Coût d'opportunité VS coût du maintien des potentialités écologiques: deux indicateurs économiques pour mesurer le coût de l'érosion de la biodiversité

Harold Levrel, Julien Hay, Adeline Bas, Pascal Gastineau, Sylvain Pioch

▶ **To cite this version:**

Harold Levrel, Julien Hay, Adeline Bas, Pascal Gastineau, Sylvain Pioch. Coût d'opportunité VS coût du maintien des potentialités écologiques: deux indicateurs économiques pour mesurer le coût de l'érosion de la biodiversité. Natures Sciences Sociétés, 2012, 20 (1), 25 p. hal-00985757

HAL Id: hal-00985757
https://hal.science/hal-00985757

Submitted on 30 Apr 2014

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.

Coût d'opportunité *VS* coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer le coûts de l'érosion de la biodiversité.

Harold Levrel, économiste, IFREMER, UMR AMURE, Département d'économie maritime, Centre de Brest, ZI pointe du Diable, BP 70, 29280 Plouzané
Julien Hay, économiste, Université de Brest, UMR AMURE, IUT de Quimper, 2 rue de l'Université, 29334 QUIMPER Cedex
Adeline Bas, économiste, CEDRE, 715 rue Alain Colas cs 41836, 29218 Brest cedex 2
Pascal Gastineau, économiste, INRETS, Laboratoire Transport et Environnement, 25 Avenue François Mitterrand, Case 24, 69675 BRON Cedex
Sylvain Pioch, géographe, EGIS-EAU, 78 Allée John Napier, 34000 Montpellier

Résumé

La question du coût de l'érosion des services écologiques est un sujet très important comme l'a souligné le programme TEEB (*The Economics of Ecosystem services and Biodiversity*) qui a proposé une évaluation des coûts de l'inaction politique dans le domaine de la conservation de la biodiversité. Dans la même veine, le rapport du Centre d'Analyse Stratégique sur l'*Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* s'est intéressé à la question de la valeur des services écosystémiques et a proposé quelques éléments qui permettraient d'évaluer le coût de leur érosion.

Il existe cependant une certaine confusion autour de cette notion de coût. Ainsi, dans le cas du TEEB, l'évaluation proposée des coûts traduit en termes monétaires la perte de bénéfices potentiels que les services écologiques perdus auraient pu délivrer à l'horizon 2050. Mais une autre manière d'évaluer ces coûts aurait pu être d'estimer les investissements à réaliser pour maintenir les capacités écologiques des écosystèmes à délivrer ces services. En approfondissant ce point, le présent papier permet de souligner les différences entre les implications opérationnelles de ces deux approches mais aussi leurs connexions avec des processus décisionnels précis.

Une de nos conclusions est que l'approche économique de la biodiversité a tendance à systématiquement se focaliser sur la question de la valeur monétaire des services écologiques

alors que l'évaluation des coûts de maintien des potentialités écologiques dont dispose la biodiversité pour délivrer des services écosystémiques semble être aujourd'hui privilégiée dans les textes réglementaires.

Mots clés : Services écologiques, biodiversité, valeur, coûts, méthodes d'estimation

Opportunité cost *VS* cost of maintenance of ecological potential: two economic indicators for measuring the cost of biodiversity decrease.

Abstract

The cost issue of the erosion of ecosystem services is a very important topic as underlined by the TEEB program (The Economics of Ecosystem services and Biodiversity) which proposed an assessment of the costs of policy inaction in the field of conservation of biodiversity. In the same vein, the report of the French Center for Strategic Analysis on the economic approach of biodiversity and ecosystem services has been interested in the question of the value of ecosystem services and suggested some elements that would help to measure the cost of biodiversity erosion. There is however some confusion around this notion of cost. Thus, in the case of TEEB, assessment translates costs into monetary terms and estimates the loss of potential profits coming from ecological services. But another way to assess these costs could be to estimate the investment required to maintain ecological potential of ecosystems to deliver these services. This second approach can be considered as more suited to the concept of "inaction" proposed by the TEEB report. By addressing this point, this paper attempts to distinguish the operational implications of these two methods of assessment and their connections with decision-making. One of our findings is that the economics of biodiversity tends to focus systematically on the question of the monetary value of ecosystem services while the cost assessment of maintaining ecosystem services is more and more refered in the regulation systems.

Key words: ecosystem services, biodiversity, value, costs, assessment methodology

Introduction : Les coûts associés à l'érosion de la biodiversité : deux représentations possibles

On sait depuis la dernière Convention des Parties qui a eu lieu à Nogoya en octobre 2010 que l'objectif fixé par la Convention sur la Diversité Biologique – ralentir le rythme de l'érosion de la diversité du vivant sur notre planète – n'a pas été atteint. On sait aussi que cette érosion est assimilée à un coût pour nos sociétés qui voient, à travers elle, un grand nombre de potentialités humaines disparaître (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

C'est tout à la fois pour prolonger le travail du Millennium Ecosystem Assesment (MEA), pour rendre plus concrète cette perte sociale et économique, mais aussi pour porter la question de l'érosion de la biodiversité au même niveau que celle du réchauffement climatique dans les débats publics que le TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) a été lancé en 2007 et a rendu son dernier rapport à l'occasion de la conférence de Nagoya. Une tâche importante de ce programme a été d'évaluer les coûts de l'inaction politique à l'échelle mondiale, dans l'esprit du rapport Stern sur le réchauffement climatique (Braat et Ten Brink, 2008).

On peut considérer schématiquement qu'il existe deux approches principales pour évaluer ces coûts. La première consiste à exprimer en termes monétaires la valeur des bénéfices fournis par la biodiversité à l'homme, non-marchands pour une grande part, et qui sont perdus du fait de l'érosion de cette dernière (Chevassus-au-Louis et al., 2009, Barbier et al., 2009). La seconde est d'évaluer le coût de mise en œuvre des investissements nécessaires au maintien du flux de services écosystémiques fournis par la biodiversité (Benayas et al., 2009 ; Weber, 2007). Ainsi, dans le cas d'une pollution, il est possible d'inférer deux valeurs monétaires d'un dommage environnemental: la perte de bénéfices engendrée par le dommage, d'une part, et les coûts de restauration à engager pour recouvrer les services perdus à la suite de ce dommage, d'autre part.

Il est possible de visualiser les différences qui existent entre ces deux valeurs monétaires à partir du cadre logique du Millennium Ecosystem Assessment (figure 1).

La flèche qui va de la boite « biodiversité » à la boite « bien-être » est aujourd'hui principalement envisagée à partir d'une évaluation monétaire. En effet, même si les travaux

récents s'intéressant à l'approche économique de la biodiversité et des services écologiques soulignent systématiquement l'existence d'indicateurs alternatifs pour évaluer la contribution des services écologiques au bien-être humain, ces travaux privilégient souvent in fine l'évaluation monétaire en tentant d'affecter un prix aux différentes catégories de services écologiques offerts par la biodiversité (Chevassus au Louis, 2009 ; Environmental Protection Agency, 2009 ; Braat et Ten Brink, 2008). La flèche allant de la boite « facteurs directs de changement » vers la boite « services écosystémique » nous dit tout autre chose. Elle cherche à souligner que les usages de la biodiversité par la société ne sont pas seulement une source d'érosion pour cette dernière mais aussi une source de potentialités. C'est le cas lorsque les sociétés humaines entreprennent des actions positives pour l'environnement naturel : restauration d'écosystèmes, contrôle de certaines espèces invasives, suivi de l'état de l'environnement pour en appréhender les changements, etc. (Jones et Pease, 1997 ; Dunford et al., 2004 ; Roach et Wade, 2006 ; Zaffonte et Hampton, 2007 ; Levrel et al., 2010). A cette flèche peut aussi correspondre une évaluation monétaire mais elle a pour objectif de mesurer le coût associé à la mobilisation de capital humain, naturel et physique pour le maintien ou l'accroissement des flux de services écologiques délivrés par la biodiversité. Ces investissements sont le plus souvent associés à des réglementations qui nécessitent de mettre en œuvre des actions positives en faveur de la biodiversité (Loi sur la Responsabilité Environnementale ; Directive Cadre sur l'Eau, Natura 2000, etc.). Mais ils peuvent aussi avoir une origine volontaire du fait d'incitations financières ou simplement morales.

