

TEEB : L'ÉCONOMIE DES ECOSYSTEMES ET DE LA BIODIVERSITE

Aude Neuville, European Commission–Joint Research Centre

I – HISTORIQUE ET DÉROULEMENT

Origine du projet

TEEB est issu d'une initiative des ministres de l'environnement du G8+5 réunis à Potsdam en mars 2007, que le ministre allemand Sigmar Gabriel (aujourd'hui ministre de l'économie et de l'énergie et vice-chancelier) et le Commissaire européen Stavros Dimas ont prise en charge. L'objectif était « d'initier un processus d'analyse des bénéfices économiques globaux de la biodiversité, du coût de la perte de biodiversité et de l'absence de protection par rapport aux coûts de la conservation ».

L'idée a été inspirée en partie par le rapport Stern sur l'économie du changement climatique (octobre 2006), qui a eu un fort impact. Par ailleurs, la Convention sur la diversité biologique (CDB - 190 parties contractantes) avait fixé l'objectif de réduire façon significative la perte de biodiversité dans le monde à l'horizon 2010, et l'Union européenne de l'enrayer en Europe – objectifs très ambitieux qui ont donné une impulsion au lancement d'initiatives et de politiques.

L'Allemagne et la Commission européenne souhaitaient que le projet ait une perspective vraiment globale, et non limitée à l'Europe, et qu'il soit ouvert à la participation d'autres partenaires. Le projet devrait être confié à un responsable indépendant, de préférence un économiste avec une expérience en dehors de la spécialisation académique de l'évaluation économique de la biodiversité, afin de mobiliser des compétences et un intérêt au-delà de cette communauté.

Les premiers résultats devaient être présentés à la 9^{ème} Conférence des Parties (COP) de la CDB en mai 2008, ce qui laissait très peu de temps. Il a été décidé d'organiser le travail en deux phases : une phase préparatoire, avec un rapport d'étape pour la COP9, suivie d'une phase plus approfondie, encore à définir.

La première phase et le rapport d'étape (2008)

En attendant qu'un responsable soit nommé, un groupe de travail a été créé, avec des organisations qui avaient exprimé leur intérêt, notamment l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), l'agence européenne pour l'environnement (AEE), l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE), le ministère français de l'écologie et du développement durable, le Centre Helmholtz pour la recherche sur l'environnement (UFZ), et le ministère britannique de l'environnement (Defra). Le groupe comprenait aussi des experts en charge de plusieurs études lancées pour alimenter la réflexion (une étude sur l'état des connaissances écologiques, une analyse d'un scénario global et de ses conséquences sur la biodiversité, une étude de cas sur des comptes d'écosystèmes pour les zones humides méditerranéennes, et une revue de la littérature économique sur les écosystèmes forestiers). Par ailleurs un « appel à information » a

été lancé (plus de 100 contributions ont été reçues) et un séminaire a été organisé avec des experts issus de l'écologie et des sciences sociales.

A l'hiver 2008, Pavan Sukhdev, alors directeur du département des marchés internationaux de la Deutsche Bank à Bombay et fondateur d'un projet de «comptabilité environnementale» pour l'Inde, a accepté de diriger le projet. Un conseil scientifique a été créé, composé d'experts sur l'évaluation économique de la biodiversité et de personnalités actives en faveur du développement durable. Un nom a été choisi : l'économie des écosystèmes et de la biodiversité, reflétant l'attention croissante portée aux écosystèmes- évolution déjà engagée par la CDB et consacrée par l'Evaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM) (2005). Pour l'évaluation économique, la diversité du vivant en tant que telle a des valeurs (par exemple valeur de la diversité génétique pour l'agriculture) mais les écosystèmes sont souvent le niveau d'analyse le plus pertinent (voir Partie II, le cadre conceptuel).

Le rapport d'étape de mai 2008 met l'accent sur :

- les pertes substantielles de biodiversité et d'écosystèmes (perte prévue de zones naturelles entre 2000 et 2050 d'environ 7,5 millions de kilomètres carrés, intensification de l'utilisation des écosystèmes semi-naturels), et leurs conséquences socio-économiques, en particulier pour les populations rurales pauvres (aggravation des risques naturels, déclin des ressources en eau...);
- les défis posés par l'application des méthodes d'évaluation économique aux écosystèmes et à la biodiversité ; la nécessité d'une base écologique solide et d'évaluations spatialement explicites ;
- des pistes pour définir des politiques qui reconnaissent les bénéfices des écosystèmes et de la biodiversité et corrigent les incitations défavorables.

La deuxième phase et les différents rapports TEEB(2010)

A la suite de la présentation du rapport d'étape, qui a été très bien reçu, les orientations du projet pour sa 2^{ème} phase ont été définies par Pavan Sukhdev :

- présenter de façon plus complète les concepts et les méthodologies applicables ;
- associer les principaux «utilisateurs finaux» (ceux qui prennent des décisions qui affectent les écosystèmes et la biodiversité) et veiller à ce que l'analyse soit ciblée sur leurs besoins;
- analyser comment prendre en compte de la valeur économique des écosystèmes et de la biodiversité dans les processus de décision, afin de favoriser le développement durable.

Le travail a été organisé en vue de produire 4 rapports différents :

- le rapport D0 sur « Les fondements écologiques et économiques » passe en revue l'état des connaissances et la pratique de l'évaluation économique : le cadre conceptuel, la mesure de la biodiversité et des services écosystémiques en termes biophysiques, et les méthodes d'évaluation économique. Il traite aussi de certains aspects qui posent des difficultés particulières : les liens entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes, le contexte socio-culturel de l'évaluation, et l'actualisation des bénéfices et coûts futurs.

Les trois autres rapports s'adressent aux « utilisateurs finaux »:

- le rapport D1 se place dans la perspective des politiques nationales et internationales. Il montre que la sous-estimation du capital naturel peut conduire à des décisions et des politiques qui exacerbent la dégradation des sols, de l'eau, etc., avec des impacts socio-économiques négatifs

qui affectent en particulier les populations les plus pauvres des zones rurales. IL souligne la nécessité de mieux informer les politiques par le développement d'une comptabilité des écosystèmes et l'intégration des services écosystémiques dans les cadres d'évaluation et de décision. Il analyse le potentiel d'instruments tels que paiements pour services écosystémiques, réforme des subventions, et investissements dans des infrastructures écologiques.

