

Nature et richesse des nations

Décembre
2015

*Qualité de la croissance et transition
écologique*

De quoi parlons-nous ?

Tentatives de mesures

*Intégration dans les choix
économiques*



Collection « La Revue » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Directrice de la publication : Laurence **Monnoyer-Smith**

Coordinateur éditorial : Baptiste **Perrissin Fabert**

Auteur(s) : Michel **Aglietta**, CEPPII
Jules **Blanc**, CGDD
Gilles **Bœuf**, MNHN – Collège de France
Xavier **Bonnet**, CGDD
Florence **Brunois**, EHESS
Dominique **Bureau**, Conseil économique pour le développement durable
Denis **Couvet**, MNHN
Jérémy **Devaux**, CGDD
Frédéric **Ducarme**, MNHN
Robin **Edme**, CGDD
Etienne **Espagne**, CEPPII
Marianne **Fay**, Banque Mondiale
Aurélien **Guingand**, CDC Biodiversité
Stéphane **Hallegatte**, Banque Mondiale
Fabien **Hassan**, IFREMER
Geoffrey **Heal**, Columbia Business School
Vincent **Hulin**, CDC Biodiversité
Florence **Jany-Catrice**, Université Lille 1
Harold **Levrel**, CIRED – AgroParisTech
Virginie **Maris**, CNRS
Dominique **Meda**, Université Paris Dauphine
Vincent **Pellissier**, MNHN/CESRP
Baptiste **Perrissin Fabert**, CGDD
Laurent **Piermont**, CDC Biodiversité
Antonin **Pottier**, MinesParisTech
Philippe **Puydarrieux**, CGDD
Pierre **Reltien-Telliez**, CGDD
Pierre **Scemama**, IFREMER
Patrick **Ten Brink**, Institute for European Environmental Policy
David **Treguer**, Banque Mondiale
Michel **Trommetter**, INRA
Anne-Charlotte **Vaissiere**, LAMETA
André **Vanoli**, Président d'honneur de l'Association de comptabilité nationale
Jean-Louis **Weber**, Comité scientifique de l'Agence européenne pour l'environnement

Maquette-réalisation : Daniel **Canardon** et Corinne **Charbit**

Date de publication : Décembre 2015

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

Sommaire

Editorial de la Commissaire générale au développement durable	3
Laurence Monnoyer-Smith	
Introduction : Qualité de la croissance et transition écologique.....	5
Michel Aglietta , Centre d'études prospectives et d'informations internationales (CEPII)	
Partie I : De quoi parlons-nous ?	13
Cadrage philosophique : l'homme, la société, la nature	15
Traduire sans trahir les diverses manières d'être au monde : défi anthropologique et/ou utopie politique..	17
Florence Brunois Pasina , École des hautes études en sciences sociales (EHESS)	
Un « capital naturel » ? La vision d'un biologiste.....	27
Gilles Bœuf , Université Pierre & Marie Curie	
Le capital naturel, une image réduite des valeurs de la nature et des politiques environnementales	33
Virginie Maris , Centre national de la recherche scientifique (CNRS)	
Cadrage économique : de la « croissance » à la « croissance verte ».....	41
Qu'est-ce que le capital naturel ?	43
Patrick Ten Brink , Institute for European Environmental Policy (IEEP)	
La nature dans l'analyse économique – perspective historique	53
Antonin Pottier , CERNA – MinesParisTech	
De la croissance à la croissance verte	61
Stéphane Hallegatte , Geoffrey Heal , Marianne Fay et David Treguer , Banque Mondiale	
Partie II : Tentatives de mesures	67
Les enjeux méthodologiques des « nouveaux indicateurs de richesse ».....	69
Florence Jany-Catrice Clersé-UMR8019, Université Lille1, Dominique Méda , Irisso-UMR 7170 / Université Paris-Dauphine/Collège d'études mondiales	
Comptabilité nationale et prise en compte du patrimoine naturel.....	79
André Vanoli , Association des comptables nationaux	
Coûts écologiques non payés : premières tentatives de chiffrages de l'accroissement de la dette écologique pour les actifs naturels « climat », « air » et « milieux aquatiques continentaux »	89
Jérémy Devaux , CGDD	

Vers des outils de comptabilité environnementale au niveau international	97
Jean-Louis Weber , Comité scientifique de l'EEA	
Indicateurs d'utilisation de la biomasse : la famille HANPP.....	105
Denis. Couvet , Frédéric. Ducarme , Vincent Pellissier , UMR MNHN-CNRS-UPMC-SU 'CESCO'	
La valeur de l'externalité climat.....	117
Baptiste Perrissin Fabert , CGDD	
Évaluer un actif naturel par la valeur actualisée des services écosystémiques	125
Philippe Puydarrieux , CGDD	
Partie III : Intégration dans les choix économiques	135
Comment corriger les défaillances de la main invisible ?	137
Dominique Bureau , Conseil économique pour le développement durable et Xavier Bonnet , CGDD	
Des innovations institutionnelles et organisationnelles pour accroître l'investissement dans le capital naturel	145
Harold Levrel , CIRED – AgroParisTech Fabien Hassan , Pierre Scemama , IFREMER et Anne-Charlotte Vaissière , LAMETA	
Les entreprises et le capital naturel : risques, opportunités et leviers d'action.....	159
Aurélien Guingand , Vincent Hulin , Laurent Piermont , CDC Biodiversité	
Ressources naturelles renouvelables et comptabilité des organisations	169
Michel Trommetter , INRA, UMR 1215 GAEL, Université de Grenoble Alpes	
La prise en compte du capital naturel par les investisseurs institutionnels	177
Robin Edme , Pierre Reltien-Tellez , Jules Blanc , CGDD	
Nature et monnaie - Des réductions d'émission de CO ₂ comme nouvel actif éligible pour les banques centrales.....	185
Etienne Espagne , Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales (CEPII)	
Bibliographie	192

Editorial de la Commissaire générale au développement durable

Laurence Monnoyer-Smith

Nul ne doute que la dégradation de la nature fait peser une menace sur la prospérité future de nos économies. Pourtant, en l'absence de consensus sur une méthodologie de mesure du capital naturel, ce dernier n'est pas suffisamment pris en considération dans les choix économiques. Ainsi, des pans entiers de cette richesse ne sont pas comptés et risquent d'être gaspillés de manière irréversible.

Plusieurs initiatives ont toutefois eu lieu en France à ce sujet. Déjà en 2009, le rapport élaboré par la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social (Stiglitz, Sen, Fitoussi) donnait des pistes de travail. Depuis, des initiatives ont été prises par les services statistiques du MEDDE, des travaux ont été menés par des commissions pilotées par France-Stratégie sur les valeurs tutélaires et la valeur des services écosystémiques. Les nouveaux indicateurs de richesse, publiés par France Stratégie en octobre 2015, tentent de compléter le PIB pour obtenir une vision plus complète du bien-être. L'empreinte carbone et l'artificialisation des sols en font partie.

La présente édition de la Revue du CGDD vise donc à présenter l'état des savoirs sur le « capital naturel ». S'il est communément admis que le PIB est un indicateur imparfait et que le capital vert est un ingrédient décisif de la croissance, l'enrichissement de la comptabilité nationale ou la construction d'un indicateur concurrent du PIB restent des questions de recherche ouvertes. Des tentatives de mesure existent, à la fois comptables et biophysiques mais il n'existe pas aujourd'hui de « doctrine » ou de « vision partagée » sur la place de la nature dans la « richesse des nations ».

L'urgence de l'action plaide pour une stabilisation rapide de conventions de mesure, même imparfaites, pour calibrer des instruments de politiques environnementales à partir des valeurs manquantes du capital naturel. Un tel besoin se heurte toutefois au manque de connaissances qui restent à développer pour mieux mesurer la nature. Il peut également se heurter à certaines réticences à donner une valeur monétaire à la nature, au risque de faire de la nature un capital comme un autre et d'en corrompre la valeur intrinsèque.

Le CGDD a été maintes fois interpellé, à travers les évaluations de politiques environnementales qu'il conduit, sur les risques inhérents à la monétarisation de la nature. Pour comprendre la diversité des points de vue sur la valeur de la nature et surmonter ces mises en garde, le CGDD a ainsi initié depuis 2010 une série de séminaires sur la monétarisation pour mieux rendre compte de la complexité et de la nature de l'exercice. En aucun cas la monétarisation ne peut prétendre révéler une valeur intrinsèque de la nature. Plus modestement elle témoigne de préférences sociales présentes en faveur de la conservation de la nature.

Aplanir les malentendus entre disciplines, clarifier les controverses techniques de comptabilité environnementale est essentiel. Une telle réflexion doit permettre de transformer les acquis de la recherche en un socle d'arguments robustes pour amener les décideurs, publics et privés, à intégrer davantage la bonne gestion des milieux naturels dans leur prise de décision. L'enjeu est de mettre au point les outils économiques – mais pas seulement – capables de déclencher les investissements de la transition écologique.

Ce numéro de la revue du CGDD est résolument pluridisciplinaire. Il permet ainsi d'envisager la question traitée avec différents points de vue, selon la progression suivante :

- il aborde pour commencer le cadre conceptuel, à la fois philosophique, économique et biologique, des débats sur le terme polysémique de « capital naturel » ;
- puis il présente l'état des propositions et les controverses méthodologiques pour mesurer le capital naturel ;
- enfin il s'intéresse aux instruments économiques, comptables et financiers innovants à développer pour transférer la valeur des actifs naturels dans les choix économiques réels.

L'objectif est d'intégrer les acquis de la recherche au sein d'un guide à la fois conceptuel et opérationnel, fondé sur une expertise de haut niveau. Cet ouvrage constituera, je le souhaite, un socle d'arguments pour étayer des prises de position aux plans à la fois national et international et construire les politiques publiques de la croissance verte.

Introduction : Qualité de la croissance et transition écologique

Michel Aglietta,
Centre d'études prospectives et d'informations internationales (CEPII)

La qualité de la croissance est devenue l'enjeu incontournable de ce siècle. Prendre au sérieux l'impératif de la croissance inclusive et soutenable implique un changement profond des modes de pensée qui guident les politiques économiques. Le nouveau contrat social qui en découle doit définir le bien-être social sur un principe de justice comme équité et englober la préservation des fondements écologiques de l'activité humaine.

Une telle ambition conduit à revisiter le principe de la valeur bien au-delà du fondement utilitariste et individualiste qu'elle a dans le rapport marchand. Les biens publics et les biens communs échappent à l'organisation du marché. Ils n'en ont pas moins une valeur sociale.

Ces évaluations sociales ne doivent pas être confondues avec des prix de marché. Ce sont les résultats de processus politiques, c'est-à-dire de débats publics raisonnés entre parties prenantes rassemblant des compétences collectives. Cette conception conduit à élargir considérablement (notamment au climat et à la biodiversité) la représentation que l'on se fait du capital qui fait la richesse des nations.

Cet article plaide pour remplacer la comptabilité des nations structurée par le PIB par une comptabilité généralisée du bien-être social. Cela n'est possible que si la théorie économique et les outils analytiques qu'elle développe sont réinsérés dans l'ensemble des sciences sociales.

Parler de qualité de la croissance et surtout de menaces climatiques ici et maintenant dans une Europe enfoncée dans la stagnation économique n'est-il pas un luxe ? C'est, bien sûr, la question que se posent immédiatement les responsables du budget qui ont fait le vœu de réduire les dépenses budgétaires à marche forcée sous les fourches caudines de Bruxelles. C'est l'argument tout aussi immédiat du puissant lobby de l'énergie et des transports dont l'état d'esprit est bien illustré par l'affaire Volkswagen, le géant industriel d'un pays qui se targue d'être le parangon de vertu écologique. Redressons d'abord la quantité de croissance. Il sera temps ensuite de s'occuper de sa qualité. Mais l'échec répété des politiques qui prétendent s'inspirer de cette priorité fait réfléchir de plus en plus de monde.

Si la transformation du régime de croissance est le moteur pour sortir de la stagnation que faut-il faire ? Prendre au sérieux l'impératif de la croissance inclusive et soutenable implique un changement profond des modes de pensée qui guident les politiques économiques et, par conséquent, des cadres d'analyse et de mesure qui les soutiennent et des instruments qui les mettent en pratique. Encore faut-il éviter l'illusion d'un basculement radical comme le proposent certains écologistes : le remboursement à la nature de « la dette écologique » deviendrait l'impératif catégorique en lieu et place de la croissance du PIB.

Considérons ce qui s'est passé depuis 2010. La récession puis la réduction de la croissance ont ralenti et même fait baisser en 2011 les émissions de CO₂. Le gain que la société en retire dépend de la valeur qu'elle reconnaît à l'abattement d'une tonne supplémentaire de CO₂. En même temps et pour la même raison, le chômage a augmenté et l'investissement productif a plongé. Cela a entraîné un coût social important. Une politique orientée croissance soutenable requiert un cadre de comptabilité et d'analyse capable de comparer gains et coûts sociaux dans un même référentiel de mesure. Il faut donc remplacer la comptabilité des nations structurée par le PIB par une comptabilité généralisée du bien-être social. Cela n'est possible que si la théorie économique et les outils analytiques qu'elle développe sont réinsérés dans l'ensemble des sciences sociales.

Bien-être et richesse des nations : le besoin d'un cadre analytique intégré

Les Nations-Unies sont le lieu de cohérence pour parvenir à un agenda universel et applicable par tous les pays puisqu'elles abritent à la fois le panel pour l'élaboration des nouveaux objectifs du millénaire qui doivent

être adoptés à l'automne 2015 et la convention cadre pour le changement climatique dont procède la conférence des parties qui doit se tenir à Paris fin 2015.

Pour parvenir à faire du développement durable l'objectif phare des politiques publiques, il faut aussi qu'il soit le critère prospectif qui anime les projets d'investissement privés, donc puisse s'inscrire dans le référentiel de la rentabilité. Cela ne va pas sans des changements profonds dans la gouvernance des entreprises et dans la manière dont la comptabilité privée définit et mesure le capital. Les avancées que nous allons évoquer dans le système de comptabilité nationale doivent trouver un répondant dans la comptabilité privée pour que les instruments de la politique économique soient des incitants pour le secteur privé qui rendent compatibles les objectifs sociétaux et la rentabilité des entreprises.

L'approche théorique de la soutenabilité implique l'adoption d'un principe de justice sociale

La croissance soutenable est une nouvelle forme de croissance, incorporant les contraintes écologiques et poursuivant l'équité sociale. Le cadre théorique est celui du bien-être social intergénérationnel. Est soutenable toute trajectoire de développement sur laquelle le bien-être intergénérationnel ne décline pas. La théorie économique de la croissance ne s'inscrit pas dans ce cadre pour des raisons fondamentales.

D'abord le bien-être social n'est pas l'agrégation des préférences individuelles. En effet le théorème d'impossibilité d'Arrow démontre qu'il est impossible à toute procédure de choix social dans une société démocratique d'agrèger de manière incontestable des préférences individuelles hétérogènes dans une fonction de bien-être social. Il s'ensuit que toute prétention à éradiquer la pauvreté et à réduire les inégalités doit procéder d'un critère de justice sociale que les fondements utilitaristes de la théorie économique dite orthodoxe ne peuvent fournir. Il faut, en effet définir l'égalité de manière que la comparaison interpersonnelle soit possible, non seulement en calculant des indices empiriques, mais au niveau des principes qui légitiment les choix publics. La démocratie représentative n'offre pas plus de secours parce que la règle majoritaire, qui est une règle procédurale et non substantielle, ne saurait instaurer un juste partage social. Elle sous-estime les biens communs dont la nature fait partie et écrase les intérêts des minorités sous-représentées politiquement, comme le marché exclue ceux qui n'ont pas d'accès à la monnaie.

Seul un principe éthique peut transcender les impasses dans lesquelles les sociétés libérales démocratiques sont embourbées. Menacées par la détérioration dramatique des biens communs au plan social où la démocratie reste à la porte de l'entreprise et au plan environnemental du local au planétaire, les collectivités humaines au 21^e siècle seront éthiques ou ne seront pas. Il faut donc se diriger vers la philosophie politique. En ce domaine le principe rawlsien de justice sociale est incontournable.

En définissant la justice comme équité, Rawls apporte une solution principielle au problème du contrat social posé par Rousseau. En mettant l'équité au cœur de la justice, Rawls balaye la théorie utilitariste de Bentham. Les êtres humains ont des facultés morales qui définissent le sens du bien commun. Il s'ensuit que la raison est une aptitude humaine d'un ordre supérieur à la rationalité. Car la raison est la liberté d'exercer le raisonnement public dans l'évaluation sociale. Cette liberté n'est pas que formelle. Elle ne peut s'exercer qu'à travers l'accès aux biens premiers, dont nul ne doit être privé si la conformité au principe de justice comme équité est respecté.

Les biens premiers définissent les libertés réelles à l'aune desquelles on doit mesurer les inégalités. Ce sont les ressources matérielles, éducatives et institutionnelles à la base des opportunités individuelles. Elles forment un ensemble beaucoup plus large que le revenu. Il faut y ajouter la qualité de la santé publique, l'éducation primaire, les libertés de base, l'absence de barrage (notamment de l'argent et des connivences) aux pouvoirs et prérogatives attachées aux fonctions sociales et les biens environnementaux. Il s'ensuit que ne sont justes que les inégalités qui améliorent la situation des plus défavorisés eu égard à l'accès aux biens premiers.

Ces principes ne permettent pas de parvenir à un classement ordonné des politiques publiques du point de vue de l'équité, donc pas à définir un optimum social en termes de bien-être qui est intrinsèquement hors d'atteinte. Mais ils définissent les termes d'une démarche comparative à partir de laquelle il est possible de déclarer injustes certaines situations sociales et trouver des accords de justice partagée dont dépend le caractère inclusif du développement.

Du principe de justice comme équité au modèle de richesse inclusive et soutenable

Il résulte de ce qui précède que le bien-être social intergénérationnel dépasse la consommation privée, même ajustée des inégalités de revenus, pour incorporer les services publics participant des biens premiers et fortement consommateurs de capital intangible, et les services de l'environnement procédant du capital naturel.

Le critère de soutenabilité fait usage du théorème d'équivalence qui permet de substituer aux constituants du bien-être ses déterminants, c'est-à-dire les composantes du capital social total des nations. Ce vecteur de types de capitaux forme la base productive de la nation. Ce sont les composantes du capital qui font l'objet d'une comptabilité généralisée de la richesse des nations. C'est l'évolution du capital social ainsi défini qui permet d'évaluer si une nation se trouve sur une trajectoire soutenable ou non et d'informer sur les politiques à mener, c'est-à-dire s'il est préférable d'investir dans telle ou telle composante du capital total.

Cette démarche a l'avantage d'être englobante et progressive. À partir des principes, des méthodes et des estimations avancées fournies par les Nations-Unies dans les différents rapports sur la richesse inclusive, il revient aux nations de s'en emparer pour faire évoluer le système de comptabilité nationale en commençant par établir des comptes satellites pour les catégories de capital non considérées comme telles par le système standard de comptabilité.

Politique économique et réforme de la comptabilité nationale

La comptabilité nationale est un instrument de la politique économique. Le système dont nous avons hérité (la comptabilité du PIB) est entièrement au service de la gestion de la demande dans le cycle économique supposé indépendant de la croissance à long terme. Avec l'appareil théorique de la fonction de production reposant sur une définition extraordinairement restreinte du capital et du postulat d'indépendance entre l'offre et la demande à long terme, la question de la croissance ne fait l'objet d'aucune politique macroéconomique. Pourquoi les gains de productivité se sont-ils réduits continuellement en Europe dans les mesures de la comptabilité nationale depuis le début des années 2000 ? Pourquoi Solow remarquait-il au début des années 1990 que les progrès de productivité étaient partout sauf dans les comptes nationaux aux États-Unis ? Ces questions restent sans réponse dans le cadre des théories de la croissance en vigueur.

La transformation du régime de croissance qui est visée par le critère de soutenabilité implique plus que des incitations aux acteurs privés. Elle implique une orientation par une politique publique de long terme. Les instruments de cette politique doivent reposer sur une comptabilité nationale élargie, une comptabilité de la richesse.

La croissance soutenable est intergénérationnelle. La richesse de la société (matérielle, culturelle, cognitive) est léguée par les générations passées, entretenue et accumulée par la génération active et transmise aux générations futures. La contrepartie de cette richesse est la dette (inaliénable car impossible à rembourser auprès de la génération qui l'a léguée) des membres vivants vis-à-vis de la société dans son ensemble en tant que collectif se perpétuant dans le temps. Or ce capital collectif comporte des biens publics dont l'accumulation ne peut être déléguée par des incitations. Elle est sous la responsabilité directe de l'État en tant que puissance tutélaire de la société. Les biens premiers, dont l'accès est caractéristique d'un principe de justice, dépendent largement des politiques publiques et requièrent des investissements adéquats, tant matériels qu'humains. Ce sont des investissements dans l'éducation : prise en charge de l'enfance préscolaire, éducation pré-primaire et primaire développée et organisée de manière à compenser les discriminations héritées, palette de formations postsecondaires de manière qu'aucun jeune adulte ne soit abandonné sans attache sociale, organisation de la formation sur toute la vie. L'éradication de la discrimination des genres qui gaspille des montants énormes de capital humain dans les carrières éclatées et dévalorisées des femmes implique bien plus que l'énoncé de principes juridiques. L'égalité sociale pour l'accès à l'offre de santé, bien premier par excellence, requiert des investissements publics massifs.

Une comptabilité nationale de la richesse sociale, élargie et améliorée pragmatiquement au fur et à mesure du déploiement d'une politique publique de la croissance à long terme, est indispensable aux choix des priorités dans les investissements publics. Cette comptabilité doit être décentralisée dans les niveaux territoriaux de responsabilité publique. Elle doit pouvoir alimenter l'engagement des citoyens pour la chose publique dès lors qu'elle fait le lien avec l'amélioration des modes de vie. C'est à cette articulation que la comptabilité de la richesse rencontre la pratique du raisonnement public.

La question des prix et la pratique du raisonnement public

Les critiques de la démarche de la richesse inclusive font une confusion entre prix et prix de marché. Un prix est une valeur partagée résultant d'un contrat social dont l'envergure dépend de la taille de l'ensemble des participants directement ou indirectement impliqués par l'accord. Lorsque cet accord échappe à l'organisation du marché parce qu'il s'agit de biens publics, de biens communs ou d'interrelations qui sont des externalités vis-à-vis du marché, il n'en a pas moins une valeur sociale. En effet, des ressources ont été consommées, des biens ont été produits (ainsi une quantité de gaz à effet de serre abattus est un bien produit) et des services ont été fournis (la dépollution d'une rivière ou le recyclage de déchets sont des services produits).

Les prix théoriques de ces actifs sont leurs contributions marginales au bien-être intertemporel. Dire que ces prix ne peuvent pas être connus n'invalide pas plus les estimations approchées par rassemblements d'informations, débats raisonnés et accords que les écarts de prix de marché aux prix inconnus de concurrence parfaite n'invalide l'existence des marchés.

Ces évaluations sociales sont les résultats de processus politiques au sens le plus général, c'est-à-dire de débats publics raisonnés entre parties prenantes rassemblant des compétences collectives. Leur élaboration est un approfondissement de la démocratie selon le principe de la justice comme équité. L'estimation de ces prix implique une conception commune du bien-être, une appréhension des processus sociaux et naturels conduisant aux estimations et une information quantifiée sur ces processus permettant d'élaborer des hypothèses sur les degrés de substituabilité entre les types de capital.

Un tel approfondissement des pratiques de valorisation, indispensable pour organiser la base productive décentralisée de la croissance soutenable, a un impact majeur sur la gouvernance des entreprises. D'abord les porteurs de compétences dont la productivité se réalise par la complémentarité et la coopération sont des parties prenantes à la valeur produite. Ce sont donc des partenaires aux stratégies qui doivent être élaborées dans le sens de la contribution de l'entreprise au bien-être social. En outre, les frontières économiques de l'entreprise ne coïncident plus avec la codification juridique de la société privée en présence d'externalités. Des ensembles d'entreprises formant des systèmes industriels sont des parties prenantes à des ensembles collectifs de décisions pour la production de biens communs.

Les valorisations partagées doivent surmonter deux distorsions complémentaires selon les situations que le marché est incapable de corriger. En premier lieu, le marché a tendance à sous-produire des biens et services fournissant des externalités positives parce que le rendement social est supérieur au rendement privé. En second lieu, le marché surproduit des biens et services qui produisent conjointement des externalités négatives parce que le coût privé est inférieur au coût social. Un accord collectif sur la valeur sociale est préalable à la mise à disposition et au calibrage d'instruments de politique économique destinés à fermer l'écart et donc à inciter les entreprises à agir dans le sens de la croissance soutenable. Cette organisation des interdépendances dépassant et complétant les relations marchandes est particulièrement pertinente dans les interrelations entre économie et environnement.

