



HAL
open science

L'économicisation de la nature, réalités historiques et mythes contemporains

Harold Levrel, Antoine Missemmer

► **To cite this version:**

Harold Levrel, Antoine Missemmer. L'économicisation de la nature, réalités historiques et mythes contemporains. 2016. halshs-01387121

HAL Id: halshs-01387121

<https://shs.hal.science/halshs-01387121v1>

Preprint submitted on 25 Oct 2016

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



FAERE

French Association
of Environmental and Resource Economists

Working papers

L'économicisation de la nature,
réalités historiques et mythes
contemporains

Harold Levrel - Antoine Missemmer

WP 2016.24

Suggested citation:

H. Levrel, A. Missemmer (2016). L'économicisation de la nature, réalités historiques et mythes contemporains. *FAERE Working Paper*, 2016.24.

ISSN number: 2274-5556

www.faere.fr

**L'ÉCONOMICISATION DE LA NATURE,
RÉALITÉS HISTORIQUES ET MYTHES CONTEMPORAINS**

Harold LEVREL¹
AgroParisTech, CIRED

Antoine MISSEMER²
CNRS, CIRED

-

Résumé : Il est fréquent d'entendre dans le débat public et scientifique que l'économie, en investissant les sujets environnementaux, a fini par aliéner l'essence même de la nature, vue désormais comme un ensemble de biens, de services et de capitaux à préserver, voire à faire fructifier, sans égard pour les dimensions extra-économiques et symboliques qu'elle revêt. Cette économicisation de la nature s'exprimerait à travers des mécanismes de monétarisation, de privatisation et de marchandisation regrettables. Sans doute ces phénomènes sont-ils bien réels. Ils méritent néanmoins d'être examinés de près pour constater d'une part qu'ils ne sont pas nouveaux dans l'histoire des rapports homme-nature, et pour souligner d'autre part qu'ils entrent en concurrence avec des logiques de dés-économicisation de la nature, qu'il s'agit aussi de prendre en compte aujourd'hui. Notre contribution a donc pour ambition d'éclaircir le débat, en distinguant ce qui relève de la réalité et ce qui relève davantage du mythe dans cette économicisation de la nature, en soulignant que cette dernière n'est ni nouvelle, ni irréversible, ni univoque et qu'elle ne semble pas indéfectiblement liée à l'essor du (néo)libéralisme.

Mots-clés : nature, services écosystémiques, biodiversité, évaluation monétaire, marchandisation, privatisation, commodification.

Codes JEL : B1, B2, N5, Q2, Q5.

¹ harold.levrel@agroparistech.fr | CIRED – Centre international de recherche sur l'environnement et le développement, 45 bis av. de la Belle Gabrielle, 94736 Nogent-sur-Marne Cedex, France.

² missemer@centre-cired.fr | CIRED – Centre international de recherche sur l'environnement et le développement, 45 bis av. de la Belle Gabrielle, 94736 Nogent-sur-Marne Cedex, France.

Introduction

Que les dynamiques de destruction de la nature aient pour origine des forces économiques, en particulier dans le cadre du système capitaliste tel qu'il s'est développé à partir du XIX^e siècle, la plupart des observateurs en conviennent. Que ces mêmes forces économiques puissent aujourd'hui fournir des outils de protection de la nature fait en revanche débat au sein de la communauté s'intéressant à la conservation de la biodiversité (scientifiques, politiques, ONG, citoyens). Les uns voient dans l'économicisation de la nature une façon d'orienter les activités de production et de consommation vers des modes de développement tenant compte des contraintes environnementales³. Les autres dénoncent une nouvelle forme d'impérialisme économique impliquant une instrumentalisation de la nature et des logiques court-termistes et spéculatives. Tous s'accordent néanmoins pour dire que la mise en économie de la nature a pris une ampleur inédite à partir des années 1980, sous l'impulsion du néolibéralisme (voir par exemple Castree, 2008a ; 2008b ; Feydel et Bonneuil, 2015 ; Gómez-Baggethun et al., 2010 ; Heal, 2000 ; Maris, 2014 ; Robertson, 2004 ; Spash, 2011).

L'économicisation de la nature recouvre une diversité de concepts dont il est parfois difficile de saisir les contours : privatisation, monétarisation, marchandisation, libéralisation, financiarisation, etc. Elle est présentée comme une série de glissements, voire comme une chaîne causale, entre différents phénomènes : i) la création d'un lexique économique appliqué à la nature (exemple : la notion de services écosystémiques) permettrait ii) la monétarisation de la nature (pour fixer un prix) qui iii) faciliterait la privatisation de la nature, puis iv) sa marchandisation (échange des droits de propriété acquis) et sa financiarisation (séparation entre le droit de propriété et son collatéral matériel).

L'objet de notre contribution n'est pas de discuter des avantages et des inconvénients de l'économicisation de la nature, mais d'examiner la réalité de cette economicisation, en nous appuyant sur les exemples de la France et des Etats-Unis⁴. Dans quelle mesure l'économicisation de la nature est-elle un phénomène récent lié à la renaissance du libéralisme

³ Voir par exemple les argumentaires des programmes « The Economics of Ecosystem and Biodiversity » (TEEB, <http://www.teebweb.org>), « Ecosystem Market Place » (<http://www.ecosystemmarketplace.com>) ou encore « Natural Capital Project » (<http://www.naturalcapitalproject.org>).

⁴ La littérature critique mobilise également abondamment ces exemples. Une analyse complémentaire pourrait être menée sur d'autres aires géographiques, notamment sur les pays du Sud que nous n'évoquerons ici qu'épisodiquement. Ces pays sont potentiellement le théâtre d'une economicisation de la nature aujourd'hui plus marquée, car les conflits d'usage (des ressources, des espaces) y sont parfois nombreux, ne serait-ce que pour des raisons de croissance démographique. Pour autant, mettre l'accent sur des pays de l'OCDE (France, Etats-Unis) présente l'avantage d'un recul historique plus important dans l'évaluation de la réversibilité et du caractère univoque de ce phénomène d'économicisation de la nature.

économique ? S'agit-il aujourd'hui de la seule logique à l'œuvre ou constate-t-on au contraire des phénomènes inverses de sortie de l'économie pour certains objets environnementaux ? Pour répondre à ces questions, nous allons procéder en deux temps. Une première partie adopte une perspective historique pour voir si des phénomènes de grande ampleur d'économicisation de la nature ont pu exister à d'autres époques que la nôtre. La deuxième partie examine la période contemporaine, en soulignant les dynamiques existantes de sortie des logiques économiques. Au fil de ces deux parties nous reviendrons sur la chaîne causale évoquée plus haut pour mesurer la pertinence des enchaînements logiques qui y sont décrits.

Ces deux parties vont nous amener à nuancer ce qui est souvent affirmé sur l'économicisation de la nature. S'il existe bien des mécanismes de mise en économie du vivant, des ressources et des espaces naturels, force est de constater que ces mécanismes ne sont ni nouveaux, ni irréversibles, ni univoques, et que le lien avec l'essor du néolibéralisme ne nous apparaît pas indéfectible. Par ailleurs, ces phénomènes d'économicisation s'accompagnent aujourd'hui de phénomènes tout aussi importants de dés-economicisation de la nature.

1. L'économicisation de la nature, d'hier à aujourd'hui

Il n'est pas rare de lire que l'économicisation de la nature est un phénomène récent, qui se renforce au fil des années, en particulier depuis les publications remarquées du MEA (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) et du TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010). Gómez-Baggethun et al. (2010) tentent ainsi de montrer comment on est passé d'une notion de services écosystémiques à l'apparition de marchés. En France, cette critique est reprise par des auteurs qui soulignent les risques issus de cette dynamique néolibérale appliquée à l'environnement (Feydel et Bonneuil, 2015 ; Gadrey et Lalucq, 2015 ; Maris, 2014). L'économicisation semble pourtant plus ancienne qu'il n'y paraît, tant en termes de lexique économique appliqué à la nature (§1.1) qu'en termes de monétarisation (§1.2), de privatisation et de marchandisation (§1.3) des objets environnementaux. Son lien avec le tournant néolibéral des années 1980 pose également question (§1.4).

1.1. Le lexique économique et l'approche utilitariste appliqués à la nature

Appliquer un lexique économique à la nature représenterait un investissement de forme pour mieux adapter cette dernière à la logique marchande (Fourcade, 2011 ; Maris,

2014). À première vue, l'usage d'un tel lexique est assez récent dans l'histoire des rapports homme-nature (voir Castree et Henderson, 2014, p. 24). L'exemple de la notion de service écosystémique, formalisée dans les années 1970 et 1980 (Ehrlich et Mooney, 1983), est à cet égard illustratif. En focalisant l'attention sur les bénéfices offerts par la nature à l'homme, cette notion inscrit la protection, la destruction ou la restauration de l'environnement dans des logiques de justifications fondées sur les calculs coûts-bénéfices. Les stocks de ressources exploités ne sont d'ailleurs pas les seuls éléments considérés ; toutes les interactions écologiques qui offrent, directement ou indirectement, des bénéfices à l'homme (comme par exemple la filtration de l'eau), ainsi que toutes les composantes de la biodiversité qui fournissent des bénéfices non marchands (comme par exemple les activités récréatives de la nature), sont ainsi désignées. Mais si la notion de service écosystémique est bel et bien récente, l'usage d'un lexique économique pour décrire la nature et les dynamiques qui l'animent est loin d'être nouveau.