- le rapport D2 s'adresse aux acteurs régionaux et locaux. En s'appuyant sur de nombreux exemples, il met l'accent sur la dimension locale de beaucoup de services fournis par les écosystèmes et leur intérêt économique, notamment dans les cas où ils se substituent à des alternatives technologiques plus coûteuses. Il fournit des recommandations pratiques sur l'évaluation et la gestion ce capital naturel, dans une variété de contextes.
- le rapport D3 s'adresse aux entreprises. Il montre que les différents secteurs économiques ont des impacts et une dépendance à des degrés divers vis-à-vis des services écosystémiques. Les enjeux liés à leur prise en compte s'accroissent du fait des pressions croissantes sur les ressources naturelles et de la préoccupation des consommateurs pour l'environnement. Le rapport analyse des pistes pour intégrer la mesure de cette dépendance et de ces impacts dans la gestion des entreprises et dans leur « reporting ».

Le travail s'est déroulé en parallèle pour les différents rapports, avec des chercheurs, des experts d'organisations internationales, de l'administration, du secteur privé et d'ONG– au total plus de 500 auteurs ou réviseurs. Pavan Sukhdev a nommé un coordinateur pour chaque rapport, et a supervisé l'ensemble, avec l'appui d'un « groupe de coordination ». La gestion du projet a été confiée au Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), et la coordination scientifique à l'UFZ. Le conseil scientifique a joué un rôle de supervision de la qualité scientifique et de conseil. TEEB a reposé sur une architecture ouverte et, de même que de multiples contributions ont été reçues, divers partenaires ont soutenu le projet (certains faisant partie du groupe de travail initial et d'autres les ayant rejoints par la suite, tels que le programme interministériel néerlandais pour la biodiversité, l'agence suédoise de coopération internationale au développement, etc.). Des contacts ont été maintenus avec le Secrétariat de la CDB. Une communication active a été menée, avec la participation à des événements internationaux et le développement d'un site web. Les 4 rapports D0, D1, D2 et D3, publiés en 2009-2010, sont disponibles en ligne (www.teebweb.org) ainsi que le court rapport de synthèse présenté à la COP 10 en octobre 2010. Les 4 rapports ont été ensuite révisés et publiés sous forme de livres chez Earthscan.

Les suites institutionnelles

Les recommandations de TEEB ont été reflétées dans plusieurs décisions de la CDB et dans son Plan Stratégique pour 2011-2020. La présentation des rapports à la CDB et dans d'autres fora a suscité de l'intérêt de divers pays et organisations. Il y a donc eu une poursuite de certaines activités (reposant sur une équipe réduite et des collaborations), notamment de communication: maintenance du site, lettre d'information, maintien d'un réseau, production de matériel pour des séminaires... Un secrétariat reste assuré par le PNUE, et l'UFZ continue de jouer un rôle de coordination scientifique.

Divers pays ont engagé des études s'inspirant explicitement de TEEB, notamment l'Inde, le Brésil, la Norvège, les Pays-Bas, l'Allemagne, l'Afrique du Sud et la Géorgie. Un projet est en cours avec 5 pays

en développement et une assistance du PNUE. TEEB joue un rôle de conseil (un guide pratique a été élaboré en 2013) et permet des échanges d'expériences et des contacts avec des experts.

Par ailleurs, divers documents ont été produits par TEEB, souvent en collaboration avec d'autres organisations, notamment sur les villes (2011), les océans (2012), les zones humides (2013), les comptes du capital naturel pour la qualité de l'eau (2013), et l'agriculture (2014).

TEEB a aussi donné une impulsion à la création, comme suite au rapport D3, d'une « Coalition pour le Capital Naturel », plate-forme d'associations professionnelles, d'entreprises, d'ONG et d'autres institutions visant à soutenir le développement de méthodes pour l'évaluation économique du capital naturel et social dans les entreprises. Deux rapports ont été publiés en août 2014.

II – APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

Le point de départ de TEEB est le constat, qui s'appuie sur les résultats d'évaluations globales (EM, 2005; Perspectives mondiales de la diversité biologique 3 (GBO3), 2010 ; Butchart et al., 2010), de la **dégradation de nombreux écosystèmes et de la perte de biodiversité**, qui ont pris une ampleur sans précédent. L'EM a mis en évidence une détérioration de 60% des services écosystémiques depuis un demi-siècle. Depuis 1900, 50% des zones humides ont disparu et, depuis les années 1980, 35% des mangroves et 20% des récifs coralliens. Selon la FAO, les forêts ont diminué d'environ 40% depuis 1700 ; elles ont disparu complètement dans 25 pays et à plus de 90% dans 29 autres. Bien que la déforestation ait ralenti dans les années 2000, elle se poursuit dans les zones tropicales. Selon la FAO toujours, en 2008 80% des pêcheries marines étaient pleinement exploitées ou surexploitées.

Les évaluations disponibles prévoient une poursuite de ce déclin et donnent des **signaux d'alarme sur ses conséquences** si les écosystèmes ne sont plus en mesure de fournir les biens et services dont des centaines de millions de personnes dépendent (Rockstrom et al. 2009). Ces pertes sont d'autant plus préoccupantes qu'elles sont souvent irréversibles et que les risques sont souvent mal évalués. La disparition des forêts a eu des conséquences désastreuses sur la dégradation des sols dans certains pays (Haïti). Selon une étude de la FAO et de la Banque Mondiale de 2009, le manque à gagner dû à la surexploitation des ressources halieutiques serait de l'ordre de 50 milliards de \$ US par an. Les récifs coralliens sont aujourd'hui menacés ; or on estime que 30 millions d'habitants des îles et zones côtières en dépendent entièrement pour leur alimentation et leurs revenus (Gomez et al. 1994, Wilkinson 2004) et 500 millions partiellement.