La première approche s'intéresse ainsi aux équivalences monétaires et considère les services écologiques et la biodiversité comme des éléments constitutifs du bien-être des individus. La seconde approche privilégie une démarche en termes d'équivalences physiques (services écologiques et biodiversité) et s'intéresse aux potentialités écologiques sans présumer, autant que la première, des liens plus ou moins explicites qui existeraient avec le bien-être humain. La première approche est donc plus anthropocentrée que la seconde.

Ajoutons que l'objectif n'est pas le même et que les démarches peuvent apparaître comme complémentaires. Dans le premier cas on cherche à évaluer la perte de bénéfices associée à un constat d'érosion de la biodiversité et dans le second cas on propose une analyse des coûts relatifs à un critère d'efficacité – le maintien de la biodiversité – qui prend davantage en compte les enjeux écologiques en relation directe avec des objectifs politiques et des normes réglementaires.

Dans cet article, nous souhaitons analyser les implications opérationnelles de ces deux approches ainsi que leurs forces et faiblesses

Les coûts de l'érosion de la biodiversité et des services écologiques sous l'angle d'une perte de valeur économique

Le principe de l'évaluation

Les économistes aiment souvent rappeler la maxime « *There is no free lunch* », laquelle met en avant le fait que chaque décision contient invariablement un aspect négatif, considéré comme un coût (monétaire ou non, objectif ou subjectif). La décision d'inaction n'échappe pas à la règle. En effet, même si elle est intuitivement associée à la non-mise en œuvre de moyens nouveaux et donc à un coût additionnel nul, la décision d'inaction implique nécessairement un coût sous forme de pertes d'opportunités associées à des décisions alternatives.

Le TEEB s'est concentré sur cette évaluation des *coûts d'opportunités* associés à l'inaction politique dans le domaine de la conservation de la biodiversité en estimant les bénéfices rendus par les écosystèmes auxquels la collectivité renonce en affectant ses ressources disponibles à un usage alternatif. C'est l'approche qui avait été adoptée précédemment par le rapport Stern faisant état du coût de l'inaction dans le domaine du réchauffement climatique. Les indicateurs de coûts évalués dans le cadre du TEEB représentent ainsi le manque à gagner, en termes de bien-être social, correspondant à un scénario d'inaction en faveur de la biodiversité (Braat et Ten Brink, 2008). Le coût de cette inaction est évalué à partir d'un scénario selon lequel le rythme de l'érosion de la biodiversité observé aujourd'hui se poursuit au cours des quarante prochaines années. Il s'agit donc d'un scénario de statu quo nommé « business as usual » qui permet de souligner quelle va être la perte de bénéfices associée à l'érosion des services écologiques si on ne fait rien au cours des prochaines années.

L'estimation des coûts de l'inaction politique proposée par le TEEB s'élèvent à 13 938 milliards d'EUR sur la période 2000-2050 (Braat et Ten Brink, 2008).

Le TEEB n'est pas le premier travail à proposer une évaluation monétaire de la biodiversité à une échelle spatiale large, sinon mondiale. Ainsi, Robert Costanza et ses collaborateurs proposaient-ils déjà en 1997 une estimation de la valeur des flux annuels des services écologiques offerts par la biosphère à l'homme. Ces flux étaient estimés à 33 000 milliards de

dollars. L'objectif n'était pas alors d'évaluer les coûts de l'inaction à proprement parler mais de souligner l'importance de la valeur économique totale[1] (VET) (figure 2) des services écologiques fournis à l'homme, en proposant un ordre de grandeur pour cette dernière.

Ce type d'évaluation a ensuite donné lieu à des déclinaisons par écosystèmes. A titre d'exemple, on rappellera qu'en France le rapport du Centre d'Analyse Stratégique piloté par Bernard Chevassus-au-Louis a proposé une évaluation des services écologiques délivrés par les forêts françaises qui serait de 970 EUR par hectare et par an pour une valeur actualisée totale équivalente à 35 000 EUR (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

Un autre exemple est le travail réalisé par Martinez et collaborateurs (2007) – à partir de la même méthode que celle de Costanza et collaborateurs – qui estime la valeur annuelle des services écologiques fournis par les écosystèmes côtiers à 2 102 milliards de dollars. Cette étude qui est déclinée par pays donne une estimation de 28 milliards pour la France, dont près de 13 milliards pour la Nouvelle-Calédonie et 10 milliards pour la Métropole.

Tous ces chiffres sont le plus souvent comparés avec les PIB des pays ou du monde, de manière à souligner l'importance de ces services pour l'économie mondiale et, par conséquent, l'intérêt qui existe à investir dans la biodiversité. A titre d'exemple, on peut souligner que la valeur des services écologiques côtiers français, obtenue à partir des travaux de Martinez et collaborateurs, est à peu près équivalente au PIB associé à l'économie maritime française qui était pour la même année 2007 de 21,5 milliards d'Euros (Kalaydjian, 2007).

Le problème, pour les tenants de ces évaluations, est qu'il n'existe pour l'instant pas de mécanismes financiers permettant d'intégrer ces valeurs dans les échanges marchands ce qui conduit à la non prise en compte de la plupart des services écosystémiques dans les stratégies d'investissement et les projets de développement adoptés par des opérateurs privés ou publics (Daily et al., 2009). C'est ce déficit institutionnel qui justifierait le manque d'actions actuel et l'érosion de la biodiversité à laquelle nous assistons.

Cependant, au-delà de cette difficulté institutionnelle, on peut noter que l'approche par les coûts d'opportunités nécessite en premier lieu de pouvoir proposer une évaluation monétaire des services délivrés par la biodiversité si l'on veut pouvoir estimer la perte cumulée des

[1] De manière schématique, les valeurs qui composent la VET peuvent être séparées en deux grandes catégories : celles qui sont relatives à des usages et celles relatives aux non-usages. Les valeurs d'usages renvoient à une utilisation directe ou indirecte, marchande ou non marchande, voire à une valeur d'option reposant sur des usages potentiels futurs (Heal, 2000). Les valeurs de non-usages reposent essentiellement sur le principe que la biodiversité a une valeur pour elle-même et/ou représente un patrimoine pour les générations futures, même si elle est « ordinaire » (Krutilla, 1967).

bénéfices qu'elle fournit à l'homme à l'horizon 2050. Il est donc important de revenir sur les méthodes qui permettent de proposer une telle évaluation monétaire.

Les méthodes d'évaluation

La plupart des méthodes d'évaluation économique sont fondées sur le cadre conceptuel utilitariste, dominant dans l'analyse économique. Cette approche repose sur la notion de substituabilité qui permet d'inférer une valeur économique reflétant l'attachement des individus aux différents biens et services auxquels ils ont accès. John Hicks, un des pères de l'économie néo-classique moderne, évoque ainsi les mesures de surplus compensés associées à la substitution de différents biens entre eux et qui permet, in fine, de conserver le même niveau d'utilité du consommateur[2].