Rappelons qu'il existait une économie animale au XVII^e siècle (Charlton, 1658 ; voir Balan, 1975), qui visait à décrire les mécanismes se rapportant aux fonctions internes d'un organisme, et aux interactions de cet organisme avec son environnement. Peu après, à l'époque des Lumières, les premiers naturalistes ont inscrit leurs travaux dans une vision anthropocentrée du monde. Selon Linné, rien n'est inutile dans la nature, et Buffon considère quant à lui que la nature n'est digne de l'attention de l'homme que dans la mesure où elle lui est utile (Roger, 1993). Cette vision ne provient pas des premiers écologues du XIX^e siècle mais bien des premiers naturalistes du XVIII^e siècle qui cherchaient à organiser et décrire la nature. En témoigne l'essor à ce moment-là d'une « économie rustique », qui préfigure, en un sens, une science des services écosystémiques. Comme l'Encyclopédie de Diderot (1755, p. 349) la définit, l'économie rustique est « l'art de connaître tous les objets utiles et lucratifs de la campagne, de se les procurer, de les conserver, et d'en tirer le plus grand avantage possible. Cette manière de s'enrichir est d'une étendue prodigieuse : c'est un tribut imposé sur tous les êtres de la nature ; les éléments mêmes n'en sont pas exceptés. Ce serait un ouvrage considérable que l'exposition seule des choses qui sont comprises dans l'*économie rustique* ». Née au XVIII^e siècle, cette vision instrumentale de la nature se déploie au XIX^e siècle. Ernst Haeckel (1874, p. 637-638.), considéré comme le père de l'écologie, décrit sa discipline comme « une économie de la nature ». Les écologues n'hésiteront pas, au fil du développement de leur discipline, à utiliser des concepts empruntés à l'économie tels que les notions de productivité, de consommateur, de producteur, de richesse, etc.

Remarquons que cet emprunt lexical est en réalité réciproque. Dès le XVIII^e siècle, certains écrits de nature économique s'inspirent des dynamiques que l'on qualifie aujourd'hui d'écosystémiques. Quesnay (2005 [1758]), médecin et économiste, décrit la circulation des richesses dans l'économie comme la circulation des fluides dans un organisme. Plus tard, Sergueï Podolinsky (1880a ; 1880b) propose une description de l'économie à partir des relations existant entre le règne végétal (créateur de richesse) et le règne animal (destructeur de richesse), en formalisant le rôle que l'homme peut ici jouer ainsi que les dynamiques d'accumulation et de dispersion des richesses (évaluées en unités d'énergie).

À la fin du XIX^e siècle apparaît explicitement l'idée de conserver la nature à partir d'arguments économiques. Se développe à cette époque une véritable économie écologique avant l'heure que l'on nomme alors « économie ornithologique », « économie zoologique », « économie botanique », ou encore « économie entomologique » (Kellogg et Doane, 1915 ; Palmer, 1899 ; Rhoads, 1898). L'économie ornithologique est la plus illustrative de la manière dont la notion de service écosystémique est déjà développée à cette époque (Kronenberg, 2014). T. S. Palmer la décrit en 1899 (p. 259) comme « the study of birds from the standpoint of dollars and cents. It deals with birds and their relation to agriculture, horticulture, trade and sports; it traits of species important to the farmer, the fruitgrower, the game dealer, the milliner, and the sportsman » (cité par Kronenberg, 2014, p. 166). Le principal service écosystémique évalué à l'époque est celui de la régulation des espèces nuisibles par des oiseaux protecteurs de cultures. L'économie ornithologique a connu un grand succès entre 1870 et 1930, conduisant à la création d'une division spécifique au sein du Département américain de l'agriculture, ce qui montre que ce courant était bien reconnu institutionnellement et pas uniquement le fait de quelques scientifiques isolés. Elle a ensuite perdu de l'influence face à l'accroissement des intrants chimiques, jugés plus fiables et plus flexibles que les oiseaux⁵.

La vision instrumentale de la nature portée par ces différents courants n'est pas sans accointance avec l'essor des thèses utilitaristes en philosophie et en économie, dès la fin du XVIII^e siècle (Bentham, 1789 ; Mill, 1863). L'utilité (individuelle et collective) est alors considérée comme finalité de l'action. Dans ce cadre, il devient cohérent de voir la nature comme un ensemble d'éléments et de propriétés utiles à l'homme, plutôt que comme un tout symbolique et extra-économique. Le regard utilitariste porté sur la nature n'est en aucune façon l'apanage du tournant du XXI^e siècle, comme en témoigne le premier épisode

⁵ Entre 1915 et 1946, le ratio des publications des scientifiques de l'US Department of agriculture concernant l'usage des oiseaux vs. l'usage des pesticides est passé de 1:1 à 1:20 (Kronenberg, 2014).

conservationniste américain, dans les années 1900. À l'époque s'opposent deux visions de la nature : une vision contemplative incarnée par le préservationnisme de John Muir, où les espaces naturels doivent être sanctuarisés, avec une finalité tout autant esthétique que naturaliste (voir Bergandi et Galangau-Quérat, 2008 ; Hays, 1959) ; et une vision instrumentale portée par le conservationnisme de Gifford Pinchot, où les ressources et les espaces méritent d'être protégés afin d'être valorisés pour le bien-être humain. Pinchot (1910, p. 48) ne cache pas l'ascendance utilitariste de son mouvement, lui donnant pour devise la recherche du « plus grand bonheur du plus grand nombre, le plus longtemps possible », une maxime qui n'est pas sans rappeler l'héritage benthamien et qui a conduit certains observateurs à qualifier le conservationnisme d'utilitarisme « amendé » (McConnell, 1954, p. 469). Dans les premières années du XX^e siècle, le conservationnisme a beaucoup pesé sur la politique environnementale américaine, signe que l'approche utilitariste de la nature a pu se déployer abondamment à d'autres époques que la nôtre.

1.2. La monétarisation de la nature

La monétarisation des services écosystémiques, en particulier de ceux qui ne sont pas valorisables sur les marchés, est une autre dérive mentionnée dans la littérature (Feuillette et al., 2016 ; Gadrey et Lalucq, 2015 ; Levrel, 2013 ; Maris, 2014 ; O'Connor et Spash, 1999). L'origine contemporaine de la monétarisation de la nature (hors matières premières) peut être fixée au moment de l'évaluation monétaire des bénéfices non marchands des dommages associés à la marée noire de l'Exxon Valdez en 1989 aux Etats-Unis (Milanesi, 2011). Si cette date est si importante, c'est parce que les cours de justice ont reconnu la validité de l'évaluation monétaire de la biodiversité pour elle-même, sans qu'aucun usage anthropique de cette dernière n'ait été directement impacté. Parallèlement à cette reconnaissance juridique, l'administration américaine a fait publier un guide de bonnes pratiques pour l'évaluation monétaire des valeurs de non usage de la nature, sous l'égide de Kenneth Arrow, prix Nobel d'économie et caution scientifique de cette nouvelle manière de prendre en compte la valeur monétaire de la biodiversité (Arrow et al., 1993). À la suite de cette double reconnaissance, une évaluation du dommage causé par la marée noire de l'Exxon Valdez a été réalisée à partir d'une enquête nationale concernant les consentements à payer de la population américaine sous forme d'une taxe permettant de financer un programme de prévention de ce type d'accident (Hay et al., 2008). Après l'épisode de l'Exxon Valdez, les rapports et les publications scientifiques sur la valeur monétaire de la biodiversité et des services

écosystémiques qu'elle fournit se sont multipliés. On peut notamment mentionner la publication devenue classique de Robert Costanza et al. en 1997 sur la valeur de la biosphère, qui a été reprise dans un format plus institutionnel une dizaine d'années plus tard avec le rapport sur les coûts de l'inaction politique dans le domaine de la biodiversité (Cost of Policy Inaction) (Braat et ten Brink, 2008) ou, en France, le rapport du Centre d'analyse stratégique sur le sujet (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

En réalité, les exercices de monétarisation des services écosystémiques non marchands existent depuis le XIX^e siècle, que ce soit en France ou dans les pays anglo-saxons, avec des dimensions politiques concrètes. Ainsi, en 1885, Clinton Hart Merriam, directeur de la division d'économie ornithologique du département américain de l'agriculture, produit une analyse coût-bénéfice lui permettant de souligner que 90 000 dollars de subventions vont permettre de tuer 130 000 oiseaux qui auraient causé pour 1 875 dollars de dommages alors que si les oiseaux avaient été laissés en vie, ils auraient produit 3,9 millions de dollars de bénéfices (Kronenberg, 2014). Le calcul de ce manque à gagner est évalué à partir de la méthode des coûts de remplacement. L'auteur évalue les dégâts réalisés par des nuisibles sur les récoltes, et considère la part de ces destructions qui aurait pu être évitée si on avait laissé les espèces d'oiseaux utiles sur les parcelles agricoles. Certes la méthode est approximative, et les résultats sont évidemment questionnables, mais on retrouve le même type d'arguments que ceux que l'on entend aujourd'hui : l'important n'est pas le résultat exact à proprement dit mais les ordres de grandeur et un raisonnement coût-bénéfice qui change la manière de voir. Et de fait, il semble que ce type d'arguments monétaires ait joué un rôle dans la reconnaissance de l'utilité des oiseaux et l'adoption de lois telles que le Lacey Act (1900) ou le Migratory Bird Treaty entre le Canada et les Etats-Unis (1918) qui ont eu pour objectif de protéger les populations d'oiseaux au début du XX^{ème} siècle.