L'échelle de ces pertes suggère qu'il est **urgent de réexaminer la façon dont nous gérons notre patrimoine naturel**. Or, pour cela il faut pouvoir **mesurer ce patrimoine et estimer sa valeur**. De fait, l'insuffisante reconnaissance des valeurs économiques des écosystèmes et de la biodiversité, souvent « invisibles » et correspondant à des services non marchands, est considérée comme un facteur significatif pour expliquer ces pertes (EM 2005, GBO3 2010). Beaucoup de services écosystémiques sont des biens publics ou posent des problèmes de droits d'usage - il y a une insuffisante incitation pour les agents à investir dans leur conservation puisque le bénéfice est perçu

par la collectivité - ou d'externalités- les coûts de leur dégradation sont supportés par d'autres que ceux qui exercent les activités en cause. De plus, le fonctionnement des écosystèmes est insuffisamment compris et mesuré.

Or, **on dispose aujourd'hui de concepts et de méthodes** pour évaluer les bénéfices fournis par les écosystèmes et la biodiversité, qui sont déjà opérationnels même si la recherche se poursuit. Le cadre conceptuel est celui des « services écosystémiques » et du « capital naturel », inspiré notamment par les travaux de G. Daily (« Nature's services : societal dependence on natural ecosystems » (1997) et par l'EM. Le concept de **service écosystémique** permet d'explicitier la dépendance des humains vis-à-vis du fonctionnement des écosystèmes, et d'en faire une analyse plus systématique. Il souligne l'importance de l'intégration de l'analyse écologique et économique. Ce concept est aujourd'hui **largement utilisé, et la recherche s'est beaucoup développée** depuis une quinzaine d'années. L'EM définit de façon large les services écosystémiques comme « les bénéfices que les humains obtiennent des écosystèmes » ; ceux-ci recouvrent une diversité de biens et de services, y compris des bénéfices intangibles. La typologie proposée par l'EM est assez simple (*voir schéma*).

Des adaptations de cette **typologie** ont été proposées, même s'il n'y pas encore vraiment de consensus : ainsi la biodiversité est considérée parfois comme un service, ou comme sous-tendant l'ensemble des services. TEEB (D0, chap. 1) reprend largement la typologie de l'EM, avec des nuances, en proposant notamment de distinguer les services d'habitat. Un certain nombre de travaux récents (Fischer, 2008) soulignent que l'analyse économique doit se focaliser sur les **services finaux**, qui se traduisent directement par des bénéfices pour les humains. Ceux-ci doivent être distingués des services intermédiaires afin d'éviter les risques de double compte.

Le concept de « **capital naturel** » sous-tend aussi l'évaluation économique. La biodiversité et les écosystèmes peuvent être considérés comme une part essentielle du capital naturel, et les services comme les intérêts que la société perçoit (Costanza et Daly, 1992). L'idée est que ce capital doit être géré de façon à maintenir des flux de services futurs. Toutefois, la majorité des études disponibles porte sur les flux de services plutôt que sur l'évaluation des stocks, qui pose davantage de difficultés.

L'évaluation s'appuie aussi sur le concept de « **Valeur Economique Totale** » développé au cours des décennies précédentes pour appréhender les diverses composantes de la valeur de l'environnement : valeurs d'usage direct ou indirect (notamment pour les services de régulation) mais aussi valeurs de non-usage (valeurs d'existence et de legs...). Dans cette approche, la valeur économique correspond au changement de bien-être généré par un petit changement dans un service, mesuré par la « disposition à payer ». C'est donc un **concept marginal** (voir Partie III).

L'évaluation économique a été développée principalement comme outil pour éclairer les décisions. Elle peut permettre de comparer par exemple les bénéfices (et les coûts) du maintien d'un écosystème naturel avec ceux de sa modification. Un écosystème converti ou modifié pour une utilisation intensive de certains services (par exemple production de céréales) fournit en général moins d'autres services (par exemple stockage du carbone ou services récréatifs). L'évaluation économique apporte des **informations sur les arbitrages** qui se posent. Elle peut aussi apporter des informations sur la contribution des écosystèmes à l'économie nationale et au bien-être de la société, ou à la performance des entreprises.

Un aspect important est la **localisation et l'échelle** des services: certains services sont globaux (régulation du climat par le stockage du carbone) ; d'autres sont locaux mais peuvent être perçus à une certaine distance de l'écosystème (par exemple purification de l'eau - voir graphique). La valeur d'un service va dépendre de la proximité d'écosystèmes similaires, du nombre de bénéficiaires (elle est en général plus élevée dans une zone densément peuplée) et de leurs caractéristiques socio-économiques. Il est donc largement reconnu que l'évaluation doit être **spatialement explicite**. Enfin, la prise en compte des flux de services futurs d'un écosystème nécessite le recours à **l'actualisation**.

Différentes méthodes d'évaluation sont disponibles, pour lesquelles on dispose aujourd'hui d'une **assez large expérience** et qui ont été **progressivement raffinées**. TEEB a passé en revue la mise en œuvre de ces méthodes, qui **permettent de couvrir la plupart des services écosystémiques** et/ou des valeurs de la biodiversité (TEEB D0 chap. 5 et D1 chap. 4).

L'évaluation peut être dans certains cas basée sur des **prix de marché**, notamment pour des services d'approvisionnement (bois, produits de la pêche...). Des ajustements sont souvent nécessaires, notamment pour ne prendre en compte que la contribution de l'écosystème à la production du bien, et pour corriger les prix de l'impact des subventions et autres distorsions.

Cependant, la plupart des services écosystémiques n'ont pas de prix de marché. Dans les approches basées sur des **fonctions de production**, on estime la valeur d'un service à partir de sa contribution à la production d'un bien ou service marchand. Cette méthode a été appliquée par exemple à la pollinisation. Elle a l'avantage d'assurer que l'évaluation repose sur une base écologique précise.