La prise en compte du capital naturel : biodiversité et climat

La biodiversité et le changement climatique sont les deux grands domaines environnementaux qui apparaissent comme des biens publics et ne sont donc pas substituables à des formes de capital produites selon les incitations fournies par le marché. Néanmoins les problèmes qu'ils posent aux politiques de développement durable sont bien différents.

En effet, le changement climatique est un phénomène global et mesurable. L'incertitude sur son évolution est grande. Néanmoins les travaux scientifiques accumulés montrent que la composition de l'atmosphère peut être liée à l'augmentation de la température et les dommages qui en découlent analysés, si non précisément quantifiés. Un principe de précaution peut donner lieu à un accord sur une limite de hausse de température acceptable. Des politiques peuvent être définies à partir d'une valorisation du carbone, des investissements déployés pour contrer la hausse des émissions de GES et des instruments financiers mis en œuvre qui font partie des outils connus de la politique économique.

La biodiversité est certes aussi un bien public du point de vue des services fournis par les écosystèmes. Mais elle défie l'analyse par son hétérogénéité et sa dépendance à des contextes spécifiques. Plutôt qu'un bien public unique, ce sont des ensembles de biens publics qui se recouvrent partiellement et qui peuvent être en conflit. En outre, certains sont renouvelables et d'autres pas. On peut dire que la biodiversité est une série de biens publics qui se recouvrent du local au global. Aussi la biodiversité est-elle rétive à la manière dont les modèles économiques standards traitent le capital naturel. Elle paraît étrangère à la conceptualisation économique. Mais est-elle inapte à toute valorisation ? C'est une question essentielle pour définir les moyens d'action pertinents.

Changement climatique : valeur du carbone, investissements, financements

Les échecs successifs des conférences des parties sur le climat ont fini par faire émerger une conviction : les politiques visant à limiter la hausse des températures ne peuvent être efficaces que si elles sont insérées dans des stratégies d'investissement pour la croissance soutenable. C'est dans le cadre conceptuel de la qualité de la croissance qu'elles prennent leur sens. Or, les politiques de développement sont spécifiques aux pays ou à des ensembles de pays intégrés, tels que l'Union Européenne. Il s'ensuit que la valorisation du carbone supportant ces investissements est une décision politique destinée à fournir des incitations à des projets d'entreprise, comme il est indiqué en détail dans ce volume.

Dans le cadre d'un accord général engageant les pays à des trajectoires de long terme d'infléchissement puis de diminution absolue des émissions de GES, les pays peuvent définir des plans à 5 ans par lesquels ils annoncent garantir une certaine quantité d'abattement de manière à orienter les investissements dans le sens d'un découplage progressif de la croissance et de l'intensité énergétique. Pour ce faire les gouvernements instituent une valeur sociale du carbone applicable au calcul du rendement interne des investissements nouveaux orientés bas carbone. Toutefois cela ne suffit pas à déclencher les investissements recherchés. Il faut combler l'écart entre rendements privés et rendement social pour que les entreprises soient incitées à faire les investissements contribuant à l'externalité positive qu'est la réduction des émissions. C'est le rôle d'un mécanisme de certification des abattements réalisés par les entreprises et d'un dispositif financier socialisant le risque inhérent à cette certification. Les entreprises disposeraient de certificats carbonés acceptables par les organismes financiers pour réaliser la partie de la valeur qu'elles ont créée et qui n'est pas réalisable sur un marché tant que l'externalité carbone n'est pas complètement intériorisée par un prix de marché.

Les investissements à réaliser sont hétérogènes et requièrent des financements adaptés : certains sont publics d'autres privés, certains sont bancaires, d'autres finançables par l'épargne institutionnelle. Mais tous pourraient solliciter le dispositif de socialisation des risques qui couple la certification par des agences indépendantes et l'acceptation des certificats carbonés par la banque centrale sous la forme d'actifs carbonés contre création de monnaie.

Quatre types d'investissements couvrent en principe une grande part du champ de la transition vers une économie bas carbone : l'augmentation de la part des énergies renouvelables dans la capacité de production d'énergie, les réseaux intelligents de distribution d'électricité tant pour connecter les sources locales de production d'électricité que pour les interconnexions de régulation entre régions et entre pays, l'efficacité énergétique des bâtiments par rénovation des bâtiments publics, commerciaux et résidentiels, les moyens de transport capables d'une redéfinition complète de la mobilité urbaine qui transforme l'utilisation de l'espace, laquelle détermine les flux de valeur dans les villes.

Proposer une valorisation du carbone distincte pour les investissements nouveaux orientés vers la réallocation du capital et pour le système des prix qui équilibre l'offre et la demande des biens courants est une manière opérationnelle de surmonter le handicap de l'externalité carbone sans se heurter à des obstacles politiques paralysants. Cette proposition est une illustration pragmatique de la démarche qui cherche à faire avancer la préoccupation de la soutenabilité en étendant le domaine de la valeur.

Le mécanisme de certification et sa validation monétaire s'appliquent aux quatre types d'investissements. Mais les modes de financement de financement sont différenciés. Les deux premières catégories, nouvelles sources d'énergie et réseaux de distribution se prêtent à des financements à forte implication publique dans le cadre de fonds européens pilotés par la BEI et faisant appel à l'épargne privée par des émissions obligataires. C'est le financement type plan Juncker. Au contraire, l'amélioration de l'efficacité énergétique des bâtiments et les moyens de la mobilité urbaine sont des investissements plus diffus et implantés dans les territoires.

Ainsi le secteur du bâtiment doit-il procurer les bonnes incitations à des PME. Le financement vient du crédit. Les prêts peuvent être subventionnés par une banque publique de développement comme en Allemagne. Des subventions aux propriétaires des logements pour la rénovation de logements privés, des garanties de prêts aux collectivités locales pour celle des logements publics seront probablement nécessaires.

La mobilité urbaine implique des investissements d'infrastructure. Les investissements et leur financement sont principalement publics. Bien plus homogénéisé que le secteur du bâtiment, le transport urbain met la priorité sur les moyens de transport collectifs et sur le partage d'un service public de mobilité à l'aide de flottes de véhicules mis en commun pour réduire drastiquement l'usage des véhicules individuels. Faisant jouer les effets de rendements croissants liés à l'agglomération des moyens, ces investissements requièrent des financements qui se prêtent bien au mécanisme de certification.

La biodiversité : valorisation et outils de politique économique

Appliquer une démarche de développement soutenable à la biodiversité rencontre des difficultés considérables. L'hétérogénéité des écosystèmes et les contextes spécifiques dans lesquels ils interagissent avec l'activité humaine s'opposent à la méthode de valorisation unificatrice qui est applicable au changement climatique. En outre, l'intégrité des écosystèmes déclenche des points de vue intégristes qui sont stériles et bloquent le débat.

Le principal obstacle conceptuel est l'affirmation d'une valeur intrinsèque de la nature, à la fois absolue et irrémédiablement étrangère à toute mesure, que l'on rencontre dans certaines postures écologiques. Ce serait une valeur qui serait au-delà des considérations humaines. Ne serait-ce pas un glissement sémantique sur le mot « valeur » qui rend la question insoluble ? Car la valeur est un contrat social. Elle n'a de sens qu'en

relation à l'activité humaine. Comment pourrait-on concevoir une valeur au-delà des considérations de la société ? Quelle pourrait en être la source ? Si cette source est hors de l'humain, qui a la légitimité de la déclarer et de l'imposer comme principe d'une politique à l'égard de la nature ? On rencontre des questions philosophiques inextricables. On en trouve une illustration étonnante dans la préconisation que la politique à adopter est celle qui rétablit « l'état de nature » qui existait avant que l'humanité ne l'altère par son activité !

Si l'on veut écarter ces impasses, il faut mettre la question de la biodiversité dans le cadre conceptuel de la théorie du bien-être social intergénérationnel et rechercher des valorisations au sein de la mesure généralisée de la richesse.

Dans la logique de la soutenabilité ce sont les stocks d'actifs et leur évolution dans le temps long qui sont pertinents. Les écosystèmes doivent donc être comptabilisés comme des composantes du capital naturel. Ils produisent des services qui satisfont des besoins essentiels, mais que les individus ne perçoivent pas avant que leur détérioration soit avancée parce qu'ils sont invisibles. C'est pourquoi ces services ne sauraient entrer dans des fonctions de préférence individuelles. C'est le cas de la bibliothèque génétique, de la préservation de la fertilité des sols, du recyclage des nutriments, du contrôle des crues par les mangroves, de la modération des sécheresses par le couvert forestier, de l'assimilation des déchets, du cycle hydrologique. Les écosystèmes peuvent avoir des usages qui se contredisent : la terre cultivable, la forêt, le développement urbain. Rappelons la réflexion de Lula qui se prononçait pour la préservation de la forêt amazonienne à condition que les paysans ne meurent pas de faim au pied des arbres.

L'hypothèse de substituabilité entre capital naturel et capital produit censée augmenter à partir d'un niveau de développement suffisant est connue sous le nom de courbe de Kuznets. Elle postule une courbe en cloche entre un indice de concentration de la pollution englobant toutes les formes de pollution et le revenu par habitant d'un pays. Cette hypothèse optimiste a été invalidée par les faits, comme l'a montré le rapport Stern. Elle ne peut être valide que pour des dommages à court terme dus à des pollutions locales dégradables. Elle ne vaut pas lorsque des irréversibilités accumulent des déchets, ni pour des pollutions dispersées (atmosphère, océan) dont la concentration s'accroît continuellement avec l'augmentation du revenu des populations.

L'usage intensif des écosystèmes déprécie le capital naturel continuellement. Leur dégradation déclenche des processus irréversibles lorsqu'ils interagissent avec l'activité humaine. Ainsi dans des pays en développement où les sols sont fragiles, la croissance rapide de la population provoque des pertes de biodiversité qui font baisser la productivité agricole. En conséquence la pauvreté augmente ; ce qui exerce une pression supplémentaire pour maintenir le niveau de subsistance et entraîne de nouvelles pertes de biodiversité. Lorsque ces pertes résultent des destructions dans les forêts équatoriales, ce sont les puits de carbone qui sont endommagés et le changement climatique est aggravé.

Il y a donc bien des dilemmes entre la protection de la biodiversité et le développement économique. Il n'est possible de les surmonter que par des politiques globales. Encore faut-il formuler le débat de manière à révéler les coûts et les bénéfices pour déterminer dans quels cas l'intervention publique est indispensable (par exemple pour protéger des espèces menacées d'extinction) et dans quels cas des incitations aux acteurs privés sont préférables. Cela conduit aux problèmes de valorisation.

L'objectif de la valorisation n'a rien à voir avec la découverte d'une mythique valeur intrinsèque de la nature. La valorisation est le résultat de débats politiques dont l'enjeu est d'énoncer combien la société est prête à dépenser pour conserver les biens publics que sont tels ou tels écosystèmes par rapport à des usages alternatifs du revenu produit par l'activité économique. Encore faut-il que ces débats soient organisés parce que le marché ne révèle pas des préférences ou pas de préférence du tout pour des actifs qui n'ont pas de droits de propriété individualisables. Pour déterminer les valeurs qui capturent les bénéfices que l'on peut attendre des éco systèmes, il faut aussi calculer les coûts de leur préservation et éventuellement de leur reconstitution si elle est possible.

L'alternative à la valorisation peut s'imposer dans des cas extrêmes de rareté absolue comme l'extinction d'espèces. C'est l'interdiction d'activités nuisibles à la biodiversité par une autorité publique et le contrôle par une agence dotée de pouvoirs de sanction. Les décisions sont alors 0/1 et très souvent ne protègent pas la biodiversité. En outre, puisqu'aucune valeur n'est reconnue et agréée, il n'y a pas de compensations payées dans le cas de violation de la règle.

On rencontre ainsi le problème de la non-substituabilité entre les composantes de la richesse sociale. Est-elle relative ou absolue ? Si elle est relative elle doit être reflétée dans la valeur sociale marginale de l'investissement dans cet actif. Ce prix augmente au fur et à mesure où la substituabilité se réduit, rendant l'investissement dans cet actif plus rentable socialement. Il doit donc devenir prioritaire dans le débat public. Si la non substituabilité est absolue, cela veut dire que la valeur marginale de cet actif naturel tend vers l'infini en même temps que la disponibilité du stock au-delà du minimum où il s'effondre tend vers zéro. Dans cette configuration le calcul économique est impuissant puisque le résultat en est indéterminé. La reconstitution du

stock ressort d'une politique publique par norme, interdiction de destruction supplémentaire et réinvestissement avec financement budgétaire.

Les incitations dépendent des compensations, c'est-à-dire des paiements pour l'usage des services des éco systèmes et aussi d'éco crédits permettant d'investir dans la conservation des habitats naturels. C'est pourquoi les projets d'investissement de développement durable sont ceux qui interagissent avec les éco-systèmes d'une manière raisonnée. Sous l'autorité des institutions publiques les plus pertinentes par rapport à l'échelle des externalités activées par les projets, tous les acteurs économiques et sociaux concernés doivent débattre en mobilisant la connaissance la plus avancée possible que procurent des experts indépendants. L'objectif est d'évaluer le rendement social des investissements projetés en prenant en compte l'évaluation des externalités positives et négatives.

Les outils de politique économique sont les taxes des activités causant des pertes de biodiversité et les subventions de celles qui renforcent les services des écosystèmes. Il est toujours possible de fixer des quantités d'externalités négatives tolérées et de développer des marchés de permis pour fixer les prix. Toutefois la différence par rapport au changement climatique apparaît clairement. Parce que les lieux critiques de la biodiversité sont des espaces localisés, ce sont ces coûts et bénéfices localisés qui doivent être évalués. Cela entraînerait des marchés de droits beaucoup trop étroits pour fonctionner correctement, le pire étant des mécanismes d'arbitrage entre écosystèmes qui doivent être prohibés absolument. Cela plaide fortement pour l'intervention publique directement sur les prix, informée par la procédure sociale d'évaluation. Des éco crédits peuvent être émis par des institutions financières bénéficiant de garanties publiques pour financer des investissements de retraitement des déchets dans la promotion de l'économie circulaire, des conversions d'exploitations agricoles vers l'agriculture biologique ou la rénovation des logements privés.

Conclusion

La qualité de la croissance est devenue l'enjeu incontournable de ce siècle. Les politiques globales nécessaires pour la mettre en pratique requièrent un cadre théorique qui définisse le bien-être social sur un principe de justice comme équité pour refonder le contrat social des nations démocratiques. Il en est ainsi parce que le bien-être social ne se déduit pas des préférences individuelles. Ce contrat social doit englober la préservation des fondements écologiques de l'activité humaine. Le développement soutenable ne peut se définir que dans ce cadre.

Cette ambition conduit à revisiter le principe de la valeur bien au-delà du fondement utilitariste et individualiste qu'elle a dans le rapport marchand. La valeur est ce par quoi la société reconnaît les activités humaines par accord dans le débat public raisonné. Cette conception conduit à élargir considérablement la représentation que l'on se fait de la base productive dont disposent les nations et qu'elles doivent renouveler, c'est-à-dire la définition du capital qui fait la richesse des nations. Il est donc nécessaire d'adopter des principes de mesure du capital rendant compte de cette base productive dans des systèmes comptables généralisés. Cette évolution est lancée sous l'égide des Nations-Unies.

Toutefois l'histoire de la comptabilité nationale nous rappelle que ses fondations sont venues de l'urgence politique. Comment payer pour la guerre ? Quelles sont les ressources dont dispose la nation ? Cette interrogation de Keynes dès 1940 a entraîné la mobilisation des ressources intellectuelles et statistiques pour construire le premier système de comptabilité nationale fondé sur le PIB.

L'urgence politique des menaces planétaires de ce siècle n'est pas encore suffisamment présente pour engager les États à réorienter leur appareil statistique vers la comptabilité de la richesse intergénérationnelle généralisée dont dépendent les politiques de développement durable. Nul doute que cette urgence apparaîtra. Encore faut-il espérer que ce ne soit pas trop tard.

Partie I : De quoi parlons-nous ?

En amont des questions méthodologiques sur la mesure de la nature, la première partie propose une réflexion sur les relations homme-nature-société, sur la polysémie du concept même de « capital naturel » et sur la mise en forme économique du rôle de la nature dans la croissance. Pourquoi avons-nous besoin de mesurer le capital naturel ? Cette tentative de mesure a-t-elle seulement un sens ? Quelle est la sphère de pertinence du discours économique sur la nature ?

Cadrage philosophique : l'homme, la société, la nature

La vision occidentale moderne du monde repose sur la dichotomie nature/société. L'anthropologie montre que la perception des relations entre humains et non humains peut varier selon les cultures. L'observation fine de ces relations pointe les difficultés à mettre en place des politiques de protection de la nature qui respectent la diversité des façons d'être au monde.

L'approche du biologiste rappelle l'évidence que la nature existe en dehors de l'activité humaine. La prééminence de la biodiversité sur l'économie conduit à réinventer les systèmes économiques dont la prospérité ne peut reposer sur la destruction de la « poule aux œufs d'or ».

Enfin le questionnement philosophique interroge le sens du capital naturel. Empreintée à l'économie, cette métaphore repose par définition sur une vision anthropocentrée de la nature dont la valeur se mesure à l'aune des services qu'elle rend à l'homme. Mais peut-on parler de valeur intrinsèque de la nature en dehors de toute relation avec l'homme ?

Traduire sans trahir les diverses manières d'être au monde : défi anthropologique et/ou utopie politique

Florence Brunois Pasina,
École des hautes études en sciences sociales (EHESS)

Comprendre la diversité des manières d'être au monde est l'ambition que poursuit l'anthropologie depuis ses origines. Immergé dans le quotidien de ses hôtes, l'anthropologue apprend, dans le temps, à percevoir et penser le monde autrement ; bref, à être humain autrement.

Cet article expose la complexité qui préside à la restitution des diverses manières d'être au monde et des diverses manières d'évaluer la richesse de ces mondes. Privilégiant une perspective critique des approches qui se donnent pour ambition d'aborder ces modes d'existence –anthropologique, biologique, juridique, politique–, il met en évidence les différents scandales logiques (paradigme dualiste homme/nature et sa transposition dans le droit et la gouvernance environnementale internationaux) que rencontrent ces approches comme les malentendus conflictuels que produit inexorablement leur même vision naturaliste de la place de l'homme dans un monde résumé en capital naturel.

Pour illustrer cet ensemble de malentendus « internationaux », une brève comparaison symétrique entre le système de gouvernance pratiqué par la société kasua et ceux mis en place par les divers projets de développement durable en vigueur sur leur territoire permet de mettre en évidence la complexité des conflits juridico-écologiques que provoquent les différences conceptuelles présidant à la destinée des hommes.

Comprendre la diversité des manières d'être au monde est l'ambition que poursuit l'anthropologie depuis ses origines. Sa singularité ne se limite pas à son objet d'étude. Elle s'étend à la méthodologie qu'elle déploie pour atteindre son objectif. L'anthropologie est une expérience de vie avant d'être une expérience de pensée ou, pour reprendre les termes de Tim Ingold, elle est « une philosophie avec le peuple plutôt qu'une philosophie *du* peuple » (2013). Et, c'est généralement au plus loin de sa demeure, c'est-à-dire au plus loin de son peuple que l'ethnologue s'aventure pour poursuivre la promesse de vivre une expérience nouvelle d'être au monde. Immergé dans le quotidien de ses hôtes, observant comme participant de leur vie imaginaire et matérielle, il apprend, dans le temps, à percevoir et penser le monde autrement ; il apprend, avec le temps, à agir, interagir et réagir sur le monde autrement, bref, à être humain autrement.

Cette expérience existentielle est bien sûr exaltante. Elle n'en demeure pas moins dé-structurante. Accéder au monde des autres, qui sont autres « précisément parce qu'ils ont d'autres autres », réclame de procéder à une « décolonisation de la pensée », et par-delà, à relativiser son mode d'être le plus intime, les schèmes et les concepts, les valeurs et les normes qui l'animent et animent son interprétation de la diversité des comportements en présence. Cette ouverture aux mondes –vécue à l'épreuve d'une réalité et non pas seulement pensée–, est un passage obligé de l'expérience ethnographique que l'on nomme communément « terrain ». De son succès dépend l'entière compréhension de l'autre comme l'habilité à pouvoir traduire sans trahir ses manières de vivre et de tisser ensemble le monde, autrement dit, ses manières originales d'imaginer, d'organiser et d'activer les propriétés et les relations qui le lient et le relie aux existants d'un monde composite et décidément composé à sa mesure.

Cet article expose la complexité qui préside à la restitution des diverses manières d'être au monde et des diverses manières d'évaluer la richesse de ces mondes. Privilégiant une perspective critique des approches qui se donnent pour ambition d'aborder ces modes d'existence –anthropologique, biologique, juridique, politique–, il mettra en évidence les différents scandales logiques que rencontrent ces approches comme les malentendus conflictuels que produit inexorablement leur même vision naturaliste de la place de l'homme dans un monde résumé en capital naturel.

Le scandale logique des récits hors nature

Le regard éloigné, l'ethnologue emprunte le chemin du retour qui annonce une nouvelle métamorphisation de son être comme la restitution à ses pairs de l'écologie relationnelle qu'il a eu le privilège de partager là-bas,

avec ses hôtes. C'est ainsi que, mise constamment à l'épreuve des mondes des autres, la pensée anthropologique n'a jamais cessé de réviser et d'ajuster ses propositions heuristiques pour expliquer l'étonnante diversité des manières d'être au monde que l'on rapportait de tous les endroits de la terre.

Ouverte dans son essence, cette pensée a pourtant été capable de résistance. Tel fut le cas de l'accueil qu'elle réservait jusqu'à la fin du 20^e siècle aux faits ethnographiques qui témoignaient d'une perception et d'une pratique de l'environnement bien différente de la nôtre. En effet, si les sociétés étudiées reconnaissaient généralement les discontinuités objectives rencontrées dans le monde vivant, elles ne reconnaissaient pas dans leurs mises en relations – symbolique, rituelle, économique ou encore politique –, un ordre naturel indépendant de leur culture. En somme, leurs relations aux non-humains s'inscrivaient hors nature et contredisaient l'universalité postulée du paradigme dualiste sur lequel se fondait l'épistémologie moderne (et donc l'anthropologie), à savoir la séparation du monde et la distribution de ses existants en deux domaines distincts : celui de la Nature et de ses Objets régis par leurs propres lois universelles et celui de la Culture, vouée au relativisme de ses seuls Sujets culturels, les humains.

Dominée par le « réalisme cognitif » prôné par la science occidentale, l'anthropologie se refusa à l'évidence et ne favorisa pas une reconsidération de son approche des divers modes d'existence. Plutôt que d'admettre la pluralité des conceptualisations du monde et au-delà de l'homme, elle persista à expliquer ces atteintes au dualisme fondateur en forçant l'intégration de ces relations apparemment hybrides dans les deux seuls domaines envisagés et envisageables : la nature et la culture. Les propositions explicatives se succédèrent, « tantôt utilitaristes, tantôt symboliques, tantôt fonctionnalistes », réitérant chacune à leur manière la dichotomie société/environnement¹, la dualité d'un homme universellement biologique mais relativement culturel.

Le scandale logique d'une histoire naturelle inhumaine

En fait, et comme il est souvent d'usage dans l'histoire des idées, la question du bien fondé épistémologique de la dualité paradigmatique Nature/Culture gagna en pertinence à la suite d'analyses relevant non pas de l'anthropologie et de ses terrains exotiques mais de la sociologie des sciences et des laboratoires occidentaux où se produisent les expériences et la connaissance scientifiques. À l'appui de leurs recherches en laboratoire de biologie, ces analyses mirent au jour un nouveau scandale logique portant cette fois-ci non pas sur une société des hommes hors nature mais sur une nature hors société des hommes. En effet, les résultats contredisaient cette prétention idéale en révélant que la science, bien qu'elle « s'arrache justement à tout contexte, à toute trace de contamination idéologique et sociale », transgressait elle aussi l'opposition binaire en créant « des quasi-objets, quasi sujets », c'est-à-dire des hybrides relevant à la fois de la nature et de la culture. En d'autres termes et pour aller vite, les sociétés scientifiques ne séparaient pas davantage et systématiquement les humains des non-humains dans leurs pratiques quotidiennes. Établie en plein cœur de l'édifice des modernes, la démonstration affecta considérablement la prétention universelle du paradigme dichotomique : elle relativisait « le Grand partage intérieur entre les humains et les non-humains, la science et la société », lequel fondait, « le Grand Partage constitutif de notre modernité, c'est-à-dire le Grand partage extérieur entre Nous -les Occidentaux- et Eux -tous les autres-, incapables de séparer vraiment ce qui est connaissance de ce qui est société, ce qui est signe de ce qui est chose, ce qui vient de la nature telle qu'elle est de ce que requièrent leurs cultures (Latour 1991 : 135).

