l'objet de l'attention de l'OCDE, de la Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement, ou encore de l'Organisation mondiale du commerce. Ces grands opérateurs privés se définissent eux-mêmes comme des fournisseurs de services. Les agriculteurs sont peu présents dans ce secteur économique des services environnementaux, mais certains d'entre eux commencent à mettre en avant les services-activités qu'ils pourraient rendre grâce à leur support de production agricole ou forestière. Il s'agit par exemple des membres de l'association « Agriculteurs composteurs de France » qui recyclent sur leurs terres les déchets verts urbains et les boues d'épuration.

40 De manière générale, les institutions internationales comme l'OMC et l'OCDE regroupent dans une même catégorie les « biens et services environnementaux ». Ces institutions internationales cherchent à identifier et caractériser le secteur des services environnementaux et à lutter contre les obstacles et contraintes diverses susceptibles d'en compromettre la croissance. L'OCDE et Eurostat définissent les services environnementaux¹⁹ comme « les services fournis par les écosystèmes, tels que le piégeage du carbone, ainsi que des activités humaines, notamment les activités de traitement des eaux usées, la gestion des déchets solides, la gestion des déchets dangereux et la lutte contre le bruit et les vibrations » (OCDE, 2006; p.14). La distinction entre services d'infrastructures (traitement des eaux usées, des déchets, etc.) et autres services (ingénierie et R&D, etc.) est souvent faite afin de refléter l'accroissement de ces derniers.

41 Les « services-activités » peuvent être gérés de façon publique (en régie) ou privée (délégation à des entreprises²⁰). À un niveau général, il est difficile d'identifier l'effet économique de dispositifs de régulation des « services-activités » dans le domaine de l'environnement. Si l'on prend l'exemple des effets économiques du choix entre régie et délégation de l'eau potable, Carpentier et al. (2006) apportent des résultats nuancés sur le cas français. Pour ces auteurs, le marché des services de l'eau apparaît plutôt en équilibre « en moyenne » : la délégation au secteur privé de la gestion de l'eau potable n'a pas un effet significatif sur le prix de l'eau. En effet, les communes ont tendance à choisir la gestion privée si elles font face à des conditions d'exploitation difficiles.

42 Concernant les effets environnementaux de la gestion en régie/délégation, les données disponibles en France ne permettent pas d'affirmer que l'un ou l'autre des modes de gestion apportent de meilleurs résultats.

43 Les effets économiques du regroupement intercommunal en France semblent positifs si l'on en croit la littérature, grâce aux économies d'échelle possibles. Garcia et al. (2001) montrent que les économies d'échelle sont importantes dans le cas de l'eau potable en France. Le regroupement intercommunal peut cependant conduire à des coûts de coordination plus élevés, selon le nombre de communes regroupées. Quant aux effets environnementaux du regroupement intercommunal, ils sont très difficiles à estimer et les travaux ne convergent pas vers un résultat significatif.

La certification environnementale: quelle régulation du « service-produit joint » ?

44 Notre dernière catégorie qualifiée de « service-produit joint » renvoie aux dispositifs de certification environnementale (l'écocertification) des produits²¹ utilisés pour les services d'approvisionnement. En effet, l'écocertification, entendue comme une forme de rémunération de la production conjointe de SE, a connu un important essor. Le nombre de dispositifs de certification environnementale, le nombre de produits concernés, et l'ampleur des marchés de produits certifiés n'ont cessé de croître depuis les années 1980 et surtout durant la dernière décennie (IFOAM, 2011). Tout comme pour le contenu en carbone des produits, ces dispositifs ont été développés bien avant la diffusion de la notion de SE et relevaient à leur origine d'autres formes de justification. Ils tendent néanmoins à être de plus en plus souvent évoqués en relation

avec les SE (Laurans et al., 2011). On peut ainsi s'interroger sur leur possible requalification dans cette perspective.

45 Les systèmes de certification visent à assurer l'information des consommateurs afin d'instaurer un rapport de confiance avec les producteurs quant aux caractéristiques ou attributs des produits (Ponte, 2004). Les attributs des produits peuvent être définis selon leur capacité à être vérifiés par le consommateur; on distingue généralement les attributs de recherche (vérifiables à la transaction), les attributs d'expérience (vérifiables après la transaction et la consommation du produit) et les attributs de croyance (non vérifiables et qui supposent une confiance avec le producteur). Ces attributs peuvent être liés au produit lui-même ou au processus de production et de transformation.

46 De manière générale, la certification est « une procédure par laquelle une tierce partie apporte l'assurance écrite qu'un produit, un processus ou un service est conforme à un standard spécifique, sur la base d'un audit conduit selon une procédure adaptée » (Bass et al., 2001 - cité par Taylor, 2005).

47 En premier lieu, la certification environnementale est une réponse à l'évolution de la demande des consommateurs. Au cours des dernières décennies, celle-ci a évolué pour prendre en compte non seulement les caractéristiques intrinsèques des produits mais de manière croissante leurs caractéristiques extrinsèques (effet du processus de production sur l'environnement, condition sociale des travailleurs, bien-être animal, etc.). De nombreux systèmes d'écolabels se sont développés, le plus ancien étant celui de l'agriculture biologique. Sa création, principalement en Europe et aux États-Unis, s'inscrit dans une recherche de systèmes agroalimentaires plus sûrs et plus durables qui respectent les processus biologiques et s'y intègrent (Raynolds, 2000). Avec la création d'une Fédération internationale du mouvement d'agriculture organique (*International federation of Organic Agriculture Movement - IFOAM*) en 1972, la promotion de cette nouvelle forme d'agriculture a pris de l'ampleur, notamment dans les pays du Sud. Aujourd'hui dans la plupart des grands marchés de consommation au niveau mondial, l'agriculture biologique fait l'objet de réglementations publiques (les labels publics coexistant avec des marques de certifications privées qui ont initié le développement de l'agriculture biologique) (IFOAM, 2011). Les marques et certifications du commerce équitable sont aujourd'hui parfois perçues comme des outils possibles au service de la conservation de l'environnement (Boisvert et Caron, 2010). Pourtant les garanties offertes par ces certifications portent sur l'organisation sociale de la production et le partage de la valeur ajoutée le long des filières. L'organisation de commerce équitable la plus connue (*Fair Trade Labeling organization - FLO*), créée en 1989 incite toutefois ses membres à rechercher une double certification (équitable et biologique) pour mieux répondre à l'attente des consommateurs, qui inclut cette double dimension. Au-delà des labels biologiques et des certifications environnementales de nombreuses marques et nouveaux instruments de certification se sont développés depuis la fin des années 1990 pour de multiples produits²².