Dans la méthode des **coûts des dommages évités**, on estime la valeur d'un service à partir des dommages subis en son absence, ou des dépenses engagées pour les prévenir. Cette méthode est applicable pour certains services de régulation (protection contre les tempêtes et inondations...). Une autre méthode se base sur les **coûts de remplacement** d'un service écosystémique par une alternative technologique (par exemple filtration de l'eau par une usine de traitement). Elle doit être utilisée avec prudence car les coûts ne sont pas forcément une bonne approximation des bénéfices.

Les méthodes des **préférences révélées** sont basées sur l'observation des choix individuels sur des marchés liés aux services écosystémiques. Ainsi, avec la méthode des **coûts de déplacement**, on estime la valeur des services récréatifs d'un site naturel à partir des dépenses et du temps consacrés par les visiteurs.

Enfin, les méthodes des **préférences déclarées** reposent sur l'estimation d'une demande sur des marchés hypothétiques au travers d'enquêtes. Dans **l'évaluation contingente**, on demande par exemple aux résidents d'une certaine zone combien ils seraient disposés à payer pour contribuer à la restauration d'une forêt fournissant certains services écosystémiques. Une autre méthode consiste à offrir un **choix entre des options** de gestion de l'écosystème et les coûts associés. Enfin, on peut combiner ces méthodes avec des **approches délibératives** issues des sciences sociales pour estimer les préférences de groupes au lieu d'individus. Les méthodes des préférences déclarées ont l'avantage de pouvoir être utilisées pour tous les types de services et de valeurs même de non-usage.

Il existe donc un **ensemble de méthodes, entre lesquelles on peut choisir la plus appropriée en fonction du service écosystémique et du contexte** de l'évaluation. De plus, une littérature considérable s'est développée autour du **'transfert des bénéfices'**, qui permet d'utiliser des résultats d'études existantes. Dans sa variante simple, on 'transfère' au cas présent une valeur estimée dans une étude portant sur un service et un contexte similaires. Souvent, on effectue des ajustements pour prendre en compte les différences entre les deux sites (différences de l'environnement naturel, de la population concernée...). On peut aussi utiliser comme sources de multiples études, ce qui permet d'estimer statistiquement l'influence de divers paramètres. Le transfert des bénéfices est une approche peu coûteuse et qui peut fournir de bonnes approximations, mais la qualité des estimations dépend de celle des études sources, et des erreurs de transfert sont inévitables.

Utilisés selon les bonnes pratiques, ces différents outils peuvent apporter une information fiable et utile. Cependant, l'évaluation économique a aussi ses limites:

- 1) La première résulte des **insuffisances des connaissances et des données écologiques**. Pour servir de base à l'évaluation économique, il faut d'abord pouvoir évaluer l'impact d'un changement de l'écosystème sur les services qu'il fournit. Même si la recherche est très active, le développement de modèles est plus ou moins avancé selon les services. De plus il existe encore peu de données et d'indicateurs sur l'état des écosystèmes et sur leurs services (TEEB D0, chap. 3 et D1, chap. 3).

D'une façon générale, les liens entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes sont encore imparfaitement compris (TEEB D0, chap. 2). Il en est de même pour la résilience des écosystèmes, c'est-à-dire leur capacité à retrouver un fonctionnement stable après des perturbations. Beaucoup d'écosystèmes sont sujets à des changements de régime à la suite de perturbations ou de pressions cumulatives (par exemple l'eutrophisation d'un lac). Leur capacité à fournir des services peut alors se dégrader brutalement et de façon non réversible (ou à un coût prohibitif). Or les connaissances sont souvent insuffisantes pour déterminer la proximité d'un seuil critique. Dans de tels cas, l'évaluation monétaire rencontre des limites, et d'autres approches peuvent s'avérer nécessaires, telles que la préservation d'un stock minimal d'écosystème. L'analyse économique se borne alors à estimer les coûts du maintien de ce stock.

Ce type d'approche peut également être utile pour calculer la dépréciation d'un actif naturel et contribuer à la mise en place de comptes du capital naturel (TEEB D0, chap. 3 et D1, chap. 3) : de même que l'on mesure la dépréciation d'un équipement, on mesure alors ce qui devrait être réinvesti pour maintenir la capacité productive de l'actif naturel. Cette approche peut être considérée comme complémentaire à l'évaluation des bénéfices fournis par cet actif naturel.

- 2) **Difficultés de mise en œuvre** : bien qu'on ait maintenant une large expérience de la mise en œuvre des méthodes d'évaluation économique, celle-ci se heurte à certaines difficultés. Ainsi, avec les méthodes des préférences déclarées, il peut y avoir des biais dans les réponses. De plus, lorsqu'il s'agit d'un service écosystémique dont les personnes n'ont pas une expérience ou une compréhension suffisante, l'incertitude autour des estimations augmente. Les techniques ont été progressivement raffinées et des guides de bonnes pratiques ont été développés (NOAA, Defra...). Toutefois, d'une façon générale, l'évaluation est plus difficile à mesure que

l'on s'éloigne de bénéfices tangibles pour considérer des valeurs d'usage indirect et des valeurs de non-usage.

Une autre limite pratique au développement de l'évaluation économique tient au fait qu'elle nécessite une expertise et implique des coûts. La mise en œuvre des techniques d'évaluation peut aussi poser des difficultés spécifiques dans certains contextes et demander des adaptations. Par exemple, dans des pays en développement où l'économie informelle est importante, demander aux personnes d'exprimer leurs préférences en termes monétaires, ou se référer à des taxes comme outil de financement, peut être inadapté (TEEB D0, chap. 5).

- 3) Plus fondamentalement, la capacité des **évaluations monétaires** à permettre d'appréhender des **valeurs de non-usage**, telles que des valeurs spirituelles, est **controversée**. Des méthodes d'évaluation non monétaire ont été développées (approches délibératives et participatives). Toutefois, la validité même de l'approche économique pour ces valeurs reste contestée. Notamment, l'approche économique de la valeur est utilitariste, et des débats se poursuivent avec ceux qui estiment que la nature doit être protégée pour ses valeurs intrinsèques. La question se pose aussi de savoir si certains services essentiels à la vie humaine devraient être considérés comme des contraintes écologiques plutôt que de faire l'objet d'évaluations économiques. Il convient de reconnaître que l'évaluation économique est un outil utile, et encore largement sous-utilisé, mais il serait erroné de reposer entièrement sur elle pour informer les décisions.