Cette découverte suscita un véritable « cataclysme intellectuel » dans le cénacle scientifique².

En revanche, elle conforta l'anthropologie à prendre finalement position dans ce débat qu'elle avait de fait initié et alimenté. Il est vrai qu'à la différence des sociologues ou des biologistes, les ethnologues comme je le soulignais, avaient depuis longtemps recensé, appréhendé et interprété des systèmes de connaissances et de pratiques du monde qui ne reconnaissaient pas une nature universelle distincte de la culture. L'anthropologie était donc plus à même de relativiser cette éventuelle révolution kuhniennne. Elle était également plus mature semble-t-il pour en admettre les conséquences et assumer la nécessité d'abandonner le traditionnel paradigme dualiste nature-culture, certes pilier fondateur de son épistème mais dont la catégorie « nature » apparaissait décidément bien comme « une invention, un artifice de la pensée occidentale » (Dwyer 1996 : 157).

¹ Cette même conceptualisation dichotomique avait induit de nombreuses théories telle le possibilisme ou le déterminisme mais aussi divisé la recherche anthropologique entre une ethno-écologie matérialiste et une ethno-écologie symbolique.

² Dans L'invention des sciences modernes, Isabelle Stengers ne manque pas de signaler qu'« une rumeur inquiétante se propage dans le monde des scientifiques. Il existe, paraît-il, des chercheurs, spécialistes des sciences humaines qui plus est, qui s'en prennent à l'idéal d'une science pure [...]. Ce champ mettrait en question toute séparation entre les sciences et les sociétés » (1995 : 11). Et, effectivement, si l'on considère avec Philippe Descola que « supprimer l'idée de nature et tout l'édifice philosophique des réalisations occidentales s'effondrera » (1996 : 98), la crainte exprimée se justifie.

La rupture paradigmatique sera entérinée quelques années plus tard par la publication simultanée de deux ouvrages collectifs réunissant une quarantaine de spécialistes de toutes les régions du monde³. Véritables plaidoyers en faveur d'un relativisme ontologique, ces travaux parvenaient en effet à une conclusion commune : le naturalisme occidental devait être destitué de son titre de référent universel et gagner l'humble rang des nombreuses cosmologies qui se donnaient également pour ambition d'organiser la place de l'homme dans le monde. Cette « déclaration » de principe marqua un tournant obligé dans l'histoire de l'anthropologie. Car nécessairement, repenser l'interface nature/société signifiait réinventer une nouvelle approche⁴ qui ne préjuge pas d'une frontière fixe entre les humains et les non-humains comme de faire face donc à "un paysage intellectuel complètement différent, où l'état et les substances sont remplacés par les processus et les relations" (Descola & Palsson 1996). Relever ce défi allait bien sûr constituer une tâche immense pour la discipline, pressée par ailleurs par l'urgence écologique et la mondialisation dont les effets se ressentaient sur tous les terrains même les plus reculés. L'enjeu était certes épistémologique. Il était évidemment d'ordre politique. Son dépassement permettait d'espérer raisonnablement l'avènement d'une nouvelle diplomatie environnementale⁵ plus soucieuse de la réelle diversité des manières d'être au monde.

Le scandale logique d'un droit environnemental international de voisinage

Car cette crise de (la) nature dépassait de loin le seul cadre épistémologique des sciences humaines et biologiques. Elle embrassait également les politiques environnementales qui, depuis la Convention de Rio 1992, s'évertuaient à promouvoir chez les autres - c'est-à-dire chez nos hôtes - un développement durable, soit un développement économique susceptible de concilier les intérêts des deux domaines inconciliables : les hommes et la nature requalifiée d'après sa définition structurelle, la biodiversité.

Or, l'ensemble des témoignages ethnographiques constatait les incohérences et les innombrables quiproquos que soulevait systématiquement la mise en place de ces politiques internationales. Loin de favoriser un état d'harmonie entre les humains et les non-humains, les tensions s'exacerbèrent ici ou là, trahissant l'incapacité des développeurs (privés ou étatiques) à intégrer pleinement les populations locales, et symétriquement, l'incapacité des populations locales à embrasser les valeurs éco-environnementales que leur imposaient les développeurs de modernité. L'internationalisation des gouvernances environnementales rencontrait une impasse aux conséquences délétères. Certes, les sociétés hors nature se développaient mais elles se développaient en sociétés des hommes en mal de nature. La situation était préoccupante et pour les humains, et pour les non-humains. Elle interpella les plus éminents spécialistes qui, soucieux de fournir des réponses adéquates à la problématique environnementale mondiale, s'attachèrent à comprendre l'inefficacité des politiques à conjuguer réellement développement et environnement et à promouvoir une écologie autre qu'une écologie de voisinage. Les explications affluèrent ; elles convergèrent vers un premier point d'accord : l'inconsistance du concept de développement durable trouvait sa source non pas chez les autres mais dans la philosophie du droit environnemental occidental dont s'imprégnaient les conventions privées ou publiques, nationales ou internationales régissant les rapports des populations à leur environnement dans le cadre du développement durable.

Pour les spécialiste⁶ en effet, il ne faisait aucun doute, la crise était « d'abord et surtout crise de notre représentation de la nature, crise de notre rapport juridique à la nature (...), et tant que n'aura pas été repensé ce rapport juridique, nos efforts seront vains comme en témoigne la très relative effectivité du droit

³ 1996 : *Redefining Nature : Ecology, Culture and Domestication* (R. Ellen et K. Fukui ed.), et 1996 : *Nature and Society. Anthropological Perspectives* (Ph. Descola et G. Palsson ed.).

⁴ D'un point de vue sociologique certes, étant désormais entendu que "la personne et l'environnement embrassent un système irréductible" (Descola & Palsson op. cit). Mais aussi d'un point de vue biologique puisque les sciences cognitives avaient reconnu, elles aussi, une même transgression du dualisme nature/culture dans l'acquisition et l'élaboration des connaissances du monde (Maturana et Varela 1987 ; Lave 1993)

⁵ La première proposition diplomatique sera ainsi apportée par Ph. Descola dans son ouvrage *Par-delà Nature-Culture*. Véritable manifeste en faveur d'une anthropologie moniste, cet ouvrage consacre cette révision majeure. Pour y parvenir, il émet l'hypothèse que les modes d'identification au moyen desquels les individus établissent des ressemblances et des différences entre eux et les autres ne relèvent pas de modèles culturels, ni d'habitus, mais d'une logique schématique de l'expérience du monde, laquelle structurait la façon dont chaque individu attribue aux existants – animaux, plantes, esprits, artefacts, etc. - les deux propriétés constitutives de son humanité : l'intériorité (l'intelligence, l'âme, la pensée réflexive, les émotions, etc.) et la physicalité (le corps, les substances, etc.). La combinaison de ces deux attributs, universels par hypothèse, autoriserait donc des formules ontologiques limitées, mais non exclusives les unes des autres (2005 : 322). Sur la base d'une comparaison ethnographique couvrant l'ensemble des continents, il va isoler quatre articulations possibles définissant quatre grands types d'ontologies servant « de point d'ancrage à des formes contrastées de cosmologies, de modèles du lien social et des théories de l'identité et de l'altérité » (2005 : 176). Il s'agit de l'animisme qui établit avec les existants une ressemblance d'intériorité mais une différence de physicalité, le totémisme qui leur attribue une ressemblance d'intériorité et de physicalité, le naturalisme qui leur prête une ressemblance de physicalité mais une différence d'intériorité, et enfin l'analogisme qui leur reconnaît une différence d'intériorité et de physicalité (2005 : 176).

⁶ Je vous renvoie aux études critiques portant sur le droit environnemental : Imperiali 1998 ; Kiss 1985, 1998 ; Hermitte 1990 ; Jonas 1990 ; Martin 1992 ; Ost 1991, 1995 ; Prieur M. 1984 ; Remond-Gouilloud 1992.

de l'environnement international, la très modeste efficacité des politiques publiques en ce domaine⁷ (Ost, 1995 : 9). Sortir de cette crise juridico- environnementale d'ordre mondial exigerait donc, toujours selon ces spécialistes, de repenser nos modes d'approches juridiques traditionnelles basés sur le dualisme classique nature-objet / humain-sujet, et de mettre en place des mécanismes juridiques innovants qui écologiserait le droit du développement durable et traduirait ainsi dans le langage normatif occidental une nature non plus objet mais comprise dans sa dimension écologique et dans son lien avec les hommes. En somme, et en résonance avec les anthropologues et les sociologues des sciences, les théoriciens du droit environnemental parvenaient à une conclusion aux prétentions similaires : la dichotomie juridique nature-société contrariait la logique du développement durable.

Les scandales logiques à la gouvernance environnementale internationale

Pour illustrer cet ensemble de malentendus « internationaux », je voudrais me prêter maintenant à une brève comparaison symétrique entre le système de gouvernance pratiqué par la société kasua auprès de qui je travaille depuis 20 ans en Nouvelle-Guinée et ceux mis en place par les divers projets de développement durable en vigueur sur leur territoire. Cette comparaison me semble utile pour mettre en évidence la complexité des conflits juridico-écologiques que provoquent les différences conceptuelles présidant à la destinée des hommes.

Elle précisera que la crise ainsi soulevée ne représente en fait que l'épiphénomène d'un scandale plus vaste, celui des limites que rencontre le paradigme naturaliste dans ses manières hégémoniques et anthropocentriques de penser, d'acter et d'évaluer les relations entre les humains et les non-humains, et au-delà de ses incapacités à promouvoir chez les autres un état d'harmonie entre les hommes et entre les hommes et leur nature.

Le scandale logique d'une désécologisation durable

Parce que son territoire forestier recèle une unique et formidable biodiversité encore préservée, que les 550 individus la composant sont reconnus comme les propriétaires de cette richesse biologique mais aussi comme formant une culture sous-développée et non civilisée, la société kasua est aux prises depuis le milieu des années 90 avec plusieurs projets de développement concernant son milieu naturel : projets d'exploitation industrielle des ressources forestières ou fossiles, projets de législations nationale et internationale de l'environnement, projets scientifiques d'inventaire biologique ou encore projets de conservation de la nature. La forêt tropicale des Kasua est devenue multi-investie. Mais, cette pluralité de la biodiversité forestière présentée et proposée aux Kasua par ces acteurs étrangers (industriels ou ONG, scientifiques ou juristes), est-elle vraiment réelle ? En d'autres termes, leur propose-t-elle réellement une manière de penser la nature - et donc leur culture - tout aussi plurielle ? Au regard de cette comparaison symétrique, il apparaîtra que non. Ces visions aussi diverses soient-elles en apparence sont en fait comme les feuilles dans une forêt, dissemblables en leur ressemblance. En revanche, leur similitude « camouflée » est bien structurellement et formellement dissemblable de la conception juridico-écologique kasua. Ainsi, la première différence, et la plus cruciale, réside dans le champ d'application du droit que ces visions appliquent. Pour les développeurs qui légitiment leur acte chez les Kasua dans une constitution, un traité, une charte, un code ou encore un contrat, le champ du droit est de gérer et d'organiser la vie entre les hommes car sa fonction est « de dire le sens de la vie en société ». Pour les Kasua, la vie en société ne connaît pas de telles limites : l'ensemble du milieu forestier est également socialisé car l'ensemble de la biodiversité participe au même principe éthique qui gouverne les rapports entre les humains, l'échange réciproque de vie et de mort. En d'autres termes, la nature et ses composantes ne procèdent pas d'une réalité juridique distincte, autonome de celle des hommes. Humains et non-humains sont des partenaires sur un pied d'égalité en tant que sujets capables d'agir, de réagir et donc d'interagir avec les autres, avec le monde qui les entoure et qui n'est qu'un. Aussi, "le sens de la vie en société" signifie pour ce peuple "le sens de la vie dans une nature socialisée" ou bien, "le sens de la vie dans une société écologisée".

La seconde différence, intrinsèquement liée à la première, réside dans les distinctions que le système établit entre ses catégories juridiques et la manière dont il instrumentalise la communication entre ces éléments artificiellement dissociés. Si le droit occidental "nomme, classe, départage", il "fixe également des hiérarchies entre les valeurs" catégorisées (Ost 1995: 20). La catégorisation que sous-tendent nos projets de développement appose sur le monde réel une même et seule frontière, reconnaissant deux seuls et mêmes domaines : celui des hommes et celui des autres, en l'occurrence les êtres forestiers. D'ailleurs, chacune de

⁷ François Ost, directeur du CEDRE (Centre d'étude du Droit de l'Environnement), et de l'Académie Européenne de Théorie du Droit.

ces visions accorde à cette frontière les mêmes pouvoirs omnipotents en l'investissant des mêmes critères "agissants". La frontière est tout d'abord franche au sens où elle impose l'impossibilité d'une identification positive entre les composants des deux catégories retenues. Pour ces conceptions exogènes, seuls les hommes sont des êtres sociaux, seuls les hommes sont des êtres culturels, seuls les hommes sont des êtres juridiques et donc politiques. En somme, seuls les hommes sont considérés comme les acteurs, les sujets des actions à entreprendre sur la nature. Et ce, précisément, en opposition à tous les autres qui sont autres car dépourvus de ces attributs, car objets seulement et immuablement pourrions-nous rajouter. La frontière qu'instaurent ces projets n'est pas seulement franche, elle est également fixe et dicte une hiérarchie entre ses catégories qu'il est impossible de transgresser. À l'inverse, et sans prôner pour autant la confusion des genres, le système kasua ne segmente pas le réel dans des catégories fixes et opposées telles nature/culture, objet/sujet. Parce que leur droit a pour fonction de gérer les rapports qui s'étend au-delà de la sphère humaine aux composants de leur environnement, leur système se veut plus englobant, assimilant dans la sphère juridique la dimension écologique des non-humains. *A fortiori*, l'altérité -comprise comme catégorie-, évolue constamment et graduellement au sein de ce continuum relationnel, et ce, au gré des participants aux échanges dont elle tire son essence, privilégiant ainsi la processualité des références plutôt que la stabilité des critères fixés abstraitement par les catégories juridiques. Ce contraste radical s'étend bien évidemment aux rapports juridiques censés lier les Kasua à leur forêt. Destituant les êtres forestiers de leurs attributs d'être vivants, c'est-à-dire d'être agissants et relationnels, tous les projets en question dénie le caractère fondamentalement réciproque des rapports qu'entretiennent les hommes avec les êtres vivants. Ils ne retiennent qu'une seule dimension relationnelle : l'unilatéralité qu'expriment limitativement la propriété et l'appropriation de l'objet par le sujet. Ils n'instituent qu'un seul régime juridique, celui essentiel du régime monofonctionnel. Aussi, acculés à n'échanger qu'entre sujets humains, les Kasua se désécologisent de ce qui était leur milieu. Acculés à la passivité et donc à l'impuissance d'interagir dans l'enceinte des sujets, les êtres forestiers se chosifient et se « patrimonialisent » en objets à utiliser, à légaliser, à commercialiser, à quantifier, à étudier, ou encore à protéger par le seul sujet, l'homme, seul « maître et possesseur » du champ juridique du développement durable. Un tel réductionnisme est un non-sens pour le droit coutumier des Kasua. Comme je l'ai mentionné, il est un droit de la relation à l'autre, relation étendue aux non-humains considérés sur un pied d'égalité. Autrement dit, c'est un droit qui s'enrichit du lien, non de l'objet. L'unilatéralité relationnelle instituée par la propriété n'est donc pas valorisée. Les Kasua lui préfèrent l'usufruit qui privilégie la relation entre les êtres en mettant l'accent sur leur interdépendance pour assurer la reproduction du tout. Dans leur société, l'individu n'hérite que d'un droit d'usage sur ses terres. En aucun cas, il ne détient un pouvoir de droit réel sur son territoire : il ne peut en disposer, le céder ou le vendre à un étranger de sa communauté. Si propriété il y a, elle est détenue par sa communauté. Unique dépositaire, elle est responsable en partenariat avec les esprits titulaires d'une sorte de patrimoine territorial, reçu des ancêtres qu'elle se doit de transmettre aux générations à venir. Le territoire est ainsi perçu comme le "trust" du droit anglo-saxon ou encore comme "une chose commune" au sens défini par l'art. 714 du Code Civil Français : "Il est des choses qui n'appartiennent à personne et dont l'usage est commun à tous". Ce statut de l'usufruit régit sans exception tous les rapports entre les hommes et les ressources forestières composant leur territoire. Il est d'ailleurs incontournable car les espèces sauvages ne sont jamais considérées comme des « choses sans maître » : elles sont sous la tutelle des communautés spirituelles. Comment les Kasua pourraient-ils prétendre de leur propre chef de les exploiter impunément ou encore de les préserver et se substituer aux esprits tutélaires ? Pour ce peuple, la biodiversité doit donc se comprendre dans sa traduction littérale, c'est-à-dire la diversité des formes de vies, lesquelles vivantes ou imaginaires ont toutes en commun d'être les acteurs du monde que les Kasua habitent. En d'autres termes, la biodiversité forestière n'est pas le "pour-soi" mais le "avec-soi" (Berque 2000:101) ; elle participe pleinement de leur définition d'être, de leur devenir. Le régime juridique qui en découle tend logiquement vers la multiplicité et la multifonctionnalité⁸, l'utilitarisme vers le multispécifique plutôt que l'anthropocentrique⁹. Alliant les intérêts conjugués -individuels et collectifs, humains et non humains-, il est un régime de la complexité et de la diversité dans lequel l'intérêt de tous prévaut sur celui du particulier, le collectif des humains¹⁰. Ce qui explique certainement que cette éthique écologique soit rigoureusement enseignée au cours du rituel initiatique qui promeut l'avènement

⁸ À la différence du régime monofonctionnel qui prêterait à l'espace un à trois types de fonctions, un même espace chez les Kasua, quelle que soit sa superficie, est l'enjeu et le lieu d'une multitude d'activités aussi diverses que variées (chasse, cueillette, culture itinérante, activités sexuelles, artistiques, spirituelles, contemplatives, ludiques, pédestres, sacrés, zoologiques, etc.). Ces activités peuvent être cumulées ou pratiquées par différents individus, ou encore exercées selon le calendrier des saisons. L'usage et la co-production des ressources forestières sauvages prônent une même multiplicité contraire à l'industrialisation monospécifique que notre système promeut. À titre d'exemple, la tribu porte pour 600 plantes recensées plus de 1 400 différents usages et la variété de leur mode d'exploitation est toute aussi impressionnante.

⁹ Si les Kasua prêtent 1 400 usages aux 600 arbres identifiés, ils prêtent 481 autres usages que puiseraient la faune et les esprits de ces mêmes espèces herborisées. Différents des usages humains, cette utilité contredit toute idée que nous aurions affaire à un penchant anthropomorphique des Kasua.

¹⁰ Les Kasua adoptent, sans le savoir, la théorie de Locke qui soumet la "juste appropriation" individuelle à une double condition : "que l'usage qu'il fera de son bien prohibe toute forme de gaspillage et qu'il reste suffisamment de ressources de même qualité disponibles pour les autres", à quoi elles ajoutent une troisième condition, plus déterminante quant à la préservation du milieu forestier : que l'usage individuel ne contredise pas la reproduction de la nature socialisée déterminante quant à la préservation du milieu forestier.

d'une nouvelle génération d'hommes et femmes kasua destinée à participer de la co-régénération du milieu forestier.

Le scandale logique à l'estimation de l'inestimable

Nous l'aurons compris. La conception de la biodiversité, et au-delà, de la place de l'homme dans l'univers que véhiculent les divers projets de développement ne relève en fait, que d'une seule et même conception : le naturalisme occidental. Les dissemblances ne sont donc pas d'ordre ontologique, elles traduisent seulement les différents usages et mises en pratique de cette cosmologie dualiste. Ce qui explique que ces acteurs exogènes puissent s'associer opportunément pour estimer une évaluation des biens et des services rendus par la nature-objet. Ainsi en est-il de l'association des juristes d'une part, et des scientifiques d'autre part, avec les industriels et les conservateurs. La première combinaison nous enseigne en effet que les exploitants et protecteurs de la nature adhèrent communément à la philosophie du droit occidental et à sa logique binaire qui désigne la propriété comme âme universelle de toute législation gouvernant la relation de l'humain à ces non humains. La dissemblance, car dissemblance il y a, repose sur le traitement que ces exploitants et protecteurs de l'environnement tirent respectivement de cette conception juridique dualiste. Si les premiers usent - abusent ? - de la catégorie des « objets sans maître » pour qualifier juridiquement les non-humains forestiers dans le but mercantile de dévaloriser socialement et écologiquement leur valeur d'exploitation et s'autoriser la pratique d'une coupe non sélective, les seconds à l'inverse valorisent la propriété foncière kasua reconnue par la Constitution papoue pour combler le "déficit d'appropriation" dont souffre la biodiversité ; un déficit qui serait, selon les économistes de l'environnement, la cause de la destruction massive de la nature (Hardin 1968). La seconde combinaison exprime cette même ambiguïté aux apparences paradoxales. L'intervention des scientifiques dans les projets d'exploitation ou de conservation de la biodiversité démontre tout d'abord que ces acteurs partagent incontestablement la conception scientifique" d'une nature séparée des activités sociales, peuplées d'entités soumises à des lois universelles"¹¹ (Descola 1999 : 215). Seulement, si pour les industriels, cette intervention de la science a pour but de qualifier et de quantifier "objectivement" les arbres afin d'évaluer économiquement le stock des ressources à exploiter et à dédommager, pour les seconds, il s'agit de qualifier et de quantifier "objectivement" le capital naturel afin d'évaluer écologiquement le stock des ressources à préserver des activités humaines. La dissemblance n'est toujours pas de « nature ». Aucun de ces acteurs ne remet en cause le paradigme dualiste, ni le rôle qu'il alloue aux humains, à savoir celui d'être les maîtres et possesseurs des objets naturels. La dissemblance repose là encore sur les traitements différentiels que supportent le naturalisme occidental et les différents instruments pour tenter d'évaluer ce capital naturel tant convoité. D'ailleurs, ces traitements différentiels ne sont ni contradictoires ni exclusifs. Pour atteindre leurs objectifs de conservation, les protecteurs ne manquent pas de réifier certains êtres naturels en valeur marchande (et nous y reviendrons), et les industriels de financer ces mêmes protecteurs pour "conserver" un territoire qu'ils exploitent massivement. Ces échanges financiers seront d'ailleurs systématiquement valorisés dans leur campagne de communication respective par la juxtaposition de leurs logos respectifs ou encore par l'ajout d'une ligne de remerciements dans le générique final des documentaires naturalistes réalisés à l'effigie d'une nature forestière intacte car à peine effleurée par des Kasua dont les apparitions fulgurantes -mais toujours costumés de plumes-, les assimileraient volontiers à des oiseaux de paradis.

Ainsi, d'un point de vue purement logique et conceptuel, ces associations entre développeurs ne surprennent pas davantage. Les développeurs partagent plus qu'il n'y paraît, y-compris les tendances néolibérales qu'empruntent volontiers les protecteurs pour poursuivre leurs fins et assurer simultanément la reconduction de leur programme et des salariés qui s'y emploient¹². Cependant, si ces associations inter-développeurs sont bien envisageables car intelligibles conceptuellement, elles expliquent sans contradiction mais *a contrario* l'incapacité manifeste de ces acteurs à associer pleinement et dans leurs pratiques les Kasua à leur projet de développement. Il est vrai que pour y parvenir, encore faudrait-il qu'ils admettent la portée non universelle de leur ontologie commune et admettent ainsi que les Kasua ne partagent pas leur vision objectivée des êtres vivants et la place affranchie et supérieure que l'homme s'octroie dans l'environnement. Sont-ils seulement à même de le faire ? Les nombreux désaccords sur l'estimation du « capital naturel » kasua et ses outils pour l'évaluer vont témoigner des formidables difficultés à dégager ensemble une estimation commune et partagée de la forêt. Le premier désaccord s'est ainsi naturellement exprimé à propos de la valeur à accorder aux arbres exploités par la compagnie industrielle¹³. En effet, à la stupeur que provoqua la coupe massive et bruyante de la forêt succéda la stupeur de constater que tous les troncs ainsi coupés ou endommagés

¹¹ D'ailleurs, jamais les Kasua ne seront conviés à participer activement aux inventaires biologiques de leur forêt.

¹² Pour une étude critique du néolibéralisme adopté par la conservation et leurs acteurs, je vous renvoie à la synthèse de Buscher, Sullivan, Neves, Igoe & Brockington, 2012.

¹³ La compagnie malaysienne Rinbujau qui détient 80 % du bois exporté en Nouvelle-Guinée et a obtenu de l'État une concession pour une durée de trente ans renouvelable sur le territoire kasua.