48 La certification environnementale s'apparente aux PSE au sens où à l'instar de ceux-ci, elle constitue une forme d'instrument de marché (MBI) (Wunder, 2006), une source d'incitations économiques positives, reposant sur une adhésion volontaire²³ et directement orientée vers la conservation. Par ailleurs, ces dispositifs s'appuient sur un mécanisme d'incitation (ou de compensation) positive; la certification, à travers les prix de vente supérieurs dont elle est censée s'accompagner, est en effet censée autoriser une rémunération des efforts consentis par les producteurs qui contribuent à la protection de l'environnement du fait de leur respect des cahiers des charges, de la même manière que les PSE rémunèrent les usagers de l'espace forestier ou rural pour la production de services environnementaux. Enfin, ce sont des instruments contractuels volontaires et conditionnels, dans la mesure où la rémunération de l'effort dépend de la conformité des pratiques²⁴ (objectif de moyens) mises en œuvre par le bénéficiaire (producteurs de services / producteur de produits certifiés).

49 Toutefois, les PSE et les écocertifications se distinguent par plusieurs différences structurelles. À la différence des PSE qui sont généralement conçus pour un espace donné, les certifications environnementales ne sont pas liées à un territoire. Les labels et les marques de certification sont aussi adaptés aux attentes des consommateurs — le plus souvent résidants dans les pays

développés (Europe, États-Unis, Japon) — et dépendent donc du marché sur lequel les produits sont commercialisés. Il ne peut ainsi y avoir modulation des règles en fonction des conditions locales et d'objectifs plus précis de conservation, comme dans le cas des PSE. Par ailleurs, le montant perçu au titre de PSE est fixé contractuellement, ce qui n'est pas le cas du montant des primes liées à la certification. Ces primes ne sont pas assurées (certains producteurs peuvent avoir des produits certifiés, et ne pas parvenir à les vendre à des acheteurs consentant à payer un prix plus élevé), elles fluctuent selon l'offre et la demande, et en fonction des rapports de force entre les différents acteurs au sein de la filière²⁵. De plus, la prime n'est pas assurée dans la durée contrairement aux PSE où les paiements sont faits sur la base de contrats pluriannuels. Les producteurs de produits certifiés (fournisseurs de SE) supportent donc le risque de transaction ce qui n'est pas le cas dans les systèmes de PSE. Par ailleurs, alors que les coûts de supervision des contrats sont à la charge du gestionnaire du système de PSE, les coûts des certifications sont à la charge des producteurs²⁶.

50 Il est difficile d'entrer plus avant dans une analyse comparative des certifications environnementales et des PSE. Les certifications environnementales sont le fait d'acteurs privés : les cahiers des charges, critères et documents de référence à l'aune desquels les produits sont évalués sont multiples. Chaque organisme a pour chacun des types de produits ses règles et normes propres. Les labels quant à eux sont publics, ce sont des signes officiels adoptés dans le cadre de politiques publiques nationales ou européennes; ils diffèrent donc d'un pays à l'autre. Face à cette diversité, il est difficile de tenir des propos généraux sur les labels et certifications, qui constituent un champ d'analyse en soi et font l'objet de nombreux débats quant à leur efficacité et leur efficience (Bass et al., 2001; Grolleau et al., 2004; Nebel et al., 2005; Le Coq et al., 2011).

51 L'efficacité en matière environnementale de la certification environnementale qui repose sur des obligations de moyens (respect de cahiers des charges génériques) est en effet débattue. Si les travaux menés dans les pays du Nord en particulier sur l'agriculture biologique permettent de mettre en évidence les impacts positifs des cahiers des charges AB sur le maintien d'un certain nombre de services écosystémiques (Fleury, 2011), dans les pays du Sud on note un déficit de connaissances sur les liens entre usage des sols et la fourniture de services²⁷. Par ailleurs, le lien entre la certification et le changement effectif de comportement et de pratiques des acteurs nouvellement entrés dans de tels dispositifs est débattu. Seules certaines certifications ont vocation à générer des changements substantiels dans les pratiques et à garantir la fourniture effective des SE (label biologique et certification *bird friendly* par exemple)²⁸. La multiplication d'écotags et/ou de marques privées résultant de stratégies de différenciation reposant sur des motivations commerciales et moins ambitieuses quant à la garantie de l'effectivité de ce lien a été favorisée par l'accroissement de la demande pour ces caractéristiques environnementales (IFOAM, 2011) qui constitue une niche de marché substantielle dans le domaine des produits agricoles et agroalimentaires.

52 Le second débat porte sur l'efficience des dispositifs, en termes financiers, d'une part, en termes d'efficience comparée à d'autres systèmes, d'autre part. Pour la certification environnementale, le critère principal est la transmission de la prime payée par les consommateurs aux producteurs compte tenu des rapports de force déséquilibrés au sein des filières considérées et des conditions de fonctionnement des marchés (Le Coq et al., 2011). En effet, du fait d'asymétries de pouvoir entre agents des filières et des multiples intermédiaires au sein des filières internationales, il n'y a pas nécessairement une corrélation étroite entre le paiement consenti par les consommateurs et le différentiel reçu par le producteur.

53 Enfin, les dispositifs d'écotag font l'objet d'un troisième débat portant sur leur rôle dans la lutte contre la pauvreté et la réduction des inégalités. Dans ce domaine, si les apports potentiels de ce type d'instruments sont reconnus notamment en réduisant la vulnérabilité des producteurs (Bacon, 2005), de nombreuses limites sont signalées telles que la faible intensité de production des petits producteurs (Valkila, 2009) ou la faible productivité dans le cas des certifications (Haggar et al., 2011).