L'utilisation de l'évaluation : quelques recommandations de TEEB

L'approche générale de TEEB a été d'examiner (avec un grand nombre d'exemples, qui ne peuvent être cités ici) comment l'évaluation peut permettre une meilleure intégration des valeurs des écosystèmes et de la biodiversité dans les décisions, en se plaçant dans une pluralité de perspectives et en faisant une large part aux aspects politiques et institutionnels.

- L'évaluation économique des services écosystémiques et de la biodiversité devrait être **intégrée dans les cadres d'évaluation existants**, tels que les études d'impact des politiques sectorielles, de façon **pragmatique et progressive**. Une analyse coût-bénéfices n'est pas toujours possible mais d'autres cadres peuvent être utilisés, tels que l'analyse multi-critères, ou dans certains cas des approches coût-efficacité. L'évaluation économique, même partielle, peut apporter des informations cruciales et corriger le biais des analyses conventionnelles qui tendent à négliger l'importance des services écosystémiques. Elle peut contribuer à l'analyse de propositions législatives ou réglementaires (par exemple pour la création de zones de conservation marine au Royaume-Uni – TEEB D1, chap. 4) ou à l'évaluation de politiques existantes; elle peut permettre d'apprécier l'importance relative de différents services pour différentes parties prenantes, et donc aider à définir des compromis acceptables; elle peut dans certains cas permettre de comparer des services écosystémiques à des alternatives technologiques; elle peut aider à définir des instruments tels que des paiements pour services écosystémiques ou des dédommagements (par exemple à la suite de la marée noire provoquée par l'échouage du pétrolier Exxon Valdez - TEEB D1, chap. 4); elle peut enfin contribuer à une meilleure intégration des actifs naturels dans les comptes nationaux, donc à une meilleure reconnaissance de leur contribution au bien-être et la richesse d'un pays, ainsi que dans les comptes des entreprises.

- **L'évaluation économique est une étape** importante mais elle ne peut en général être appliquée à tous les services d'un écosystème, pour des raisons de limitations des connaissances et de coût. Une **analyse qualitative** doit d'abord être menée pour identifier les services concernés et les aspects prioritaires, suivie par une analyse quantitative **en termes biophysiques** pour les services dont les 'fonctions de production' sont relativement bien comprises et les données sont suffisantes ; souvent, seule une partie de ces services pourra finalement faire l'objet d'une évaluation monétaire(*voir figure*). TEEB propose des recommandations pratiques pour l'intégration de l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité dans les processus de décision, qui soulignent l'importance de l'implication des parties prenantes et de l'identification des bénéficiaires. L'analyse doit aussi examiner **comment les valeurs peuvent être « capturées »** grâce à des instruments économiques (paiements pour services écosystémiques, responsabilité environnementale...) ou autres (mesures réglementaires...).Le recours à l'évaluation économique ne signifie pas forcément que les instruments de marché doivent être privilégiés.
- Certains aspects qui soulèvent des controverses, tels que l'actualisation, ont été analysés (TEEB D0, chap. 6 et D1, chap. 4). Il n'y a pas de règle simple et la pratique varie d'un pays à l'autre. Les taux d'actualisation reflètent la responsabilité vis-à-vis des générations futures et leur détermination relève pour partie d'un choix éthique. Une bonne pratique consiste à analyser la sensibilité des résultats à différents taux.
- Il est nécessaire de **développer les outils permettant de mesurer le capital naturel**. Un effort important devrait être mené pour renforcer les données et les indicateurs biophysiques sur l'état des écosystèmes, et pour définir des indicateurs de la production de services écosystémiques, en particulier pour les services de régulation. Par ailleurs, les mesures conventionnelles de la performance économique des pays ne reflètent pas de façon adéquate les stocks d'actifs naturels et les flux de services écosystémiques, contribuant à leur « invisibilité ». Il est nécessaire de mettre en place des comptes d'écosystèmes dans le cadre du Système de comptabilité économique et environnementale (SCEE)et de développer des indicateurs macro-économiques qui prennent en compte la contribution du capital naturel. Des méthodes pour comptabiliser les impacts et la dépendance des entreprises vis-à-vis du capital naturel devraient aussi être élaborées.

III. EXEMPLES D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE

TEEB n'a pas produit de nouvelles études de cas ni de chiffrages basés sur des valeurs de la littérature pour les principaux types d'écosystèmes et de services. Compte tenu de la dimension globale de l'étude, de la variabilité des valeurs et des limitations des connaissances, une telle approche aurait été très ambitieuse. Cependant, les différents rapports TEEB présentent bon nombre d'exemples d'évaluation économique ainsi que de mise en œuvre d'instruments économiques ou réglementaires, et d'initiatives diverses, du niveau local au niveau global. Des résumés d'études de cas sont également disponibles sur le site de TEEB, ainsi qu'une base de données de valeurs issues de la littérature, qui rassemble un millier de valeurs. Même si cette base de données, qui a été développée pour les besoins de l'étude, ne résulte pas-d'âne compilation systématique de la littérature, ni d'une sélection illustrant des bonnes pratiques, elle a été mise en

ligne car il est important, pour faciliter le développement de l'évaluation, que les diverses bases de données soient accessibles.

Il existe une littérature de **plusieurs milliers d'études de cas**, avec une **couverture inégale** selon les régions et les types d'écosystèmes et de services: ainsi, les forêts et les zones humides en général ont fait l'objet de nombreuses études, tandis que les écosystèmes lacustres et les cours d'eau ont été relativement peu étudiés (*voir tableau*). La majorité des travaux ont été effectués dans les pays développés. Dans une recherche dans la base de données EVRI (Environmental Valuation Research Inventory), l'une des principales bases de données existantes sur l'évaluation économique de l'environnement, Christie et al. (2008) ont répertorié 195 études dans les pays en développement, soit un dixième des études alors publiées (TEEB D1, chap. 4).