étaient évalués d'après une même et unique unité comptable, le m³, soit une mesure qui ne différenciait pas les essences des arbres exploités. Cette indifférence spécifique présidant à l'estimation de la valeur de l'être arborescent à dédommager était absolument incompréhensible pour les Kasua qui reconnaissaient la singularité de chacun des arbres peuplant leur forêt comme chacun des multiples rôles qu'il joue au sein de l'écosystème forestier : la protection des sols, l'alimentation et l'habitat de la faune à 80 % herbivore, l'habitat des esprits ou encore les nombreux usages et services qu'en tire l'humanité. Aucun de ces critères pourtant remarquables car majoritairement écocentriques n'était pourtant pris en compte dans l'estimation des arbres coupés. Se prévalant de la loi du marché qui évince les valeurs intrinsèques et d'usage au profit de la valeur d'échange, la compagnie ne versait que la somme correspondant au prix international du bois exotique coupé au m³, soit à peine l'euro. Un autre désaccord se manifesta lorsqu'il fut question pour une compagnie pétrolière venue prospecter, de dédommager la destruction d'espaces forestiers tenus pour sacrés par les Kasua. La loi du contrat prévoyait bien ce type de dédommagement cependant les termes en étaient précis : il concernait limitativement « les édifices culturels : habitats, église, jardins, cimetière¹⁴ ». Or, si les sites sacrés endommagés étaient bien des sites que l'on pouvait qualifier raisonnablement de sites culturels, ils étaient dans leurs formes des édifices dits naturels : là, un arbre habité par un esprit-oiseau qui délivre aux chasseurs le gibier, ici une crique où évolue une anguille ancestrale et d'ailleurs endémique qui entretient une relation symbiotique avec un certain martin-pêcheur, etc. Souhaitant éviter tout conflit avec la population locale, la compagnie accéda à la demande en dédommagement mais refusa catégoriquement le montant de la somme réclamée laquelle correspondait à la valeur inestimable¹⁵ que ces sites représentaient pour les Kasua. Les raisons invoquées étaient simples : la composition hybride de ces sites -végétale + minérale + animale + spirituelle mais en aucun cas humaine- ainsi que leur propriété éphémère et non intemporelle rendaient ces édifices hybrides impropres au dédommagement des lieux culturels prévu par la loi.

Ces antagonismes se répétèrent au gré des destructions que subissait la forêt sous la marche rigide de l'industrie. Cependant, ils n'étaient pas le privilège des seuls industriels dont l'ambition marchande était bien comprise des Kasua. Les valeurs prônées par les protecteurs allaient également rentrer en conflit avec celles des Kasua. En effet, forte de ses désaccords constants avec les compagnies, la société Kasua avait décidé d'organiser sur son propre chef une réunion de tous ses membres afin d'évaluer et fixer collectivement le prix pour chacune des espèces de leur forêt qui viendrait à être endommagée par des étrangers¹⁶. La réunion dura deux semaines ; deux longues semaines au cours desquelles les Kasua s'adonnèrent à un inventaire exhaustif de toutes les espèces et de tous les usages et services qu'elles offraient dans leurs échanges forestiers quotidiens. La réunion se clôtura par une grande cérémonie à laquelle les esprits titulaires, l'ethnologue et les membres des ONG de conservation étaient conviés dans le but de recevoir leurs accords implicites de principe. Or, certaines évaluations firent l'objet de vives discussions de la part des protecteurs et plus particulièrement celle concernant le casoar pour lequel les Kasua avaient attribué la valeur de 1 000 dollars, soit la valeur la plus élevée. Si ce prix s'avérait le juste prix pour les Kasua, considérant le rôle majeur que jouait cette autruche casquée dans la régénération du cosmos forestier en permettant la germination et la diffusion des fruits complexes de la forêt, les protecteurs le trouvaient quant à eux bien trop excessif, l'animal n'étant pas inscrit sur la liste rouge de l'UICN. Ils intimèrent aux Kasua de baisser le prix. Ce désaccord fut mal compris des Kasua. Il témoignait manifestement d'un paradoxe, le même sans doute soulevé par Adam Smith qui constatait que la valeur « des choses qui ont la plus grande valeur en usage n'ont souvent que peu ou point de valeur en échange ». En effet, si le casoar ne valait pas sa valeur d'usage pourtant jugé exceptionnel par tous et pour tous les collectifs, pourquoi certains papillons qui, pour tous les Kasua, ne servaient strictement à rien ni à personne étaient évalués par les protecteurs à plus de 500 dollars et faisaient l'objet en tant qu'objet de collection d'un programme soutenable intégré en vue de sa commercialisation durable au Japon ?

Non, décidément, la logique des évaluations environnementales telles que présentaient par les divers développeurs échappait aux Kasua. Aussi, quand quelques années plus tard ces mêmes protecteurs se firent les porte-paroles d'une écologie fonctionnaliste et annoncèrent aux Kasua l'ouverture d'un nouveau marché financier des services écosystémiques qui leur permettrait de vendre très chèrement aux industriels les plus offrants l'air de leur forêt, les Kasua exprimèrent un sourire incrédule et contemplèrent leur cosmos forestier devenu en une décennie le théâtre d'une nature dénaturée et bien esseulée.

¹⁴ La loi du contrat se fait ainsi le mauvais interprète du matérialisme historique d'après lequel l'homme n'aurait une histoire qu'en transformant la nature (Godelier 1981).

¹⁵ Les Kasua furent compensés du dommage causé au fameux arbre à hauteur des m³ détruits.

¹⁶ Les Kasua suivaient par dépit les conseils de Pavan Sukdev selon lequel « il faut donner un prix à la nature pour pouvoir la protéger », *In Le Monde* 20/10/2010.

Quelques leçons à tirer en guise de conclusion

Quelles leçons pouvons-nous tirer de cette approche critique, épistémologique et comparative, des manières d'être ensemble au monde ? Certainement, que l'uniformisation du monde qu'impose insidieusement le paradigme dualiste n'est pas obligatoire et encore moins fatale. Il suffirait sûrement que les "modernes", qui s'investissent du rôle de développeurs et/ou de conservateurs, manifestent une plus grande humilité et acceptent l'éventualité d'enrichir leurs manières d'acter sur le monde des manières dont les autres interagissent avec le monde. À bien des égards, et par regard rapproché, la gouvernance environnementale des autres apparaît bien innovante. Et, c'est incontestablement les cas des principes qui président à l'écologisation de leur régime juridico-écologique lesquels sont par principe fondamentalement : dialectique (il traite le rapport réciproque humains/non-humains) ; globalisant (environnement et société sont dans la même sphère juridique) ; hybride (à l'identité sociale du sujet du droit s'ajoute son identité écologique, l'environnement devenant un attribut de sa personnalité juridique) ; égalitaire (l'être humain et le non-humain sont traités sur un pied d'égalité) ; relationnel (gérant exclusivement le rapport, il assimile les rapports écologiques et les réseaux écosystémiques aux rapports juridiques et incite à diversifier et intensifier les aspects d'une relation) ; transfrontalier (l'interdépendance des êtres instituée socialement et reconnue écologiquement ne tolère ni le local, ni le particulier qui pourrait mettre en danger la reproduction du tout) ; progressif et évolutif (il reconnaît et intègre la réalité écologique de l'environnement) ; complexe (alliant les intérêts collectifs et individuels, humains et non-humains, il gère organisation sociale et organisation écosystémique) ; durable (instituant l'usufruit comme statut juridique, il prône la rationalité collective et la responsabilité de chacun dans la reproduction du tout et de tous) ; et finalement, trans-historique (il tient compte des générations ancestrales et des générations à venir).

S'inspirer de ces valeurs innovantes relèverait-il vraiment d'une seule utopie anthropologique ? Et quand bien même, cette utopie ne viendrait-elle pas à point nommée pour contrecarrer le destin des politiques environnementales qui « se soldent par un échec en s'inscrivant (toujours) dans une perspective où la nature est objet » ? (Ost 1995:11). Notre système ne s'essouffle-t-il pas sous le poids des principes qui l'animent en respect à notre tradition naturaliste ? Pourquoi s'obstiner à vouloir gouverner la marche du monde selon cette seule et même vision dichotomique ? Pourquoi s'obstiner à vouloir appliquer les seuls principes et rapports qu'elle autorise entre nous, les humains et tous les autres, les existants ? Ses mêmes principes, la rigidité et la fixité, l'utilitarisme et le fonctionnalisme, la décontextualisation et la marchandisation, le néolibéralisme et le technocentrisme, l'individualisme et l'anthropocentrisme, le productivisme et le consumérisme, n'ont-ils pas révélé leur incapacité politique à promouvoir un développement soutenable mondial pour l'humanité ?

Gageons que les politiques internationales soient inspirées et contribuent à nous éviter une hégémonie de la manière d'être au monde sous l'ère Anthropocène.

Bibliographie

Berque A., 2000, *Mediance de milieux en paysages*. Paris, BELIN.

Bergmans B., 1993, " Les droits intellectuels face à la nature ", in, sous la direction de Gérard P, Ost F, van de Kerchove, *Images Et Usages De La Nature En Droit*, p341-377, Facultés Universitaires Saint Louis, Bruxelles.

Bram Buscher, Sian Sullivan, Katja Neves, Jim Igoe & Dan Brockington, 2012, « Towards a Synthesized Critique of Neoliberal Biodiversity Conservation », In *Capitalism Nature Socialism*, 23:2, 4-30.

Brunois F., 1999b, "Les Papous à l'Âge du Bois," in *Nature sauvage, nature sauvée ? Ecologie et peuples autochtones*, vol. 24-25, Ethnies Documents, pp. 39-53. Paris, Peuples autochtones et développement/ Survival International.

- 1999c, Y-a-t-il toujours une place ou de la place pour un ethnologue et si oui, à quel prix ? *Journal des anthropologues* 76:93-113.

- 1999d, "In Paradise, the forest is open and covered in flowers,": 111-131, in C. K. Schmid (dir), *Expecting the Day of Wrath. Versions of the Millenium in Papua New Guinea*, vol. 36, NRI Monograph. Port Moresby: The National Research Institut in association with APFT.

- 2000a, "Pour une écologisation du droit international du développement durable" : 513-539, In Bahuchet S. (dir), *Les Peuples des Forêts Tropicales Aujourd'hui. Une Approche thématique*, vol. II. Bruxelles, APFT-ULB.

- 2000b, "Rôle des recherches ethnoécologiques dans la préservation des forêts tropicales de la Papouasie Nouvelle-Guinée" in *L'homme et la Forêt Tropicale*. Edité par Bahuchet S., Bley D., Pagezy H. et Vernazza-licht, pp. 455-467, Grasse, Éditions de Bergier.

- 1999c. Y-a-t-il toujours une place ou de la place pour un ethnologue et si oui, à quel prix ? *Journal des anthropologues* 76:93-113.

- 2003. Être arbre : la condition humaine kasua (Nouvelle-Guinée) visitée par la condition du végétal ou vice-versa, *Cahiers de littérature orale* 53-54, pp. 293-304.

- 2008. *Le jardin du casoar, la forêt des Kasua. Savoir-être et savoir-faire écologiques*. Paris, Éditions CNRS-MSH, Collection Chemins de l'Ethnologie.

Catala P 1966, " La transformation du patrimoine dans le droit civil moderne ", *Revue trimestrielle du droit civil*, LXIV, p 186.1966. Paris

De Klemm C 1992, " Les apports du droit comparé ", In, *Le dommage Écologique en droit interne communautaire et comparé*. p143-164, Economica, Collection Droit et Économie de l'Environnement. Paris.

- 1998, " Les ONG et les experts scientifiques ", In, C. Imperiali ed, *L'Effectivité du droit international de l'environnement. Contrôle de la mise en oeuvre des conventions internationales*, p 79-91. Economica. Coopération et développement. Paris. Descola.Ph, Diversité biologique, diversité culturelle, in *Nature sauvage, nature sauvée ? Ecologie et peuples autochtones*, vol. 24-25, Ethnies Documents, pp. 213-235. Paris: Peuples autochtones et développement/ Survival International.

Descola P, 1986. *La nature domestique. Symbolisme et praxis dans l'écologie des Ashuar*, MSH. Paris.

- 1996. « Constructing natures: symbolic ecology and social practice », In Descola et Palsson (ed.), *Nature and Society. Anthropological perspectives*, London and NewYork, Routledge, pp. 82- 103.

- 2007, *Par-delà Nature Culture*. Paris, Gallimard.

- 2014, *Etre Au Monde. Quelle Expérience Commune ?* Ph.Descola Et T.Ingold. Débat présenté par Michel Lussault, Lyon, Presse Universitaire de Lyon.

Dwyer P.1996, « The Invention of Nature », In Roy Ellen and Kiyoshi Fukui (ed.), *Redefining Nature: Ecology, Culture an Domestication*, Oxford, Berg, pp. 157- 186.

Ellen R. et Kiyoshi F. (eds), 1996, *Redefining Nature: Ecology, Culture and Domestication*, Oxford, Berg.

Godelier M.1984, *L'idéal et le matériel*, Paris, Fayard.

Hardin G. 1968, "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162: 1243-1248

Hermitte M.A., 1990, " Pour un statut juridique de la biodiversité biologique ", *Revue Française d'administration publique*, février-mars 1990, n°53, p38.

Humbert G. et Lefeuvre J.C., 1992, " A chacun son patrimoine, ou patrimoine commun? ", In M. Jollivet éd, *Sciences de la nature, science de la société. Les passeurs de frontières*, CNRS, Paris.

Ingold T., 2013, *Marcher avec les dragons*, Paris, Zones sensibles.

Jadot B., 1991, " Des études d'incidences : pour qui, pour quoi ? ", in CEDRE, *L'évaluation des incidences sur l'environnement : un progrès juridiques ?* Publications des facultés universitaires Saint-Louis, Bruxelles

Jonas H., 1990, *Le Principe responsabilité. Une éthique pour la civilisation technologique*. Cerf, Paris

Kiss A. 1985, " Le droit international de l'environnement, un aspect du droit international de l'avenir ", in *L'Avenir du droit international de l'environnement*, Colloque de La Haye 12- 14 novembre 1984. Dordrecht.

- 1991, " Droit international de l'environnement : l'état des lieux ", in *La lettre d'environnement sans frontière*.

- 1998, " Préface " in, C. Imperiali ed, *L'Effectivité du droit international de l'environnement. Contrôle de la mise en oeuvre des conventions internationales*, p 3-7. Economica. Coopération et développement. Paris

Latour B., 1991, *Nous n'avons jamais été modernes. Essai d'anthropologie symétrique*. Paris, La Découverte.

- 1999, *Politiques de la Nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*. Paris, La Découverte.

Lave J, 1993, « The Practice of Learning », In Seth Chaiklin et Jean Lave (eds). *Understanding Practice: Perspectives on Activity and Context*, Cambridge, Cambridge University Press.

Lestel D., 2001, *Les origines animales de la culture*, Paris, Flammarion.

Maturana H. et Varela F., 1987. *The trees of Knowledge: The Biological Roots of Human Understanding*, Boston, Shambhala.

Ost F., 1991, " Les études d'incidences : un changement de paradigme ? ", In CEDRE, *L'évaluation des incidences sur l'environnement : un progrès juridiques ?* Publications des facultés universitaires Saint-Louis. Bruxelles

- 1995, *La nature hors la loi. L'écologie à l'épreuve du droit*. Paris, La Découverte.

Prieur. M 1984, *Droit de l'environnement*. Dalloz. Paris

Remond-Gouilloud. M 1992, " Les fonds d'indemnisation et le préjudice écologique ", in *Le dommage Écologique en droit interne communautaire et comparé*, pp. 165-173, Economica, Collection Droit et Économie de l'Environnement, Paris.

Stengers I., 1995. *L'Invention des sciences modernes*, Paris, Champs, Flammarion.

Viveiros De Castro E., 1996, «Cosmological Deixis and Amerindian Perspectivism», *Journal Roy. anthrop. Inst* 4, pp. 469-488

Un « capital naturel » ? La vision d'un biologiste

Gilles Bœuf, Université Pierre & Marie Curie
 Conseiller scientifique au cabinet de la Ministre de l'écologie,
 du développement durable et de l'énergie,
 Professeur à l'Université Pierre & Marie Curie,
 Professeur invité au Collège de France en 2013-2014. COMUE Paris-Sorbonne

Peut-on, doit-on donner une valeur à la biodiversité ? C'est une vraie question. Les écologues y rechignent pour des raisons évidentes de risques de monétarisation et de privatisation de la nature, de risques de spéculation aussi. Par ailleurs, ils se rendent bien compte que juristes et économistes doivent intervenir et modifier l'état actuel des choses : la biodiversité est-elle un bien comme les autres ? A l'évidence, non, alors comment avancer ? Le bon sens et le bien-être de l'humain doivent prévaloir. Tous, nous devons reconnaître l'indispensabilité de la biodiversité pour la survie de l'humanité : notre destin y est indissociablement lié. Collectivement, mettons en place un système économique bien différent dans lequel le profit ne peut plus se réaliser sur la destruction ou la surexploitation de la nature et de sa biodiversité. Apprenons à gérer cette merveilleuse reproductibilité du vivant bien différemment en ne tuant pas en permanence la « poule aux œufs d'or » !

La notion de « capital naturel » a été proposée par certains écologues issus de la biologie de la conservation, il y a maintenant une vingtaine d'années. Et le terme revient régulièrement dans les débats et ouvrages sur les grandes questions environnementales et le futur de la biodiversité. Comment pouvons-nous l'analyser ?

La vie, un capital ?

La Terre est datée aux alentours de 4 600 millions d'années (Ma) et la vie y est apparue vers 3 900 Ma. La nature, qui est l'ensemble des structures et des organisations de l'Univers, remonte donc sur Terre à ses origines. À partir des fragments d'une météorite tombée en mai 1864 à Orgueil dans le Gers (France), et récemment analysés, nous avons pu identifier ses origines à 4 600 Ma grâce aux mesures des isotopes du chrome. Donc contemporaine de la mise en place du soleil et de la Terre, cette chondrite, qui n'a jamais quitté le système solaire durant son si long périple, prend ici une valeur exceptionnelle car c'est bien sur une géodiversité antérieure que le vivant va se construire. Les dimensions de la Terre et sa distance par rapport au soleil ont été des éléments déterminants dans l'apparition et le maintien de la vie sur notre planète. Toutes les cellules vivantes actuelles, quelles qu'elles soient et quels que soient les organismes, des plus anciens aux plus récents, sont constituées en grande partie d'eau liquide. Ainsi, un bébé humain à la naissance est-il constitué de 75 % d'eau, notre cerveau de plus de 80 %, une méduse marine de 98 %. Et c'est bien parce que l'eau liquide est abondante sur la Terre que la vie a pu s'y développer. L'eau ne saurait donc pas être considérée en dehors de notre capital naturel, c'est notre bien le plus précieux.

La vie primitive est apparue dans l'océan ancestral, ou tout au moins dans des flaques d'eau littorales. Tous les organismes premiers, depuis le célèbre ancêtre *LUCA* (pour « *Last Unique Common Ancestor*), vivaient dans l'eau salée. La vie ne pourra quitter cet élément que beaucoup plus tard, vers 1 000 Ma pour les cyanobactéries et 450 Ma pour la vie métazoaire élaborée que sont les animaux, arthropodes et vertébrés. Ce milieu marin marque les démarrages de la vie sur la Terre. Tous les grands mécanismes du vivant ont été mis en place dans l'océan, de l'apparition des *Eucarya*, ces grandes cellules à noyau, vers 2 200 Ma, à la capture de bactéries extérieures qui deviendront les organites de la cellule, et de la pluri-cellularité (organismes à plusieurs cellules) jusqu'à l'émergence de la sexualité chez des bactéries vers 1 500 Ma, avec le transfert latéral de gènes. Un organisme sexué évolue beaucoup plus vite et la sexualité est un puissant moteur de diversité.

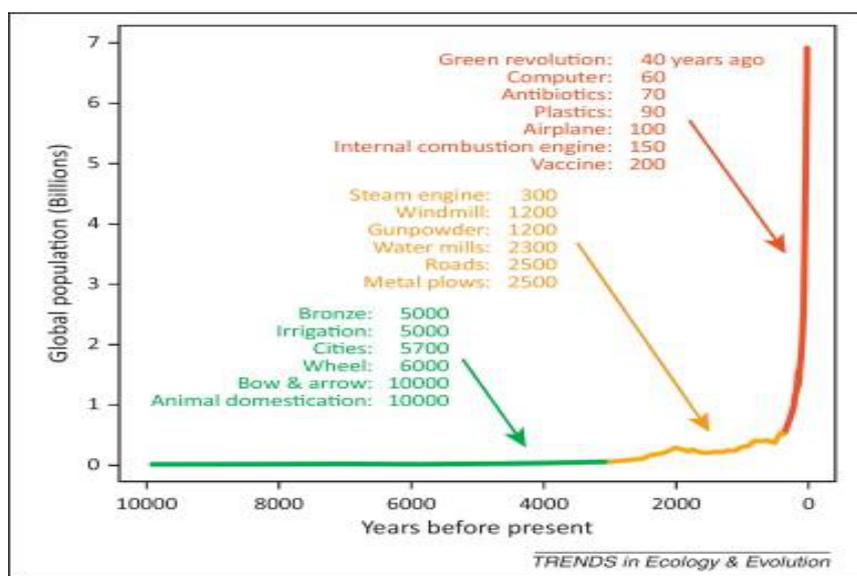
Le mot « biodiversité » (en anglais, *biodiversity*), contraction de « diversité biologique », a été créé en 1985. Ce terme est souvent assimilé à la diversité spécifique, c'est à dire l'ensemble des espèces vivantes, bactéries, protistes (unicellulaires), *fungi* (« champignons »), végétaux et animaux d'un milieu. Mais cette diversité du vivant est bien plus que la seule pluralité spécifique, incluant à la fois les espèces et leur

abondance relative. La biodiversité a été définie comme étant « toute l'information génétique comprise dans un individu, une espèce, une population, un écosystème » mais nous nous attachons à la caractériser également comme étant l'ensemble de toutes les interactions entre les êtres vivants, entre eux, et avec leur environnement. Il s'agit en fait de la fraction vivante de la nature.

Ainsi, la Vie a été capable de différencier depuis ses origines une infinité de formes de vie qui se sont « associées » pour construire les écosystèmes en relations étroites avec leur milieu. On peut imaginer aujourd'hui que sur ce laps de temps, le vivant a été capable d'élaborer, apparues puis disparues pour la plupart, d'autres nous accompagnant encore aujourd'hui, largement plus d'un milliard d'espèces, avec leurs diversités de formes, de tailles, de couleurs, de mœurs, de spécificités, de traits d'histoire de vie, d'adaptations, de caractéristiques infinies...

Celles qui restent encore à découvrir sont innombrables. Durant des milliards et centaines de millions d'années, tout a évolué sous la pression des facteurs abiotiques du milieu -température de l'eau et de l'air, salinité de l'océan, acidité de l'eau, lumière, rythmicité des saisons, ...- et biotiques -compétition et relations entre espèces, facteurs liés au vivant comme la nourriture, sa composition et sa disponibilité. Après des centaines de millions d'années durant lesquelles ces grands facteurs de l'environnement ont été les moteurs de l'évolution du vivant et de ses capacités adaptatives, une époque récente (10 000 ou... 300 ans ?), dénommée « *anthropocène* », révèle la présence de l'humain comme étant la plus grande force évolutive sur cette planète. En fait l'érosion de la biodiversité pour des raisons humaines, « non naturelles » - méfions- nous quand même de ce terme, il ne faudrait pas qu'à ce prix, l'on sorte l'Homme de la nature, il en fait partie intégrante-, disons plutôt « humaines et non-humaines » a explosé avec deux grandeurs, la démographie humaine et le cortège des activités anthropiques associées, tout ceci relié aux progrès technologiques (voir figure 1).

Figure 1 : Démographie de l'humanité en relation avec de grandes inventions.



Source : Adapté de Nekola *et al.* 2013, Trends in Ecology and Evolution, 28 (3), 127-130.

Au moment des balbutiements de l'agriculture, il y a quelque 10-12 000 ans, la Terre comptait environ 5 millions d'humains et toute la biomasse des humains et de leurs mammifères domestiques ne dépassait pas 0,1 % du total de la masse de tous les mammifères (5 000 espèces connues) alors qu'aujourd'hui elle dépasse 90 %. En 1750, la population totale est estimée à moins de 800 millions d'habitants, 3 milliards en 1960, 7 en 2012, 9 en 2040. Il est clair que l'évolution de la courbe de la population humaine pour les époques récentes est édifiante.

La nature vivante est l'essence-même de la planète Terre. Elle s'est construite sur une géo-diversité antérieure, à partir d'eau et est présente partout, des glaces de l'Antarctique aux déserts torrides, des grands fonds océaniques aux sommets de l'Himalaya. Des forages profonds dans des roches à des centaines de mètres de profondeur révèlent des bactéries. Le seul « milieu » (peut-on l'appeler comme cela ?) sans vie, sur Terre, c'est la lave des volcans.