54 Par ailleurs, l'outil certification connaît des limites intrinsèques à un système fondé sur l'offre et la demande pour des produits différenciés. Le système de certification est limité par la

demande, c'est-à-dire la capacité d'absorption des marchés pour des produits certifiés, ainsi que le consentement à payer des consommateurs pour ces types de produits. En effet, en dépit d'une demande croissante, la production certifiée excède encore la capacité d'achat sur les marchés. Par exemple, alors que les parts du marché mondial en café certifié ont connu un développement conséquent (Giovannucci, 2003), une part importante de la production centro-américaine de café certifié n'était pas vendue comme telle en 2006²⁹. D'autre part, le système de certification est dans certains cas limité par l'offre, du fait des coûts de certification pour les producteurs³⁰ entraînant des difficultés pour les plus petites structures à se certifier (Lescuyer et al., 2004) ou des avantages trop limités qu'il présente au regard de ces coûts, par rapport au secteur conventionnel. Enfin, fondé sur l'échange marchand, le système de certification est affecté par la concurrence au sein d'un même segment (par exemple, le café équitable et/ou produit en agriculture biologique, ou la multiplication de standards concurrents en foresterie par exemple). Cette compétition entre pays disposant d'avantages comparatifs contrastés (coût des facteurs de production – coût du travail, accès aux intrants...) et entre producteurs d'efficacités contrastées (en raison de technologies différentes) conduit à un processus d'exclusion, de sélection et d'ajustement qui pourrait ainsi entraîner une réduction tendancielle des primes sur le long terme (Villalobos, 2004; Killian et al., 2006). Ce processus est susceptible de remettre en cause le principe même de ce dispositif et son intérêt comme mécanisme de compensation d'efforts fournis par les producteurs au titre de pratiques plus respectueuses de l'environnement (Le Coq et al., 2011).

55 Enfin, la durabilité du dispositif de certification, au-delà des seuls aspects financiers, dépend de la capacité à maintenir sa légitimité aux yeux des payeurs (les consommateurs) et donc dépend de la crédibilité du système en termes d'efficacité et d'efficacité ainsi qu'en termes d'institutions qui les gèrent.

Conclusion

56 Dans cet article, nous avons présenté un historique du processus de conceptualisation des SE en économie ainsi qu'une typologie des acceptions de la notion de service que nous avons construite. Cette typologie permet de préciser les courants d'analyse économique sous-jacents aux différentes représentations des SE. Elle permet de mieux comprendre les différences voire les oppositions et les possibilités d'articulation des dispositifs de « paiements » ou de « compensation » qui en découlent.

57 Si de nombreuses convergences en termes de structure et de fonctionnement entre les dispositifs « service-externalité » avec son archétype PSE et « service-produit joint » peuvent être mis en lumière, ces derniers divergent néanmoins en termes de régime de gouvernance. Les premiers (PSE) bien que s'appuyant sur une rhétorique marchande sont des « dispositifs territoriaux » (nationaux ou locaux) fortement dépendants de règles établies par des acteurs directement impliqués dans leurs mécanismes. Les seconds (certifications et labels) sont des dispositifs filière (insérés dans les modes de régulation de marchés existants) et dépendent donc de la gouvernance au sein des filières ou « *global value chains* », au sens de Gereffi et al. (2005). Les formes de rémunération du « services-produits joints » se greffent sur des marchés existants, ce qui n'est pas le cas des « services-externalités », qui appellent la création de dispositifs nouveaux, impliquant des coûts de transaction élevés – identification de la demande, détermination du consentement à payer, mise en place d'institutions pour les faire fonctionner.

58 L'analyse des « services-activités » s'appuie quant à elle sur l'étude d'un secteur particulier, porté principalement par des acteurs publics locaux et des entreprises. Elle permet cependant d'éclairer des enjeux transversaux à l'ensemble des services environnementaux, tels l'importance de structures de gouvernance stable dans le temps (ainsi, la prise en charge de l'eau potable ou des déchets par les collectivités remonte au milieu du XXe siècle dans la plupart des pays développés). Le poids du secteur économique des services environnementaux montre aussi la prégnance du choix politique sur le découpage entre public et privé, ce choix étant propre à un contexte et une époque donnée (Kaul, 2001; Baron, 2006).

59 L'argument que nous avons soutenu dans cet article est que loin de se cantonner aux techniques d'évaluation monétaire, l'analyse économique des SE permet de fournir, dans une posture plus distanciée, des éléments de compréhension tout à fait pertinents sur les caractérisations des SE, ainsi que les dispositifs permettant la production de SE avec les intérêts économiques et politiques qu'ils servent.

Bibliographie

Adhikari, B., 2009, *Market-Based Approaches to Environmental Management: A Review of Lessons from Payment for Environmental Services in Asia*, ADBI Working Paper 134, Tokyo: Asian Development Bank Institute. [En ligne] URL : <http://www.adbi.org/workingpaper/2009/03/26/2906.market.based.approaches.environmental.mngt>

Aznar, O., P. Jeannaux et C. Déprès, 2009, Les services environnementaux de l'agriculture : entre logique de compensation et de prestation, communication aux 3èmes journées de recherche en sciences sociales, INRA-SFER-CIRAD, 9-11 décembre.

Aznar, O. et P. Perrier-Cornet, 2003, Les services environnementaux dans les espaces ruraux : une approche par l'économie des services, *Économie rurale*, 273-274: 142-157.

Bacon, C., 2005, Confronting the Coffee Crisis: Can Fair Trade, Organic, and Specialty Coffees Reduce Small-Scale Farmer Vulnerability in Northern Nicaragua?, *World Development* 33(3): 497-511.

Baron, C., 2006, Mutations institutionnelles et recompositions des territoires urbains en Afrique : une analyse à travers la problématique de l'accès à l'eau, Développement durable et territoire, Dossier 6 : Les territoires de l'eau, [En ligne] URL : <http://developpementdurable.revues.org/document2940.html>

Bass, T., K. Thornber, M. Markopoulos, S. Roberts et M. Grieg-Gran, 2001, *Certification's impacts on forests, stakeholders and supply chains: instruments for sustainable private sector forestry series*, London: International Institute for Environment and Development.

Baumol, W. J. et W.E. Oates, 1988, *The theory of environmental policy*, Cambridge University Press, New York.

Baylis, K., S. Peplow, G. Rausser et L. Simon, 2008, Agri-environmental policies in the EU and United States : A comparison, *Ecological Economics*, 65: 753-764.

Bennett, M. T., 2008, China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual?, *Ecological Economics*, 65(4): 699-711.

Boisvert, V. et A. Caron, 2010, « La conservation de la biodiversité un nouvel argument de différenciation des produits et de leur territoire d'origine », *Géographie Économie et Société*, 12: 309-331

Braat, L. et P. ten Brink (eds.), 2008, *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, rapport pour la Commission européenne, Wageningen/Bruxelles.