La plupart des études ne couvrent que quelques services et non l'ensemble de ceux fournis par un écosystème. Les estimations disponibles montrent que les services écosystémiques ont **souvent des valeurs économiques considérables**. On observe aussi une grande variabilité des valeurs, liée à l'hétérogénéité de l'environnement naturel et à la dépendance des valeurs économiques par rapport au contexte du site (population bénéficiaire, etc.). Les exemples suivants, qui sont des études de cas assez connues, montrent les valeurs élevées de certains services de régulation.

Mangroves - protection contre les tempêtes

Le premier exemple est une étude sur les mangroves de Thaïlande (Sathiratai et Barbier 2001, Barbier 2007, Hanley et Barbier 2009), où 50 à 60% des mangroves côtières ont disparu, principalement pour faire place à des fermes d'élevage de crevettes. Comme on le voit sur le graphique, une analyse économique « conventionnelle » de la conversion conclut à un bénéfice net privé - corrigé des subventions - de 1220 \$/ha (valeur calculée sur une durée d'exploitation de 5 ans avec un taux d'actualisation de 10%). La rentabilité privée n'intègre pas les coûts qui devraient être supportés pour réhabiliter la mangrove après l'abandon de la ferme au bout de 5 ans pour déplacer la production (9 318 \$/ha). Une évaluation des principaux services écosystémiques montre que les mangroves fournissent du bois et d'autres produits forestiers (584 \$/ha), des zones de croissance pour les poissons pêchés au large (987 \$/ha), et protègent les côtes contre les tempêtes (10821 \$/h). Ces services représentent une valeur totale de 12 392 \$/ha, largement supérieur aux bénéfices de la conversion. Cependant, une politique appropriée est nécessaire pour que la valeur de ces services, dont plusieurs sont des biens publics, soient prise en compte (la politique du gouvernement a été depuis lors réformée).

La valeur élevée des mangroves pour la protection contre les tempêtes a été confirmée par d'autres études. Au Vietnam, dont les côtes reçoivent en moyenne 4 cyclones par an ainsi que d'autres tempêtes, des digues ont été construites derrière les mangroves. Celles-ci ont été réhabilitées car on s'est rendu compte qu'elles réduisent les dommages et les coûts de maintenance des digues. Elles constituent une barrière physique qui dissipe l'énergie des vagues et elles stabilisent les fonds marins. Le coût de la régénération et de la protection de 12 000 hectares de mangroves a été estimé à environ 1,1 million de \$ US, à comparer à une économie de 7,3 millions de \$ par an (Tallis et al, 2008).

Pollinisation

Les inquiétudes suscitées par le déclin, en Europe et en Amérique du nord, de la pollinisation par des insectes domestiques et sauvages, et par la déforestation dans d'autres régions du monde, ont contribué à inspirer diverses études d'évaluation économique de ce service. La pollinisation des cultures par des pollinisateurs sauvages est un service fourni par des écosystèmes naturels et semi-naturels, même de dimensions réduites, à proximité des cultures. L'étude de Ricketts et al. (2004) au Costa Rica montre que la proximité de la forêt (moins de 1 km), habitat des pollinisateurs sauvages, augmente le rendement du café de 20% et améliore sa qualité. La valeur économique de ce service a été estimée à environ 395 \$ US /ha de forêt par an – soit un chiffre du même ordre de grandeur que les bénéfices de l'élevage et de la culture de canne à sucre. Il est à noter que cette comparaison ne prend pas en compte les autres services écosystémiques de la forêt.

Une étude sur les forêts du Sulawesi, en Indonésie (Priess et al., 2007) prévoit une baisse de rendement du café de 18% liée à la déforestation, et obtient une valeur moyenne de 46 €/ha. Cette valeur est plus faible que dans l'étude précédente mais les caractéristiques sont différentes (emplacement des forêts, variables socio-économiques).

Récifs coralliens

Les récifs coralliens abritent un quart des espèces de poissons marins et fournissent une large gamme de services, qui peuvent atteindre des valeurs très élevées, comme le montre une compilation de valeurs issues de la littérature (*voir graphique*) : protection contre les risques naturels (jusqu'à 189 000 US\$/ha/an), tourisme (jusqu'à 1 million de US\$ /ha/an), bioprospection (jusqu'à 57 000 \$/ha/an), et pêche (jusqu'à 3 818 \$ /ha/an). La grande variabilité des valeurs reflète la dépendance vis-à-vis du contexte local : accessibilité du site, qualité des récifs, et variables socio-économiques. Ainsi, le tourisme est une source majeure de revenus dans certaines zones (Hawaii reçoit chaque année 200 000 plongeurs et 3 millions de pratiquants du snorkeling) tandis qu'il est inexistant dans d'autres. Les valeurs économiques les plus faibles sont obtenues dans des zones peu accessibles, avec peu d'infrastructures, des récifs dégradés, ou une faible population.

Purification de l'eau

Différents types d'écosystèmes naturels (zones humides, forêts...) filtrent l'eau et décomposent les déchets, contribuant à la fourniture d'eau propre pour la consommation humaine. Un exemple d'évaluation très connu concerne le bassin versant de Catskills, aux Etats-Unis, qui contribue à alimenter en eau la ville de New York. Du fait des pressions croissantes sur l'environnement, la ville s'est trouvée devant l'alternative de protéger la zone ou de construire une usine de filtration. L'étude de Heal and Chichilnisky (1998) a montré que le coût de la protection des écosystèmes (coût d'opportunité de renoncer à des projets de développement) était très inférieur à celui de la construction d'une usine fournissant un service équivalent: 1 à 1.5 milliards de \$ US contre 6 à 8 milliards.

Beaucoup de villes reposent pour une part significative de leur alimentation en eau potable sur des zones forestières protégées (un tiers des plus grandes villes du monde, selon Dudley et Stolton, 2003) et il existe bon nombre d'études d'évaluation de ce service. Toutefois, l'utilisation de la méthode des coûts de remplacement doit être considérée avec prudence : il faut pouvoir prouver que la société demanderait le service au coût estimé (cette condition est considérée comme remplie dans l'étude sur Catskills).