Alors, aujourd'hui, cet humain, comment doit-il considérer ce vivant qui l'entoure et dont il est constitué ? Est-ce un capital naturel ?

Comment aborder la question ?

La FRB (Fondation de coopération de recherche pour la biodiversité) a produit un fort intéressant rapport sur les valeurs de la biodiversité en 2012 et nous allons nous en inspirer.

D'entrée de jeu, ce rapport stipule « ... ces développements, qui se situent à la frontière entre science, politique et société, mettent régulièrement en avant une conception utilitariste de la biodiversité et postulent l'existence d'un lien fort entre biodiversité et développement. Cette conception suscite cependant de nombreux débats, qui renvoient à la question fondamentale des relations entre l'homme et la nature, et touchent à différentes représentations de la biodiversité. C'est pourquoi il est important de replacer les récents développements sur les valeurs de la biodiversité dans ce contexte plus large, la question des valeurs ne pouvant se réduire à celle de l'évaluation économique de la biodiversité... Ce cadre nouveau est axé, non plus sur une « nature » conçue comme extérieure et opposée à la culture humaine, mais sur une « biodiversité » dont nous tirons ressources et services, et dont nous faisons partie intégrante... ».

À ce propos, en 2010, Jean-Michel Salles (CNRS, et Vice-président du Groupe de travail sur l'étude « *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique.* ») rappelait que « ...l'évaluation de la biodiversité n'implique pas qu'elle devienne un bien marchand et les « valeurs » n'ont pas vocation à devenir le prix de permis de détruire... ». La Caisse des dépôts et consignations a créé en 2012 une « *Mission économie de la biodiversité* » dont le pilotage a été confié à sa filiale, la Société forestière, dotée d'un budget de 3 millions d'euros pour trois ans, pour soutenir des recherches, études et prototypes. Elle s'intéresse essentiellement aujourd'hui aux mécanismes de la compensation.

Avec la perte de certains services rendus par les écosystèmes, destruction et pollutions massives, surexploitation des ressources halieutiques, déforestation des forêts tropicales, des mangroves, des récifs coralliens, gaspillage de l'eau, compétitions avec les espèces invasives, érosion et salinisation des sols... et compte tenu de l'évolution du Droit de l'environnement (européen notamment avec par exemple la directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale), et en raison des obligations de plus en plus fréquentes d'éviter les impacts négatifs ou de payer pour les limiter ou dédommager, la biodiversité, de *res nullius* apparaît peu à peu comme ayant des valeurs différentes, éthiques voire traductibles en équivalent-monnaies. Ces services rendus par la biodiversité commencent à être mieux, bien que très imparfaitement, compris.

Ils restent néanmoins difficiles à quantifier et monétariser, ce que tout écologue rejette (prix de la nature ?). De nombreux économistes, cherchent à appliquer à la biodiversité les méthodes utilisées pour estimer la valeur économique d'un bien, ou d'un service, qu'on mesure souvent selon des critères d'utilité, et plus difficilement de contribution au bien-être, à la santé globale qu'il procure aux individus.

L'évaluation économique de la biodiversité est nécessairement multicritères et on distingue généralement les valeurs suivantes (d'après le *Millennium Ecosystem Assessment* de 1985) :

- des *valeurs d'usage directes* : la production de denrées alimentaires, de bois pour le feu, de matières premières pour les médicaments, les produits cosmétiques, des modèles pour la recherche, de cadre paysager et touristique...
- des *valeurs d'usage indirectes* : dérivées des fonctions écologiques, protection du sol contre l'érosion, filtrage de l'eau, harmonie des écosystèmes ;
- des *valeurs d'option* : prix accordés à la conservation d'un actif en vue d'un usage futur (par exemple, la préservation d'une plante connue pour son intérêt pharmacologique) ;
- des *valeurs de quasi-option* : relatifs à la conservation d'un actif, dont l'intérêt n'est pas encore démontré, en vue d'un usage futur (par exemple, la préservation d'un fragment de forêt tropicale pour y découvrir plus tard des plantes inconnues, pour des usages encore inconnus) ;
- des *valeurs de non-usage* ou *valeurs intrinsèques* : relatives à la satisfaction de savoir qu'un actif ou un état de fait désirable existe. Ces valeurs sont souvent liées aux notions de justice, de droit des générations futures ou de respect de la Nature et permettent de justifier la protection d'espèces ou de sites naturels connus. On parle de *valeur de legs* lorsqu'elle est liée au fait de transmettre un patrimoine aux générations futures et de *valeur d'existence* lorsqu'elle est simplement liée au fait d'exister.

Le document de 2012 de la FRB aborde tout un catalogue de valeurs, très variées, d'existence, spirituelle, écologique, adaptative, évolutive, scientifique, d'option (usage potentiel futur), d'usage (direct ou indirect), de non-usage, instrumentale, non-instrumentale, de service écosystémique, économique, économique totale, d'héritage, de legs, patrimoniale, intrinsèque, morale, culturelle, récréative, esthétique, éducative... L'objectif n° 2 des Objectifs d'Aichi, après la conférence de Nagoya en 2010, pour la diversité biologique, vise « à intégrer d'ici à 2020, au plus tard, les valeurs de la diversité biologique dans les stratégies et les processus de planification nationaux et locaux de développement et de réduction de la pauvreté, et à les incorporer dans les comptes nationaux, selon que de besoin, et dans les systèmes de notification. Dans le paragraphe 3 c) de la décision X/2, la Conférence des Parties a exhorté les Parties et les autres gouvernements à examiner et, selon qu'il convient, actualiser et réviser leurs stratégies et plans d'action nationaux pour la diversité biologique, conformément au Plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 ». Un Colloque tenu à la Fondation des Treilles en septembre 2014 est revenu sur cette discussion « ...faut-il, doit-on donner une valeur à la biodiversité... ». Les Actes sont à paraître en 2015 (L. Fonbaustier éd.). Les écologues, plutôt réticents, se rendent bien compte que s'ils veulent l'aide des juristes et des économistes pour pouvoir avancer et tout faire pour ne pas la laisser détruire et ré-harmoniser les relations humain-nature, il faudra sans doute en passer par là. Mais sur les méthodologies les protagonistes s'affrontent toujours. En attribuant une valeur monétaire à la biodiversité, le risque est la mise en place d'un système de privatisation du vivant autorisant les plus riches (individus, sociétés, États...) à détruire ou acheter de la biodiversité par une contrepartie financière, sa rareté croissante due à sa dégradation pouvant même contribuer à alimenter une certaine spéculation financière. Le travail de la FRB souligne que certains auteurs signalent « un risque de préemption de l'arène publique par la vision utilitariste sous-jacente à la notion de service éco-systémique, ce qui pourrait à terme fragiliser certains acquis en matière de protection de la biodiversité, comme le statut des habitats et des espèces protégés. Elle met en garde contre un affaiblissement de l'argumentaire en faveur de la biodiversité, qui ne serait plus fondé sur des considérations éthiques, en particulier quand « la biodiversité est source de perturbations ou de « dys-services » pour les humains. Un autre danger résiderait dans le fait que toutes les fonctions éco-systémiques qui sous-tendent les flux de services ne sont pas identifiées, et qu'il y aurait donc un décalage entre la conception utilitariste de la valeur et l'état des connaissances scientifiques (Doussan, 2009) ».

Il restera toujours la question essentielle de considérer la biodiversité comme un bien. Le 28 janvier 2015, l'Assemblée Nationale a définitivement adopté pour la France le projet de Loi sur la modernisation et la simplification du Droit, incluant l'amendement sur le régime juridique de l'animal : le Code civil mentionne désormais que « ...les animaux sont des êtres vivants doués de sensibilité. Sous réserve des Lois qui les protègent, les animaux sont soumis au régime des biens... ». Le Code civil mentionne donc désormais l'animal conformément à sa nature, et pas seulement selon l'usage que l'humain en fait en tant que vendable, achetable, louable, commercialisable. C'est un pas en avant sur le plan éthique et psychologique sans avoir aucune conséquence pratique ni sur le plan réglementaire ni sur le plan pénal (Droit animal, éthique et science, avril 2015, 85, p.7). L'animal est toujours traité comme un bien alors qu'il n'en est pas un, et la biodiversité également.

Et j'ai beaucoup apprécié, dans ce même volume, le chapitre de Florence Brunois-Prasina quand elle compare les comportements des exploitants forestiers, des écologistes et des populations autochtones Kasua dans une vallée de Papouasie-Nouvelle Guinée : entre les valeurs du m³ de bois, sans discernement entre les espèces d'arbres pour les premiers, du casoar, espèce clé de voûte pour ces forêts dans son rôle dans la fonctionnalité de ces écosystèmes, bien perçu par les papous et pour les derniers, celle de papillons ornithoptères retenus sur les listes de l'UICN... la discussion est plus que délicate, et passionnante pour une ethnologue et un écologue.

Alors, la biodiversité, un capital ? Oui, certainement d'un point de vue de l'écologue, tout l'ensemble de la fraction vivante de la nature, si déterminante pour l'évolution des systèmes terrestres et indispensable pour l'humanité : elle ne peut survivre sans elle. Il y a même aujourd'hui certaines tentatives d'économistes pour baser des monnaies sur des « capitaux écosystèmes », donc avec un réel intérêt à ne pas les altérer (cf Liétaert, 2012). Mais dans l'appréciation des méthodologies à mettre en œuvre pour progresser, les avis divergent, parfois radicalement. La monétarisation ne paraît pas souhaitable et de toute façon renvoie à ces différences d'estimations des valeurs comme ceci est si bien présenté entre les protagonistes de cette vallée de Papouasie étudiée par notre collègue dans un autre chapitre de cet ouvrage.

Alors, saurons-nous collectivement mettre en place un système qui demain interdira de faire (et souvent vite) du profit en détruisant la nature et la biodiversité ou en la surexploitant ? Comment retrouver de l'harmonie entre humain et biodiversité, dans laquelle il est profondément immergé, et dont il ne peut se passer ?

Références choisies

- Barbault, R. et J. Weber. 2010. La vie, quelle entreprise ! Pour une révolution écologique de l'économie. 2010. Le Seuil, Paris, 196 pages.
- Barnosky, A D *et al.*, 2011. Has the Earth's 6th mass extinction already arriver?, *Nature*, 471, 51-57.
- Blondel J. 2012. L'archipel de la vie. Buchet-Chastel, Paris, 256 pages.
- Boeuf G. 2010. Quelle Terre allons-nous laisser à nos enfants ?, dans « Aux origines de l'environnement », sous la direction de P Y Gouyon et H Leriche, Fayard, Paris, pp 432-445.
- 2014. Biodiversité, de l'océan à la cité. Fayard/Collège de France, Paris, 85 pages.
 - 2015. Comment devenir humain ?, dans le Livre du Musée de l'Homme, éditions Autrement, Paris, 8 pages, sous presse.
- Boisvert, V. et Vivien, F. 1998. Un prix pour la biodiversité. L'évaluation économique entre différentes légitimités. La biodiversité : un problème d'environnement global. *Natures Sciences et Sociétés* 6 (2) : 17-26.
- Cardinale, B. J. *et al.*, 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59-67.
- Ceballos, G., *et al.*, 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Adv.* 2015;1:e1400253, 5 pages.
- Chevassus-au-Louis, B. *et al.*, 2010. Rapport Biodiversité : l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux éco systèmes ; Contribution à la décision publique, Rapport du Centre d'analyse stratégique, 120 pages.
- Costanza, R. *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Doussan, I. 2009. *Les services écologiques : un nouveau concept pour le droit de l'environnement ? La responsabilité environnementale, prévention, imputation, réparation.* Paris, Dalloz.
- Ehrlich, P and Ehrlich, A. H. 2013. Can a collapse of global civilization be avoided? *Proceedings of the Royal Society, B*, 280, 1-9.
- Liétaer, B. 2001. The future of money. Random House Business, 384 pages.
- McCauley, D. J. *et al.*, 2015. Marine defaunation : animal loss in the global ocean. *Science*, 347, 1255641, DOI :10.1126/science.
- Maitre d'hôtel E. et Pelegrin F. (2012). Les valeurs de la biodiversité : un état des lieux de la recherche française. Rapport FRB, série expertise et synthèse, 2012, 48 pages.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. WashingtonDC, Island Press, 137 p.
- Morin E., 2012. Qu'est-ce qu'être humain ? Dans la préface du livre de P Viveret, *La cause humaine*, Les Liens qui libèrent, Paris, 187 pages.
- Nekola, J. C. *et al.* 2013. The Malthusian–Darwinian dynamic and the trajectory of civilization. *Trends in Ecology and Evolution*, 28 (3), 127-130.
- Palumbi, S.R. 2001. Humans as the world's greatest evolutionary force. *Science*, 293, 1786- 1790.
- Salles, J. M., 2010. Lors de la Réunion de lancement du programme *Reverse (European project to preserve biodiversity*, voir Synthèse de la conférence *REVERSE: La Biodiversité, un enjeu environnemental et économique pour les territoires* ; 25 juin 2010 à Bordeaux, voir p. 6-8.
- Steffen, W. *et al.*, 2015. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, DOI: 10.1126 /science.1259855.
- Toussaint, J. F., B. Swynguedauw et G. Boeuf. 2012. L'Homme peut-il s'adapter à lui- même ? Quae Eds, Paris, 176 pages.
- Vitousek, P.M. *et al.*, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Wilson, E.O. 2007, Sauvons la biodiversité. Dunod, Paris, 204 pages.
- WWF. 2014. Rapport Planète Vivante, 175 pages.

Le capital naturel, une image réduite des valeurs de la nature et des politiques environnementales

Virginie Maris,
Centre national de la recherche scientifique (CNRS)

La notion de capital naturel est une métaphore issue de travaux à la croisée de l'économie et de l'écologie qui s'est rapidement diffusée dans le champ politique. Cette métaphore échoue cependant à rendre compte de la complexité des valeurs de la nature et des enjeux politiques que leur évaluation soulève. D'une part, elle ne capture qu'une petite partie des valeurs de la biodiversité et des écosystèmes et laisse dans l'ombre des valeurs essentielles telles que les valeurs culturelles et les valeurs non-anthropocentrées. D'autre part, elle est potentiellement porteuse d'une conception très pauvre de la décision publique dans laquelle les enjeux proprement politiques liés à la délibération et aux rapports de force s'effacent au profit d'une gestion fondée sur l'expertise. Loin de discréditer définitivement l'intérêt de cette métaphore, la mise en évidence de ses limites et des réductions qu'elle opère devrait permettre d'en faire un usage utile et circonscrit à son périmètre de légitimité, mais aussi et surtout inciter à faire place à d'autres discours et à d'autres rationalités que l'approche strictement inspirée de l'économie standard pour faire face aux grands défis environnementaux de notre temps.

Le pouvoir d'une métaphore

Les métaphores sont nombreuses dans le champ scientifique. On parle volontiers de l'arbre de la vie, de gène égoïste, de lutte pour l'existence... Le rôle de ces figures de style peut varier. Parfois, la métaphore a une visée didactique ou illustrative, aidant les néophytes à acquérir des connaissances nouvelles en les reliant à des choses plus familières. D'autres fois, elle constitue un outil heuristique, permettant de s'appuyer sur l'analogie avec un phénomène déjà connu pour mieux comprendre et expliquer le phénomène à l'étude, comme lorsque l'on parle de « stratégie adaptative » dans l'évolution du vivant pour mettre en évidence des phénomènes d'optimisation de la *fitness* analogues aux stratégies rationnelles de maximisation d'utilité. Les métaphores ont donc un rôle-clé tant dans la constitution des connaissances scientifiques que dans leur diffusion vers le public. Il n'est pas rare qu'à l'usage, ces transferts linguistiques du registre commun vers le registre scientifique perdent en quelque sorte leur teneur métaphorique, qu'ils se trouvent, pour reprendre le néologisme de Maasen et Weingart (1995), « démétaphorisés » et finissent par s'intégrer pleinement au discours scientifique, passant du statut d'analogie entre un fait scientifique et un phénomène commun à celui de description ou de définition du fait scientifique lui-même. Au-delà de la stricte recherche de connaissances, la sélection au sein de la communauté scientifique et la diffusion vers le public des métaphores répondent à des rapports de pouvoir et de légitimation de certains discours aux dépens d'autres modes de représentation et de description du monde. En effet, les métaphores charrient tout un ensemble de normes et de présupposés extra-scientifiques et contribuent, en aval de leur adoption et de leur diffusion, à reconfigurer non seulement les connaissances mais aussi les perceptions de la réalité et les horizons possibles en termes de formulation d'hypothèses ou de priorité d'investigation.

C'est la notion de « capital naturel » qui retiendra notre attention dans cet article. Cette métaphore visant à désigner les éléments et les processus naturels bénéfiques pour les êtres humains est moins strictement scientifique que les exemples que nous avons cités ci-dessus. En effet, bien qu'elle émerge dans le champ des sciences de l'environnement, notamment lors de tentatives plus ou moins explicites d'hybridation des sciences naturelles et des sciences économiques, elle percole rapidement dans le domaine de l'action publique, comme en témoigne bien cet ouvrage, et c'est justement la perspective d'une telle appropriation par les décideurs qui justifie en quelque sorte le choix de la métaphore. Nombreux sont les écologues qui ont vu d'abord dans la métaphore du capital naturel une façon de « parler le langage » des décideurs afin d'être plus audibles et plus convaincants auprès d'eux (Pearce & Atkinson 1993).

Nous pouvons d'ores et déjà évoquer deux niveaux d'interprétation de la métaphore du capital naturel. Il s'agit en premier lieu d'une métaphore mécaniste, qui repose sur une analogie ou une mise en parallèle entre la nature et le capital manufacturé, une rivière produisant des poissons comme une usine produirait des voitures.

Cette vision mécaniste de la nature n'est pas neuve. Elle fait écho à une autre métaphore que l'on trouve déjà au 17^e siècle sous la plume de Descartes lorsqu'il énonce sa thèse des animaux-machines. Dans la cinquième partie du Discours de la méthode, le contenu seulement métaphorique de l'expression est explicite. Parlant des animaux, Descartes évoque « ce corps comme une machine qui, ayant été faite des mains de Dieu, est incomparablement mieux ordonnée et a en soi des mouvements plus admirables qu'aucune de celles qui peuvent être inventées par des hommes. ». Les animaux ne sont donc pas identifiés aux automates, mais ils leur sont jugés semblables sous un certain aspect seulement.

Mais si l'on replace la notion de capital naturel dans le contexte métaphorique plus large au sein duquel elle s'insère, il apparaît qu'au-delà de cette vision mécaniste, elle révèle également une vision économiciste de la nature. Une rivière produit des poissons non pas véritablement comme une usine produit des voitures mais bien davantage comme une usine produit des bénéfices. Ici, la métaphore est filée bien au-delà de la seule notion de capital naturel. Le fonctionnement des écosystèmes et leurs interactions avec les activités humaines sont comparés au système capitaliste : le capital naturel génère des flux de biens et de services écosystémiques (moyennant du travail via le capital humain et des institutions via le capital social) de la même façon que le capital matériel génère des biens et des services marchands. Dans les deux cas, la productivité du capital (naturel et matériel) est médiatisée par le travail (capital humain) et les institutions (capital social). C'est ici l'ensemble des interactions entre les individus et leur environnement qui est mis en analogie avec un système économique dans lequel le maintien et l'accumulation de capital seraient non seulement une source d'enrichissement mais également la finalité propre du système en question.

Dans cet article, nous analyserons les limites et les risques d'une telle analogie, non pas pour la discréditer définitivement mais dans l'espoir qu'un usage utile et raisonné de la notion de capital naturel soit possible dès lors que certaines précautions sont prises pour en circonscrire le périmètre de légitimité et pour laisser place à d'autres discours et à d'autres rationalités là où la métaphore est inopérante. Nous décrivons tout d'abord le contexte d'émergence de la notion de capital naturel, qui prend place au sein de deux champs de discours divergents selon qu'ils reposent sur des visions fortes ou faibles de la soutenabilité. Nous soulignerons ensuite les réductions qu'elle opère d'abord dans la conception des valeurs de la nature, ensuite dans la perspective sous-jacente du politique et de la prise de décision publique. Nous concluons de façon aporétique, rappelant le véritable dilemme auquel se trouvent aujourd'hui confrontés les environnementalistes qui doivent bien souvent choisir entre le risque de voir se marginaliser la protection de la nature faute d'arguments audibles dans une société de croissance ou l'adoption de la rationalité à l'œuvre dans cela même qui menace la biodiversité, perdant ainsi par avance le combat qui consisterait à remettre en cause cette rationalité.

La notion de capital naturel

La notion de capital naturel intervient dans un contexte de mainstreaming du souci environnemental dans l'économie (voir ten Brink dans ce volume). L'enjeu est de rendre compte des limites que l'épuisement des ressources naturelles et la dégradation globale des écosystèmes imposent, ou devraient imposer, au fonctionnement économique des sociétés. Cette métaphore, fortement associée aux discours sur le développement durable, est utilisée dans deux registres distincts qu'il convient de distinguer.

Si les deux approches du capital naturel ont pour point commun l'ambition de mettre en résonance l'écologie et l'économie, elles procèdent pour ainsi dire selon des mouvements opposés. La première est celle d'économistes qui utilisent la métaphore du capital naturel pour internaliser certaines considérations environnementales dans le cadre général de l'économie standard (Pearce 1988), proposant en quelque sorte une économicisation de l'écologie et qui donne naissance à l'économie environnementale (environmental economics). Il s'agit d'amender l'économie des ressources naturelles afin de l'adapter à des considérations écologiques et aux problèmes posés par le déclin de la biodiversité. La seconde approche est davantage portée par des écologues qui utilisent la notion de capital naturel pour resituer l'économie dans un cadre écologique plus large, défendant au contraire une écologisation de l'économie (Costanza 1992, Daly 1996, Folke et al. 1994). On parle alors plutôt d'économie écologique (ecological economics). Ces deux démarches se distinguent par leur façon respective d'appréhender la durabilité, la nature et les évaluations de ses valeurs.

La première ligne de distinction est celle qui sépare la durabilité faible et la durabilité forte. Dans sa version économiste, la notion de capital naturel permet de théoriser l'idée de durabilité en relâchant la contrainte imposée aux générations présentes par les besoins des générations futures dès lors que les différentes formes de capital peuvent se substituer les unes aux autres. En effet, si l'on considère qu'un développement est durable dès lors que le capital total transmis par une génération à la suivante est au moins aussi grand que celui dont elle a hérité, alors la dégradation du capital naturel est acceptable pour autant qu'elle est compensée par une augmentation au moins équivalente d'une autre forme de capital. C'est ce que l'on qualifie de durabilité faible. Cette compensation peut par exemple être rendue possible par l'épargne (Pearce

et Atkinson, 1993). Dès lors qu'une société épargne (en monnaie) au moins autant qu'elle dépense (en ressources naturelles), l'objectif de durabilité faible est atteint. Cependant, l'idée que des formes hétérogènes de capital puissent être substituables soulève de vives critiques. Pelenc et Ballet (2015) résument les principaux obstacles à la substitution entre capital naturel et capital manufacturé et humain : La dégradation du capital naturel est, dans de nombreux cas, irréversible (ex : extinction d'espèces) ou sujette à des effets de seuil (ex : eutrophisation des milieux aquatiques) ; Le capital manufacturé nécessite le capital naturel pour être produit, ne serait-ce qu'en terme d'approvisionnement en énergie et en matières premières, et ce faisant, il ne peut pas indéfiniment se substituer au capital naturel ; Le capital naturel est, le plus souvent, multifonctionnel alors que le capital manufacturé est généralement mono-fonctionnel et, lorsqu'il remplit plusieurs fonctions, celles-ci sont assez bien identifiables ; enfin, parce que les relations entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain sont encore mal connues, il est difficile d'envisager quel type de capital manufacturé pourrait compenser adéquatement la perte d'une part donnée du capital naturel.

D'où l'idée d'identifier au sein du capital naturel un capital naturel critique (Etkins et al. 2003, De Groot et al. 2003). Les critères d'identification de cette portion critique du capital naturel vont varier selon les auteurs. On retrouve généralement trois critères : 1. le rôle essentiel pour la vie et le bien-être humain ; 2. l'impossibilité de substituer les services rendus par des alternatives artificielles ; 3. le risque d'irréversibilité des pertes de services. La définition du capital naturel critique varie sensiblement selon les auteurs, les plaçant en quelque sorte le long d'un continuum entre durabilité faible et forte selon la confiance qu'ils accordent aux capacités d'innovation en termes de substitution technologique et le poids qu'ils attachent à l'incertitude.