Nombre de services rendus par les écosystèmes ne font l'objet d'aucune transaction marchande et ne peuvent pour cette raison être mesurés en termes monétaires à partir de prix de marché. C'est pourquoi différentes méthodes ont été développées par les économistes pour tenter malgré tout d'attribuer de manière plus ou moins directe une valeur monétaire à ces services écosystémiques : évaluation contingente, analyse conjointe, coûts de déplacement, prix hédoniques pour ne citer que les plus connues (EPA, 2009 ; Barbier et al., 2009). Ces méthodes sont aujourd'hui largement pratiquées et stabilisées dans le domaine de l'environnement. Pour autant, leur utilisation dans le domaine de la biodiversité nécessite de prendre quelques précautions.

En premier lieu, s'il est souvent considéré par la littérature que les services écosystémiques sont bien monétairement évaluables, cette approche ne semble pas appropriée à certaines composantes de la biodiversité au motif qu'elles seraient non substituables (Heal, 2000 ; Barbier et al., 2009 ; Norgaard et Bode, 1998).

Le deuxième niveau de précaution concerne les capacités à calculer une VET,des composantes retenues sans laquelle l'évaluation ne fera que sous-estimer la valeur réelle des services écosystémiques correspondants.

En effet, s'il est aujourd'hui admis que l'on puisse approcher de manière fiable les valeurs d'usage direct et indirect de nombreux services écosystémiques délivrés par la biodiversité – lorsque les données existent – les valeurs de non usage ou celles associées aux processus élémentaires de reproduction du vivant sont en revanche plus délicates à estimer pour des

[2] Il s'agit de l'origine du principe de consentement à payer pour bénéficier de l'accès à certains bien et services substituables entre eux.

raisons techniques – moins tangible et familière aux yeux des individus – et éthiques – peut-on donner une valeur aux éléments constitutifs de la vie sur Terre (Norgaard, 1998).
Selon certains économistes, une manière de contourner cette limite est de ne pas retenir les valeurs de non usage dans les évaluations et de simplement chercher à renseigner la valeur de services écosystémiques spécifiques, bénéficiant à des acteurs économiques précis, à une échelle spatiale et temporelle circonscrite (Heal, 2000 ; Barbier et al., 2009). Le gain ainsi obtenu du point de vue de la fiabilité des évaluations conduit cependant à abandonner l'objectif d'agrégation des valeurs et d'obtention d'une VET.

Implication opérationnelle de l'usage des coûts d'opportunités pour l'évaluation des coûts de l'érosion de la biodiversité

Les points indiqués ci-dessus ne sont pas sans implication sur le plan opérationnel et plus particulièrement sur la capacité à attribuer des valeurs monétaires robustes à la biodiversité et à son érosion.
Comme nous venons de le mentionner, il est possible de proposer des évaluations monétaires des services écosystémiques à partir du moment où un certain nombre de précautions méthodologiques sont prises et lorsque les conditions dans lesquelles ces évaluations vont être véritablement opérationnelles sont bien circonscrites. Il semble ainsi possible de réaliser ce type d'évaluation lorsque (Heal, 2000 ; National Research Council, 2004 ; Barbier et al., 2009) : les services évalués sont clairement discriminés les uns vis-à-vis des autres, ces derniers sont associés à des usages directs ou indirects, le contexte socio-économique et décisionnel dans lequel s'insère cette évaluation est précisé, les processus écologiques sous-jacents à la production des services en question sont connus, les techniques d'évaluation mises en œuvre sont validées par des expérimentations.
Ces éléments contraignants permettent de comprendre pourquoi on obtient de très bonnes évaluations pour les services de prélèvement et à l'opposé des évaluations très critiquées pour les services de support (Heal, 2000). Entre les deux, les services culturels relatifs aux activités récréatives ainsi que les services de régulation nécessitent la mise en œuvre d'évaluations indirectes parfois délicates à réaliser. Enfin, les valeurs spirituelles associées aux services culturels, liés à la fois à la notion de biodiversité remarquable et à celle de valeur d'existence, s'avèrent très difficiles à estimer monétairement et finalement peu pertinentes tant du point de vue technique qu'éthique.

Par ailleurs, on peut s'interroger sur la légitimité, dans le cadre de choix collectifs, du « processus de commensuration » que représente l'évaluation de la VET de la biodiversité, c'est-à-dire la réduction de la diversité des valeurs de la biodiversité à une unité de mesure unique (Espeland et Stevens, 1998 ; Desrosières, 2003). En effet, le débat public étant fondé sur la mise en interaction de différents systèmes de valeurs (Boltanski et Thévenot, 1991), on peut craindre que le processus d'évaluation monétaire n'implique une uniformisation qui puisse être dommageable aux négociations autour des enjeux de conservation de la biodiversité.

Pourtant, malgré ces problèmes, la question de l'évaluation de la VET de la biodiversité reste fortement d'actualité. Ceci s'explique par le fait que la notion de VET est le concept approprié pour pouvoir produire des analyses coût-bénéfice pertinentes[3] dans le cadre d'analyses financières de projets de développement.

Il existe cependant des pistes prometteuses pour offrir des alternatives à la VET, en particulier le recours à des modèles qui permettent d'intégrer le rôle de la biodiversité dans les fonctions de production économiques (Barbier, 1994 ; Costanza et al. 2007) voire de mettre en interaction différents types d'indicateurs de valeurs des services écosystémiques – écologiques, économiques et sociaux – et d'échapper ainsi aux deux problèmes clés du calcul de la VET que sont la monétarisation des valeurs de non usage et l'agrégation de ces valeurs (Daily et al., 2009 ; Nelson et al., 2009).

Les coûts de l'érosion de la biodiversité et des services écologiques à partir du coût de maintien des potentialités écologiques

Le principe d'évaluation

En parallèle de l'évaluation des coûts d'opportunités associés à l'inaction politique une seconde approche est possible, fondée sur les coûts du maintien de la biodiversité et des services écologiques qu'elle délivre (Dunford et al., 2004 ; Zafonte et Hampton, 2007). Il s'agit finalement ici d'évaluer les coûts de l'action dans un scénario de « no net loss » avec pour objectif de maintenir des potentialités écologiques qui bénéficieront à la fois à la

[3] En effet, si des arbitrages sont opérés en défaveur de la biodiversité sur la base d'une estimation partielle de sa valeur, les choix réalisés pourront être considérés comme discutables du point de vue économique.

biodiversité pour elle-même, mais aussi aux usagers directs et indirects des services écologiques que cette biodiversité produit.

Cette méthode repose sur deux particularités qui la distinguent de l'approche précédente.

La première, d'ordre technique, est de ne pas avoir à prendre en compte les incertitudes qui existent autour des valeurs réelles de la biodiversité et des services écosystémiques, en considérant que la restauration des écosystèmes permettra in fine de compenser *toutes* les pertes de bien-être subies à la suite d'une dégradation de l'environnement – sous la condition que les populations qui bénéficient de ces mesures de restauration soient les mêmes que celles qui ont subi le préjudice (Roach et Wade, 2006).

La seconde, d'ordre éthique, est de respecter un critère de durabilité forte qui repose sur l'hypothèse qu'une partie du capital naturel ne peut être substitué par du capital physique ou du capital humain, sans faire courir un risque d'effondrement au système écologique qui en est le support[4] (Ekins, 2003). Dès lors, il s'agit d'évaluer les coûts du maintien de ces potentialités.