Toujours aux Etats-Unis, la période du premier conservationnisme a aussi été le théâtre d'évaluations monétaires de certains services de la nature, en vue de pouvoir produire des analyses coûts bénéfiques autour de projets de développement, ou inversement de conservation, qui prennent en compte le patrimoine naturel. Dans le rapport de la National Conservation Commission de 1909 est par exemple cité le service indirect fourni par la forêt pour la perpétuation de certaines espèces de poissons et de gibier. Semblent également évoqués certains services récréatifs : « Forests not only grow timber, but they hold the soil and they conserve the streams. They abate the wind and give protection from excessive heat or cold. Woodlands make for the fiber, health, and happiness of each citizen and of the nation. The fish which live in forest waters furnish each year \$21,000,000 worth of food, and not less

than half as much is furnished by the game which could not exist without the forest » (p. 51). Les méthodes d'évaluation monétaire employées ne sont pas explicitées, mais force est d'admettre qu'elles font déjà partie de l'expertise.

En France, on trouve des traces d'évaluation monétaire des services non marchands dès le XIX^e siècle (Fresso, 2012 ; 2013). La production de soude au début du XIX^e siècle crée des pollutions par la production de vapeurs d'acides, et elle est source de nombreuses nuisances pour les populations environnantes. Les cours civiles de Marseille reconnaissent alors des dommages matériels (diminution des récoltes), des dommages immatériels (baisse de la valeur vénale de la propriété⁶) mais aussi des dommages moraux subjectifs (altération de la jouissance). Ces derniers correspondent à des pertes de services récréatifs, tels que la détérioration de paysages et de vues, et à des pertes de services culturels ou identitaires faisant suite à la destruction du patrimoine provençal. Les méthodes de calcul économique sont là encore principalement fondées sur des coûts de remplacement, comme le paiement d'un loyer pour une maison bénéficiant de dispositions paysagères équivalentes à ce qui a été perdu par le propriétaire. Ces indemnités pour préjudices moraux ne vont durer que cinq ans (entre 1822 et 1827) du fait des difficultés à évaluer ces derniers mais aussi des grandes possibilités d'indemnités que la reconnaissance de ce préjudice faisait peser sur les industriels⁷.

La monétarisation de la nature n'est donc pas l'apanage de notre modernité. Remarquons néanmoins que les méthodes d'évaluation monétaire ont évolué au cours du temps, et qu'elles sont aujourd'hui plus complexes que par le passé, avec notamment la prise en considération des pertes et bénéfices futurs (*via* des valeurs actualisées nettes) et plus seulement présents (Heal, 2000).

1.3. La privatisation et la marchandisation de la nature

La promotion de la propriété privée, chère aux physiocrates du XVII^e siècle dans le cas foncier (voir Steiner, 1987), a été reprise et développée avec succès au milieu du XX^e siècle, en particulier par l'économiste Ronald Coase (1960). Elle a ensuite connu une impulsion décisive dans le domaine de la protection des espaces naturels et de la biodiversité sous la plume de l'écologue Garrett Hardin (1968). Ce qui inquiète certains auteurs ici, c'est

⁶ Massard-Guilbaud (2010, p. 56) recense également des exemples d'indemnités pour moins-value immobilière latente dans la région de Clermont-Ferrand plus tard dans le siècle.

⁷ Remarquons que l'évaluation monétaire des préjudices moraux correspond aux évaluations monétaires des valeurs de non usage que la France a, presque deux cents ans plus tard, toutes les peines du monde à réinsérer dans la loi.

l'émergence de droits privés sur les espèces sauvages ou les habitats naturels, échangeables sur de nouveaux marchés et donc livrés aux aléas de l'offre et de la demande (Feydel et Bonneuil, 2015). Cette inquiétude repose-t-elle sur des phénomènes observables aujourd'hui ? Nous reviendrons sur cette question dans la deuxième partie. Pour l'heure, remarquons que les phénomènes de privatisation de la nature ne semblent aucunement nouveaux, comme en témoigne l'histoire des droits de chasse en France.

Avant la Révolution française, les droits de chasse étaient une prérogative de classe. Au sommet se trouvaient les droits de chasse dont disposait le roi, puis ceux des nobles en fonction de leur importance et enfin ceux des bourgeois et du clergé. La reconnaissance de droits privés sur la faune à travers les droits de chasse apparaît à la suite de la Révolution française avec la loi du 22 frimaire an VII (Estève, 2004). Le droit de chasse est accolé au droit de propriété foncier et correspond au droit privé sur la biodiversité (pour utiliser un terme anachronique) le plus élevé que l'on puisse envisager, puisqu'il en autorise la destruction (Domas-Descos, 2012). Mais ce qui est important pour répondre à l'hypothèse selon laquelle on privatiserait plus la biodiversité aujourd'hui que dans le passé, c'est que le droit sur l'usage de la faune est un droit autonome du droit d'usage de la terre. Ainsi, le bail de fermage n'autorisait pas le fermier à chasser sur la terre qu'il louait. Le propriétaire de la terre pouvait louer en parallèle le droit de chasse, créant par là-même le premier marché de droits sur la biodiversité en France (Estève, 2004). La loi du 26 juin 1824 mentionne un prix de location pour la chasse pouvant aller jusqu'à 4% de la valeur du terrain. Le développement de ce marché est tel qu'« au début de la III^e République le marché du bois de chasse était en quelque sorte saturé. Toutes les belles forêts avaient été plus ou moins louées » (Estève, 2004, p. 81).

Du côté de la marchandisation de la nature, il semble y avoir des ambiguïtés dans les usages conceptuels. La marchandisation telle qu'elle est souvent dénoncée ne désigne pas, contrairement à ce que l'on pourrait croire, la création de marchés de la biodiversité (en anglais, notion étroite de *marketisation*, voir Castree, 2008a). Elle renvoie davantage à un long processus de classification, de commensurabilité, de mise en équivalence, et d'usage d'un lexique économique, qui permet de transformer par étapes un objet matériel ou immatériel en un bien économique appropriable, possiblement privatisé et finalement échangeable sur les marchés (Castree, 2003 ; Espeland et Stevens, 1998). Le terme d'origine anglo-saxonne *commodification* est parfois employé pour désigner cette marchandisation au

sens large⁸. En agrégeant une multitude de phénomènes complexes via une seule notion, celle de marchandisation (qui peut être à la fois de la *commodification* et/ou de la *marketisation*), certains auteurs induisent le lecteur en erreur⁹. Celui-ci croit en l'émergence de marchés de la biodiversité, alors que les phénomènes étudiés sont souvent plus parcellaires ou localisés¹⁰. La manœuvre est dommageable au sein des arènes scientifiques, car elle tend à apporter de la confusion dans les débats. Mais ces glissements conceptuels nous semblent malheureusement aujourd'hui assez fréquents.

La notion de *commodification* pose problème en considérant implicitement une séquence déterministe entre le moment de la commensurabilité et le moment de la marchandisation. Dauguet (2015), par exemple, fait un lien systématique entre mise en équivalence de certaines composantes de la nature et marchandisation dans le cadre des mesures compensatoires environnementales. Pourtant, historiquement, rien ne semble déterminé dans les supposées étapes de la *commodification*. La commensurabilité et la mise en équivalence n'impliquent par l'émergence de marchés. Mauss (2007 [1923-1924]) a montré, il y a presque un siècle déjà, que les sociétés fonctionnant sur le don et le contre-don ont elles aussi leurs systèmes d'équivalence entre entités naturelles, avec des dispositifs de simplification et d'homogénéisation n'ayant pas pour autant généré de marché. Karsenty et Weber (2004, p. 18) soulignent que « des permis transférables sont envisageables dans bien des cas de sociétés peu ou pas insérées dans le marché, par exemple en ce qui concerne la chasse ou l'abattage d'arbres ou encore certaines cueillettes ».

Si l'on s'en tient maintenant à l'étape de la création de marchés réels (*marketisation*) à proprement parler, elle reste complexe à analyser d'un point de vue historique car il existe (et a existé) une infinité de formes de marchés, aussi bien en termes de taille qu'en termes de régulation, de nature des biens échangés, etc. Néanmoins, en matière environnementale, la régulation par le marché semble avoir très tôt pris de l'ampleur. L'histoire des zones humides en France (Derex, 2001) nous révèle que toute la dynamique de ces espaces, et leur conservation, a vite été dépendante des usages marchands (élevage, production de sel, récolte de tourbe et de sangsues, pisciculture, etc.). La création des zones humides a été elle-même souvent motivée par des considérations économiques. Ainsi les marchés ont été à l'origine du développement de nombreuses zones humides, et cela dès le XII^e siècle avec le

⁸ Fressoz et al. (2014, p. 56) écrivent par exemple : « La marchandisation de la nature (*commodification* dans la littérature de langue anglaise) est un thème important en histoire environnementale ».

⁹ Sans compter les ambiguïtés entre *commodification* et *commoditization*, notion employée pour désigner le passage d'un produit rare et différencié à un produit de masse et standardisé (Appadurai, 1986).

¹⁰ Remarquons que certains auteurs critiques ont conscience, et tentent de corriger, ces ambiguïtés lexicales (voir par exemple Castree, 2008a ; 2010a ; 2010b ; 2010c ; 2011).

développement d'étangs ayant pour objectif d'approvisionner les nobles – puis les bourgeois – en poissons frais (carpe et brochet) pour les jours maigres. Ces étangs sont à l'origine de grandes zones humides considérées aujourd'hui comme naturelles (ex : Brenne, Sologne, Dombes) et dont la conservation n'a pas pour objectif d'approvisionner les populations riveraines en poissons frais... Ces logiques marchandes ont aussi pu conduire à détruire des zones humides, mais ce sont bien plus les politiques publiques de dessèchement, fondées sur des concessions et des avantages fiscaux offerts aux compagnies spécialisées, qui ont généré ces destructions (Derex, 2001). Ces politiques incitatives, menées pour des raisons de planification, de création de richesse ou de santé publique, ont commencé au XVII^e siècle pour ne véritablement s'arrêter qu'au début des années 2000 avec l'adoption de la Directive cadre sur l'eau (2000).