Bruijnzeel, L.A., 2004, Hydrological functions of moist tropical forests: Not seeing the soil for the trees?, *Agriculture, Ecosystems & Environments*, 104: 185-228.

Catin M., 1985, *Effets externes : marché et systèmes de décision collective*, Cujas, Paris.

Carpentier, A., C. Nauges, A. Reynaud et A. Thomas, 2006, Effets de la délégation sur le prix de l'eau potable en France. Une analyse à partir de la littérature sur les effets de traitement, *Economie et Prévision*, 174: 1-19.

CGDD (Commissariat général au développement durable), 2010, Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques, *Rapport de la commission des comptes et de l'économie de l'environnement*, collection « Références », [En ligne] URL : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Refbiodiv2.pdf>

Chagoya Fuentes, J. L., 2008, Multidisciplinary Approach to Support the Design of a Local Policy of Payment for Hydrological Ecosystem Services, in a Micro Watershed Located in Northern Veracruz, Mexico, CATIE, University of Bangor, Turrialba, Costa Rica.

Chevassus-au-Louis, B., J.-M. Salles et J.-M. Pujol (dir), 2009, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique*, Centre d'Analyse Stratégique, Rapports et Documents

Chomitz, K. et K. Kumar, 1998, The domestic benefits of tropical forests: A critical review, *World Bank Research Observer*, 13: 13-35.

Coase, R. H., 1960, The problem of social cost, *Journal of law and economics*, n° 3, octobre, p. 1-44, trad. fr. Le problème du coût social, *Revue française d'économie*, 1992: 153-193.

- Corbera, E., N. Kosoy et M. Martinez Tuna, 2007, Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities: Case studies from Meso-America, *Global Environmental Change*, 17: 365-380.
- Costanza, R. et H.E. Daly, 1992, Natural capital and sustainable development, *Conservation Biology*, 6(1): 37-46.
- Costanza, R., R. D'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. Van Den Belt, 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387: 253-60.
- Costanza, R., E. Ostrom, B.S. Low et J. Wilson, 2001, *Institutions, Ecosystems and Sustainability*, Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Daily, G.C. (Ed.), 1997, *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Washington D.C., Island Press.
- Daily, G. C. et K. Ellison, 2002. *The new economy of nature: the quest to make conservation profitable*. Washington, DC, Island Press: Shearwater Books.
- Daniels, A.E., K. Bagstad, V. Esposito, A. Moulaert et C.M. Rodriguez, 2010, Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions?, *Ecological Economics*, 69: 2116-2126
- De Groot, R., 2009, Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations (TEEB D0) Chapter 1*. [En ligne] URL : <http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=4yFN-LAMGI4%3d&tabid=1018&language=en-US>
- Derycke, P.-H. et G. Gilbert, 1988, *Économie publique locale*, Économica, Paris.
- Douai, A. et F.D. Vivien, 2009, Économie écologique et économie hétérodoxe: pour une socio-économie politique de l'environnement et du développement durable, *Économie Appliquée*, 62(3): 117-157.
- Ehrlich, P. R. et A. Ehrlich, 1981, *Extinction: the causes and consequences of the disappearance of species*, Random House, New York.
- Engel, S., S. Pagiola et S. Wunder, 2008, Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues, *Ecological Economics*, 65(4): 663-674.
- FAO, 2007, *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, Rome: FAO.
- Ferraro, P. J. et R.D. Simpson, 2002, The Cost-Effectiveness of Conservation Payments, *Land Economics*, 78: 339-53.
- Fisher, B. K. Turner, M. Zylstra, R. Brouwer, R. de Groot, S. Farber, P. Ferraro, R. Green, D. Hadley, J. Harlow, P. Jefferiss, C. Kirkby, P. Morling, S. Mowatt, R. Naidoo, J. Paavola, B. Strassburg, D. Yu, et A. Balmford, 2008, Ecosystem services and economic theory: integration dor policy-relevant research, *Ecological Applications*, 18(8): 2050-2067.
- Fleury, P. (ed.), 2011, *Agriculture biologique et environnement Des enjeux convergents*, Educagri éditions/ACTA, Paris.
- Froger, G., 2005, Les démarches d'aide multicritère à la décision en économie de l'environnement, *Liaison Energie-Francophonie*, 66-67: 46-53.
- Froger, G., 2008, Développement durable : savoirs et politiques, in Bellier I., Géronimi V., Vernières M., Viltard Y. (Dir.), *Savoirs et politiques de développement – Questions en débat à l'aube du XXIe siècle*, Karthala, Paris, pp. 89-118.
- Froger, G. et P.-A. Maizière, 2013, Les paiements pour services environnementaux permettent-ils de réduire la vulnérabilité des populations locales dans les pays du Sud ?, à paraître in Bresson M., Géronimi V., Pottier N. (dir.), *Vulnérabilité : questions de recherche en sciences sociales*, Presses universitaires Friburg, collection Res socialis.
- Gadrey, J., 2000, The characterisation of goods and services: an alternative approach, *Review of income and wealth*, 46(3): 369-387.
- Garcia, S. et A. Thomas, 2001, The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities, *Journal of Productivity Analysis*, 16(1): 5-29.
- Giovannucci, D., 2003, *The state of sustainable coffee: A study of twelve major markets*. Washington: World Bank.
- Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P.L. Lomas et C. Montes, 2010, The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes, *Ecological Economics* 69(6): 1209-1218.