Il existe un certain nombre de travaux portant sur le coût de maintenance de la biodiversité et des services écologiques qui sont relatifs, pour la plupart, à des programmes de restauration ou de compensation (Borde et al., 2004 ; Fonseca et al., 2001 ; King et Bohlen, 1995 ; Lewis, 2001 ; Moberg et Rönnbäck, 2003 ; OCDE, 2004). Ces travaux peuvent être séparés en deux groupes : les programmes de restauration à large échelle et ceux focalisés sur des écosystèmes types. Pour les programmes à large échelle il est possible de mentionner les Everglades (7,8 milliards de dollars) (Borde et al., 2004), l'écosystème des Catskills à proximité de New-York (1,5 milliards de dollars) (National Research Council, 2000) ou la Mer d'Aral (entre 30 et 50 milliards de dollars) (Micklin, 2007).

Pour les programmes focalisés sur des habitats types, les coûts de restauration varient grandement selon le niveau de dégradation qu'ils ont subis, le niveau de restauration recherché, les moyens mis en œuvre pour atteindre cet objectif et le contexte biophysique et réglementaire. Ainsi, du côté américain, le coût de l'hectare restauré à travers les procédures « Natural Resource Damage Assessment » varie de 18 000 à 247 000 $ selon le type d'écosystème (OCDE, 2004).

[4] Cette approche s'oppose au principe de durabilité faible qui postule à une substituabilité parfaite entre les différentes formes de capitaux (Atkinson et Pearce, 1993, Banque Mondiale, 1997). Du point de vue de la durabilité faible, le principe de « no net loss » écologique n'a pas de sens. En effet, le seul « no net loss » qui compte est celui de la valeur économique fournis par les différentes formes de capitaux, quel que soit l'importance relative de ces derniers.

En France, la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement produit tous les ans un rapport sur les dépenses de protection de l'environnement en France. En 2007, ces dépenses s'élevaient à 41,2 milliards d'EUR, dont 1,54 milliards étaient dédiés à la biodiversité et aux paysages (Commission des Comptes et de l'Economie de l'Environnement, 2009). Le rapport du CAS évoque aussi dans son rapport le coût de restauration par hectare d'une forêt de feuillus diversifiée dans une zone tempérée qui serait situé entre 5000 et 6000 EUR (2007) (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Cependant, il ne s'agit là que d'un plan de restauration fondé sur un programme de reboisement qui ne tient pas compte de l'ensemble des fonctionnalités écologiques liées à ces forêts.
Ces chiffres nécessitent de revenir sur les méthodes qui permettent de calculer ces coûts.

Les méthodes d'évaluation

Les méthodes économiques engagées pour évaluer les coûts d'entretien et d'accroissement des services écologiques sont relativement simples sur le plan conceptuel puisqu'elles visent *in fine* à calculer le coût des investissements qu'il est nécessaire de réaliser pour maintenir ou améliorer l'état de la biodiversité en vue de garantir la pérennité des flux de services écologiques.
Ces investissements peuvent être de différentes natures : la restauration d'un écosystème qui a été dégradé, la création d'un nouvel écosystème dans le cas de mesures compensatoires, l'amélioration de la qualité d'un écosystème qui n'a pas été dégradé mais dont les potentialités écologiques peuvent être accrues par un aménagement particulier, voire la préservation totale d'un écosystème, mais aussi tous les coûts associés aux changements d'activités, de techniques, de pratiques qui ont pour objectif d'atténuer les impacts de ces dernières sur la biodiversité.
La principale particularité de ces méthodes est que les modes de calculs sont basés sur des indicateurs physiques et non monétaires, en habitats, en espèces ou en services écologiques, qui permettent de s'assurer du maintien des potentialités écologiques.
Afin d'illustrer cela, on peut mentionner la procédure NRDA américaine et qui s'appuie sur le principe de « no net loss » et qui nécessite que toute perte de biodiversité et de services écosystémiques soit compensé par un gain équivalent (Dunford et al., 2004 ; Bas et Gaubert, 2010). Le respect de ce principe nécessite d'avoir recours à des critères d'équivalence que l'on peut représenter à partir de la figure 3. Le premier diagramme offre une représentation de

l'impact d'un dommage environnemental sur un écosystème. Cet impact réduit les capacités de l'écosystème à délivrer le flux de services écologiques qu'il produit lorsqu'il est en bon état. L'impact est symbolisé par la courbe noire qui représente la totalité des pertes en services écologiques pendant une période donnée. Ce dommage, en accord avec la loi américaine, doit être restauré par le responsable de l'incident. C'est pourquoi il nécessite un investissement dans un travail de restauration – dit « primaire » – sur le site où le dommage a eu lieu. L'objectif est d'accélérer le renouvellement des capacités de production de services écologiques par la biodiversité. Les résultats de cet investissement sont représentés par la courbe rouge. On peut en effet noter que la surface B symbolise l'ensemble des services écologiques qui auraient été perdus si la procédure de restauration primaire n'avait pas été enclenchée.

Il reste cependant une perte résiduelle de services écologiques liée au dommage : la quantité de services perdus pendant la phase où l'impact de l'incident a perduré, symbolisée par la surface A. Pour que la procédure de restauration soit complète il faut qu'il y ait une compensation de ce dommage résiduel. Ceci peut être réalisé dans un autre site où il est possible d'augmenter le niveau de production de services écologiques à partir d'un travail de restauration dite « compensatoire ». L'effet de cet investissement est symbolisé, dans le deuxième diagramme, par la courbe rouge qui permet de souligner un gain dans le niveau de production de services écologiques. L'objectif final est que les surfaces A et C s'équivalent. L'investissement correspondant au coût de maintien du flux de services écologiques est donc la somme des coûts de restauration primaire et compensatoire ainsi que ceux associés au suivi des résultats de la procédure. Ces coûts ont pour origine la mobilisation de capital humain, naturel et physique dans le processus de restauration et de compensation, et non pas la valeur reconnue aux services écologiques perdus en raison de l'érosion, comme présenté dans la partie précédente.

Ces évaluations monétaires du coût de l'érosion de la biodiversité et des services écologiques s'inscrivent donc conceptuellement dans un cadre d'analyse coût-efficacité. L'efficacité pouvant être mesurée à l'aune de critères écologiques mais aussi économiques, sociaux ou juridiques.

Ainsi, l'illustration précédente peut être utilisée dès que des normes de référence concernant un niveau de biodiversité ou de services écologiques à maintenir ou à atteindre sont identifiées. Ces normes peuvent être par exemple celle de la Directive Cadre sur l'Eau et de la Directive Cadre Stratégie pour les Milieux Marins qui fixent pour objectif aux Etats membres de l'Union Européenne d'atteindre le bon état écologique de leurs eaux terrestres et de leurs

milieux marins. Il s'agit dans ces cas de partir d'un état initial considéré comme désirable (au regard de la norme) et d'identifier les efforts et les moyens à mobiliser pour parvenir au respect de cette norme écologique, que cela se traduise par la réparation d'un dommage environnemental, la re-naturalisation d'un écosystème, une évolution des usages, la mise en place de mesure de préventions ou des techniques en vue de réduire les pressions anthropiques.

Implication opérationnelle de l'usage des coûts de maintien des services écologiques pour l'évaluation des coûts de l'érosion de la biodiversité

Aussi simple puisse-t-elle paraître, l'approche des coûts de maintien des services écologiques pour l'évaluation des coûts de l'érosion de la biodiversité se heurte cependant à plusieurs difficultés empiriques, essentiellement liées aux critères retenus pour qualifier l'efficacité des mesures permettant le maintien des potentialités.