Karsenty et Weber (2004, p. 19) indiquent eux aussi que « les marchés de droits ne sont pas nouveaux (...). Dans les pays en développement, on connaît des cas anciens de droits échangeables, pour l'accès à l'eau ou encore pour la récolte des dattes ». Si les marchés de la biodiversité, compris dans cette acception large, ne sont pas nouveaux, les activités spéculatives afférentes ne le sont pas non plus. Derex (2001, p. 30) mentionne ainsi qu'il existait deux manières de faire fortune au XVII^e siècle : l'aventure coloniale ou l'assèchement des zones humides. Les compagnies d'assèchement étaient alors de « véritables entreprises capitalistes imposant une nouvelle logique sur ces espaces et sur les populations », et elles étaient souvent agitées par des « spéculateurs de haut vol ». La spéculation financière sur la nature a donc pu exister avant même l'avènement de l'ère industrielle.

1.4. Le rôle du (néo)libéralisme

Si l'économicisation de la nature est souvent considérée comme un phénomène récent, c'est en raison de sa supposée corrélation avec l'essor du néolibéralisme anglo-saxon à partir des années 1980 (Feydel et Bonneuil, 2015 ; Robertson, 2004). À cet égard, toute une littérature dite de géographie critique s'est développée pour souligner que les phénomènes de mise en économie de la nature résultent de la mise en application de principes néolibéraux. Castree (2008b, p. 164-165) recense de nombreuses études empiriques qui ont trait à des phénomènes localisés de privatisation, de marchandisation et de régulation favorable à la gestion individuelle des ressources et des espaces naturels. Malgré leur diversité, ces cas feraient surgir, selon Castree (2010c, p. 31 ; 2011, p. 37, 41-44), des enseignements sur la façon dont la nature est aujourd'hui mise en économie : usage d'un lexique connoté (banques,

services, croissance verte, capital naturel, etc.), individualisation du rapport homme-nature, valorisation des ressources et des espaces au détriment des plus vulnérables, etc. Surtout, ces phénomènes auraient des ressorts profondément marqués par les fondements philosophiques et politiques du néolibéralisme (Castree, 2010c, p. 7)¹¹. D'un point de vue historique, l'application d'un lexique économique à la nature peut sembler, à première vue, corrélée à l'essor, si ce n'est du néolibéralisme, au moins du libéralisme classique (dès le XIX^e siècle). L'économie ornithologique mentionnée plus haut se développe par exemple à ce moment-là, dans une époque de libéralisme économique triomphant aux Etats-Unis.

Une lecture plus attentive de l'histoire invite toutefois à nuancer cette association systématique entre (néo)libéralisme et économicisation de la nature. Au tournant du XX^e siècle, préservationnisme et conservationnisme s'opposent sur la scène américaine dans un rapport de forces équilibré. Mais c'est finalement le conservationnisme de Pinchot qui l'emporte dans la conduite de la politique environnementale américaine après son succès dans la controverse du barrage de Hetch Hetchy (voir Fox, 1981, p. 139-140) et la nomination de Pinchot à la tête de l'US Forest Service (1905). Parce qu'il correspond à un utilitarisme d'un genre nouveau (*i.e.* intergénérationnel), et parce qu'il porte une vision économique de la nature (valorisation des espaces, évaluations monétaires), le conservationnisme s'inscrit dans une tendance à l'économicisation des objets environnementaux (dans le sens dénoncé par certains géographes critiques). Pourtant, et cela peut paraître surprenant aujourd'hui, le conservationnisme a pris place dans un contexte politique qui se voulait opposé au libéralisme. Avec l'arrivée de Theodore Roosevelt en 1901, les Etats-Unis sont entrés dans ce que l'on a appelé la *Progressive Era*, période de renouveau démocratique après les excès du libéralisme économique de la fin du XIX^e siècle. Le conservationnisme de la *Progressive Era* érigeait ainsi en principe premier la défense d'un intérêt général pluri-générationnel tout en dénonçant l'appropriation des ressources par les monopoles privés¹² (Pinchot, 1908, p. 745 ; 1910, p. 29-30 ; 1924, p. 65). À l'époque, certains sont d'ailleurs allés jusqu'à qualifier la privatisation des ressources naturelles d'« illogique » et d'« absurde » (Bruce, 1909, p. 160). Ces dimensions essentielles du conservationnisme tendent à remettre en cause la corrélation entre (néo)libéralisme et économicisation de la nature. Les conservationnistes ont sans doute milité pour la reconnaissance de la valeur économique, voire marchande, des objets

¹¹ Explorant lui aussi le lien entre néolibéralisme et régulation environnementale, Felli (2014 ; 2015) indique que ce qui est en jeu est davantage une dépolitisation des modes de régulation qu'une mise en économie stricte (privatisation, marchandisation, etc.) des ressources et des espaces. Une réflexion intéressante qui reste néanmoins en dehors de notre sujet immédiat.

¹² À ce titre étaient tout autant dénoncées la privatisation *et* la monopolisation des ressources et espaces naturels.

environnementaux (voir Missemmer, 2014 ; à paraître). Pourtant, ils étaient fondamentalement opposés au libéralisme de la fin du XIX^e siècle. Le conservationnisme fait donc figure de contre-exemple historique à l'association courante entre approche utilitariste de la nature et libéralisme. D'un point de vue historique, il semble que des lexiques économiques, des approches utilitaristes et des évaluations monétaires de la nature aient été adoptées tout en rejetant simultanément toute logique d'appropriation privée de cette dernière.

Ces longs détours historiques opérés dans cette première partie tendent à nuancer fortement le caractère nouveau des phénomènes d'économicisation de la nature. Par ailleurs, l'exemple de l'économie ornithologique et du conservationnisme montrent que les liens entre la philosophie utilitariste, le lexique économique, la monétarisation, la privatisation, la marchandisation et enfin le (néo)libéralisme, n'ont rien d'automatique, mais surtout que l'histoire des rapports homme-nature n'est en aucune façon linéaire. Certains mécanismes de monétarisation ou de marchandisation (par exemple pour les zones humides) ont pu apparaître, puis disparaître, puis réapparaître, au fil des besoins et des contextes politiques. Force est néanmoins d'admettre que la critique contemporaine de l'économicisation de la nature n'est pas totalement invalidée par ces détours historiques. Pour en mesurer parfaitement la pertinence, un examen des modes de régulation actuels semble nécessaire.

2. Quelle économicisation de la nature au XXI^e siècle ?

Si l'économicisation est un phénomène ancien, peut-être la période contemporaine se caractérise-t-elle par une tendance à une économicisation toujours plus forte. La monétarisation, la privatisation et la marchandisation des objets et services écosystémiques seraient alors de plus en plus intenses, la sphère de l'économique empiétant toujours plus sur la sphère du symbolique, de l'extra-économique et d'une éthique non anthropocentrée. En réalité, la notion de service écosystémique (réputée à accent économique) ne semble pas supplanter celle de biodiversité (réputée plus neutre) ; une complémentarité semble davantage s'être installée entre ces deux notions depuis une vingtaine d'années (§2.1). Ensuite, depuis plusieurs années maintenant, la logique de l'économicisation de la nature entre en concurrence avec de nouvelles logiques, opposées, où les services écosystémiques, la biodiversité et les ressources exploitables sont peu à peu dé-monétarisés (§2.2), dé-privatisés et mis hors marché (§2.3). Autant de phénomènes qui montrent la complexité des réalités contemporaines.

2.1. L'économie comme un langage parmi d'autres

Il est souvent avancé que l'apparition de la notion de service écosystémique s'est faite au dépend de celle de biodiversité (Feydel et Bonneuil, 2015 ; Fourcade, 2011 ; Lévêque, 2007 ; Maris, 2014). La première, entrée en concurrence avec la seconde, deviendrait hégémonique et ferait disparaître les valeurs traditionnelles associées à la conservation de la biodiversité, et ce au profit des valeurs économiques¹³. Cette lecture mérite analyse et nuance. L'usage de ces deux notions dans le domaine scientifique suit une tendance à la hausse depuis de nombreuses années sans que l'on observe d'inflexion dans l'usage de la notion du concept de biodiversité au profit de celle de service écosystémique (Figure 1).

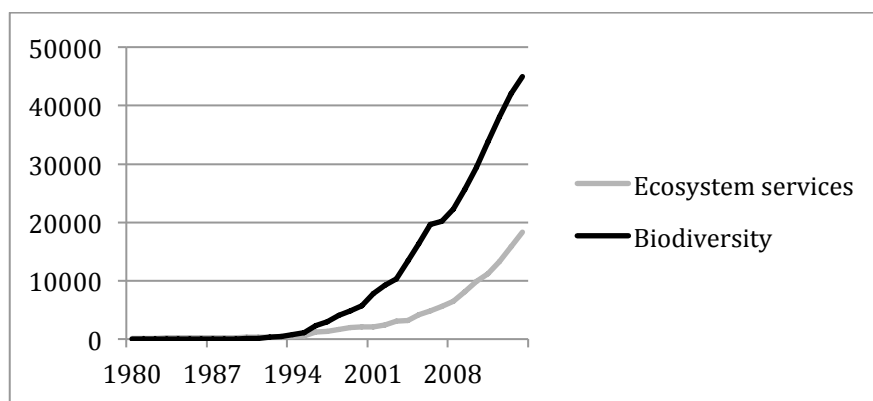


Figure 1 : évolution de l'usage des notions de biodiversité et de service écosystémique dans la littérature scientifique (nombre d'occurrences annuelles ; source : SCOPUS)

De la même manière, le nombre de citations dans la presse ne démontre pas de logique de substitution. En interrogeant la base bibliographique du journal *Le Monde* concernant les occurrences « biodiversité », « service(s) écosystémique(s) » et « capital naturel », deux observations s'imposent. La première est que les notions de services écosystémiques et de capital naturel sont très peu utilisées. La deuxième est que le nombre d'occurrences concernant le lexique économique n'augmente pas – ou de façon insignifiante – depuis quinze ans, tandis qu'il croît fortement pour la biodiversité (Figure 2).