- Grolleau, G., N. Mzoughi et L. Thiébaud, 2004, Les instruments volontaires : un nouveau mode de régulation de l'environnement?, *Revue internationale de droit économique* XVIII(4): 461-481.
- Haggar, J. et G. Soto, 2011, Análisis del Estado de la Caficultura Orgánica. Consultoría para la Coordinadora de Comercio Justo en América Latina. 60 p.
- Heywood, V.H. et R. Watson (eds), 1995, *Global Biodiversity Assessment*, UNEP-Cambridge, University Press, Cambridge.
- Hui, D., R. Biggs, R.J. Scholes et R. B. Jackson, 2008, Measuring uncertainty in estimates of biodiversity loss: The example of biodiversity intactness variance, *Biological Conservation* 141(4): 1091-1094.
- IFOAM, 2011, *The World of Organic Agriculture Statistics and Emerging Trends 2011*, IFOAM Publications.
- Jeanneaux, P., Aznar O. et C. Déprés, 2011, Les services environnementaux fournis par l'agriculture et leurs modes de gouvernance : un cadre d'analyse économique, *Régions & Cohésion*, 1(3): 117-144.
- Jeanneaux P., O. Aznar et S. de Mareschal, 2012, Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des « services environnementaux », VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], URL : <http://vertigo.revues.org/12908>, DOI : 10.4000/vertigo.12908, consulté le 17 décembre 2012
- Kaul, I., 2001, Public goods: taking the concept to the twenty-first century, in Drache D. (dir.), *The Market of the Public Domain*, Routledge, London and New York, p. 255-273.
- Karsenty, A., T. Sembrès, D. Perrot-Maître, 2009, Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ?, communication 3èmes journées de recherches en sciences sociales INRA SFER CIRAD, Montpellier, 9-10-11 décembre.
- Killian B., C. Jones, L. Pratt et A. Villalobos, 2006, Is sustainable agriculture a viable strategy to improve farm income in Central America? A case study on coffee, *Journal of Business Research*, 59: 322-330.
- Kosoy, N., M. Martinez-Tuna, R. Muradian et J. Martinez-Alier, 2007, Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. *Ecological Economics*, 61: 446-455.
- Lancaster, K. J., 1966, A new approach to consumer theory, *Journal of Political Economy*, 74: 132-157.
- Landell-Mills, N. et I.T. Porras, 2002, Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impacts on the Poor, International Institute for Environmental and Development (IIED), London.
- Laurans, Y., T. Leménager et S. Aoubid, 2011, Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelle perspective dans les pays en développement ?, AFD A Savoir 07, Paris.
- Le Coq, J.F., G. Soto et C. Gonzales, 2011, PES and Eco-Label. A comparative analysis of their limits and opportunities to foster environmental services provision, in B. Rapidel, F. De Clerck, J.-F. Le Coq and J. Beer (Ed.), *Ecosystem services from agriculture and agroforestry: measurement and payment*, Londres, Earthscan Publications, p. 237-264.
- Legrand, T., G. Froger et J.F. Le Coq, 2011, Institutional performance of payments for environmental services: an analysis of the Costa Rican program, communication à la conférence internationale *Payments for ecosystem services and their institutional dimensions*, CIVILand, Berlin, 10-12 novembre.
- Lescuyer, G., A. Karsenty A. et M. Antona, 2004, Looking for sustainable tropical forest management criteria and indicators. The limitation of a normative environmental management approach, in D. Babin (ed.), *Beyond Tropical Deforestation. From Tropical Deforestation to Forest Cover, Dynamics and Forest Development*, Edition UNESCO/CIRAD, p 399-412.
- Martinez-Alier, J., 2002, *The Environmentalism of the Poor*, Cheltenham: Edward Elgar.
- Méral, P. 2012, Le concept de service écosytémique en économie : origine et tendances récentes, *Nature Sciences Sociétés*, 20(1): 3-15.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington DC.
- Moati, P., 2008, L'économie des bouquets. Les marchés de solution dans le nouveau capitalisme, Ed. de l'Aube.
- Muradian, R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy et P.H. May, 2010, Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6): 1202-1208.
- Muradian, R. et W. Pelupessy, 2005, Governing the Coffee Chain: The Role of Voluntary Regulatory Systems. *World Development*, 33(12).

- Nebel, G., L. Quevedo L., J.B. Jacobsen et F. Helles, 2005, Development and economic significance of forest certification: the case of FSC in Bolivia, *Forest Policy and Economics*, 7(2): 175-186.
- OCDE, 1994, La contribution des aménités au développement rural, éd. OCDE, Paris.
- OCDE, 2001, Multifonctionnalité : élaboration d'un cadre analytique, éd. OCDE, Paris.
- OCDE, 2006, Biens et services environnementaux : pour une ouverture des marchés au service de l'environnement et du développement, éd. OCDE, Paris.
- Ostrom, E., 2005, *Understanding institutional diversity*, Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Pagiola, S., 2008, Payments for environmental services in Costa Rica, *Ecological Economics*, 65(4): 712-724.
- Pearce, D. et K. Turner, 1990, *Economics of Natural Resources and the Environment*, Londres, Harvester Wheatsheaf.
- Perrot Maitre, D., 2006, The Vittel payments for ecosystem services: a "perfect" PES case? London: International Institute for Environment and Development.
- PNUE-CDB, 2000, *The ecosystem approach: description, principles and guidelines*. Decisions adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its fifth meeting, Nairobi, 15-26 May.
- Ponte S., 2004, Standards and Sustainability in the Coffee Sector. A Global Value Chain Approach, IISD.
- Pratt, L. et B. Killian, 2008, How much farther can coffee markets take us?, Presentation, November 2008, La Laguna, Tres Ríos Costa Rica, [En ligne] URL : http://www.sintercafe.com/images/downloads/presentations2008/How_much_farther_can_coffee_markets_take_us.pdf
- Quispe, J. L., 2007, Caracterización del impacto ambiental y productivo de las diferentes normas de certificación de café en Costa Rica, CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Raynolds, L., 2000, Re-embedding global agriculture: The international organic and fair trade movements, *Agriculture and Human Values*, 17(3): 297-309.
- Raynolds, L., D. Murray et A. Heller, 2007, Regulating sustainability in the coffee sector: A comparative analysis of third-party environmental and social certification initiatives, *Agriculture and Human Values*, 24: 147-163.
- Røpke, I., 2004, The early history of modern ecological economics, *Ecological Economics*, 50: 293-314.
- Sembrés, T., 2007, *Le paiement pour services environnementaux. Enjeux sociaux en Amérique centrale et ambiguïtés sur la nature d'un nouvel outil de développement durable*, IEP, Paris.
- Sommerville, M., J.P.J. Jones, M. Rahajaharison et E.J. Milner-Gulland, 2010, « The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: A case study from Menabe, Madagascar » *Ecological Economics*, 69: 1262-1271.
- Spash, C.L., 2009, The New Environmental Pragmatists, Pluralism and Sustainability, *Environmental Values*, 18(3): 253-256.
- Stern, N. (dir.), 2006, *The Stern Review Report: the Economics of Climate Change*. London, HM Treasury, 30 October.
- Swallow, B., M. Kallesoe, U. Iftikhar, M. Van Noordwijk, C. Bracer, S. Scherr, K.V. Raju, S. Poats, A. Duraiappah, B. Ochieng, H. Mallee et R. Rumley, 2007, *Compensation and Rewards for Environmental Services in the Developing World: Framing Pan-Tropical Analysis and Comparison*, World Agroforestry Centre, Working Paper N°32.
- Taylor, P. L., 2005, In the Market But Not of It: Fair Trade Coffee and Forest Stewardship Council Certification as Market-Based Social Change, *World Development*, 33(1): 129-147.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), 2010, The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, European Commission. [En ligne], URL : www.teebweb.org.
- Tertre (du), C., 2010, « Modèle industriel » et « modèle serviciel » de performance, *Economies et Sociétés*, n° 10 — Série « économie et gestion des services »: 643-662.
- Teyssède, A., 2010, Les services écosystémiques, notion clé pour explorer et préserver le fonctionnement des (socio) écosystèmes, La nature en questions : Regards et débats sur la biodiversité, Société Française d'Ecologie, Regard n°4, [En ligne], URL : <http://www.sfecologie.org/2010/regards-4-teyssedre/>.
- US Environmental Protection Agency, 2009, *Valuing the protection of ecological systems and services*. EPA Sci. Advis, Board Rep., Washington D.C.