Une première limite concerne la représentation graphique proposée précédemment (figure 3) et la référence à une forme d'équilibre symbolisé par la ligne verte. En effet, les écosystèmes ne connaissent pas d'équilibre à proprement parler. Par ailleurs, tout travail de restauration ou de compensation fera prendre à l'écosystème concerné une trajectoire différente de celle d'un écosystème naturel (Thanner et al., 2006). Il est donc impossible de considérer que les mesures de restauration ou de compensation permettront de faire aussi bien que la nature elle-même, ni que l'état écologique « désirable » recouvré sera comparable à l'état écologique initial. Il est cependant possible d'interpréter cette ligne verte comme le niveau de potentialités dont dispose l'écosystème pour délivrer des services écologiques.

Il est dès lors essentiel de savoir quelles sont les composantes de la biodiversité et des services écologiques qui ont été détruites, recréées, et substituées, en vue de pouvoir proposer un diagnostic précis des potentialités écologiques réellement maintenues.

De ce point de vue, il apparaît important de pouvoir proposer des critères d'efficacité écologique permettant de rendre plus objectifs les indicateurs qui guident les mesures de restauration et de compensation (Moberg and Rönnback, 2003 ; Palmer and Filoso, 2009).

Deux critiques principales sont formulées aujourd'hui à l'égard des indicateurs qui permettent d'évaluer l'efficacité des mesures de restauration et de compensation. La première est que ces indicateurs se focaliseraient sur un service écologique particulier sans tenir compte des interactions existant avec les autres services écologiques (Palmer and Filoso, 2009). Or, ces

interactions peuvent être négatives ou positives et structurer fortement le succès des actions. La seconde critique est que les métriques retenues ne tiendraient pas compte des processus écologiques qui sont à l'origine du bon fonctionnement des écosystèmes, mais seulement de la production de services écologiques à court terme (Moberg and Rönnback, 2003). Cette production peut alors s'avérer non pérenne si les mécanismes qui en sous-tendent le maintien n'ont pas été réellement restaurés.

Plus généralement, les coûts associés à l'investissement dans la biodiversité varient fortement en fonction des niveaux de capital humain, physique et naturel à mobiliser, des contextes réglementaires et biophysiques dans lesquels ont lieu les investissements, mais surtout des objectifs écologiques préalablement fixés. Ceci explique pourquoi la question des indicateurs d'efficacités permettant d'évaluer les coûts doit être traitée de manière précise, dans un contexte de grande transparence. Le tableau 1 propose un gradient des équivalences permettant de qualifier l'efficacité des mesures compensatoires en précisant ce qui peut être entendu par « no net loss ». Le coût du maintien des potentialités écologiques dépendra ainsi du critère d'équivalence retenu (Mazzotta et al., 1994)

Discussion : les différences entre les coûts de l'érosion des services écologiques et de la biodiversité

Il est possible de résumer les différences qui existent entre les deux méthodes d'évaluation des coûts de l'érosion des services écologiques à partir du tableau 2.

Comme nous l'avons vu, l'approche retenue par le TEEB se focalise sur la perte de bénéfices potentiels générée par l'inaction politique dans le domaine de la conservation de la biodiversité, en se focalisant sur la valeur de cette dernière. Ainsi, le coût de ne pas avoir préservé la biodiversité depuis 2000 est estimé à 545 milliards de dollars à l'horizon 2010 et de près de 14 000 milliards à l'horizon 2050 (Braat et Ten Brink, 2008). .

Une méthode d'évaluation alternative aurait pu être d'estimer les coûts de restauration, de compensation, d'innovation technique et de changements d'usages, requis pour maintenir le flux des services écologiques à l'horizon 2010 ou 2050 sous l'hypothèse que l'objectif de ralentissement de l'érosion de la biodiversité de la CBD, voire l'objectif d'arrêt de l'érosion de la biodiversité adopté par l'Union Européenne, soit respecté à cet horizon. Dans ce cas là le coût de l'inaction est celui que les sociétés humaines auront à supporter après 50 ans d'inaction. Et il est possible de mettre en regard un tel coût avec ce qu'il en coûterait d'agir

maintenant, en 2020 ou en 2030. L'idée ici est de souligner que plus on attend plus la facture sera lourde si l'on considère que la conservation de la biodiversité est bien un choix de société qui devra être assumé tôt ou tard. Cela apparaît assez évident lorsque l'on songe à l'exemple des espèces invasives (Pimmentel et al., 2005) et aux irréversibilités qui apparaissent, de manière générale, lorsqu'on laisse un écosystème se dégrader au point de le voir basculer dans un nouveau domaine de stabilité – moins productif et moins diversifié – dont il ne pourra plus revenir ou alors pour un coût prohibitif (Gunderson et Holling, 2002).

Adopter une telle approche aurait deux avantages de notre point de vue. Elle permet tout d'abord de se positionner dans un contexte de durabilité forte car elle implique d'avoir des équivalences en unités physiques et consacre une logique d'action en faveur de la Nature afin d'enrayer sa dégradation (Roach et Wade, 2006). Ensuite, elle repose sur des méthodes d'évaluation permettant de mieux appréhender les fonctionnalités écologiques à l'origine des bénéfices non marchands et offre ainsi un outil de preuve plus convaincant pour les négociations autour des dommages causés à la biodiversité (Thompson, 2002).

Le passage à une échelle macro-économique implique cependant de pouvoir mettre en place des méthodes d'évaluation des coûts d'entretiens des services écologiques à des échelles spatiales relativement larges (Weber, 2007). A ce titre, il pourrait être intéressant de savoir si une approche en termes de « transferts de coûts » intégrerait moins de variabilité dans les résultats obtenus que la méthode des « transferts de bénéfices ». En effet, dans le cas des transferts de coûts, la méthode de calcul est basée sur des processus de restauration associés à des connaissances en ingénierie écologique qui nécessitent des compétences humaines et techniques dont on peut objectivement mesurer les portées et les limites. Les coûts seront ainsi dépendants des moyens mobilisés pour produire les services écologiques, mais aussi de contraintes géophysiques et réglementaires précises dont on peut facilement connaître les caractéristiques. Ce n'est pas le cas des transferts de bénéfices qui s'appuient sur des estimations très sensibles à un grand nombre de variables relevant du contexte socio-économique, dont la connaissance est complexe et nécessite la réalisation d'enquêtes relativement coûteuses.

On peut cependant noter que les coûts d'entretien des services écologiques seront largement dépendants des indicateurs retenus pour qualifier les pertes et les gains ainsi que les niveaux d'équivalences permettant de considérer que le critère de « no net loss » est respecté[5] (Tableau 1).

[5] On le voit très bien aujourd'hui avec l'exemple des « mitigation banking » américaines concernant les zones humides où les mesures compensatoires s'avèrent relativement inefficaces à faire respecter le principe du « no

Si l'on retient comme indicateurs de pertes et de gains des espèces à court cycle de vie et des services de prélèvement, on pourra vraisemblablement restaurer et compenser les dommages à un plus faible coût que si l'on avait retenu des espèces à long cycle de vie ou des services de régulation, plus complexes et longs à obtenir,

Par ailleurs, si le niveau d'équivalence exigé pour respecter le principe de « no net loss » est l'unité de capital naturel, l'ensemble des mesures compensatoires possibles sera plus large que si l'on avait retenu l'unité de service écosystémique (Tableau 1). Il en résultera là-encore un coût moindre des compensations.

Plus globalement, les choix arrêtés sur le plan des indicateurs et des niveaux d'équivalence vont conduire à définir le domaine de durabilité dans lequel on envisage le maintien des potentialités écologiques, avec pour corollaire les coûts à supporter pour ce maintien.