¹³ Remarquons que la notion de biodiversité représente déjà un glissement important par rapport à la notion de nature, la première impliquant une classification, une organisation et finalement une quantification plus aisée (Devictor, 2014).

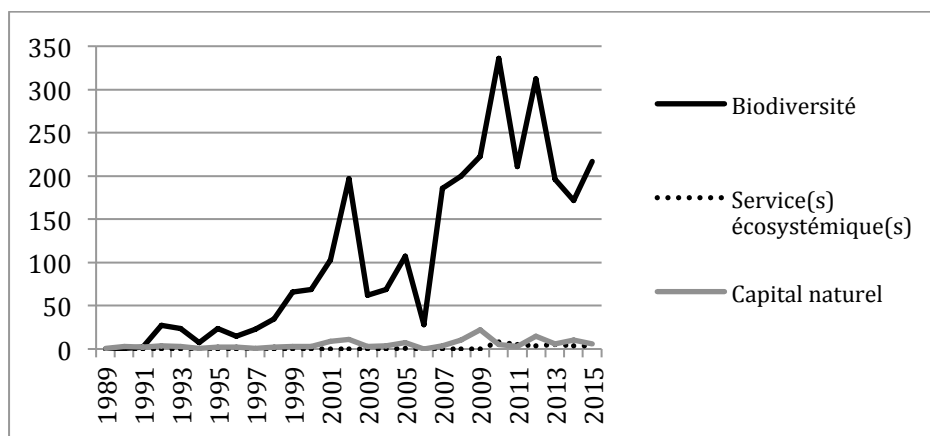


Figure 2 : Nombre d’occurrences annuelles des termes « biodiversité », « service(s) écosystémique(s) » et « capital naturel » dans les articles du journal *Le Monde* depuis 1989 (source : Le Monde)

Enfin, lorsque la littérature mobilise les notions de services écosystémiques ou de capital naturel pour décrire la nature sous un angle économique, il semble que l’exercice se limite à un travail scientifique très éloigné des sphères décisionnelles (Laurans et al., 2013)¹⁴. Et, dans les rares cas où ces évaluations sont mobilisées – comme par exemple dans la Directive cadre sur l’eau pour évaluer la plus ou moins grande disproportion des coûts de restauration du bon état des eaux – c’est avant tout pour offrir un outil de justification post-décisionnel très éloignée d’une vision rationaliste fondée sur une analyse coût-bénéfice ex ante (Feuillette et al., 2016).

Au regard des travaux récents, le succès de la notion de service écosystémique dans les arènes scientifiques (succès moindre dans les arènes publiques), est sans doute un symptôme de la recherche d’un langage commun entre scientifiques venant de différentes disciplines, et travaillant tous sur les interdépendances entre dynamiques écologiques et usages anthropiques (voir Roche et al., 2016). Dès lors, cette notion de service écosystémique ne traduit pas véritablement une économicisation de la nature mais plutôt l’émergence d’un champ de recherche interdisciplinaire.

2.2. Vers une dé-monétarisation des services écosystémiques

À lire les travaux critiques autour de l’économicisation de la nature, on a le sentiment qu’il y a un recours toujours plus grand à des équivalences monétaires pour évaluer la

¹⁴ Seuls trois articles sur les trois cent quarante identifiés par Laurans et al. (2013) mentionnent explicitement un lien entre une évaluation économique de la nature et un processus décisionnel précis.

biodiversité et la nature, notamment avec une prise en compte croissante des valeurs non marchandes et de non usage de la biodiversité. Ce point peut être relativisé en partant d'un exemple, déjà cité, d'évaluation monétaire de la biodiversité : les compensations monétaires calculées suite à la marée noire de l'Exxon Valdez en Alaska en 1989 qui ont mobilisé la méthode d'évaluation contingente prenant en compte toutes les valeurs de la biodiversité.

La compensation pour les dommages environnementaux liés aux marées noires est appliquée aux Etats-Unis depuis une trentaine d'années, avec la mise en place de la procédure NRDA (Natural Resource Damage Assessment), créée en 1986 par le CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act). Cette procédure a ensuite été reprise dans le cadre de l'Oil Pollution Act (OPA) en 1990. La question de savoir si la compensation environnementale, dans le cadre de la procédure NRDA, devait être en unités d'utilité (ou de valeur) ou en unités biophysiques a évolué dans le temps (Roach et Wade, 2006 ; Thompson, 2002). À l'origine, la procédure NRDA considérait que les pertes temporelles justifiant une compensation devaient être évaluées en valeur et validaient ainsi une équivalence en unités d'utilité (ou de valeur économique) (Mazzotta et al., 1994). La méthode d'évaluation contingente, éprouvée à l'occasion de la pollution de l'Exxon Valdez, était par ailleurs considérée comme la plus pertinente pour évaluer les coûts des dommages environnementaux, même si le rapport commandé par la National Oceanic and Atmospheric Administration à la suite de cet accident soulignait qu'il fallait utiliser cette méthode avec précaution (Arrow et al., 1993 ; Milanesi, 2011). Ainsi Exxon a bien payé à l'État fédéral américain et à l'État d'Alaska une compensation financière fixée en partant de la valeur monétaire des services écosystémiques perdus, évaluée à partir des consentements à payer. Forts de cette reconnaissance institutionnelle, de nombreux économistes, écologues et agences publiques s'intéressant à la protection de l'environnement se sont mis à évoquer l'intérêt d'avoir recours à ce type d'évaluation (voir par exemple Desaiques et Point, 1993 ; Environmental Protection Agency, 2009 ; International Union for the Conservation of Nature, 1998). En France, c'est l'ancienne Direction des études économiques et d'évaluation environnementale (D4E) (aujourd'hui CGDD) du Ministère de l'environnement qui a tenté de faire le lien entre ce type d'analyses et le milieu des décideurs, avec la publication de plusieurs guides publiés au cours des années 2000 (voir par exemple D4E, 2005a ; 2005b). Le problème est que les difficultés à évaluer les bénéfices perdus à la suite de la pollution, et les bénéfices obtenus à partir des actions de restauration, ont contribué à faire croître à la fois les controverses autour des méthodes d'évaluation contingente et le rejet de la part des cours de justice de cet outil de preuve pour calculer les mesures compensatoires (Kahneman et

Knetsch, 1992 ; Kahneman et Ritov, 1994 ; Roach et Wade, 2006 ; Thompson, 2002). Ce point est mentionné par la jurisprudence autour de l'OPA : « A principal reason for the delay of both rules [OPA et CERCLA] has been the controversy surrounding non use value and its measurement » (cité par Mazzotta et al., 1994, p. 158). Dès lors, il a semblé plus logique au législateur, et aux administrations en charge de développer des outils de preuve pour les cours de justice, d'abandonner le recours à l'évaluation monétaire des services écosystémiques et de se rabattre sur une évaluation biophysique des composantes de la biodiversité. L'usage devant les cours de justice de l'évaluation des pertes de bénéfices liées aux dommages a ainsi été abandonné rapidement et n'a finalement jamais été réutilisé après l'Exxon Valdez (Thompson, 2002 ; Zafonte et Hampton, 2007). Depuis lors, démontrer devant une cours de justice qu'une compensation environnementale a été réalisée ne consiste plus à prouver que le préjudice subi a bien été indemnisé, mais que le préjudice écologique pour la nature elle-même a bien été réparé, cette réparation ne pouvant être réalisée qu'à partir d'actions biophysiques de restauration écologique d'habitats naturels similaires dans un état dégradé. D'une équivalence économique on est ainsi passé à une équivalence écologique au cours des années 1990 (Roach et Wade, 2006). Évidemment, la manière dont l'équivalence écologique peut être appréhendée donne lieu depuis cette période à des débats animés autour des unités permettant de calculer cette équivalence, de la réalité de l'équivalence, voire de la faisabilité de la compensation écologique (Levrel et al., 2012a ; 2015 ; Quétier et Lavorel, 2011). Mais nous ne sommes plus dans une évaluation *économique* de l'équivalence.

C'est pourquoi, alors qu'il est souvent considéré que l'évaluation monétaire de la valeur des services écosystémiques prend de plus en plus d'importance (Chevassus-au-Louis et al., 2009 ; Gadrey et Lalucq, 2015 ; Maris, 2014 ; TEEB, 2010), on constate aussi que, dans certains cadres de politiques publiques, c'est plutôt une dé-monétarisation des composantes de la biodiversité qui semble dominer.

Ce qui est apparu depuis une dizaine d'années, c'est la reconnaissance de l'existence d'une frontière à la monétarisation et d'un besoin d'évaluations multicritères des services écosystémiques (Goldstein et al., 2012 ; Kareiva et al., 2011 ; Levrel, 2013). Certes certains services écosystémiques peuvent donner lieu à une évaluation monétaire, notamment lorsqu'ils renvoient à des bénéfices réels pour des acteurs précis : pollinisation, filtration de l'eau, etc. Mais il y a de nombreux services qui sont totalement hors du marché et qu'il apparaît plus pertinent d'évaluer à partir d'indicateurs biophysiques, sanitaires, d'accès, etc. (Cabral et al., 2016 ; Levrel et al., 2014a). Par ailleurs, il semble que l'approche par les coûts de maintien, qui consiste à évaluer les dépenses nécessaires pour maintenir le bon état de ces

services écosystémiques, recueille une forte adhésion, et cela pour plusieurs raisons (Bartelmus, 2009 ; Roach et Wade, 2006) : la méthode d'évaluation est plus simple (Levrel et al., 2012b) ; elle s'inscrit dans le cadre d'un principe de durabilité forte (Neumayer, 1999) ; et elle s'écarte ainsi des référentiels utilitaristes. Les normes environnementales générant des coûts de maintien (qualité de l'eau par exemple) deviennent le référentiel central pour établir des estimations monétaires, à la place des valeurs de la biodiversité en tant que telles (voir par exemple la Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM) (Levrel et al., 2014b)).