Une seconde ligne de partage au sein des différentes acceptions de la notion de capital naturel concerne son évaluation. Cette question est directement liée à celle de la substituabilité puisque celle-ci dépend de la commensurabilité entre les valeurs des différentes formes de capital. En effet, une des façons de justifier qu'une perte de capital puisse adéquatement être compensée par un gain de capital d'une autre nature est de montrer que les gains ont une valeur au moins supérieure aux pertes. Une telle justification peut dès lors reposer sur une évaluation monétaire des pertes et des gains afin de rendre commensurables des valeurs hétérogènes en les exprimant dans une unité (monétaire) commune. La quantification monétaire joue alors un rôle déterminant dans la mesure où elle permet de gommer la spécificité des biens et des services environnementaux et de les rendre comparables à (et donc éventuellement substituables par) d'autres types de biens et de services. Alors que les tenants de l'économie écologique seront *a priori* favorables à l'évaluation monétaire du capital naturel, les tenants d'une approche plus forte de la durabilité sont généralement enclins à produire des mesures non-monétaires du capital naturel, notamment à partir d'indicateurs biophysiques comme la productivité ou la capacité de charge des écosystèmes. Il convient cependant de noter que la distinction entre économie environnementale et économie écologique s'est progressivement floutée et que les évaluations monétaires se sont généralisées, certaines des plus célèbres d'entre elles provenant d'équipes généralement associées à l'économie écologique (Costanza et al. 1997).

Une vision réductrice des valeurs

La notion de capital naturel, défini comme « un stock de matières et d'informations générant un flux de biens et de services qui favorisent le bien-être humain » (voir ten Brink dans ce volume), ne désigne que la portion du monde naturel qui est utile aux êtres-humains. Elle ne capture donc que les valeurs anthropocentrées de la nature, c'est-à-dire des valeurs strictement centrées sur les intérêts humains. Il est important, dans certains contextes, de se concentrer sur ces valeurs et sur le capital qu'elles représentent pour les sociétés humaines, par exemple lorsqu'il est nécessaire de comparer une série d'options de développement territorial ayant des impacts différents sur l'environnement et sur le bien-être humain. En particulier, la notion de capital naturel peut permettre de rendre visibles certains coûts indirects et distants d'options économiques qui, à première vue, semblent maximiser la satisfaction des intérêts humains. Lorsqu'on produit une analyse coût-avantage d'un projet de développement susceptible de créer des emplois mais nécessitant l'assèchement d'une zone humide, il est souvent plus facile de percevoir les avantages liés à la création d'emplois, ne serait-ce que parce que ce sont des éléments qui se déploient déjà dans le champ économique, que d'estimer les coûts potentiellement induits par la destruction de la zone humide, par exemple en termes de qualité de l'eau. Cela crée un biais en faveur des activités marchandes qui peut en partie expliquer certains désastres environnementaux contemporains, comme la fragilisation des zones côtières du fait du développement urbain ou l'érosion des sols liés à l'intensification des pratiques agricoles, puisque les bénéfices marchands immédiats sont plus prévisibles et plus facilement quantifiables que les coûts environnementaux indirects. Développer de bons outils pour comprendre et éventuellement quantifier le capital naturel peut alors être une façon de redresser en partie ce biais.

Il faut néanmoins reconnaître que les valeurs de la nature ou de certaines entités naturelles ne sont pas toutes nécessairement liées à la satisfaction des intérêts humains. En effet, il est possible de considérer que

la nature ou les entités naturelles peuvent avoir une valeur en elles-mêmes, indépendantes de toute utilité. On parle alors de valeurs non-anthropocentrées. Différentes théories morales ont été développées autour de ce décentrement depuis les années 70 et constituent le cœur de l'éthique environnementale. Ces théories s'appliquent à justifier l'attribution d'une valeur intrinsèque à des êtres non-humains : parce que tout être sensible a un intérêt au moins minimal à ne pas souffrir (Singer, 1997) ; parce que tout être vivant peut bénéficier ou pâtir de nos actions, selon qu'elles entravent ou non sa capacité à se maintenir en vie et s'épanouir selon sa propre nature (Taylor, 1986) ; parce que certaines entités supra-individuelles comme les espèces ou les écosystèmes ont un bien qui leur est propre, qu'il s'agisse de leur persistance dans le temps ou du maintien de leur identité, de leur stabilité, de leur intégrité (Callicott, 1989) ; parce que la vie dans son ensemble est mue par un principe qui nous dépasse, celui de l'évolution, et que nous faisons communauté avec le reste du vivant, dont nous ne sommes ni maîtres ni possesseurs mais seulement, comme le disait Aldo Leopold, « les compagnons de voyages des autres espèces dans cette grande Odyssée qu'est l'évolution » (Leopold, 2000).

Penser les valeurs de la biodiversité sans rendre compte de la possibilité d'intégrer ce qu'elle vaut pour elle-même ou la façon dont elle bénéficie à d'autres entités que les seuls êtres humains relèverait d'un chauvinisme difficilement justifiable (Routley, 1973). Ce serait également passer à côté des intuitions fortes qui sont à l'origine de nombreux mouvements environnementalistes et de la biologie de la conservation. Dans l'article qui fait office d'acte de naissance de cette discipline, Michael Soulé (1985) affirmait en effet que le cœur normatif de ce nouveau champ de recherche résidait dans la reconnaissance de la valeur intrinsèque de la biodiversité, l'expression « valeur intrinsèque » étant ici à entendre comme la valeur non instrumentale, la valeur attribuée à une chose en soi, indépendamment de son utilité pour d'autres choses qu'elle-même. Or la notion de capital naturel ne permet absolument pas de rendre compte de cette dimension importante des valeurs de la nature et des raisons que nous pourrions avoir de la protéger.

Indépendamment des valeurs non-anthropocentrées, la notion de capital naturel, ne serait-ce que parce qu'elle renvoie métaphoriquement au champ économique, peut biaiser la perception des valeurs de la nature en faveur des manifestations de ces valeurs les plus facilement concevables en termes économiques. Pour le dire plus simplement, même si, comme nous l'avons remarqué, la notion de capital naturel n'implique pas nécessairement que ce capital soit monétairement quantifié, la justification principale de cette métaphore vient justement de ce qu'elle ouvre des perspectives pratiques d'intégration des coûts et des avantages écologiques dans le registre comptable moyennant leur expression en termes monétaires. Or certaines valeurs ne sont pas quantifiables, en particulier les valeurs intangibles que l'on désigne souvent comme les services écosystémiques culturels.

Le Millenium Ecosystem Assessment (2005) fournit une liste de prétendus « services culturels » : La diversité ou l'identité culturelle, les valeurs spirituelles et religieuses, les systèmes de savoirs, les valeurs éducatives, l'inspiration, les valeurs esthétiques, les relations sociales, le sens du lieu, les valeurs du patrimoine culturel, les loisirs, l'écotourisme. Si les loisirs et l'écotourisme peuvent dans une certaine mesure être considérés à juste titre comme des services, les éléments de cette liste ne sont pour la plupart pas à proprement parler des bénéfices. En effet, ce n'est pas parce que quelque chose produit des bénéfices que cette chose peut elle-même être réduite à la notion de bénéfice. Ce n'est pas parce que l'amitié peut à de nombreux égards nous paraître utile, parce que nos amis nous rendent des services justement, que sa valeur est réductible à la somme des intérêts qu'elle représente. Au contraire, quelqu'un qui ne chercherait des amis que dans le but d'en tirer profit serait justement incapable de créer de véritables liens d'amitié, qui sont par essence des relations désintéressées, dans lesquelles l'autre nous importe pour lui-même et non pas pour ce qu'il nous apporte. De même, si le lien à la nature peut avoir un effet positif sur notre bien-être parce qu'il enrichit notre vie spirituelle ou qu'il exalte nos émotions esthétiques, ce lien lui-même est irréductible à un simple service (Maris, 2014). Les valeurs culturelles en jeu dans notre rapport à la nature sont bien davantage la trame enchevêtrée sur laquelle se dessinent les identités et les préférences des êtres humains dans leur rapport à eux-mêmes et au monde naturel. Il s'agit de valeurs irréductibles, et bien mal capturées par des notions comme celles de services écosystémiques ou de capital naturel. Elles ne sont pas quantifiables, et probablement pas commensurables avec d'autres types de biens et de services. Elles sont le fruit d'une co-production dynamique entre les écosystèmes et les sociétés et il est le plus souvent impossible de déterminer quelles entités écologiques représentent le capital naturel dont elles sont issues.

Pour ces valeurs culturelles comme pour les valeurs non-anthropocentrées, la notion de capital naturel n'est pas en elle-même problématique puisqu'elle parle tout simplement d'autre chose. Il convient cependant de souligner ces angles morts et de rappeler que le capital naturel ne représente qu'une partie de ce à quoi nous tenons lorsqu'on souhaite protéger la nature et qu'en aucun cas une approche des politiques environnementales exclusivement fondée sur la conservation du capital naturel ne réussirait à capturer les valeurs fondamentales de notre rapport au vivant, valeurs ancrées dans le respect du vivant lui-même (valeurs non-anthropocentrées) autant que dans notre propre identité (valeurs culturelles).

Une vision réductrice du politique

Si la notion de capital naturel a donné lieu à de nombreux débats entre l'économie environnementale et l'économie écologique, ces deux familles d'usage se rejoignent cependant dans leur volonté de mettre en évidence le fait que l'économie peut ou doit prendre en charge les problèmes environnementaux. Dans le champ de l'économie, la métaphore du capital naturel permet donc d'internaliser, dans la rationalité et le vocabulaire propre à cette discipline, le souci pour les conditions écologiques du développement humain.

Mais ceux qui utilisent et défendent la notion de capital naturel ont des prétentions bien plus ambitieuses que l'élaboration d'un concept technique restreint aux sciences économiques. Il s'agit généralement bien davantage d'offrir un outil de décision publique, et la parution même de cet ouvrage témoigne de l'intérêt des décideurs à l'égard de cette notion. Dans la foulée de son apparition dans la littérature scientifique, la référence au capital naturel s'est déployée bien au-delà des seules sciences économiques, notamment dans les arènes de gouvernance internationale, par exemple à travers le Rapport Brundtland qui formalise l'idée de développement durable (CMED 1987), puis, dans la foulée du Sommet de la Terre à Rio en 1992, dans diverses stratégies nationales de la biodiversité, dans les ONG (par exemple dans Carley & Spapens 1997) ou au sein de la Banque Mondiale.

Or un tel outil n'est pas seulement descriptif, il possède une charge normative forte, souvent implicite, concernant les valeurs de la nature et les finalités du vivre ensemble. En effet, parler de capital naturel et insister sur la nécessité pour les politiques publiques de s'approprier cette notion, par exemple à travers des indicateurs comme le PIB-vert, ce n'est pas seulement offrir une vision neutre mais imagée la nature ou du fonctionnement des écosystèmes. Il s'agit également de capturer, à travers cette métaphore utilitaire et économique de la nature, l'essence des relations entre les citoyens et la nature (valorisation strictement instrumentale) et de la visée de l'action publique (optimisation ou maximisation économique).

Exiger des politiques de protection de la nature qu'elles se déploient selon une logique de maintien du capital naturel (Daly, 1995), c'est inciter les décideurs à se concentrer sur les seules valeurs instrumentales de la nature, autrement dit, à ne protéger les milieux naturels qu'à la mesure des bénéfices que l'on peut en tirer, quand bien même on adopterait une conception large de ces bénéfices afin d'inclure les bénéfices indirects liés au fonctionnement des écosystèmes ou les bénéfices potentiels sur le temps long. Comme nous l'avons vu dans la section précédente, une telle vision des valeurs est très réductrice et échoue à rendre compte de certaines valeurs essentielles comme les valeurs non-anthropocentrées et les valeurs culturelles. De plus, l'idée que l'action publique devrait viser à une maximisation de capital, que l'on accepte ou non des substitutions entre différentes formes de capital, revient en quelque sorte à étendre les théories du choix rationnel à l'action publique (Neimun & Stambough 1998). De la même façon qu'un individu idéalement rationnel tendrait à maximiser l'utilité attendue de ces choix, l'action collective pourrait prendre la forme d'un exercice de maximisation dans lequel les coûts et les avantages environnementaux seraient mieux pris en compte qu'ils ne le sont actuellement, justement parce qu'ils pourraient être exprimés dans le même registre que les coûts et les avantages strictement économiques. La politique se réduirait alors à un algorithme d'optimisation dont les ingrédients nécessaires seraient essentiellement ceux de l'expertise conjointe des écologues et des économistes. La connaissance du capital naturel critique (défini en termes biophysiques par les écologues) ainsi que des variations du capital naturel excédentaire et de l'approvisionnement en services écosystémiques garantirait les meilleures décisions publiques. Il s'agit d'une vision extrêmement pauvre de l'action politique qui fait justement fi de sa dimension proprement politique. Il n'y a plus de public, plus de débat, plus de conflit ni de construction collective d'un monde commun et de valeurs partagées, seulement une gouvernance froide et « objective » visant à maximiser la somme des utilités individuelles, conçues de façon atomique et statique.

Une telle vision de l'usage possible de la notion de capital naturel dans les politiques publiques est évidemment caricaturale mais n'en demeure pas moins représentative d'une sorte d'idéal auquel plusieurs avocats de l'approche par services écosystémiques et par capital naturel aspirent (Costanza et al. 1997). Il est d'ailleurs intéressant de voir dans quels cercles et auprès de quelle audience cette métaphore a le plus de succès. Les grands textes internationaux concernant la protection de la nature (Convention sur la Diversité Biologique, Objectifs d'Aïchi, The Future We Want (Rio+20)) ne la mentionnent pas. Certaines déclarations prennent même explicitement leur distance vis-à-vis de cette métaphore (People's Summit Declaration¹⁷). Parallèlement, le monde des affaires s'enthousiasme pour la notion de capital naturel (Natural Capital Declaration (NCD)) et l'Union Européenne en fait le premier objectif de sa stratégie environnementale (To protect, conserve and enhance the Union's natural capital (Article 2)).

Moins qu'un outil politique, la métaphore du capital naturel prend parfois des allures d'invocation. Elle renvoie à un horizon apolitique dans lequel experts et bureaucrates seraient en charge des prises de décision pour le

¹⁷ <http://rio20.net/en/propuestas/final-declaration-of-the-people%e2%80%99s-summit-in-rio-20>

collectif. Or les valeurs de la nature, et par rebond la valeur du capital naturel, sont un lieu de créativité, de lutte, de transformation. Définir le capital naturel, même dans son sens technique restreint aux seules valeurs instrumentales de la nature, c'est décider ce à quoi nous tenons et ce qu'il nous importe de léguer aux générations futures, savoir si des tourbières valent mieux que des banlieues pavillonnaires, si l'on peut vivre une vie décente dans un monde privé de lys maritime, de lézards ocellés ou de forêts anciennes. L'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité est sans conteste un véritable enjeu politique et il est rassurant que les décideurs s'y intéressent. Cependant, étant donné l'hétérogénéité des valeurs en cause, leur dynamique et les enjeux de pouvoir et de justice qui les sous-tendent, cette évaluation ne peut se réduire à une tâche comptable qui enregistrerait de façons prétendument objective les bénéfices que nous tirons des écosystèmes puis les réduirait à une unité monétaire commune.

Selon Akerman (2003), le succès de la métaphore du capital naturel au-delà de la sphère académique a eu pour double effet : 1) D'étendre les logiques calculatoires (et surtout monétaires) aux questions environnementales, forçant en quelque sorte l'internalisation de celles-ci dans la sphère économique et 2) De marginaliser les autres formes d'appréhension de ces questions et plus largement des relations entre les sociétés et leur environnement. Si ce constat est avéré, alors la notion de capital naturel, dont on a vu qu'elle pouvait s'avérer pertinente et utile dès lors que l'on a conscience de sa portée restreinte pour penser les valeurs de la nature et les relations politiques, pourrait présenter plus de risques que d'avantages dans la recherche de voies.

En effet, si l'internalisation des problèmes environnementaux dans la sphère économique est fort probablement un moindre mal par rapport à un statu quo qui permet d'ignorer complètement le coût environnemental de nombreuses activités économiques, il faut à tout prix se prémunir contre le deuxième effet. Il est plus que jamais nécessaire de rendre compte de l'importance, de la diversité et de l'hétérogénéité des valeurs de la nature. Pour ce faire, il faut trouver des façons d'appréhender ces valeurs qui contournent les relations de pouvoirs et les injustices déjà en place afin d'éviter que les valeurs (et les intérêts) de ceux qui sont déjà les plus puissants économiquement et politiquement soient systématiquement favorisés. Des approches multicritères (Munda, 2004) et participatives (Hisschemöller 2001) sont des moyens, encore embryonnaires mais tout à fait prometteurs, d'enrichir les politiques publiques d'une conception plus complexe des valeurs de la nature que celle délivrée par l'évaluation du capital naturel.

Conclusion

Le pari de l'économie environnementale, explicitement endossé par certains économistes de l'environnement (Pearce & Atkinson 1993), est que l'économie peut, moyennant quelques réformes et l'internalisation des valeurs de la nature dans sa rationalité dominante, permettre de surmonter la crise environnementale à laquelle nous sommes confrontés. À l'inverse, pour les pères de l'économie écologique comme Daly (1995), l'enjeu n'est pas de réformer l'économie standard mais de la révolutionner, en introduisant la pensée écosystémique en son cœur. Bien que ces deux mouvements soient en apparence opposés, ils convergent cependant dans la façon qu'ils ont de chercher des solutions aux problèmes environnementaux à l'intérieur du cadre dominant de l'anthropocentrisme et d'une économie capitaliste.

Une telle ambition est évidemment louable. Sachant le poids des échanges économiques sur la vie des individus et sur le monde naturel aujourd'hui, il est urgent de réévaluer les règles du jeu de façon à ce que les marchés et la finance ne représentent pas si souvent des menaces pour le bien-être des individus et le fonctionnement des écosystèmes. En particulier, les nouvelles connaissances dont on dispose sur les services écosystémiques doivent aider à reconsidérer les notions de coûts et d'avantages lorsqu'on évalue un projet ou une politique publique de façon à ce que les bénéfices immédiats et monétaires ne prennent pas systématiquement le dessus sur les bénéfices indirects et à long terme. Pour se faire, la notion de capital naturel est un outil précieux dont il serait dommage de ne pas tirer profit.

Mais en faisant le pari de l'internalisation possible des contraintes environnementales dans le modèle dominant, on se prive de remettre plus fondamentalement ce modèle en cause. Tout se passe « comme si » les cadres politiques et économiques pouvaient intégrer la contrainte environnementale sans bouleversement radical. Or il y a de bonnes raisons de penser que ces cadres dominants sont justement à l'origine de la crise actuelle. L'instrumentalisation radicale de la nature, cette coupure héritée de la modernité qui rêvait les êtres humains comme « maîtres et possesseurs de la nature » et identifiait le progrès à un affranchissement radical des contraintes naturelles montre aujourd'hui ses limites. Nous connaissons la filiation des êtres humains avec l'ensemble du vivant et comprenons mieux les multiples dépendances qui nous lient aux écosystèmes. De même, la course à l'accumulation de capital et à la croissance économique a démontré leur impact délétère sur les sociétés humaines et sur la nature : les gains de productivité appauvrissent les sols, la surconsommation d'énergies fossiles dérègle climat, la consommation de masse produit plus de déchets qu'il n'est possible d'en recycler, la mondialisation des échanges génère des inégalités inédites.

La nature n'est pas un capital. Elle n'est ni figée, ni à notre disposition. La notion de capital naturel est avant tout métaphorique. Or à l'heure où il devient évident que la crise environnementale contemporaine est très largement les fruits d'une société de (sur)consommation, d'accumulation, d'individualisme, autant d'effets directement induits par l'idéologie néolibérale qui se revendique elle-même des pères du capitalisme, il serait opportun de questionner la pertinence d'emprunter le vocabulaire, la vision du monde et la rationalité de cela même qui cause le problème pour tenter de le résoudre. Ce constat place les environnementalistes dans un dilemme commun : faut-il adopter un langage et des outils propres au modèle que l'on souhaite transformer sous prétexte qu'ils seront plus efficaces mais au risque de contribuer justement à la perduration de ce système ; ou faut-il plus radicalement se distancier des logiques dominantes afin d'ouvrir de nouveaux champs de discours et d'action ? Loin de pouvoir répondre à cette question, nous espérons qu'en délimitant comme nous avons tenté de le faire le cadre de légitimité de la notion de capital naturel, en rendant visible les valeurs qui lui échappent et les enjeux politiques qu'elle pourrait neutraliser, nous contribuerons à circonscrire la notion de capital naturel à des contextes appropriés et inciterons chercheurs et décideurs à ne pas se satisfaire d'un moindre mal mais à poursuivre des objectifs plus ambitieux d'évaluation et de conservation des nombreuses valeurs de la biodiversité et des écosystèmes.

Références

Akerman, Maria. 2003. What does 'natural capital' do ? The Role of Metaphor in economic understanding of the environment. *Environmental Values* 12 : 431-448.

Callicott, J Baird. 1989. In *Defense of the Land Ethics - Essays in Environmental Philosophy*. New York : State University of New York Press.

Carley, Michael et Phillipe Spapens. 1997. *Sharing the World : Sustainable Living and Global Equity in the 21st Century*. London : Routledge.

CMED. 1987. *Notre avenir à tous*. Commission Mondiale pour l'Environnement et le Développement.

Costanza, Robert (ed). 1992. *Ecological Economics : The Science and Management of Sustainability*. Columbia University Press.

Costanza, Robert, Ralph d' Arge, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 : 253-60.

Costanza, Robert, Charles Perrings, et Cutler J. Cleveland (ed). 1997. *The Development of Ecological Economics*. Cheltenham : Edward Elgar Pub.

Daly, Herman E. 1995. On Wilfred Beckerman's Critique of Sustainable Development. *Environmental Values* 4: 49-55.

Daly, Herman E., 1996. *Beyond Growth : The Economics of Sustainable Development*. Boston : Beacon Press.

De Groot, Rudolf, Johan Van der Perk, Anna Chiesura, et Arnold van Vliet. 2003. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economics* 44 : 187-204.

Ekins, Paul, Sandrine Simon, Lisa Deutsch, Carl Folke, et Rudolf De Groot. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44 : 165-185.

Folke, Carl, Monica Hammer, Robert Costanza, et AnnMari Jansson. 1994. Investing in Natural Capital - Why, what and how ? Dans Jansson, AnnMari (ed) *Investing in Natural Capital : The Ecological Economics Approach To Sustainability*. Washington : Island Press.

Hisschemöller, Matthijs, Richard S. J. Tol, et Pier Vellinga. 2001. The Relevance of Participatory Approaches in Integrated Environmental Assessment. *Integrated Assessment* 2: 57-72.

Leopold, Aldo. 2000. *Almanach d'un comté des sables suivi de quelques croquis*. Paris : Flammarion.

Neimun, Max, et Stephen J. Stambough. 1998. Rational Choice Theory and the Evaluation of Public Policy. *Policy Studies Journal* 26 : 449-65.

Maasen, Sabine, et Peter Weingart. 1995. Metaphors - Messengers of Meaning. A Contribution to an Evolutionary Sociology of Science. *Science Communications* 17: 9-31.

Maris, Virginie. 2014. *Nature à vendre* : Les limites des services écosystémiques. Paris : Quae éditions.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute.

Munda, Giuseppe. 2008. *Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy*. Heidelberg: Springer.

Pearce, David. 1988. Economics, equity and sustainable development. *Futures* 20 : 598-605.

Pearce, David W., Atkinson, G.D. 1993. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability. *Ecological economics* 8 : 103-108.

Pelenc, Jérôme, et Jérôme Ballet. 2015. Strong sustainability, critical natural capital and the capability approach ». *Ecological Economics* 112 : 36-44.

Routley, Richard S. 1973. Is there a need for a new, an environmental, ethic? Dans Light, Andrew et Holmes Rolston III (eds). *Environmental Ethics - An Antology*. Oxford : Blackwell Publishing, 47-52.

Singer, Peter. *Questions d'éthique pratique*. Paris : Bayard.

Soulé, Michael E. 1985. What is conservation biology ? *BioScience* 35 : 727-34.

Taylor, Paul. 1986. *Respect for Nature*. Princeton : Princeton University Press.

Ten Brink, dans ce numéro de la revue du CGDD.

Cadrage économique : de la « croissance » à la « croissance verte »

Au cœur de l'histoire de l'intégration de la nature dans les modèles théoriques de croissance, le concept de « capital naturel » a pu être une source de malentendus sur les intentions de ces promoteurs. Dans son acception théorique, il est interprété alternativement comme un nouveau facteur de la fonction de production $F(K, K_{nat}, L)$, un nouvel élément du bien-être social $U(C, K_{nat})$ ou encore un nouveau prix via des instruments de valorisation des externalités. Mais cette mise en forme économique, nécessairement réductrice, du capital naturel a pu être perçue comme une tentative de marchandisation de la nature. La métrique monétaire pouvant en outre laisser entendre qu'une substitution entre différents types de capitaux (manufacturé, humain, naturel) est possible au mépris des effets de seuils critiques propres aux dynamiques naturelles.