Si l'analyse des avantages et des limites de ces deux approches complémentaires est nécessaire, elle ne doit pas faire oublier qu'en pratique la pertinence d'une méthode d'évaluation des coûts de l'érosion de la biodiversité dépend également du contexte institutionnel dans lequel cette évaluation s'inscrit.

A titre d'exemple, pour ce qui concerne les dommages environnementaux, l'approche par les coûts de maintien de la biodiversité semble trouver depuis quelques années aux Etats-Unis un écho et une adhésion plus larges que l'approche par les pertes de valeurs (Thompson, 2002).

On observe une tendance similaire en Europe comme en témoigne la mention de cette méthode dans plusieurs textes réglementaires récents. Ainsi, la référence aux services écologiques et à leur coût d'entretien a été intégrée dans le Droit français (article L.161-1 du Code de l'environnement) avec la Directive européenne 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale et la loi de transposition n°2008-757 du 1er août 2008 dont le décret n° 2009-468 a été publié le 23 avril 2009 **:** « Constituent des dommages causés à l'environnement au sens du présent titre les détériorations directes ou indirectes mesurables de l'environnement qui : […] Affectent les services écologiques, c'est-à-dire les fonctions assurées par les sols, les eaux et les espèces et habitats mentionnés au 3° au bénéfice d'une de ces ressources naturelles ou au bénéfice du public […]. » L'article L.162-11 précise par ailleurs que « Les mesures de réparation des dommages […] visent à rétablir ces ressources naturelles et leurs services écologiques dans leur état initial […]. L'état initial désigne l'état des ressources naturelles et des services au moment du dommage, qui aurait existé si celui-ci

net loss » du fait de stratégies de compensation orientées par des critères plus économiques qu'écologiques (National Research Council, 2001).

n'était pas survenu ». Enfin, l'article L. 162-20 souligne que le responsable des dommages devra supporter les frais liés « 1° A l'évaluation des dommages ; 2° A la détermination, la mise en œuvre et le suivi des mesures de prévention et de réparation […] ».
Cette loi stipule aussi l'obligation de réparer les « dommages écologiques purs » et interdit la réparation de ces dommages par équivalent monétaire, sauf cas exceptionnel.
La question de l'évaluation des coûts d'entretien des services écologiques se pose aussi dans le cadre des évaluations d'impacts de projets d'aménagement dont le Code de l'environnement précise le contenu à travers son article L.122-1 : les études d'impacts doivent intégrer « les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement et la santé. »

Conclusion

L'objet de ce papier était de clarifier la notion de coût de l'érosion de la biodiversité. Un premier résultat mis en avant est qu'il y a une double acception de ce concept : le coût comme une perte de valeur associée à l'érosion de la biodiversité et le coût comme les investissements nécessaires au maintien des potentialités écologiques. Ces deux approches renvoient chacune à des enjeux théoriques et des méthodes d'évaluation à la fois différents et complémentaires.

Depuis plusieurs décennies, l'approche économique de la biodiversité a privilégié une analyse des coûts en termes de valeur. Malgré la richesse des débats académiques autour de ce thème, on constate une certaine frustration du point de vue de la portée opérationnelle de ces travaux, du fait d'un manque de données mais aussi de méthodes d'évaluation indirectes relativement coûteuses à mettre en œuvre.
Pour résumer, les travaux sur cette question peuvent être séparés selon deux options empiriques. La première option est de limiter l'évaluation à une partie des services écologiques fournis par la biodiversité dans un contexte socio-économique précis. Cette attitude prudente est celle reprise par exemple dans le rapport CAS. Ces résultats sont robustes mais ne représentent évidemment qu'une faible partie de la valeur des services écologiques et de la biodiversité. La seconde option consiste à évaluer la VET des services écologiques délivrés par la biodiversité au moyen de méthodes simplistes et souvent grossières – c'est le cas du rapport intermédiaire du TEEB sur les coûts de l'inaction politique

ou des travaux de Costanza et de ses collaborateurs qui ont largement recours aux méthodes de transferts de bénéfices. Dans les deux cas, le public ou le décideur peut ressentir une certaine frustration : soit par le caractère partiel du résultat obtenu, soit par le manque de robustesse de la méthode adoptée.

L'approche par les coûts de maintien de la biodiversité bénéficie d'un intérêt plus récent de la part des économistes, en partie du fait de la frustration mentionnée ci-dessus et de la montée en puissance du principe de la durabilité forte, en particulier dans les textes réglementaires. En effet, elle a pour avantage de dépasser les problèmes rencontrés dans l'évaluation monétaire non-marchande, en s'appuyant sur des critères d'équivalence physique offrant de meilleure garantie de respecter un critère de durabilité forte.

Pour autant, cette approche nécessite d'être questionnée dans les années à venir, notamment du fait des critères d'efficacité écologique qui conditionnent la pertinence de sa mise en œuvre et la portée de l'évaluation obtenue.

Remerciements : Nous tenons à remercier Denis Bailly, Rémi Mongruel, José Pérez, Anne-Charlotte Vaissière pour les discussions que nous avons pu avoir avec eux sur le sujet des coûts de l'érosion de la biodiversité et des services écologiques.

Références :

Atkinson G. and Pearce D.W., (1993), "Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of Weak Sustainability", *Ecological Economics*, n°8, pp.103-108.

Banque Mondiale, 1997. *Expanding the measure of wealth. Indicators of environmentally sustainable development*, Washington D.C., Banque Mondiale

Barbier E.B., Baumgärtner S., Chopra K., Costello C., Duraiappah A., Hassan R., Kinzig A., Lehmann M., Pascual U., Polasky S., Perrings C., 2009. The Valuation of Ecosystem Services, in Naeem S., Bunker D.E., Hector A., Loreau M., Perrings C., (eds.), *Biodiversity, Ecosystem Functioning & Human Well Being*, Oxford University Press, pp.248-262.

Barbier E.B., 1994. Valuing environmental functions, tropical wetlands. *Land Economics* vol.70, pp.155-173.

Bas, A., Gaubert, H., 2010. La directive « Responsabilité environnementale » et ses méthodes d'équivalence, rapport n°19 du Commissariat général du développement durable, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED19b.pdf

Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis, *Science*, vol.325, 1121-1124

Boltanski L. et Thévenot L., (1991), *De la justification. Les économies de la grandeur*, Paris, NRF Essais, Gallimard, 483p.

Borde A.B., O'Rourke L.K., Thom R.M., Williams G.W., Diefenderfer H.L., (2004), *National Review of Innovative and Successful Coastal Habitat Restoration*, Prepared for National Oceanic and Atmospheric Administration, Coastal Services Center, Battelle Memorial Institute, 58p.

Braat L and ten Brink P., 2008. *The Cost of Policy Inaction (COPI) – The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Report to the European Commission, May 29.

Chevassus-Au-Louis B. et al., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Rapport n°18 du Centre d'Analyse Stratégique, La Documentation Française, 399p.

Commission des Comptes et de l'Economie de l'Environnement, 2009. *L'économie de l'environnement en 2007*. Commissariat général au développement durable.

Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S., Christopher T., (2007), "Biodiversity and ecosystem services: a multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production", *Ecological Economics* 61: 478–491.

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., and van den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, vol. 387, 253-260.

Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., Ricketts T.H., Salzman J., Shallenberger R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver, *Frontiers in Ecology and the Environment*: Vol. 7, No. 1, pp. 21-28.

Desrosières A., (2003), « Les qualités des quantités », *Courrier des statistiques*, n°105-106, pp.51-63.