- Villalobos, A., 2004, Precios y premios del café sostenible en América Latina, EEUU y Europa, Centro de Inteligencia sobre Mercados Sostenibles (CIMS), Alajuela, Costa Rica.
- Wendland, K.J., M. Honzák, R. Portela et B. Vitale, 2010, Targeting and implementing payments for ecosystem services: opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar, *Ecological Economics*, 69: 2093-2107.
- Westman, W. E., 1977, How much are nature's services worth, *Science*, 197(4307): 960-964.
- Wunder, S., 2005, *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, CIFOR Occasional Paper 42, Center for International Forestry Research, Bogor.
- Wunder, S., 2006, Are direct payments for environmental services spelling doom for sustainable forest management in the tropics?, *Ecology and Society*, 11(2): 23.
- Wunder, S., 2011, Payments for environmental services: institutional preconditions in developing countries, communication à la conférence internationale *Payments for ecosystem services and their institutional dimensions*, CIVILand, Berlin, 10-12 novembre.
- Wunder, S. et M. Albán, 2008, Decentralized payments for environmental services: The cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador, *Ecological Economics*, 65(4): 685-698.
- Wunder, S. et M. T. Vargas, 2005, Beyond "Markets", Why Terminology Matters. [En ligne] URL : <http://www.naturabolivia.org/informacion/-Beyond%20markets.pdf>
- Wunder, S., S. Engel et S. Pagiola, 2008, Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries, *Ecological Economics*, 65(4): 834-852. 

Notes

1 C'est-à-dire les effets non intentionnels que les activités d'une personne ou d'une entreprise ont sur d'autres. Les externalités peuvent nuire ou bénéficier aux autres – autrement dit être négatives ou positives. Et surtout, elles sont « externes » au marché en ce sens qu'elles ne font pas l'objet de transactions marchandes, et donc n'ont pas de valeur marchande.

2 Au-delà des réseaux qui alimentent les réflexions sur l'interface économie – environnement (*Ecosystem Valuation, Earth Economics, Earthtrends...*) et de ceux à visée plus médiatique (*Guardian Environment Network, Business Green.com, Ecoworldly...*), on mentionnera ceux directement orientés vers le financement de la conservation : *Conservation Finance Alliance, Katoomba group, Ecosystem Marketplace, Avoided Deforestation Partners, BBOP Learning Network, Nature Valuation and Financing Network*, etc... pratiquement tous créés au milieu des années 2000. Leur objectif consiste à renforcer, promouvoir et accroître les connaissances et les compétences autour de la question du financement de la conservation et des paiements pour services écosystémiques et environnementaux. Ils visent également à convaincre les firmes multinationales d'investir dans la conservation (Méral, 2012).

3 Plusieurs initiatives ont ainsi associé les deux disciplines économie et écologie: le panel de la National Academy of Science en 2002 (NRC 2005), le *Natural Capital Project* en 2006 et le comité consultatif de l'US environmental Protection Agency en 2009 (US EPA 2009).

4 Programme ANR Serena (Services environnementaux et usages de l'espace rural). <http://www.serena-anr.org/>

5 Pour une histoire de la pensée économique sur l'environnement à partir des 18^e et 19^e siècles voir Gómez-Baggethun et al. (2010).

6 Il importe de préciser que cette évolution s'inscrit en parallèle à la montée en puissance de « l'approche Écosystèmes » adoptée par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (PNUE-CDB, 2000) par le Global Biodiversity Assessment (Heywood et Watson, 1995) ou encore par le consortium PNUE, Banque mondiale, World Resources Institute (WRI) et le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) lors de la publication du rapport World Resources 2000-2001.

7 Voir également l'étude européenne « *The Cost of Policy Inaction* » (Braat et al., 2008).

8 Plusieurs débats portent sur l'évaluation monétaire des SE (Méral, 2012). Ils concernent les aspects méthodologiques liés aux calculs économiques et aux techniques d'évaluation sous-jacentes. Par exemple, les méthodes d'évaluation supposent des systèmes stables. Comment peuvent-elles prendre en compte des écosystèmes par nature dynamiques et stochastiques? Deuxièmement, on relève toute une série de discussions de nature plus éthique, c'est-à-dire sur les sous-basements utilitaristes de l'évaluation monétaire des SE. Recourir à l'évaluation monétaire revient à ne retenir que les préférences humaines

comme élément de la valeur et évacuer de fait les valeurs non humaines, notamment fonctionnelles, des écosystèmes. Troisièmement, de nombreuses discussions portent sur l'intérêt de ce type de calcul par rapport à la prise de décision politique. Si pour certains ces évaluations peuvent faciliter la prise de décision politique en apportant des données essentielles jusque-là rarement mobilisées, pour d'autres, au contraire, le caractère global du calcul peut être contreproductif sur le plan politique, car il laisse croire que tous les aspects de la nature à tout endroit possèdent le même besoin de conservation. Pour une présentation des controverses et des réponses apportées, voir le numéro spécial d'*Ecological Economics* paru en 1998 (vol. 25, n° 1).