Rendre compte de la polysémie du concept permettra de bien cerner la nature de ce capital. Il ne s'agit pas d'un capital appropriable et échangeable sur un marché. Il résulte d'un dialogue social et territorial, hors marché, sur la définition de valeurs manquantes dont la signification est fondamentalement politique.

La clarification du concept de capital naturel permettra d'ouvrir une réflexion sur la qualité de la croissance. Quelle est la contribution de la consommation de la nature à la croissance ? Quelle est la part de la destruction de la nature dans la croissance, ou dit autrement, quelle est la « vraie » croissance ?

Qu'est-ce que le capital naturel ?

Patrick Ten Brink,¹⁸ et ¹⁹

Institute for European Environmental Policy (IEEP)

Le capital naturel se compose des richesses naturelles qui offrent à la société des ressources renouvelables et non renouvelables, ainsi que des services écosystémiques. C'est une métaphore anthropocentrique qui illustre le rôle de la nature dans l'économie et le bien-être des êtres humains, mais ne rend pas compte de la valeur intrinsèque de la nature. Le capital naturel peut jouer un rôle politique important, car il met au jour les bénéfices apportés par la nature à la société humaine. Cela permet de souligner le besoin de protection de la nature – donc la synergie entre intérêts pour l'homme et intérêts pour la biodiversité. Il y a un besoin durable d'intégration du capital naturel (et de la nature au sens large) dans les différentes politiques mises en œuvre, afin de veiller à ce que les valeurs sociales et économiques (ainsi que les valeurs intrinsèques) correspondantes soient bien prises en considération. Ce concept est néanmoins controversé, car se limiter aux bénéfices de la nature pour la société risque de négliger les valeurs intrinsèques de la nature, et l'aspect moral qui fait que la nature n'est pas uniquement au service de l'humanité. Il est donc important de veiller à la bonne utilisation du concept et bien clarifier les valeurs pour l'homme et les valeurs intrinsèques qui sont prises en considération.

1. Capital naturel – un ancien concept revisité

Le terme « capital naturel » a été proposé par David Pearce (Pearce et al. 1989) en tant que métaphore illustrant le rôle de la nature dans l'économie et le bien-être des êtres humains. Cette notion s'appuie sur l'idée de capital économique, qui représente l'un des facteurs de production (avec la terre et la main d'œuvre), présentée par Adam Smith et David Ricardo au 18^e siècle.

Le terme « capital » fait référence à un ensemble d'éléments et d'informations capable de générer un flux de biens et services améliorant le bien-être des êtres humains. Paul Ekins (1992) définit quatre types de capital (capital économique, capital humain, capital social et capital naturel (voir aussi Ekins, 2008 et l'encadré 1). Ce dernier se compose des richesses naturelles qui offrent à la société des ressources renouvelables et non renouvelables (par exemple, bois, eau, combustibles fossiles, minéraux), ainsi que des services écosystémiques.

L'analogie avec d'autres formes de capital (capital économique et capital financier, par exemple) permet d'illustrer le rôle de la nature dans l'économie. Elle a par ailleurs été utile pour souligner la perte de capital naturel et pour déterminer les causes sous-jacentes de son utilisation non durable (ten Brink et al. 2012).

Le terme de capital naturel est souvent utilisé comme synonyme de capital naturel biotique (la richesse de la biodiversité). Mais il s'agit en fait d'un concept plus vaste que cela, incluant les éléments biotiques et abiotiques. Il est aussi utilisé pour résumer la valeur de flux de services, ou pour mesurer les stocks disponibles. De plus, dans le domaine de l'économie et de la gestion financière, la somme de la chaîne de valeur peut être perçue comme le capital-actions, sa capitalisation ou sa valeur en capital. Il est donc important d'être très clair quant à ce qui peut être considéré comme un capital naturel, quant à la différence entre ressources naturelles et chaîne de biens et services (même si les deux sont liés), et quant à la signification du terme « capital » et de ses valeurs.

¹⁸ Patrick ten Brink, Senior Fellow, Institute for European Environmental Policy (IEEP) London and Brussels. www.ieep.eu Contact Address: 55 Quai au Foin, B1000, Brussels Belgium. ptenbrink@ieep.eu.

¹⁹ Je remercie mes collègues Dr. Daniela Russi, Marianne Kettunen, Dr Konar Mutafoglu et Sirini Withana pour leurs commentaires. Ce chapitre a également bénéficié de résultats d'un projet de recherche européen EU 7FP, OPERAs (Operational Potential of Ecosystem Research Applications; Grant agreement no: 308393), dans lequel l'économie verte et le rôle du capital naturel et des services écosystémiques sont examinés.

Encadré 1 : Les différents types de capital

Le capital économique, ou capital généré par l'homme, inclut les richesses produites et utilisées pour la fabrication d'autres biens et services (machines, outils, bâtiments et infrastructures, notamment), c'est-à-dire les immobilisations. Le capital économique peut aussi inclure de l'argent ou autres actifs financiers; on parle également de capital financier. Le capital financier est perçu par certains comme une catégorie de capital à part (Aronson et al. 2007 et Van Andel & Aronson, 2012).

Capital humain : Se rapporte généralement à la santé, au bien-être et au potentiel productif des individus (inclut la santé physique et mentale, la formation, la motivation et les compétences professionnelles). Ces éléments contribuent à former une société composée d'êtres humains heureux et en bonne santé, et à optimiser les opportunités de développement économique, grâce aux apports d'une force de travail productive.

Capital social : Tout comme le capital humain, il est lié au bien-être des êtres humains, mais sur un plan sociétal plutôt que personnel. Il se compose des réseaux sociaux qui font la cohésion de la société et facilitent les interactions intellectuelles et sociales parmi ses membres. Le capital social fait référence à la confiance sociale, aux normes et aux réseaux sur lesquels il est possible de s'appuyer pour résoudre des problèmes courants et créer une cohésion sociale (associations de voisins, organisations civiques et coopératives, par exemple). Les structures politiques et légales qui favorisent la stabilité politique, la démocratie, l'efficacité gouvernementale et la justice sociale (bénéfiques pour la productivité et intéressantes en soi) font également partie du capital social.

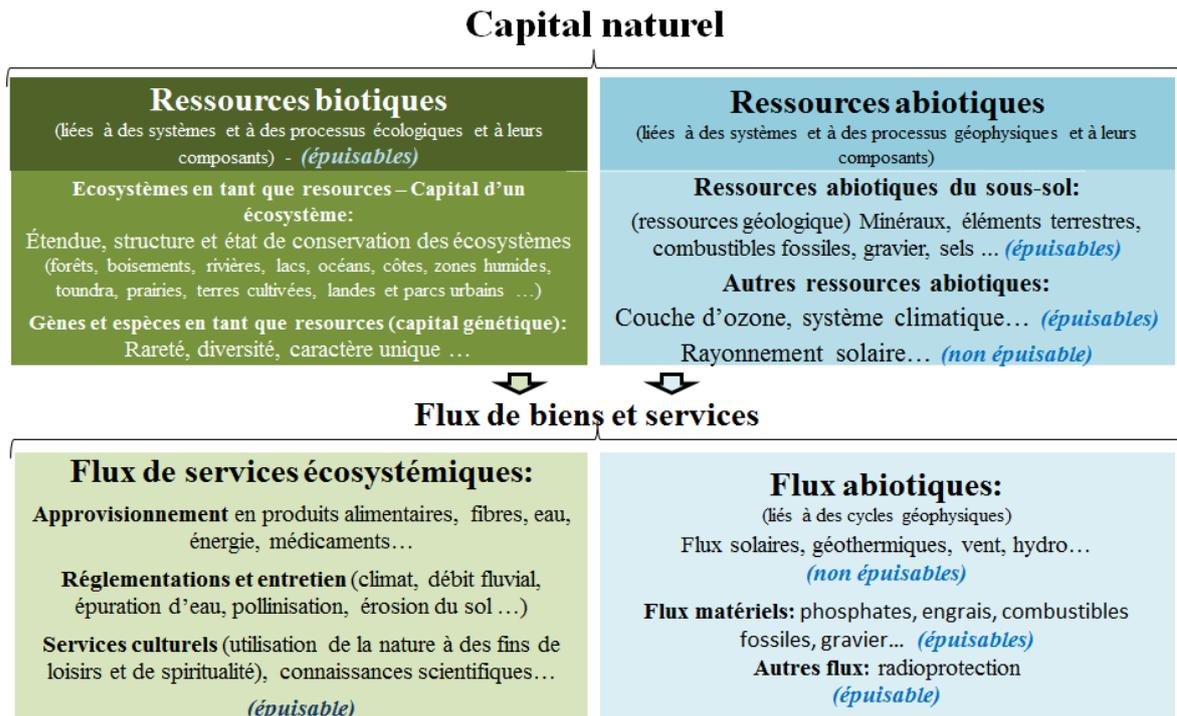
Capital naturel : Outre les ressources naturelles telles que le bois, l'eau, l'énergie et les réserves minérales, il existe un capital naturel très valorisé bien qu'il ne soit pas facile de quantifier sa valeur (il s'agit de la diversité des espèces et des écosystèmes qui forment les services écologiques tels que la régulation du climat et l'approvisionnement en eau) ; il peut être considéré comme l'un des composants de la nature liés directement ou indirectement au bien-être des êtres humains. Les forêts, les terres agricoles, les prairies, les fleuves et les récifs coralliens sont des exemples de capital naturel.

Source : ten Brink et al. 2014, s'appuyant sur TEEB (2011), Pearce et al. (1989) et Ekins (1992)

La Figure 1 ci-dessous illustre le capital naturel et sa relation avec le flux de biens et services constituant l'infrastructure analytique développée dans le contexte de l'initiative européenne intitulée Mapping and Assessment of Ecosystem and their Services (cartographie et évaluation des écosystèmes et de leurs services) (Commission européenne, 2013). Une partie du capital naturel concerne des éléments biotiques et considère les écosystèmes (capital écosystémique) et la biodiversité comme des ressources. Cela aboutit à des flux de services écosystémiques fournis à la société (voir la Figure 2). Le capital naturel inclut également les ressources du sous-sol (ou ressources géologiques) et d'autres ressources purement abiotiques (couche d'ozone ou système climatique, par exemple). À leur tour, ces ressources entraînent un flux de biens et services environnementaux étendus. Les flux de biens incluent le flux de minéraux et d'engrais, d'énergie solaire et de vent.

Parmi les exemples de capital naturel biotique, citons les écosystèmes forestiers, les prairies, les terres cultivées, les fleuves, les lacs, les zones côtières et les océans, ainsi que les parcs urbains. Les zones concentrant la plus grande richesse de biodiversité sont souvent désignées comme des zones protégées (réseau Natura 2000 par exemple), tandis que d'autres disposent d'une autorisation pour des activités centrées sur un service écosystémique en particulier (c'est le cas des terres cultivées et des forêts qui donnent des produits alimentaires et du bois). Au milieu, on trouve des zones (désignées via un zonage d'aménagement du territoire) destinées à des services spécifiques (forêts, dunes pour la filtration d'eau, zone de protection côtière, parcs urbains pour les loisirs) de plus en plus reconnues comme étant des infrastructures écologiques offrant à la fois des services écosystémiques et des avantages liés à la biodiversité. Le composant de gènes et espèces de la biodiversité peut également inclure d'importantes ressources pour la santé, la société et l'économie, comme l'illustrent les documents génétiques prouvant leur apport en pharmacie et en médecine (ainsi que la diversité des gènes qui permet d'obtenir une résilience des récoltes ou des espèces face aux pressions externes).

Figure 1 - Les composants du capital naturel



Source : Adapté par les auteurs de MAES analytical framework (Infrastructure analytique européenne) - Commission européenne (2013)

L'importance de ces écosystèmes (et par voie de conséquence la valeur des écosystèmes en tant qu'actifs, c'est-à-dire de capital) est liée à leur étendue, à leur structure et à leur état de conservation, ainsi qu'aux interactions entre l'écosystème et les systèmes sociaux et économiques (qui se manifestent via la fourniture de services écosystémiques). Par ailleurs, le capital naturel englobe les espèces et les gènes. Dans ce domaine, la rareté, la diversité et le caractère unique sont des indicateurs clés de leur importance au sein de la société et de l'économie. Sur un plan historique, l'importance de ce capital naturel a été sous-évaluée (voire négligée), à l'exception toutefois de la source d'approvisionnement qu'il représente (produits alimentaires, fibres et énergie, notamment).

En ce qui concerne l'environnement abiotique, le capital naturel inclut des richesses telles que les ressources géologiques (ressources minérales et combustibles) et d'autres richesses abiotiques (telles que la couche d'ozone, le système climatique ou le rayonnement solaire). Ces richesses permettent de bénéficier d'un flux de biens et services sous forme d'éléments matériels (combustibles, engrais), mais aussi sous forme de rayonnement solaire et de vent, ou encore de radioprotection. Les ressources géologiques sont depuis longtemps recherchées, et les richesses abiotiques que sont la couche d'ozone, le système climatique et le rayonnement solaire sont de mieux en mieux comprises et valorisées, même si elles ne sont pas aussi intégrées aux politiques, systèmes économiques et comptables que les ressources du sous-sol.

Certaines de ces ressources naturelles (biotiques et abiotiques) sont renouvelables (le flux de services se renouvelle continuellement si la ressource concernée n'est pas épuisée). C'est le cas de l'approvisionnement en eau propre, ou encore des produits de la pêche. D'autres ne le sont pas : c'est le cas des phosphates et autres minéraux. Certaines ressources et certains services peuvent s'épuiser (écosystèmes et produits de la pêche, par exemple), tandis que d'autres ne le peuvent pas (rayonnement solaire et ensoleillement, par exemple). La gestion et l'utilisation durable du capital naturel nécessitent de prendre en compte le caractère renouvelable, dégradé et épuisable des ressources, des biens et des services. Cela nécessite à son tour une évaluation des interactions entre le stock de ressources (le capital), le flux de biens et services, les implications de la demande de services concernant les ressources (excès de pêche par exemple) et les implications de la dégradation des ressources due aux autres pressions (dégradation du sol et produits de l'agriculture, par exemple).

Sur le plan historique, lorsque l'accent a été mis sur le capital naturel, c'était principalement au niveau de certaines ressources abiotiques et de leurs flux. À l'heure actuelle, l'accent est mis sur les ressources

naturelles biotiques et sur les flux de biens et services associés, pour chercher à développer une plus vaste palette de ressources naturelles, comme base de bien-être sociétal et économique (voir la Figure 2).

Toutefois, il est à noter que la frontière entre éléments biotiques et abiotiques n'est pas clairement délimitée, car un écosystème est un ensemble dynamique de plantes, d'animaux et de micro-organismes, accompagné de leur environnement sans vie interagissant comme unité fonctionnelle (Convention sur la diversité biologique, art. 2). Par exemple, l'eau est un élément abiotique en soi, mais les écosystèmes jouent un rôle clé dans son cycle, et elle est essentielle à la nutrition et participe activement à tous les écosystèmes (Haines-Young and Potsschin, 2013). Prenons un autre exemple : les combustibles fossiles (ressource abiotique) proviennent de la dégradation biologique de matières organiques.

Les quatre types de capital sont nécessaires au bien-être de l'être humain. Cependant, une part importante du capital naturel ne peut pas se substituer au capital économique ou aux autres types de capital, et le capital économique, humain et social ne pourrait pas se construire sans capital naturel (Costanza et al. 1997). Par exemple, les minéraux, les métaux et l'énergie sont nécessaires au capital économique ; le capital humain et le capital social sont fortement dépendants de la santé physique des individus, qui à leur tour dépendent des services écosystémiques pour leur santé : alimentation, eau, bois, et fibres, nombreux services écosystémiques de réglementation (assainissement de l'eau, cycle des éléments nutritifs, protection contre les inondations et autres catastrophes naturelles). Nous voyons donc que le capital naturel est manifestement le plus important des quatre types de capital, car il se retrouve dans toutes les autres formes de capital.

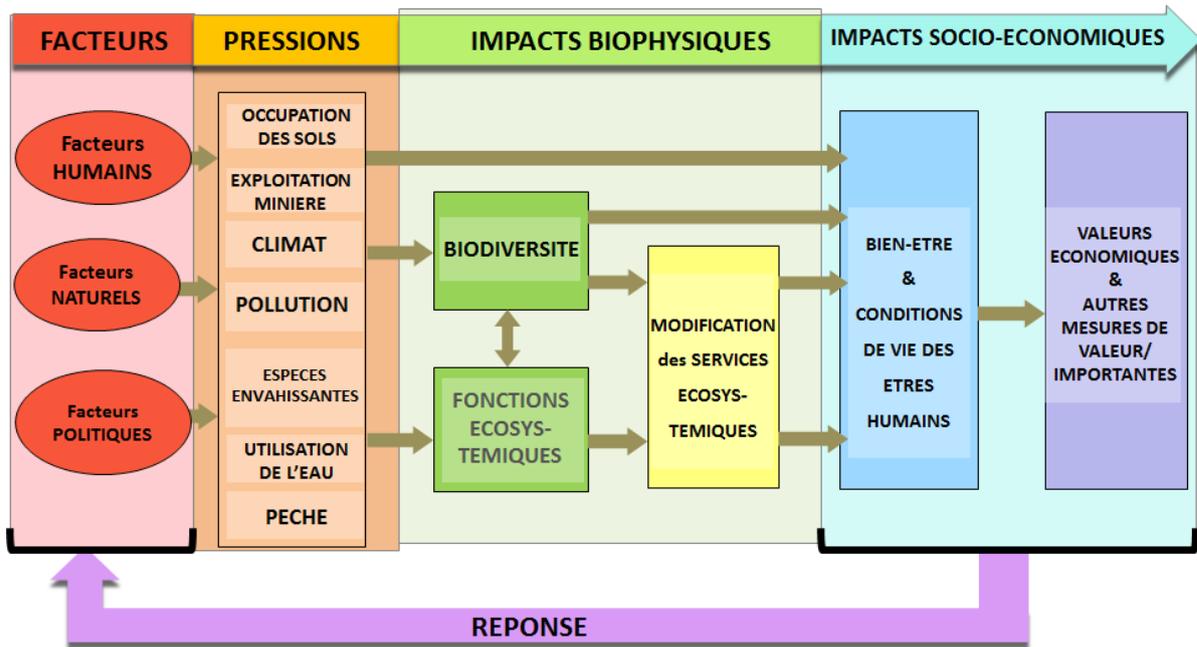
2. Le capital naturel est un facteur de bien-être, de moyen de subsistance et de prospérité économique

La nature se compose d'écosystèmes, de paysages, d'habitats, d'espèces et de matériel génétique. Elle offre des biens tels que les produits alimentaires, les matières premières, les médicaments, l'eau, et des services tels que la régulation du climat, qui contribuent à la qualité de l'air et de l'eau, et aux atténuations des risques naturels. La nature offre également un vaste éventail d'avantages culturels liés à la santé, aux loisirs, au tourisme, aux connaissances scientifiques, à l'identité culturelle/spirituelle, et à l'intégration sociale. Ces avantages dépendent du fonctionnement des écosystèmes et des interactions entre ces derniers et l'activité économique (et la société au sens large). Le fonctionnement de l'écosystème reflète la quantité, la qualité et la diversité des espèces, des gènes et des écosystèmes, et les interactions entre les différents composants de la nature (incluant les éléments vivants et sans vie). Les interactions entre les nombreuses fonctions de la nature et les activités de nos sociétés et économies aboutissent à la détermination de la valeur du flux des services écosystémiques. Or, plusieurs facteurs créent un certain nombre de pressions qui affectent l'état de l'écosystème et son fonctionnement, risquant ainsi d'affecter à leur tour les services (et donc la valeur de ceux-ci).

Le schéma ci-dessous est une illustration simplifiée de ces interactions. La Figure 2 décrit les voies reliant les facteurs aux impacts, et illustre la façon dont les changements au sein de la biodiversité peuvent provenir d'un vaste éventail de pressions et conduire à des changements de fonctionnement de l'écosystème (entraînant à leur tour des changements au niveau des services écosystémiques, qui affectent le bien-être des êtres humains et qui sont mesurables).

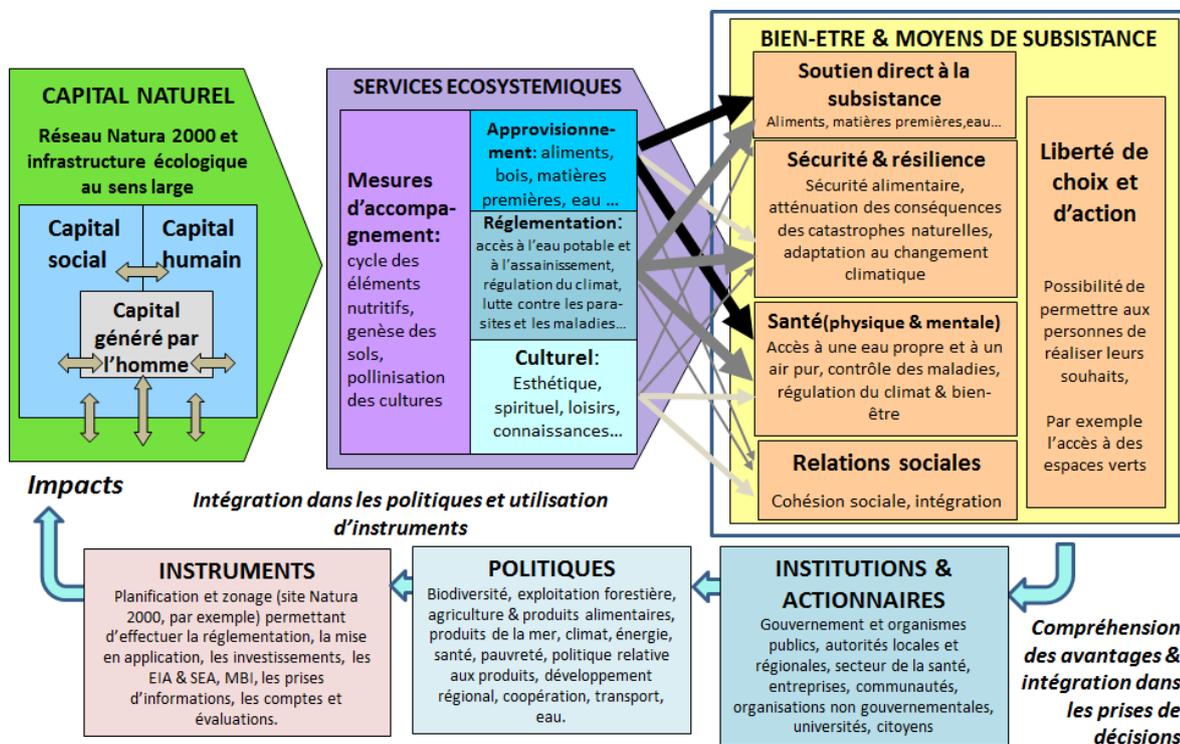
La Figure 3 illustre les interactions entre les quatre formes de capital, leur rôle en tant que facteurs de services écosystémiques, qui à leur tour influencent le bien-être et les moyens de subsistance : produits alimentaires, sécurité et résilience (atténuation des catastrophes naturelles), avantages sur la santé (régulation du climat pouvant diminuer les effets de la chaleur dans les villes), sur les relations sociales (cohésion sociale via l'accès à la nature) et liberté de choix et d'action (liberté de faire ce que l'on veut). De plus, la preuve des multiples valeurs ajoutées de la nature peut conduire à une appréciation de l'importance de la nature par les institutions. Cela peut leur permettre d'intégrer le rôle et les valeurs du capital naturel dans leurs prises de décisions, dans leur gouvernance, dans leur choix d'instruments et dans les mises en œuvre. Et cela se traduira par des impacts au niveau de la nature, et donc du capital naturel (et des trois autres formes de capital) - voir la section 5.

Figure 2 - Des facteurs aux impacts



Source : Adapté par les auteurs de TEEB, 2011 et Braat et al. 2008

Figure 3 - Capital naturel, services écosystémiques, bien-être et moyens de subsistance, et leur intégration dans les prises de décisions, dans les politiques et dans les instruments



Source : Représentation sur la base de MA (2005) et de TEEB (2011a)

3. La nature représente davantage qu'un capital naturel

Le concept de capital naturel est anthropocentrique, ce qui signifie qu'il se concentre sur les aspects de la nature qui bénéficient à l'homme, et non sur les aspects de valeur intrinsèque de la nature et sur les avantages pour les autres espèces (pour plus d'informations sur les discussions d'ordre éthique, voir les chapitres 1 et 3). Toutefois, dans certains contextes, le capital naturel peut jouer un rôle politique important, car il peut permettre de mettre en lumière les avantages apportés par la nature à la société humaine. Par conséquent, cela permet de souligner le besoin de protection de la nature (pour des raisons morales, mais aussi afin de d'optimiser le bien-être et l'économie). Il peut donc contribuer à influencer les politiques pour qu'une protection environnementale accrue soit mise en place, et jouer le rôle d'outil de sensibilisation à l'environnement. En résumé, même si la nature est bien davantage qu'un capital naturel, cette métaphore n'en demeure pas moins un bon moyen de communication des avantages et des valeurs de la nature, au niveau des individus et de l'économie dans son ensemble (MA, 2005).