Dunford, R.W., Ginn, T.C. & Desvousges, W.H., 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments, *Ecological Economics*, 48, 49-70.

Ekins P., (2003), "Identifying Critical Natural Capital. Conclusions about Critical Natural Capital", *Ecological Economics,* 44: 277-292.

Environmental Protection Agency, 2009. *Valuing the protection of ecological systems and services*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of the Administrator, Science Advisory Board. 139 p.

Espeland W.N., Stevens M.L., (1998), "Commensuration as a social process", *Annual Review of Sociology*, n°24, pp.313-343.

Fonseca, M.S., Kenworthy W.J., Julius B.E., Shutler S., Fluke S., 2001. *Handbook of Ecological Restoration*, Cambridge University Press, Cambridge

Gunderson L.H. and Holling C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington D.C., Island Press, 507p.

Heal, G., 2000. *Nature and the marketplace. Capturing the value of ecosystem services*, Island Press, Washington D.C., 203p.

Jones, C.-A. and K.-A. Pease, 1997. Restoration-based compensation measure in natural resource liability statutes, *Contemporary Economic Policy* 15: 110-122.

Kalaydjian R. (ed.), 2007. *Données économiques maritimes françaises 2007*, Editions IFREMER, 96p.

King, D.M. and Bohlen C.C., 1995. *The cost of wetland creation and restoration*, Technical Report DOE/MT/92006-9 (DE95000174), U.S. Department of Energy, Washington, D.C.

Krutilla J.V., 1967. Conservation reconsidered. *The American Economic Review* 57(4): 83-91.

Levrel H., Fontaine B., Henry P-Y, Jiguet F., Julliard R., Kerbiriou C. and Couvet D., 2010. Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: a French example, *Ecological Economics* 69(7): 1580–1586.

Lewis, R.R., 2001. *Mangrove restoration - costs and benefits of successful ecological restoration*, Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.

Martinez M.L., Intralawan A., Vasquez G., Pérez-Maqueo O., Sutton P., Landgrave R., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance, *Ecological Economics*, vol.63, pp.254-272.

Mazzotta M., Opaluch J.J. and Grigalunas T.A., (1994), Natural resource damage assessment: The role of resource restoration, *Natural resource journal*.34(1): 153-178.

Micklin, P., 2007. The Aral Sea Disaster. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35, 47-72.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: synthesis*, Island Press, 137p.

Moberg F. and Rönnbäck P., 2003. Ecosystem services of the tropical seascape: interactions, substitutions and restoration, *Ocean Coastal Management* 46:27–46

National Research Council, Committee on Assessing and Valuing the Services of Aquatic and Related Terrestrial Ecosystems, 2004. *Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making,* The National Academies Press, Washington D.C.

National Research Council, 2001. *Compensating for Wetlands Losses under the Clean Water Act. Committee on Mitigating Wetland Losses*, The National Academy Press, Washington D.C.

National Research Council, 2000. *Watershed Management for Potable Water Supply: Assessing the New York City Strategy*, National Academy Press, Washington DC

Nelson E, Mendoza G, Regetz J, Polasky S, Tallis H, Cameron D.R, Chan K.M, Daily G.C, Goldstein J, Kareiva P.M, Lonsdorf E, Naidoo R, Ricketts T, and Shaw M.R., 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):4-11.

Norgaard R.B. and Bode C., 1998. Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics*, 25(1): 37-39.

OCDE, 2004. *Handbook of market creation for biodiversity: Issues in Implementation*, OECD Publications, Paris, 177p.

Palmer, M.A. & Filoso, S., 2009. Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets. *Science*, 325, 575-576.

Pimentel D., Zuniga R., Morrison D., (2005), "Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States", *Ecological Economics* 52: 273-288.

Roach B., Wade W.W., 2006. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics* 58 :421-433.

TEEB (The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity), 2010.

Thanner S.E., McIntosh T.L., Blair S.M., 2006. Development of benthic and fish assemblages on artificial reef materials compared to adjacent natural reef assemblages in Miami-Dade county, Florida, *Bulletin of Marine Science* 78(1), pp.57-70.

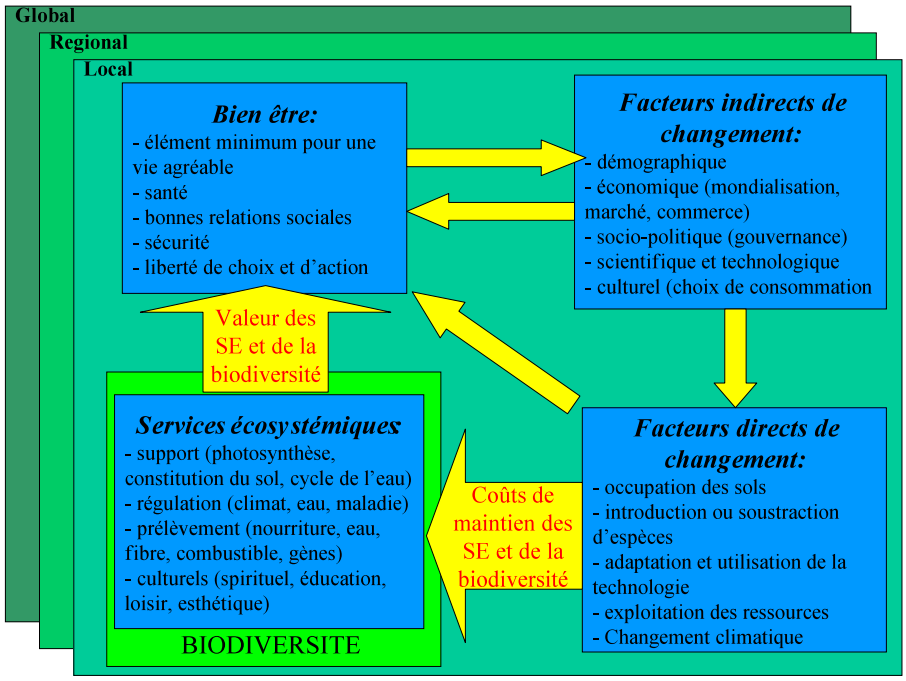
Thompson D.B., 2002. Valuing the environment: courts' struggles with natural resource damages, *Environmental Law*, Volume 32, pp. 57-89

Weber J-L., 2007. Implementation of land and ecosystem accounts at the European Environment Agency, *Ecological Economics*, vol.61, pp. 6 9 5- 7 0 7.

Zafonte, M. & Hampton, S., 2007. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments, *Ecological Economics*, 61, pp.134-145.