Des chiffrages globaux ?

L'idée d'évaluer la valeur totale des services fournis par les écosystèmes est attrayante, pour permettre d'apprécier l'importance des enjeux. Il y a une demande pour des grands chiffres. Cependant, les chiffrages globaux se heurtent à des difficultés considérables. La valeur économique est mesurée de façon marginale et les outils de l'analyse économique sont mieux adaptés pour effectuer des estimations correspondant à des changements relativement modestes.

Certaines tentatives ont néanmoins été effectuées, la plus connue étant l'étude de Costanza et al. (1997), qui a essayé de donner une approximation de la valeur totale des services des écosystèmes terrestres et marins. Cette étude largement citée a eu le mérite d'attirer l'attention sur l'importance économique de ces services. Cependant, elle a fait l'objet de nombreuses critiques d'un point de vue méthodologique, portant notamment sur la confusion entre valeurs marginales et valeurs totales. Ainsi, si l'on considère que beaucoup de services sont essentiels pour permettre le maintien de la vie humaine sur terre, les chiffres obtenus, même très élevés (avec une valeur moyenne de 33 000 milliards de dollars) constituent « une sérieuse sous-estimation de l'infini » (Toman, 1998).

Les difficultés pour estimer la valeur totale d'un service écosystémique résultent principalement :

- 1) de la variabilité dans la production du service, qu'il faut pouvoir mesurer ou modéliser. Pour reprendre l'exemple de la protection côtière contre les tempêtes par les mangroves, une autre étude de Barbier (2008) a trouvé que la valeur économique de ce service n'est pas uniforme au sein d'un écosystème parce que le service fourni lui-même varie (la partie la plus exposée à la mer joue un rôle crucial, qui décroît quand on s'éloigne vers l'intérieur). Ceci suggère qu'il faut être très prudent lorsqu'on évalue des services sur de vastes zones ;
- 2) de la variabilité des valeurs économiques de la plupart des services en fonction du contexte local, comme l'illustre l'exemple des récifs coralliens. Le raffinement des méthodes de transfert des bénéfices vise à prendre en compte cette variabilité mais en général les résultats sont plus fiables pour des applications limitées que pour des extrapolations massives ;
- 3) notamment, du fait que la valeur marginale d'un service dépend de la quantité disponible (la valeur augmente quand le stock d'écosystème, et donc de service, diminue). Il peut être hasardeux d'extrapoler des estimations à des situations très différentes.

Ces difficultés sont plus ou moins marquées pour différents services écosystémiques. Pour un bien public global comme le stockage du carbone par les forêts, les évaluations peuvent s'appuyer sur une valeur unique de la tonne de carbone (basée sur le coût des dommages du changement climatique, estimé par des modèles, ou sur une autre valeur de référence). Néanmoins, il est nécessaire d'avoir une connaissance fine de la biomasse forestière. Par ailleurs, si l'on considère des changements dans les forêts suffisamment importants pour affecter le changement climatique global, alors il n'est plus exact de considérer que la valeur marginale du service est constante. TEEB cite quelques évaluations comme celle d'Eliasch (2008) qui a estimé que l'initiative sur la Réduction des Emissions liées à la Déforestation et à la Dégradation des Forêts (REDD) pourrait réduire les émissions de 2.7 Gt CO₂/an, pour un coût de 17,2 à 33 milliards de \$ US par an, en générant à long terme un bénéfice de 3 700 milliards de \$.

Une étude lancée pour alimenter la 1^{ère} phase de TEEB a analysé avec le modèle IMAGE-GLOBIO l'évolution des principaux biomes terrestres et de la biodiversité dans les prochaines décennies dans

un scénario de référence (The cost of policy inaction, Braat, ten Brink et al., 2008). Cependant cette approche n'a pas été poursuivie dans la seconde phase pour produire des chiffrages économiques globaux car cela demandait trop d'extrapolations. Une autre étude de la 1^{ère} phase de TEEB a passé en revue l'état des connaissances écologiques pour différents services écosystémiques (Scoping the science, Balmford, Rodrigues et al., 2008). Elle concluait notamment que pour des services tels que la régulation de l'eau et sa purification, la protection contre certains risques naturels, ou la pollinisation, les mécanismes écologiques sont suffisamment bien compris pour permettre des évaluations spatialement explicites, et des modèles commencent à être développés, mais que davantage de recherche serait nécessaire pour obtenir des modèles permettant de cartographier les services à grande échelle.

A ces difficultés s'ajoute, en pratique, le fait que les études d'évaluation disponibles dans la littérature existante sont diverses dans leur approches et ne se prêtent pas forcément à une agrégation. Pour effectuer une évaluation à grande échelle, il est préférable de conduire de nouvelles études de façon cohérente.

Pour certains services, des chiffrages globaux approximatifs sont parfois possibles. Gallai et al. (2009) ont estimé la valeur de la pollinisation par des insectes pour l'agriculture mondiale, à partir de la part des cultures dépendantes de la pollinisation. Ils obtiennent une valeur de 153 milliards d'euros (sans prendre en compte les effets indirects des changements de la productivité agricole sur l'économie).

Cependant, ce type de chiffrage ne permet pas de répondre aux questions qui se posent dans le contexte de la plupart des décisions. La majorité des évaluations portent sur des valeurs marginales. Typiquement, l'évaluation est utilisée pour apporter un éclairage sur des choix entre des scénarios de politique ou de gestion des ressources, et l'on s'intéresse à l'impact des changements envisagés plutôt qu'à des valeurs totales.