2.3. Dé-privatisation et dé-marchandisation de la biodiversité

S'il semble exister des phénomènes de dé-monetarisation des services écosystémiques, les dynamiques de privatisation et de marchandisation de la nature supposées se réaliser à marche forcée doivent aussi être nuancées. L'exemple des paiements pour services environnementaux (PSE) et des banques de compensation pour les zones humides aux Etats-Unis, régies respectivement par le Wetland Reserve Program et le Clean Water Act, mérite à cet égard un examen précis, dès lors que ces mécanismes sont jugés par certains comme typiques des processus de privatisation et de marchandisation de la biodiversité (Dauguet, 2015; Robertson, 2004 ; Spash, 2011 ; Walker et al., 2009). En effet, un certain nombre d'analyses récentes montrent que ces outils ne conduisent pas à une privatisation ni à une marchandisation du vivant (Boisvert, 2015 ; Hahn et al., 2015). Au contraire ils mènent d'une certaine façon à une remise dans le domaine commun d'une grande partie des droits privés sur la biodiversité (Levrel et al., en révision ; Vaissière et Levrel, 2015). La création de banques de compensation et de PSE exige, aux Etats-Unis, l'adoption de servitudes environnementales (*conservation easements*) sur les terrains concernés (100% des cas pour les banques de compensation et autour de 90% pour les PSE pour les zones humides). Ces servitudes environnementales conduisent à un effacement quasi complet des droits privés d'usage pour le propriétaire initial. Les servitudes environnementales sont transférées au nouveau propriétaire en cas de vente du terrain, ce qui assure un respect des contraintes environnementales sur le long terme. En somme, les banques de compensation et les mécanismes de paiements pour services environnementaux peuvent ainsi conduire à une dé-privatisation des droits de propriété sur la nature. Ce sont aujourd'hui près de 90 000 hectares de zones humides qui sont dé-privatisées chaque année aux Etats-Unis, dont 80 000 *via* le Wetland Reserve Program et 10 000 *via* le Clean Water Act (Ferris et Siikamäki, 2009 ; Scemama et al., 2015).

Remarquons que les servitudes environnementales ont commencé à être mises en place aux Etats-Unis au début des années 1980 (Uniform Conservation Easement Act, 1981), moment marqué par le développement du néolibéralisme. Indice une nouvelle fois qu'il ne semble pas y avoir de lien indéfectible entre néolibéralisme et économicisation de la nature.

En France il n'existe pas de servitudes environnementales, mais on observe des formes de dé-privatisation par d'autres vecteurs assez inattendus. Ainsi, la dynamique de déprise agricole a conduit dans de nombreuses régions à ce que les terrains agricoles ne soient plus perçus comme ayant de la valeur, notamment les parcelles de petites tailles, et finalement à être abandonnés. Les héritiers ne réclament dès lors pas leur bien et ne paient pas les droits de succession. En trois générations, le nombre de propriétaires potentiels, parfois dispersés loin des parcelles, peut atteindre plusieurs centaines d'individus. La conséquence de ce phénomène est que les terrains en question deviennent difficiles à vendre (et à acheter) car il devient nécessaire de régulariser des dizaines de droits de propriété privée potentiels. Cela génère des coûts de transaction et des frais d'acquisition totalement disproportionnés au regard de la valeur des terrains (Lamaison, 1988). Et cela conduit indirectement en France à des dynamiques de remise dans le domaine commun de milliers d'hectares d'écosystèmes redevenus naturels (même si l'on parle souvent de friches à propos de ces derniers), en particulier dans les zones isolées comme les massifs montagneux ou les îles. Les terrains sont accessibles à tout le monde et personne ne va s'inquiéter des usages qui y sont fait tant que ces derniers ne sont pas utilisés de manière commerciale et qu'ils ne génèrent pas de revenus (sans quoi certains des propriétaires potentiels viendront demander une contrepartie financière assez rapidement). Ce phénomène toucherait, en France, entre 90 000 et 100 000 ha./an de terres agricoles évoluant en friches, landes et forêts (Pointereau et Coulon, 2009).

Si l'on reprend l'exemple de la chasse, là encore les évolutions récentes du droit ont plutôt conduit à limiter les droits privés d'usages de la biodiversité. Ainsi, l'arrêt Chassagnou de 1999 reconnaît que, pour des raisons éthiques et personnelles, un propriétaire foncier peut revendiquer un droit de non chasse sur ses propriétés (Domas-Descos, 2012). Cette possibilité offerte aux propriétaires est une première depuis la Révolution française et la reconnaissance du libre accès aux terrains privés par les chasseurs, entérinée dans le droit contemporain avec la loi Verdeille de 1964. Cette innovation légale conduit à limiter les droits des chasseurs susceptibles de mener leur activité sur les terrains de propriétaires privés qui, en contrepartie, doivent logiquement renoncer aux droits de chasse dont ils peuvent bénéficier sur leur terrain mais aussi sur les terrains d'autres propriétaires. Les parcelles concernées bénéficient finalement d'une forme de servitude environnementale de non chasse, qui disparaîtra

cependant au bout de six mois suite à une vente du terrain si le nouveau propriétaire n'a pas fait valoir ce droit à la non chasse. En matière de droit de chasse, la réglementation des trente dernières années a par ailleurs largement réduit les usages qui étaient attachés à ce dernier, notamment concernant les espèces protégées qui sont dorénavant reconnues comme un réel patrimoine environnemental sur lequel aucun droit privé ne peut être apposé ou revendiqué.

En ce qui concerne les phénomènes de marchandisation, les États ont depuis une quarantaine d'années fait sortir du domaine marchand des pans entiers de la biodiversité menacée par les logiques commerciales. La Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), adopté en 1973, protègent aujourd'hui 5000 espèces animales et 30 000 espèces végétales en interdisant ou en encadrant précisément les usages marchands auxquels elles peuvent donner lieu¹⁵.

Au regard de tous ces éléments, l'affirmation selon laquelle nous sommes dans une période de privatisation et de marchandisation univoques de la biodiversité nous semble discutable. Il apparaît que des dynamiques importantes de dé-privatisation et de dé-marchandisation existent également aujourd'hui.

La réalité des dernières années est l'apparition de formes organisationnelles et institutionnelles hybrides, en particulier en Europe et aux États-Unis. Ces formes sont qualifiées d'hybrides car là où il existait une frontière claire entre droits privés et publics dans les usages de la nature, il semble dorénavant plus judicieux de raisonner en termes de paniers de droits d'usages et d'accès, comme le proposaient déjà John Commons (1893), ou plus récemment Elinor Ostrom (1990) avec ses travaux sur les ressources communes. On assiste en quelque sorte à un retour des communs dans de nombreux pays, phénomène autrement plus nouveau que la privatisation de la nature. Les formes organisationnelles d'aujourd'hui sont aussi hybrides dans la mesure où les mécanismes marchands et publics s'entremêlent dans la gestion de la biodiversité. À ce titre, les paiements pour services environnementaux ou les banques de compensation pour les zones humides ou les espèces menacées s'inscrivent bien souvent dans des cadres non strictement marchands, dans lesquels l'État joue un rôle fondamental de régulateur mais aussi d'acheteur ou de vendeur (Boisvert et al., 2013 ; Vaissière et Levrel, 2015). Les contrats passés entre acteurs publics et privés sont très encadrés, et ils mettent en jeu peu de parties prenantes à chaque transaction – un système bien loin des formes marchandes pures qui tendraient à devenir hégémoniques.

¹⁵ Cela ne tient évidemment pas compte du braconnage et du commerce illégal d'espèces protégées.

Conclusion

Les innovations économiques associées à la conservation de la biodiversité ne suivent pas un plan défini qui irait de la création de la notion de service écosystémique, ou plus largement de l'usage d'un lexique économique appliqué à la nature, jusqu'à la marchandisation de la biodiversité. Ces innovations sont parfois liées à des opportunités ou des contraintes organisationnelles, institutionnelles ou techniques qui n'ont pas été planifiées. Ainsi, l'émergence du marché de la compensation pour la biodiversité, qui est une forme hybride de régulation, a eu lieu à la faveur de l'échec du système public de permis standard, un système générant beaucoup trop de coûts de transaction pour l'administration (Vaissière et Levrel, 2015). C'est aussi le niveau de coûts de transaction qui a conduit l'administration américaine à renoncer à la monétarisation de la biodiversité et à passer à une équivalence biophysique pour évaluer les compensations au titre des pollutions accidentelles (Levrel et al., 2012b). L'épisode Exxon Valdez a davantage été une exception historique que le commencement d'une nouvelle ère de monétarisation, de privatisation et de marchandisation de l'environnement.

L'économicisation de la nature n'est pas un mythe, puisqu'elle connaît des formes variées, parfois excessives. La constitution de brevets sur le vivant et certaines concessions forestières ou privatisations sauvages des domaines publics maritimes tendent à légitimer la critique d'une economicisation excessive de la nature. Ces phénomènes sont bien réels, et ils nécessitent des encadrements stricts. Néanmoins, il serait erroné de les considérer comme immuables et généralisés, tant les formes de régulation du vivant sont plurielles, et parfois extra-économiques.