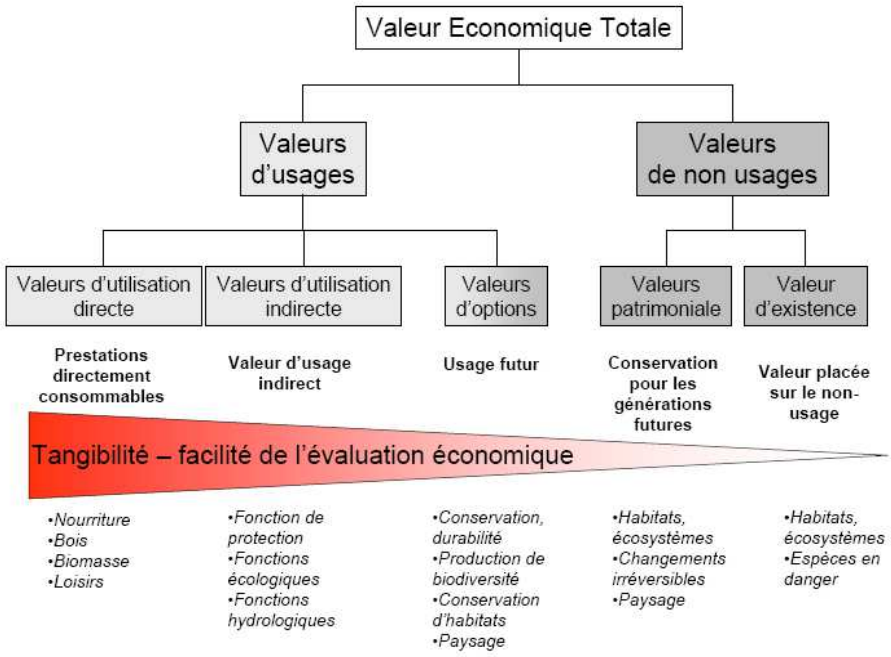
Tables et figures:

Figure 1 : Situation des deux modes d'évaluation dans le cadre logique du Millennium Ecosystem Assessment



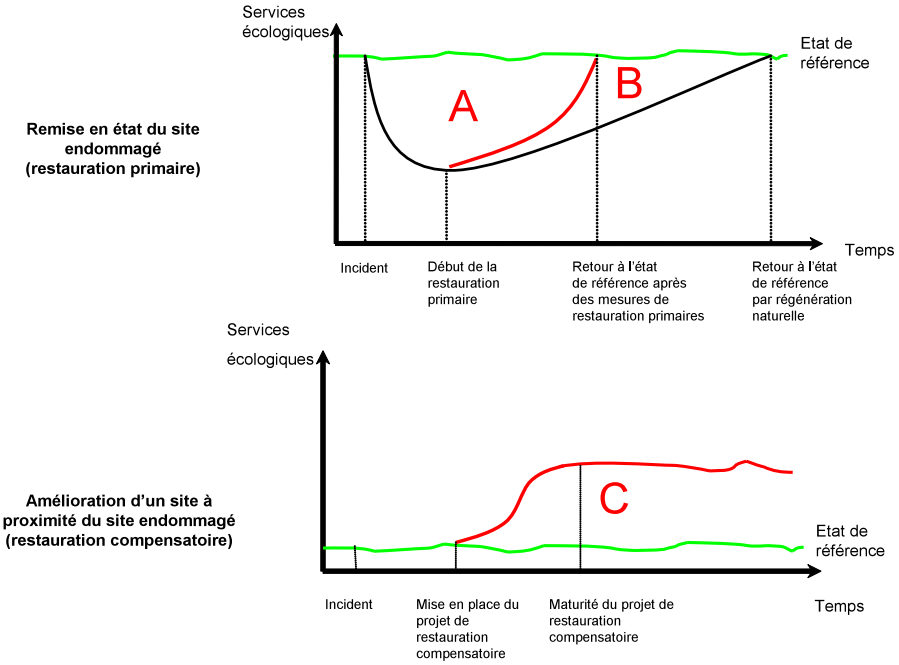
Source : adapté à partir du Millennium Ecosystem Assessment

Figure 2 : Description des différents éléments de la valeur économique totale de l'environnement



Source : Chevassus-au-Louis et al., 2009, p.174

Figure 3 : Illustration des équivalents de services écologiques à restaurer et compenser dans le cadre des mesures « Natural Resource Dammage Assessment »



Source : Dunford et al., 2004.

Tableau 1 : Les différents niveaux d'équivalence pour évaluer les compensations d'un point de vue économique*

	Niveau d'équivalence	**Description**	**Exemple**	**Niveau de durabilité**
1	Perte nette de biodiversité et de bien-être	Le capital naturel est détruit sans compensation	Prise accidentelle de mammifères marins par les pêcheurs	Pas durable car perte nette
2	Pas de perte nette de bien-être humain	Le capital naturel détruit est substitué par du capital physique ou humain avec un niveau de bien-être humain équivalent	Remplacement d'un herbier marin (capital naturel) par une infrastructure portuaire (capital physique)	Durabilité faible (Pearce et Atkinson, 1993)
3	Pas de perte nette de capital naturel mais perte possible de catégories de services écosystémiques	Le capital naturel détruit est compensé ou remplacé par du capital naturel produisant des services écosystémiques différents	Remplacement des services de régulation produits par l'herbier marin par des services d'approvisionnement liés à l'aquaculture	Durabilité forte (critère minimum)
4	Pas de perte nette de services de régulation, de	Le capital naturel détruit est compensé par du capital	Les services de nurserie perdus du fait de la	Durabilité forte (critère

	services récréatifs, de services de supports et de services d'approvisionnement mais substitution possible entre services au sein de ces catégories	naturel produisant les mêmes catégories de services écosystémiques	destruction d'un herbier marin peuvent être compensés par la mise en place de récifs d'huîtres produisant un service de filtration de l'eau (à niveau de services de régulation constant)	intermédiaire)
5	Pas de perte nette de services écosystémiques (sur la base des 23 services du MEA par exemple)	Le capital naturel détruit est compensé par du capital naturel produisant les mêmes services écosystémiques	Les services de nurserie, de filtration de l'eau, de limitation de l'érosion associés aux herbiers marins sont tous pris en compte et sont individuellement compensés	Durabilité forte (critère élevé) (Ekins, 2003)
6	Le capital naturel est considéré comme non substituable	Le capital naturel ne peut être détruit		Pas durable car pas de développement possible

* Il s'agit en effet d'une description limitée des mesures d'équivalence puisque la question de la biodiversité est envisagée uniquement sous un angle instrumental ici. Ainsi, l'échelle d'équivalence est beaucoup plus exigeante si l'on adopte une base taxonomique pour le calcul (ce qui est souvent le cas puisqu'une part importante des mesures compensatoires vise des espèces protégées). Par ailleurs, la question de la localisation géographique de la compensation n'est pas non plus prise en compte dans ce tableau alors que cet élément est essentiel pour qualifier sa pertinence.

Tableau 2: Bénéfices potentiels vs coûts de maintenance: différence des approches

	Coût de maintenance des services écologiques	**Valeur des services écologiques**
Principe général	Quel est le coût des mesures positives à l'environnement à consentir pour restaurer et entretenir les services écologiques ?	Quelle est la valeur monétaire des pertes ou des gains de bien être associées aux évolutions des services écologiques ?
Champ d'application principal	Réglementation autour de la responsabilité environnementale	Analyse financière pour la gestion de projet
Evaluation des coûts	Coûts comptables	Coûts d'opportunité
Cible	L'environnement naturel en premier lieu, et indirectement à travers lui le bien-être des acteurs bénéficiant de cet environnement	Le bien-être des acteurs subissant des externalités négatives
Echelle économique	Macro-économique (valorisation à l'échelle du socio-écosystème)	Micro-économique (valeurs individuelles extrapolées au collectif)
Unités d'équivalences	Unités physiques (habitat, espèce, service écologique)	Unité de valeur (utilité, prix, bien-être) actualisées

	actualisées	
Théorie du capital sous-jacente	Capital naturel critique	Epargne véritable
Méthode d'évaluation à de larges échelles	Transfert de coûts	Transfert de bénéfices
Principe de durabilité	Forte à moyenne : la perte de capital naturel ne peut être compensée que par du capital naturel (faible substituabilité des différentes formes de capitaux). Cependant le niveau de compensation peu fortement varier en fonction des indicateurs d'équivalences retenus	Faible à moyenne : la perte de capital naturel peut être compensée par du capital naturel, humain ou physique (forte substituabilité des différentes formes de capitaux). Cependant la prise en compte d'un niveau de capital naturel critique peut permettre de nuancer cela.