9 La théorie des services rassemble des travaux très hétérogènes, avec cependant un élément commun qui traverse les approches développées dans ce champ de recherche : le débat sur la distinction à opérer entre les biens et les services. Ce débat a fortement évolué, en particulier dans la période contemporaine, alors que, historiquement, depuis les physiocrates et Adam Smith il a été longtemps focalisé sur la frontière entre les activités productives et celles considérées comme improductives. Un ensemble de travaux se référant à l'économie des services part d'une délimitation des activités de services en termes de secteurs d'activité (c'est-à-dire toutes les activités ne pouvant être classées dans le secteur primaire ou le secteur secondaire) sans que cette délimitation ne fasse vraiment l'objet d'un travail de définition théorique. Il existe en parallèle de multiples définitions des services.

10 L'économie des fonctionnalités (du Tertre, 2010) est un courant assez récent en économie : il rassemble un ensemble hétéroclite de travaux d'économistes et de gestionnaires qui s'intéressent à l'intégration progressive des biens et des services. Il s'agit de vendre des « fonctionnalités » (parfois appelées « solutions ») à l'utilisateur/consommateur, plutôt que des biens ou des services séparément.

11 Cette tertiarisation concerne également de plus en plus le secteur forestier.

12 La littérature retient souvent le terme de « fournisseur » (*provider* en anglais) qui paraît problématique pour les cas où l'agent est rémunéré pour réduire une pollution. Le terme de « producteur » semble plus neutre, et par ailleurs fait référence au fait que les agents économiques rémunérés par les PSE sont presque toujours des producteurs au sens économique (exploitants forestiers et agriculteurs en particulier) (Laurans et al., 2011).

13 Suite à plusieurs critiques formulées notamment par Muradian et al. (2010), Wunder (2011) a amendé ses propres critères de la manière suivante : la transaction est « volontaire » dans une certaine mesure du côté de l'acheteur et entièrement du côté du producteur; le service environnemental peut être précis ou constituer un « panier »; le service peut être acheté par un acheteur (bénéficiaire) ou une entité publique; il est « fourni » par un producteur ou une communauté; la conditionnalité est sous-jacente dans la conception et le fonctionnement des dispositifs.

14 Démontrer une additionnalité implique de définir un « scénario sans projet PSE », le comparer avec un « scénario avec projet » et en déduire « l'effet net » du projet PSE, qui constitue la composante additionnelle.

15 Le rapprochement entre la théorie coasienne et les PSE sert de support à de très nombreux articles (cf. Muradian et al., 2010). Selon Coase (1960), si l'hypothèse de nullité des coûts de transaction est vérifiée, indépendamment de l'allocation initiale des droits de propriété sur les actifs, l'optimum social peut être atteint via la négociation. L'internalisation des externalités par la négociation bilatérale permet de fonder conceptuellement des instruments de politique environnementale contractuels volontaires et/ou la création de marchés ou quasi-marchés sur lesquels peuvent s'échanger des droits d'émissions ou d'usage permettant d'apporter des solutions aux problèmes d'environnement.

16 Même si la rhétorique « pollueur payeur » est parfois mobilisée pour justifier le paiement par les bénéficiaires de service par exemple au Costa-Rica avec la taxe sur les combustibles fossiles, reversée au système de PSE.

17 Le Costa Rica est un pays pionnier dans la mise en œuvre de PSE au travers de la mise en place d'un programme national, le PPSE (Programme de paiements pour services environnementaux) (ou *PSA – Pago por Servicios Ambientales*) institué en 1996 par la loi forestière 7575 avec pour objectif d'enrayer la déforestation (Daniels et al., 2010; Legrand et al., 2011; voir aussi Lecoq et al., ce numéro). Le Fonds financier forestier national (FONAFIFO), le fonds fiduciaire responsable de la gestion du PPSE, achète à des propriétaires terriens (généralement individuels) les services générés par certains usages des terres. Ainsi, plusieurs modalités d'usage des terres peuvent faire l'objet de paiements : (1) la reforestation à travers des plantations (depuis la loi forestière), (2) la conservation des forêts existantes (depuis la loi forestière), (3) la régénération naturelle de la forêt (depuis 2005), (4) les systèmes agroforestiers (depuis 2003), (5) l'exploitation forestière durable (instituée par la loi forestière, retirée en 2002 et réintroduite en 2010). Ce programme public est unique par sa durée, son ampleur et la diversité de ses financements. De 1997 à 2008, les 8 345 contrats de PSE ont couvert près de 670 000 hectares, soit environ 13% du territoire national. Par sa capacité à servir de plateforme institutionnelle pour différentes sources de financement, le programme a distribué dans le même temps plus de 175 millions d'USD aux vendeurs de SE, issus principalement d'une taxe sur les hydrocarbures mais également de bailleurs de fonds internationaux

(Banque Mondiale, Fonds pour l'environnement mondial, GTZ), du secteur privé national et de divers investisseurs.

18 À titre d'exemple, le lien entre PSE et changement de comportement des acteurs est soumis à débat : le manque d'additionnalité de certains PSE est parfois souligné, notamment pour les PSE nationaux comme celui du Costa-Rica (Wunder et al., 2008) ou celui du Mexique (Alix-Garcia et al., 2009).

19 Cet amalgame, regrettable sur le plan théorique, entre des services écosystémiques et des services marchands permet pour l'OCDE ou l'OMC d'envisager différentes voies d'extension de l'action des entreprises du secteur des services environnementaux.

20 Ils incluent les services qui donnent lieu à des activités de valorisation touristique.

21 Nous ne considérons ici que les certifications et labels visant à différencier des produits agricoles et agroalimentaires intégrant une dimension environnementale dans leur cahier des charges. Nous n'incluons pas les indications géographiques, bien que certaines recouvrent une composante environnementale (Boisvert et Caron, 2010). De même, nous n'incluons pas les normes de l'*International standard organisation* (ISO) portant sur la gestion environnementale des entreprises, comme les ISO 14000.