IV – CONCLUSION

TEEB n'a pas produit de résultats de recherche, mais a rassemblé des connaissances et de l'expérience sur l'analyse économique des écosystèmes et de la biodiversité, en se plaçant dans la perspective des preneurs de décisions, et en abordant de nombreux aspects différents. Cette approche, cohérente avec l'architecture ouverte du projet et la diversité des participants, a sans doute permis de contribuer à la reconnaissance de l'importance économique de la nature et de la nécessité de mieux mesurer le capital naturel. TEEB a eu notamment une influence au travers des processus internationaux. Plusieurs décisions de la CDB, articles de son Plan stratégique et résolutions de la Convention Ramsar sur les zones humides s'y réfèrent. D'autre part, TEEB a donné une impulsion à la mise en œuvre d'études nationales sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité dans divers pays, et à la création de la « Coalition pour le Capital Naturel », qui s'efforce de développer une approche commune pour l'évaluation du capital naturel par les entreprises.

TEEB a donc joué un rôle, à côté d'autres initiatives sur des thèmes proches, au niveau national – telles que la création au Royaume-Uni d'un comité pour le capital naturel, après la publication d'une évaluation nationale des écosystèmes et d'un livre blanc – et au niveau international – telles que le

partenariat WAVES (Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services), coordonné par la Banque Mondiale, qui rassemble des gouvernements, des agences des Nations Unies, des institutions et des ONG, pour promouvoir le développement de comptes du capital naturel.

Il s'agit d'un vaste chantier et beaucoup reste à faire pour mettre en œuvre les outils d'évaluation existants pour les services écosystémiques et les types de valeurs que l'on peut aujourd'hui le mieux mesurer, tout en poursuivant les efforts de recherche. La mobilisation des acteurs, et en particulier des responsables des politiques qui influencent l'utilisation des ressources naturelles ainsi que des acteurs locaux, est un aspect important. Des progrès dans les connaissances écologiques et les données sont également nécessaires pour être capables de mieux apprécier l'état des écosystèmes et leur capacité à continuer de fournir des flux de services dans le futur. En ce qui concerne l'évaluation économique des écosystèmes et de leurs services, il convient sans doute de poursuivre le développement et la diffusion de bonnes pratiques, et de faciliter l'intégration des évaluations dans les processus de décision, afin de contribuer aux changements nécessaires pour enrayer le déclin de notre capital naturel.

Références

- Balmford, A., Rodrigues, A. S. L., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L. and de Groot, R. (2008). *The Economics of Biodiversity and Ecosystems: Scoping the Science*. Cambridge, UK: European Commission
- Barbier, E.B., Koch, E. W., Silliman, B. R., SD Hacker, S. D., E Wolanski, E., J Primavera, J., J., Granek, E.F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L.A., Stoms, D.M., Kennedy, C.J., Bael, D., Kappel, C.V., Perillo, G.M. and Reed, D.J.,(2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 319, 321-323
- Braat, L. and ten Brink (eds.) with Bakkes, J., Bolt, K., Braeuer, I., ten Brink, B., Chiabai, A., Ding, H., Gerdes, H., Jeuken, M., Kettunen, M., Kirchholtes, U., Klok, C., Markandya, A., Nunes, P., van Oorschot, M., Peralta-Bezerra, N., Rayment, M., Traversi, C. and Walpole, M. (2008). *The Cost of Policy Inaction (COPI): The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*. European Commission, Brussels
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B. et al. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*. 328 (5982): 1164-1168
- Chichilnisky, G. and Heal, G. M. (1998). Economic returns from the biosphere. *Nature*, 391, 629-30
- Christie, M., Fazey, D., Cooper, R., Hyde, T., Deri, A., Hughes, L., Bush, G., Brander, L.M., Nahman, A., Lange, W. de and Reyers, B. (2008). An evaluation of economic and non-economic techniques for assessing the importance of biodiversity to people in developing countries. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK
- Costanza, R. and Daly, H., E. (1992). Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology*, 6 (1), 37-46
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., M Grasso, M., B Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260
- Daily, G. (ed.) (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press
- Dudley, N. and Stolton, S. (2003). *Running Pure: The importance of forest protected areas to drinking water*. World Bank / WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use. WWF, Gland, Switzerland
- Eliasch, J. (2008). *Climate Change: Financing Global Forests. The Eliasch Review*. UK
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2001). *Global Forest Resource Assessment 2000*. FAO, Rome
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO, Rome

- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009a). State of World Fisheries and Aquaculture 2008. FAO, Rome
- Fisher, B., Kerry Turner, R. K. (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5), 1167-1169
- Gallai, N, Salles, J, Settele, J & Vaissière, BE (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-21
- Gomez, E.D., Aliño P.M., Yap H.T. and Licuanan W.Y. (1994). A review of the status of Philippine reefs. *Marine Pollution Bulletin* 29:62-68, Pergamon: London
- Hanley, N. and Barbier, E. B. (2009). *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar, London
- Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2005). *Ecosystems and human well-being, Summary for decision makers*. Island Press, Washington D.C.
- Priess, J.A., Mimler, M., Klein, A.M., Schwarze, S., Tschardtke, T., Steffan-Dewenter I. (2007). Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecol. Appl.* 2007 Mar, 17(2), 407-17
- Ricketts, T. H., Daily, G. C. and Michener C. D. (2004). Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)* 101 (34): 12579-12582
- Sathiratai, S. and Barbier, E.(2001). Valuing mangrove conservation, Southern Thailand. *Contemporary Economic Policy*, 19, 109-22
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique) (2010). *Perspectives mondiales de la diversité biologique*, n° 3. SCDB, Montreal
- Tallis, H., Kareiva, P., Chang, M. (2008). An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105, 9457–9466
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2008). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An interim report*. European Commission, Brussels
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Edited by P. Kumar. Earthscan, London and Washington
- TEEB (2011). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Edited by P. ten Brink. Earthscan, London and Washington
- TEEB (2012). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management*. Edited by H. Wittmer and H. Gundimeda. Earthscan, London and Washington

TEEB (2012). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*. Edited by J. Bishop. Earthscan, London and New York

Toman, M. (2008). in Special section: Forum on valuation of ecosystem services: Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25 (1), 57-60

Wilkinson, C. (ed.), (2004). *Status of coral reefs of the world: 2004. Volume 2*. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Queensland, Australia

World Bank and FAO(2009). *The sunken billions: the economic justification for fisheries reform*. The World Bank, Washington, DC, and FAO, Rome