Ainsi, le caractère récent, hégémonique, néolibéral, inéluctable ou encore linéaire de l'économicisation de la nature semble bel et bien tenir plutôt du mythe. La réalité est qu'il a déjà existé dans l'histoire des formes d'économicisation, que plusieurs logiques entrent aujourd'hui en concurrence, et que certains mécanismes dits économiques s'inscrivent en fait dans une volonté de dé-monétarisation, dé-privatisation et dé-marchandisation des objets et services naturels.

Face aux réalités historiques et contemporaines que nous avons retracées, force est de penser que les critiques portées à une supposée economicisation généralisée de la nature ont sans doute d'autres cibles que les modes de régulation de l'environnement. Elles sont probablement motivées par une méta-critique du marché, du libéralisme, du capitalisme, voire de l'économie prise dans une acception idéelle. D'un côté il y aurait les logiques économiques

nécessairement pernicieuses. De l'autre il y aurait les logiques écologiques prometteuses. Pourtant, l'économie et l'écologie ont les mêmes racines, ne serait-ce qu'étymologiques (*oikos-nomos* et *oikos-logos*). La mise sur pied d'une économie écologique suggère une proximité entre les deux disciplines. La mise en économie de la nature connaît des excès. Mais, bien encadrée, elle peut sans doute apporter des solutions, ne serait-ce que partielles, aux défis environnementaux contemporains.

-

Remerciements

Nous tenons à remercier Romain Felli, ainsi que le rapporteur de la FAERE, pour leurs encouragements et leurs orientations utiles lors de la préparation de cet article. Nous restons seuls responsables des interprétations défendues, et des éventuelles erreurs ou maladroites qui pourraient subsister.

-

Références

Appadurai, A. (ed). 1986. *The Social Life of Things: Commodities in a Cultural Perspective*, Cambridge : Cambridge University Press.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R., Schuman, H. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, *Federal Register*, vol. 58(10), p. 1-67.

Balan, B. 1975. Premières recherches sur l'origine et la formation du concept d'économie animale, *Revue d'histoire des sciences*, vol. 28(4), p. 289-326.

Bartelmus, P. 2009. The Cost of Natural Capital Consumption: Accounting for a Sustainable World Economy, *Ecological Economics*, vol. 68(6), p. 1850-1857.

Bentham, J. 1789. *An Introduction to the Principles of Morals and Legislation*, Londres : T. Payne and Son.

Bergandi, D., Galangau-Quérat, F. 2008. Le développement durable. Les racines environnementalistes d'un paradigme, *Aster - Recherches En Didactique Des Sciences Expérimentales*, vol. 46, p. 31-43.

Boisvert, V. 2015. La compensation écologique : marché ou marchandage ?, *Revue Internationale de Droit Économique*, vol. XXIX, p. 183-209.

Boisvert, V., Méral, P., Froger, G. 2013. MBIs for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation?, *Society and Natural Resources*, vol. 26(10), p. 1122-1136.

Braat, L., ten Brink, P. 2008. *The Cost of Policy Inaction (COPI): The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*. Report to the European Commission, Wageningen/Brussels (http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/teeb_en.htm).

Bruce, A. A. 1909. The Conservation of Our Natural Resources and of Our National Strength and Virility, *University of Pennsylvania Law Review and American Law Register*, vol. 58(3), p. 125-162.

Cabral, P., Feger, C., Levrel, H., Chabolle, M., Basque, D. 2016. Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: a first step toward integrative planning in Bordeaux, France, *Ecosystem Services*, [à paraître].

Castree, N. 2003. Commodifying What Nature? *Progress in Human Geography*, vol. 27(3), p. 273-297.

Castree, N. 2008a. Neoliberalising nature: The Logics of Deregulation and Reregulation, *Environment and Planning A*, vol. 40(1), p. 131-152.

Castree, N. 2008b. Neoliberalising Nature: Processes, Effects, and Evaluations, *Environment and Planning A*, vol. 40(1), p. 153-173.

Castree, N. 2010a. Neoliberalism and the Biophysical Environment 1: What 'Neoliberalism' is, and What Difference Nature Makes to it, *Geography Compass*, vol. 4(12), p. 1725-1733.

Castree, N. 2010b. Neoliberalism and the Biophysical Environment 2: Theorising the Neoliberalisation of Nature, *Geography Compass*, vol. 4(12), p. 1734-1746.

Castree, N. 2010c. Neoliberalism and the Biophysical Environment: A Synthesis and Evaluation of the Research, *Environment and Society: Advances in Research*, vol. 1(1), p. 5-45.

Castree, N. 2011. Neoliberalism and the Biophysical Environment 3: Putting Theory into Practice, *Geography Compass*, vol. 5(1), p. 35-49.

Castree, N., Henderson, G. 2014. The Capitalist Mode of Conservation, Neoliberalism and the Ecology of Value, *New Proposals: Journal of Marxism and Interdisciplinary Inquiry*, vol. 7(1), p. 16-37.

Charlton, G. 1658. *Exercitationes physico-anatomicae de oeconomia animali*, Amsterdam : Apud Joannem Ravesteynium.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Pujol, J.-L. (eds). 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, rapport du Centre d'analyse stratégique, Paris.

Coase, R. H. 1960. The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics*, vol. 3, p. 1-44.

- Commons J. R. 1893. *The Distribution of Wealth*, Londres : Macmillan & Co.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, vol. 387, p. 253-260.
- Dauguet, B. 2015. Biodiversity Offsetting as a Commodification Process: A French Case Study as a Concrete Example, *Biological Conservation*, vol. 192, p. 533-540.
- Derex, J.-M. 2001. Pour une histoire des zones humides en France (XVII^e-XIX^e siècle), *Histoire & Sociétés Rurales*, vol. 15, p. 11-36.
- Desaigues, B., Point, P. 1993. *Economie du patrimoine naturel*, Paris : Economica.
- Devictor, V. 2014. La protection de la nature : une double tension éthique et scientifique, *Journal international de Bioéthique*, vol. 25, p. 29-43
- Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E). 2005a. *Valorisation des aménités liées aux usages récréatifs des rivières*, Paris : Ministère de l'écologie et du développement durable.
- Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E). 2005b. *Guide technique pour la mise en œuvre de la méthode d'évaluation contingente*, Paris : Ministère de l'écologie et du développement durable.
- Domas-Descos, A. 2012. Exercice du droit de chasse et droit de propriété, *Économie rurale*, vol. 327-328, p. 114-125.
- Ehrlich, P. R., Mooney, H. A. 1983. Extinction, Substitution and Ecosystem Services, *BioScience*, vol. 33(4), p. 248-254.
- Encyclopédie de Diderot. 1755. *Encyclopédie ou Dictionnaire raisonné des sciences, des arts et des métiers*, vol. 5, Paris : Briasson, David, Le Breton & Durand.
- Environmental Protection Agency. 2009. *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services*, Report of the EPA Science Advisory Board, Washington.
- Espeland, W. N., Stevens, M. L. 1998. Commensuration as a Social Process, *Annual Review of Sociology*, vol. 24, p. 313-343.
- Estève, C. 2004. Le droit de chasse en France de 1789 à 1914. Conflits d'usage et impasses juridiques, *Histoire & Sociétés Rurales*, vol. 21, p. 73-114.
- Felli, R. 2014. On Climate Rent, *Historical Materialism*, vol. 22(3-4), p. 251-280.
- Felli, R. 2015. Environment, not Planning: the Neoliberal Depoliticisation of Environmental Policy by Means of Emissions Trading, *Environmental Politics*, vol. 24(5), p. 641-660.

Ferris, J., Siikamäki, J. 2009, Conservation Reserve. Program and Wetland Reserve Program, in *Primary Land Retirement Programs for Promoting Farmland Conservation*, Washington : Resources for the Future.

Feuillette, S., Levrel, H., Boeuf, B., Blanquart, S., Gorin, O., Monaco, G., Penisson, B., Robichon, S. 2016. Methodological and Political Issues Raised by Cost-Benefit Analysis: the Case of the WFD Implementation in France, *Environmental Science and Policy*, vol. 57, p. 79-85.

Feydel, S., Bonneuil, C., 2015, *Prédation. Nature, le nouvel eldorado de la finance*, Paris : La Découverte.

Fourcade, M. 2011, Cents and Sensibility: Economic Valuation and the Nature of “Nature”, *American Journal of Sociology*, vol. 116(6), p. 1221-1277.

Fox, S. R. 1981. *The American Conservation Movement. John Muir and His Legacy*. Madison : University of Wisconsin Press.

Fressoz, J.-B. 2012. *L'Apocalypse joyeuse*, Paris : Seuil.

Fressoz, J.-B. 2013. Payer pour polluer. L'industrie chimique et la compensation des dommages environnementaux, 1800-1850, *Histoire & Mesure*, vol. XXVIII-I, p. 145-186.

Fressoz, J.-B., Graber, F., Locher, F., Quenet, G. 2014. *Introduction à l'histoire environnementale*, Paris : Repères La Découverte.

Gadrey, J., Lalucq, A. 2015. *Faut-il donner un prix à la Nature ?*, Paris : Les Petits Matins.

Goldstein, J. H., Caldarone, G., Duarte, T. K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., Polasky, S., Wolny, S., Daily, G. C. 2012. Integrating Ecosystem-Service Tradeoffs into Land-Use Decisions, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109(19), p. 7565-7570.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R. S., Lomas, P. L., Montes, C. 2010. The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes, *Ecological Economics*, vol. 69, p. 1209-1218.

Haeckel, E. 1874. *Histoire de la création des êtres organisés d'après les lois naturelles*, Paris : Reinwald.