22 Dans le secteur du café par exemple, qui est l'un des produits d'échange international les plus importants, on compte aujourd'hui au-delà des labels biologiques et certifications environnementales, 6 autres certifications, tels que *Bird Friendly* créé en 1998 par le *Smithsonian Migratory Bird Centre*, *Utz Kapeh* (aujourd'hui *Utz Certified*) créé en 1999 par un groupe d'entreprises européennes de la grande distribution, *Rainforest Alliance* créé en 2003 par le réseau d'agriculture durable — *Sustainable Agriculture Network* (SAN), *C.A.F.É. practices* (Coffee and Farmer Equity practices) créés en 2004 par l'entreprise *Starbucks*, le Code commun de la communauté du café (*Common Code for Coffee Community — 4C*) créé en 2005 par des entreprises privées et des organisations internationales du secteur du café avec l'appui de la coopération allemande, et plus récemment, la certification Nespresso AAA de l'entreprise Nestlé en 2006 (Raynolds et al. 2007; Muradian et al., 2005).

23 Même si dans certains cas les certifications environnementales peuvent être considérées comme des barrières à l'entrée. Par exemple dans le domaine de l'ananas, il est aujourd'hui impossible d'exporter vers le marché européen si les producteurs n'ont pas la certification *Global Gap* par exemple.

24 Pratiques qui font l'objet de règles définies préalablement dans le manuel des procédures du PSE, ou dans la norme ou le cahier des charges dans le cas des Eco-label. La conformité des pratiques fait l'objet de contrôles par des organismes certificateurs accrédités (certification par tiers dans le cas de l'AB).

25 Seul le commerce équitable offre un prix plancher et des primes fixés à l'avance. Pour autant, comme pour les autres types de certifications, les producteurs n'ont aucune garantie en termes de débouchés. Ils peuvent se trouver dans l'impossibilité d'écouler toute leur production dans le circuit du commerce équitable.

26 Sauf quand celle-ci est prise en charge par des programmes de coopérations, voire dans le cadre des incitations à la conversion biologique dans le cadre du commerce équitable.

27 En particulier, si le lien entre usage du sol et fixation de carbone est relativement bien défini pour la majorité des écosystèmes et aisément mesurable et le lien entre usage du sol et biodiversité, quoique plus complexe, est également identifiable et mesurable (Hui et al., 2008), celui entre usage du sol et service hydraulique est souvent difficilement démontrable vu la complexité du fonctionnement hydraulique (Chomitz et al., 1998; Bruijnzeel, 2004; Chagoya, 2008)

28 Par exemple dans le cas du café, une étude de cas a montré des différences significatives de pratiques entre producteurs certifiés et non certifiés (notamment en agriculture biologique) (Quispe, 2007). Toutefois, ces différences peuvent être dues davantage à des différences de situation antérieure qu'à l'obtention de la certification.

29 En 2006, le volume de la production de café certifié était jusqu'à six fois supérieur aux volumes effectivement vendus comme produits certifiés (estimation des auteurs, basée sur Pratt et al., 2008).

30 Sous la pression des petits producteurs du Sud, l'IFOAM a lancé une réflexion sur des démarches de certification collective ou participative pour promouvoir l'agriculture biologique; c'est également le cas dans les pays du Nord avec, notamment, la démarche promue par « Nature et Progrès » marque de certification privée AB.

Pour citer cet article

Référence électronique

Géraldine Froger, Philippe Méral, Jean-François Le Coq, Olivier Aznar, Valérie Boisvert, Armelle Caron et Martine Antona, « Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne],

Volume 12 numéro 3 | décembre 2012, mis en ligne le 15 décembre 2012, consulté le 07 janvier 2014.
URL : <http://vertigo.revues.org/12900> ; DOI : 10.4000/vertigo.12900

À propos des auteurs

Géraldine Froger

Économiste, maître de conférences habilitée à diriger des recherches, Cemotev, Université de Versailles Saint Quentin en Yvelines, 47 bd Vauban, 78 047 Guyancourt Cedex, France, Courriel : geraldine.froger@uvsq.fr

Philippe Méral

Économiste, IRD UMR GRED, 911 avenue Agropolis, BP 64501, 34 394 Montpellier cedex 5, France, Courriel : philippe.meral@ird.fr

Jean-François Le Coq

Agroéconomiste, chercheur au Centre de Coopération International en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) – UMR ART-Dev ; professeur associé au Centro Internacional de Política Económica para el Desarrollo Sostenible (CINPE) de la Universidad Nacional del Costa Rica (UNA); aptado 739-3000 Heredia, Costa Rica; Courriel : jflecoq@cirad.fr

Olivier Aznar

Chercheur en économie au sein d'IRSTEA (Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture), UMR Métafort, 24 av des landais — BP 50 085, 63172 AUBIERE Cedex, France, Courriel : olivier.aznar@irstea.fr

Valérie Boisvert

Économiste, Université de Lausanne, Institut de géographie et durabilité, Bâtiment Géopolis, CH-1015 Lausanne, Suisse, Courriel : valerie.boisvert@unil.ch

Armelle Caron

Docteure en économie de l'environnement, Ingénieure de Recherche, AgroParisTech, 24, avenue des Landais - 63170 AUBIERE — France, Courriel : Armelle.Caron@agroparistech.fr

Martine Antona

Économiste, CIRAD, UR GREEN, Campus international de Baillarguet, TA C-47 / F, 34398 Montpellier Cedex 5, France, Courriel : martine.antona@cirad.fr

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Depuis le milieu des années 1990, la notion de services écosystémiques a connu une popularité croissante tant académique qu'opérationnelle. L'objectif de cet article est d'en analyser les différentes significations dans le champ disciplinaire de l'économie. Dans ce cadre, il est important de revenir sur la généalogie du terme de services écosystémiques pour proposer par la suite une typologie qui les traite sous l'angle, soit des externalités, soit des prestations de services, soit de services intégrés à un produit de consommation faisant l'objet d'un échange marchand. Sur la base de la typologie que nous avons élaborée, nous analysons de manière critique plusieurs instruments de régulation des services concernés.

Since the mid-1990s, the concept of ecosystem services has been growing in popularity at academic and operational level. The aim of this paper is to analyse the different meanings of these concepts in economic science. In this context, it is important to explain the origin of the notion of ecosystem services in order to put forward a typology that treats them as externalities, or as provision of services, or as services included in a product subject to a market transaction. On the basis of our typology, we develop a critical analysis on various regulating instruments for these services.

Entrées d'index

Mots-clés : économie, services écosystémiques, externalité, activité, produit joint, paiements, services environnementaux

Keywords : economics, ecosystem services, externality, activity, joint product, payments, environmental services