Hahn, T., McDermott, C., Ituarte-Lima, C., Schultz, M., Green, T., Tuvendal, M. 2015. Purposes and Degrees of Commodification: Economic Instruments for Biodiversity and Ecosystem Services Need not Rely on Markets or Monetary Valuation, *Ecosystem Services*, vol. 16, p. 74-82.

Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science*, vol. 162(3859), p. 1243-1248.

Hay, J., Thébaud, O., Pérez Agundez, J., Cariou, P. 2008. *Marées noires. Enjeux économiques*, Paris : Quæ.

Hays, S. P. 1959. *Conservation and the Gospel of Efficiency*. Pittsburgh : University of Pittsburgh Press.

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

International Union for the Conservation of Nature. 1998. *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*, Gland (CH) & Cambridge (UK) : IUCN.

Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C., Polasky, S. 2011. *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*, Oxford & New York : Oxford University Press.

Karsenty, A., Weber, J. 2004. Les marchés de droits pour la gestion de l'environnement. Introduction générale, *Revue Tiers Monde*, vol. 177(1), p. 7-28.

Kahneman D., Knetsch, J. L. 1992. Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22(1), p. 57-70.

Kahneman D., Ritov I. 1994. Determinants of Stated Willingness to Pay for Public Goods: A Study in the Headline Method, *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 9(1), p. 5-37.

Kellogg, V. L., Doane, R. W. 1915. *Elementary Textbook of Economic Zoology and Entomology*, New York : Henry Holt & Co.

Kronenberg, J. 2014. What Can the Current Debate on Ecosystem Services Learn from the Past? Lessons from Economic Ornithology, *Geoforum*, vol. 55, p. 164-177.

Lamaison, P. 1988, De la transmission à l'abandon, *Études rurales*, vol. 110-112, p. 9-27.

Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., Mermet, L. 2013. Use of Ecosystem Services Economic Valuation for Decision Making: Questioning a Literature Blindspot, *Journal of Environmental Management*, vol. 119, p. 208-219.

Lévêque, C. 2007. À propos de l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire : l'économie de l'environnement à l'épreuve des faits, *Natures Sciences Sociétés*, vol. 15, p. 77-80.

Levrel, H. 2013. La valeur de l'inaction et l'inaction de la valeur : quels indicateurs économiques pour travailler sur l'érosion de la biodiversité, in Bouamrane, M., Antona, M., Barbault, R., Cormier-Salem, M-C. (coord.), *Rendre possible : Jacques Weber, itinéraire d'un économiste passe-frontières*, Paris : Quæ, p. 241-259.

Levrel, H., Pioch, S., Spieler, R. 2012a. Compensatory Mitigation in Marine Ecosystems: Which Indicators for Assessing the "No Net Loss" Goal of Ecosystem Services and Ecological Functions?, *Marine Policy*, vol. 36, p. 1202-1210.

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., Pioch, S. 2012b. Coût d'opportunité vs. coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer le coûts de l'érosion de la biodiversité, *Natures, Sciences, Sociétés*, vol. 20, p. 16-29.

- Levrel, H., Cabral, P., Marcone, O., Mongruel, R. 2014a. The Services Provided by Marine Ecosystems: Economic Assessments and Their Usages, in Monaco, A. et Prouzet, P., (eds.), *Value and Economy of Marine Resources*, John Wiley & Sons Edition, Hoboken, NJ, USA., p.311-348.
- Levrel, H., Jacob, C., Bailly, D., Charles, M., Guyader, O., Aoubid, S., Bas, A., Cujus, A., Frésard, M., Girard, S., Hay, J., Laurans, Y., Paillet, J., Perez, J., Mongruel, R. 2014b. The Maintenance Costs of Marine Natural Capital: A Case Study from the Initial Assessment of the Marine Strategy Framework Directive in France, *Marine Policy*, vol. 49, p. 37-47.
- Levrel, H., Frascaria, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (eds.). 2015. *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Paris : Quæ.
- Levrel, H., Scemama, P., Vaissière, A.-C. en révision. Mitigation Banking: How Regulation Cope with the Environmental and Socio-Economical Risks?, *Ecological Economics*.
- Maris, V. 2014. *Nature à vendre : les limites des services écosystémiques*, Paris : Quæ.
- Massard-Guilbaud, G. 2010. *Histoire de la pollution industrielle en France, 1789-1914*. Paris : Éditions EHESS.
- Mauss, M. 2007 [1923-1924]. *Essai sur le don. Forme et raison de l'échange dans les sociétés archaïques*, Paris : Presses universitaires de France.
- Mazzotta, M., Opaluch, J. J., Grigalunas, T. A. 1994. Natural Resource Damage Assessment: The Role of Resource Restoration, *Natural Resources Journal*, vol. 34(1), p. 153-178.
- McConnell, G. 1954. The Conservation Movement. Past and Present, *The Western Political Quarterly*, vol. 7(3), p. 463-478.
- Milanesi, J. 2011. Une histoire de la méthode d'évaluation contingente, *Genèses*, vol. 84, p. 6-24.
- Mill, J.-S. 1863. *Utilitarianism*, Londres : Parker, Son & Bourn.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington : Island Press.
- Missemer, A. 2014. L'analyse économique face à l'épuisement des ressources naturelles, de William Stanley Jevons à Harold Hotelling (1865-1931) – le cas des énergies fossiles, thèse de doctorat, Université de Lausanne et Université Lumière Lyon 2.
- Missemer, A. à paraître. *Les économistes et la fin des énergies fossiles (1865-1931)*, Paris : Classiques Garnier.
- National Conservation Commission. 1909. *Report of the National Conservation Commission, vol. I*, Washington : Government Printing Office.

Neumayer, E. 1999. *Weak versus Strong Sustainability. Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*, Cheltenham & Northampton : Edward Elgar.

O'Connor, M., Spash, C. L. 1999. *Valuation and the environment. Theory, methods and practices*, Cheltenham & Northampton : Edward Elgar.

Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge : Cambridge University Press.

Palmer, T. S. 1899. A Review of Economic Ornithology in the United States, *Yearbook of the Department of Agriculture for 1899*, Washington : US Department of Agriculture, p. 259-292.

Pinchot, G. 1908. The Foundations of Prosperity, *The North American Review*, vol. 188(636), p. 740-752.

Pinchot, G. 1910. *The Fight for Conservation*, New York : Doubleday, Page & Co.

Pinchot, G. 1924. Wages, Margins and Anthracite Prices, *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, vol. 111, p. 61-81.

Podolinsky, S. 1880a. Le socialisme et la théorie de Darwin, *La Revue socialiste*, vol. 3 (20/03/1880), p. 129-148.

Podolinsky, S. 1880b. Le travail humain et la conservation de l'énergie, *Revue internationale des sciences*, vol. 5 (15/01/1880), p. 57-70.

Pointereau, P., Coulon, F. 2009, Abandon et artificialisation des terres agricoles, *Courrier de l'environnement de l'INRA*, vol. 57, p. 109-120.

Quesnay, F. 2005 [1758]. Tableau économique, première version, in Théré, C., Charles, L., Perrot J. (eds.), *Œuvres économiques complètes et autres textes de François Quesnay, tome 1*, Paris : INED, p. 397-403.

Quétiér, F., Lavorel, S. 2011. Assessing Ecological Equivalence in Biodiversity Offset Schemes: Key Issues and Solutions, *Biological Conservation*, vol. 144, p. 2991-2999.

Rhoads, S. N. 1898. "Noxious" or "Beneficial"? False Premises in Economic Zoology, *The American Naturalist*, vol. 32(380), p. 571-581.

Roach, B., Wade, W. W. 2006. Policy Evaluation of Natural Resource Injuries Using Habitat Equivalency Analysis, *Ecological Economics*, vol. 58, p. 421-433.

Robertson M. M. 2004. The Neoliberalization of Ecosystem Services: Wetland Mitigation Banking and Problems in Environmental Governance, *Geoforum*, vol. 35(3), p. 361-373.

Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H., Maris, V. (eds.). 2016. *Valeurs de la biodiversité et des services écosystémiques. Perspectives interdisciplinaires*, Paris : Quæ.

Roger, J. 1993, *Les Sciences de la vie dans la pensée française au XVIII^e siècle*, Paris : Albin Michel.

Scemama, P., Levrel, H., Biotron, R., Cabral, P., Vaissière, A.-C. 2015. Analyses spatio-temporelle du marché de la compensation des zones humides aux Etats-Unis, in Levrel, H., Frascaria, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S. (eds.), *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Paris : Quæ, p. 102-115.

Spash, C. L. 2011. Terrible Economics, Ecosystems and Banking, *Environmental Values*, vol. 20, p. 141-145.

Steiner, P. 1987. Le projet physiocratique : théorie de la propriété et lien social, *Revue économique*, vol. 38(6), p. 1111-1128.

The Economics of Ecosystem and Biodiversity. 2010. *Main-Streaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB* (http://www.teebweb.org/Portals/25/TEEB%20Synthesis/TEEB_SynthReport_09_2010_online.pdf).

Thompson, D. B. 2002. Valuing the Environment: Courts' Struggles with Natural Resource Damages, *Environmental Law*, vol. 32, p. 57-89.

Vaissière, A.-C., Levrel H. 2015. Biodiversity Offset Markets: What are They Really? An Empirical Approach to Wetland Mitigation Banking, *Ecological Economics*, vol. 110, p. 81-88.

Walker, S., Brower, A. L., Stephens, R. T. T., Lee, W. G. 2009. Why Bartering Biodiversity Fails, *Conservation Letters*, vol. 2, p. 149-157.

Zafonte, M., Hampton, S. 2007. Exploring Welfare Implications of Resource Equivalency Analysis in Natural Resource Damage Assessments, *Ecological Economics*, vol. 61(1), p. 134-145.