Toutefois, ce concept risque d'être controversé, car se limiter aux avantages de la nature pour la société risque de négliger les valeurs intrinsèques de la nature, et l'aspect moral qui fait que la nature n'est pas uniquement au service de l'humanité. Ce concept peut également être perçu comme encourageant le fait de traiter la nature comme une marchandise, ce qui a été évoqué à Rio au Sommet des peuples (Rio+20) en 2012 (voir People's Summit Declaration; et Levidow 2014, McCauley, 2006; Kosoy and Corbera, 2010). Par ailleurs, l'utilisation de paiements (bien qu'utile dans certains contextes) crée des risques dans d'autres domaines, notamment en cas de responsabilité collective pour la pérennisation des ressources s'appuyant sur la responsabilisation, la culture et les normes sociales. L'utilisation du concept de capital naturel peut conduire à la priorisation de la protection de certaines zones utilisées par les humains, par rapport à d'autres présentant une valeur plus élevée en termes de biodiversité. Même si cela s'avère utile pour la fourniture de services, cela risque d'amoinrir les efforts de conservation de la biodiversité.

C'est pour cette raison qu'il est important de bien comprendre ces risques, et que le concept de capital naturel doit être perçu comme étant lié aux objectifs de biodiversité. Et la comptabilisation doit servir d'outil complétant les indicateurs sociaux et de biodiversité.

Il est important aussi de bien comprendre dans quelle mesure les outils (comptes de capital naturel par exemple, voir le chapitre 18 à ce sujet), les analyses coût-avantage, les évaluations d'impact environnemental (EIA) et les évaluations environnementales stratégiques (SEA) prennent en compte (ou pourraient potentiellement prendre en compte) différents types de capital naturel, ainsi que les changements de quantité et d'état des ressources naturelles (ou encore le flux de services écosystémiques associés). Cela permettra de comprendre l'importance de ces outils pour la nature et pour le capital naturel (la façon dont la complexité de la nature et ses interactions avec la société et l'économie peuvent être captées par ces instruments, l'impact sur les résultats et donc la façon dont ces outils peuvent être utilisés de manière optimale).

4. Les engagements d'intégration du concept de capital naturel sont en augmentation

L'initiative TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), lancée par la Commission européenne et par le Ministère allemand de l'Environnement, et désormais gérée par l'UNEP, a souligné le concept de capital naturel, en spécifiant : "Le capital naturel du monde n'est pas un luxe pour les riches, mais une nécessité pour tous. La valeur de la nature a longtemps été négligée dans les signaux économiques, dans les instruments de politique, dans les investissements publics et dans les comptes nationaux. Cela a contribué à une érosion sans précédent du capital naturel, entraînant des pertes économiques et des difficultés sociales, et entachant les perspectives de prospérité ou de qualité de vie à long terme. Mais désormais, la sensibilisation à ces valeurs est en pleine augmentation, et les décideurs commencent à modifier leur approche vis-à-vis du capital naturel". (Page 453, ten Brink et al. 2011 - TEEB 2011)

On retrouve de plus en plus souvent cette compréhension dans un certain nombre d'engagements politiques qui intègrent (de façon explicite ou implicite) le concept de capital naturel.

Le plan stratégique global pour la biodiversité 2011-2020 établi dans le cadre de la convention CBD (Convention for Biological Diversity), au cours de laquelle 190 parties se sont engagées à Nagoya, Japon, n'utilise pas explicitement le terme de capital naturel, mais reconnaît de façon implicite l'importance du capital naturel. Les 20 cibles de biodiversité à l'échelle internationale (objectifs Aichi) ne mentionnent pas le terme de capital naturel explicitement, mais les objectifs mentionnent les valeurs de la nature et plusieurs d'entre eux concernent la conservation et la restauration des services écosystémiques. En particulier, l'objectif 14 spécifie les 'services écosystémiques essentiels' et l'objectif 15 traite de la gestion des dangers naturels. L'objectif 1 et l'objectif 2 traitent des valeurs de la biodiversité (les valeurs des services écosystémiques étant intégrés de façon implicite). De la même façon, le support du Rio+20 – The Future We Want – n'utilise pas le terme de capital naturel, mais utilise à la place le terme de ressources naturelles et écosystèmes, et reconnaît les

valeurs multiples de la nature pour la société et pour l'économie, ainsi que ses valeurs intrinsèques. – “We reaffirm the intrinsic value of biological diversity, as well as the ecological, genetic, social, economic, scientific, educational, cultural, recreational and aesthetic values of biological diversity and its critical role in maintaining ecosystems that provide essential services, which are critical foundations for sustainable development and human well-being” (para 197, *The Future We Want* - Support de l'événement).

Le 7ème programme d'action en faveur de l'environnement de l'Union européenne, quant à lui, reconnaît explicitement l'importance du capital naturel. Il a pour objectif prioritaire de protéger, préserver et optimiser le capital naturel de l'Union européenne (Article 2). Il mentionne également que (point 17) La prospérité économique de l'Union et son bien-être sont déterminés par le capital naturel (sa biodiversité), y compris par ses écosystèmes offrant les biens et services essentiels, du sol fertile aux forêts et aux terres et mers productives, des produits de qualité à l'air pur et à la régulation du climat, en passant par la protection contre les catastrophes naturelles.

Outre ces deux exemples, certains pays ont intégré le concept de capital naturel dans leurs politiques et dans leurs processus de prise de décisions. Cela est illustré par la création du Comité sur le capital naturel en Angleterre et par l'initiative allemande sur le capital naturel. Dans le premier cas, il s'agit d'une entité de conseil indépendante créée en 2012, qui fournit régulièrement au gouvernement des conseils très pointus sur le capital naturel du pays (forêts, fleuves et rivières, terres, minéraux et océans), ainsi que des rapports sur le capital naturel, avec recommandations en matière d'investissements. L'initiative allemande engage un vaste éventail d'acteurs à se concentrer sur les valeurs du capital naturel et sur les synergies qu'il offre avec l'activité économique, le climat, les zones rurales et les villes, et à mettre l'accent sur l'élaboration d'une vision commune : *Capital naturel en Allemagne : Nouveaux choix de politique* (2017).

Dans le secteur privé, les entreprises ont adopté la déclaration NCD (Natural Capital Declaration), qui contient un engagement à prendre en compte le capital naturel dans leurs comptes de résultats (NCC, 2012). Via la déclaration NCD, les entreprises signataires s'engagent à intégrer des considérations relatives au capital naturel dans les prêts, dans les actions et dans les produits d'assurance, ainsi que dans les normes comptables ou dans les infrastructures de reporting. Cette approche devrait permettre aux entreprises de comprendre les risques et les opportunités liés à la prise en compte du capital naturel dans leurs prises de décisions.

Les exemples ci-dessus illustrent certains des engagements qui ont été pris à différents niveaux, et qui intègrent (de manière implicite ou explicite) le concept de capital naturel. Pour le moment, les avantages retirés d'une utilisation du concept de capital naturel sont plus élevés que les avertissements concernant les risques de cette utilisation (au moins dans le contexte européen). L'avantage global de l'utilisation du concept de capital naturel dépendra de la façon dont ce concept sera mis en œuvre.

5. Outils de mise en œuvre du concept de capital naturel

Le potentiel de mise en œuvre du concept de capital naturel dans les différentes politiques est très vaste. On parle alors d'intégration, à l'aide d'outils d'évaluation, afin de cibler les instruments à utiliser pour la mise en pratique du concept. Le programme 7EAP reconnaît les contributions étendues des différentes politiques en faveur de la nature, et notamment une grande part de la législation de l'Union européenne cherche à protéger, à conserver et à optimiser le capital naturel (y compris les Directives-cadre sur l'eau, sur les eaux usées en milieu urbain, sur les nitrates, sur les inondations, sur les substances prioritaires, sur la qualité de l'air, sur l'habitat et sur les oiseaux). Kettunen et al. (2014) présente une évaluation de l'intégration du capital naturel et des services écosystémiques dans les politiques à l'échelle européenne - recherche de l'intégration opérationnelle. Cette évaluation montrait qu'au sein de l'Union européenne, de nombreuses mesures et réformes offraient des opportunités d'utilisation du concept de services écosystémiques dans différentes politiques sectorielles, avec un impact direct sur les 28 États membres.

Toutefois, alors qu'on assiste à une bonne intégration conceptuelle du capital naturel dans de nombreuses politiques européennes, l'intégration opérationnelle est généralement moins optimale. Par conséquent, l'infrastructure des politiques européennes existantes est loin d'être optimale au niveau du capital naturel et des services écosystémiques. Cela s'applique tout particulièrement à l'intégration du capital naturel et des services écosystémiques dans différents instruments de politiques sectorielles. La majorité des instruments existants s'attachent principalement aux écosystèmes de régulation, pour des ressources naturelles spécifiques (pêche, bois, par exemple) plutôt que de s'attacher à l'étendue complète des services fournis par les écosystèmes.

Il existe un vaste éventail de mesures et d'instruments permettant de mettre en œuvre le concept de capital naturel et de combler les écarts susmentionnés (voir la Figure 3, voir aussi TEEB 2011). Ces outils incluent le système SEEA (System of Environmental-Economic accounts), les outils d'évaluation, d'analyse d'impacts (IA), d'évaluation multicritères, SEA, EIA, de mappage, des instruments économiques (paiement des services

écosystémiques, subventions et réformes associées), et la régulation (zones protégées, autres choix de protection de la biodiversité et du capital naturel, droits de propriété).

Dans le cadre du Système SEEA, on retrouve une série d'engagements au niveau international et national visant à optimiser l'environnement (comptes de capital naturel pour les ressources économiques, les ressources du sous-sol, le poisson), la préservation des stocks de ressources biophysiques et/ou la préservation des flux (comptes de flux de services écosystémiques) - voir Weber 2014 et le chapitre 18).

Les outils PES (Payments for Ecosystem Services) sont des méthodes qui permettent de créer une valeur associée aux services de capital naturel, les bénéficiaires du service récompensant les fournisseurs du service. Cet outil présente un grand intérêt, mais il n'est pas sans risque et a un coût (coût d'investissement, frais de droits de propriété, question sur l'utilisation des mesures incitatives économiques et sur la disponibilité des fonds) (voir Brink et al. 2011 et chapitre 17).

Les zones protégées (telles que le réseau Natura 2000) sont au cœur du capital naturel, et couvrent l'héritage écologique de l'Union européenne, d'une grande richesse. Elles visent à protéger les espèces en danger, et à élargir le spectre des services écosystémiques. Ces zones soulignent la valeur intrinsèque de la biodiversité et du capital naturel de notre société et de notre économie (voir ten Brink et al. 2012, Kettunen et ten Brink 2013, et le chapitre 14).

Les investissements de restauration (forêts, zones humides, prairies, terres agricoles) sont également de bons instruments permettant de répondre à une bonne appréciation des valeurs multiples de la nature. Par exemple, ces investissements peuvent être effectués pour améliorer les services écosystémiques au niveau des forêts et des terres agricoles, pour protéger les côtes contre les tempêtes côtières et contre l'élévation du niveau de la mer, pour rétablir les marais salants multifonctionnels afin de favoriser l'adaptation climatique, pour restaurer les tourbières afin de garantir la quantité de carbone stockée et augmenter la quantité de séquestration de carbone, tout en soutenant la biodiversité. Il est souvent préférable, d'un point de vue économique et dans un souci de préservation de la biodiversité, d'éviter d'avoir à effectuer des restaurations, mais en cas de dégradations, les arguments sont en faveur d'une restauration dans l'intérêt de la société, au vu d'une juste appréciation du capital naturel et de sa valeur.

Pour bien comprendre les avantages liés à l'action et les coûts induits par l'inaction, il est important de bien connaître les pratiques en matière de décisions sur l'aménagement du territoire, ou sur la mise en œuvre des engagements et des instruments. C'est pour cette raison qu'un CBA étendu pourrait être un outil utile, car il pourrait étendre les évaluations multicritères. Berghöfer, A. et Röder, N. (2014) présentent une analyse intéressante sur les mérites relatifs des différents choix d'aménagement du territoire en Allemagne. Ils tiennent compte de la variété des services écosystémiques et comparent les différents investissements de restauration aux différentes utilisations potentielles des terres agricoles (voir aussi TEEB 2011). Enfin, des évaluations doivent être réalisées pour tenir compte des avantages et des inconvénients des différents choix possibles, pour bien comprendre les aspects biophysiques de toute décision, les arguments économiques, ainsi que les gagnants et les perdants sur le plan social.

L'initiative MAES de l'Union européenne représente un effort majeur en faveur de la compréhension des aspects biophysiques du capital naturel. Cette initiative, avec engagement des États membres, vise à fournir une cartographie et une évaluation des écosystèmes européens et des services qu'ils fournissent. Cet engagement ambitieux permettra d'améliorer la gouvernance grâce à un meilleur recueil d'éléments de preuve, à une entrée dans l'interface SPI (Science Policy Interface) et à une intégration du capital naturel et des services écosystémiques dans les prises de décisions (et dans leur mise en œuvre).

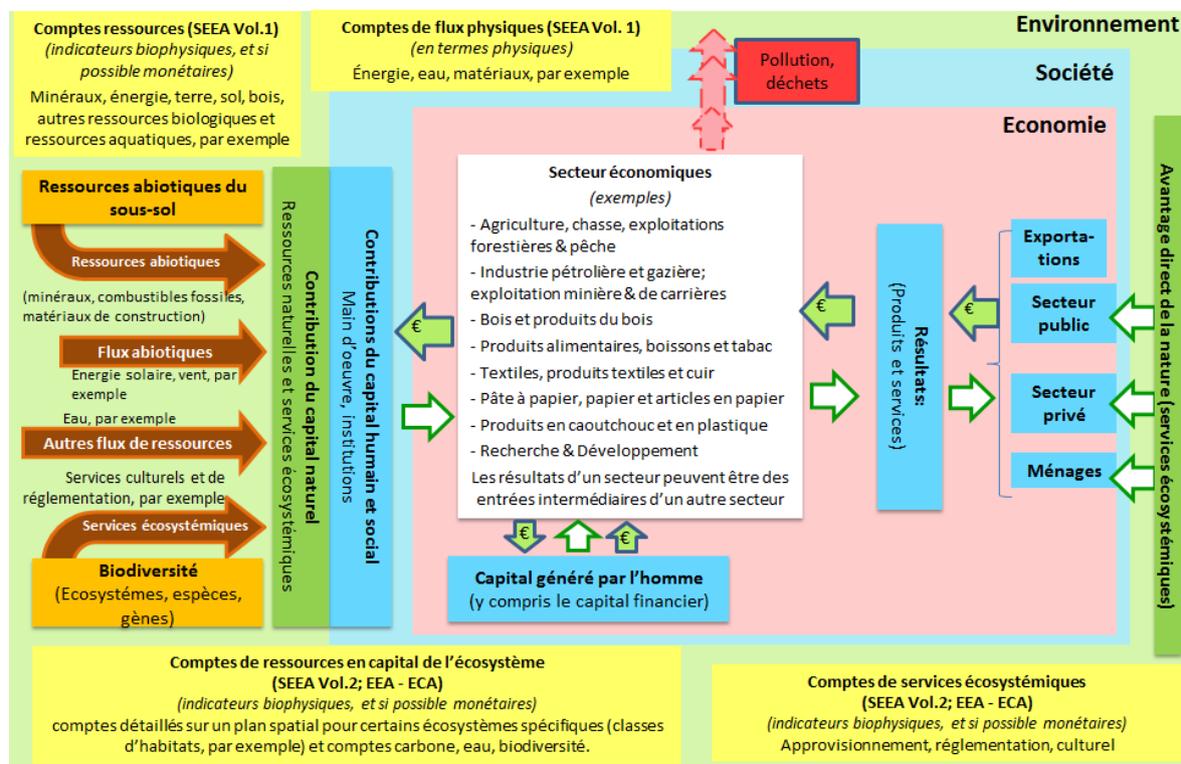
Pour plus d'informations sur les outils, voir TEEB 2011 et <http://www.operas-project.eu/>.

6. Prochaines étapes en termes de capital naturel

On assiste à un besoin durable d'intégration du capital naturel (et de la nature au sens large) dans les différentes politiques mises en œuvre, afin de veiller à ce que les valeurs sociales et économiques (ainsi que les valeurs intrinsèques) correspondantes soient bien prises en considération (Kettunen et al, 2014 et 2015).

Nous avons besoin de continuer à développer une comptabilisation du capital naturel (MAES et SEEA) afin de garantir que les engagements pris seront respectés, et que les décisionnaires disposent de tous les éléments de preuve requis pour leurs prises de décisions. Reportez-vous à la Figure 4 ci-dessous, qui illustre les différents comptes SEEA dans le contexte économique, sociétal et environnemental, ainsi que les flux associés de capital naturel et de biens et services (voir également les Chapitres 8 et 18 de cette étude).

Figure 4 - Capital naturel, services écosystémiques, bien-être et moyens de subsistance, et leur intégration dans les prises de décisions, dans les politiques et dans les instruments



Source : Adapté par les auteurs de TEEB, 2011 et Braat et al. 2008

De la même façon, l'intégration des différents avantages du capital naturel peut être effectuée de façon très utile dans les évaluations (IA, EIA, SEA) ou dans le CBA, et peut favoriser les engagements visant à réformer les subventions et mesures incitatives préjudiciables (la preuve apportée des pertes en termes de services écosystémiques devrait fournir des arguments supplémentaires en faveur des réformes à mener) (voir Oosterhuis et ten Brink 2014).

Globalement, l'objectif devrait être de mieux comprendre le capital naturel de la planète, ainsi que la façon dont la société et l'économie en bénéficient, et la façon dont tout changement de ce capital naturel est de nature à créer des richesses et du bien-être, ou au contraire à les détruire. Cela doit être fait à l'échelle de la planète (pour redescendre ensuite au niveau des pays, des projets et des prises de décisions locales). Cela nécessite de bien comprendre comment nous interagissons avec la nature, par l'intermédiaire de flux de services, et comment nos prises de décisions peuvent entraîner des changements soit positifs (restauration du capital naturel), soit négatifs (dégradation de l'écosystème). En pratique, cela nécessitera un vaste éventail d'outils et de mesures (monétaires ou non) qui permettront de couvrir toute l'étendue des informations nécessaires à une meilleure compréhension des conséquences de nos actes.

Enfin, une bonne gouvernance nécessite une évaluation des connaissances que nous n'avons pas encore (certaines fonctions des écosystèmes et risques de point de rupture en cas de dégradation de ceux-ci, par exemple), ou les implications des éléments mesurés. La nature représente davantage qu'un capital naturel, et il existe des valeurs intrinsèques de biodiversité complétant les valeurs économiques et sociétales issues de la nature : il est donc important que la métaphore de la nature en tant que capital naturel ne soit pas trop souvent utilisée, et que la rareté, la spécificité et la richesse de la biodiversité soient totalement intégrées aux décisions et aux pratiques.

Références

- Aronson, J., S.J. Milton & J. Blignaut, Eds. (2007). *Restoring Natural Capital: Science, Business and Practice*. Island Press, Washington, D.C.
- Berghöfer, A. and Röder, N. (2014): Costs and benefits of arable farming on peatlands. In: *Natural Capital Germany – TEEB DE : Natural Capital and Climate Policy – Synergies and Conflicts*. Summary for Decision Makers. TU Berlin, UFZ, Leipzig.
- Braat, L., ten Brink, P., J. Bakkes, K. Bolt, I. Braeuer, B. ten Brink, A. Chiabai, H. Ding, H. Gerdes, M. Jeuken, M. Kettunen, U. Kirchholtes, C. Klok, A. Markandya, P. Nunes, M. Van Oorschoot, N. Peralta-Bezerra, M. Rayment, C. Traversi, M. Walpole. (2008) *The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target*. Wageningen / Brussels, May 2008. http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/teeb_en.htm
- 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
- Ekins P. (1992). A four-capital model of wealth creation. In *Real-Life Economics: Understanding Wealth Creation*, Ekins P, Max-Neef M (eds). Routledge: London; 147–155.
- Ekins P., Dresner S. and Dahlström K. (2008). The Four-Capital Method of Sustainable Development Evaluation, *European Environment* 18, 63–80.
- European Union (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Technical Report -2013 – 067.
- Haines-Young, R. and Potschin, M., (2013). *Common Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. Report to the European Environment Agency. http://cices.eu/wp-content/uploads/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf.
- Kettunen, M., ten Brink, P., Underwood, E. and Salomaa, A. (2014) Policy needs and opportunities for operationalising the concept of ecosystem services, unpublished report in the context of EU FP7 OPERAs project. See www.operas-project.eu
- Kettunen M and ten Brink P (Eds) (2013) *The Social and Economic Benefits of Protected Areas: An Assessment Guide* Earthscan / Taylor & Francis Group 2013 <http://www.routledge.com/books/details/9780415632843/>
- Kettunen, M., and ten Brink, P. (2015) Towards a framework for assessing current level of and future opportunities for ES/NC integration at different levels of governance. WP3.3 unpublished draft report in the context of EU FP7 OPERAs project. See www.operas-project.eu
- Kosoy, N. and Corbera, E. (2010). Payments for ecosystem services and commodity fetishism. *Ecological Economics* 69: 1228-1236.
- Les Levidow (2014) *What green economy? Diverse agendas, their tensions and Potential futures*. The Open University, IKD Working Paper No. 73 July 2014 <http://www.open.ac.uk/ikd/documents/working-papers/ikd-working-paper-73.pdf>
- MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- McCauley, D.J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443: 27-28.
- NCD, 2012 *The Natural Capital Declaration and Roadmap Financial sector leadership on natural capital*. <http://www.naturalcapitaldeclaration.org/wp-content/uploads/2013/10/NCD-booklet-English.pdf>
- Oosterhuis F. and ten Brink P. (Eds) (2014) *Paying the Polluter. Environmentally Harmful Subsidies and their Reform*. Edward Elgar 2014 http://www.e-elgar.co.uk/bookentry_main.lasso?currency=US&id=15338
- Pearce, D.G., Markandya A., Barbier E. (1989). *Blueprint for a Green Economy*. London, Earthscan.
- TEEB (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London.
- ten Brink P., A. Eijs, M. Lehmann M., A. Ruhweza., and C. Shine (2011). Transforming our approach to natural capital: the way forward. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) in National and International Policy Making An output of TEEB*, edited by Patrick ten Brink. Earthscan, IEEP, London.
- ten Brink P., Mazza L., Badura T., Kettunen M. and Withana S. (2012) *Nature and its Role in the Transition to a Green Economy*. <http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/2013/04/Nature-Green-Economy-Full-Report.pdf>
- Traversi, C. and Walpole, M. (2008) *The Cost of Policy Inaction (COPI): The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target A report for the European Commission*, Brussels.
- Van Andel J. and Aronson J. (eds.) (2012). *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd Edition. April 2012, Wiley-Blackwell.
- Weber J.-L. (2014). *Ecosystem Natural Capital Accounts: A Quick Start Package*, Montreal, Technical Series No. 77, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 248 pages.

La nature dans l'analyse économique – perspective historique

Antonin Pottier,
CERNA - MinesParisTech

Nous explorons ici la place changeante et contingente de la Nature dans l'analyse économique théorique. Chez les Physiocrates, la Nature, source génératrice de la richesse, est aussi le cadre dans lequel s'insère l'économie. C'est encore le cas chez les classiques, où la Nature détermine la répartition des revenus et borne l'accumulation du capital. La Nature est progressivement oubliée par l'analyse économique, en particulier chez les néo-classiques, plus intéressés par la compréhension des conditions d'équilibre que des coûts de production. L'économie, devenu auto-référente, est désencastrée des processus matériels. La théorie économique englobe la Nature, qui peut alors s'analyser et se réguler avec les mêmes instruments que le reste de l'économie, les prix : l'économie de l'environnement n'est qu'un champ d'application des principes généraux néo-classiques. Dès les années 1960, certains travaux redonnent à la Nature son statut de système interdépendant, où l'économie n'est qu'une force de transformation opérant à l'intérieur de ses cadres. L'économie écologique, parce qu'elle insiste sur les mesures physiques des phénomènes, renouvelle l'analyse économique de la Nature, sans pour autant faire évoluer significativement l'approche néo-classique.

Ce survol des relations entre analyse économique et nature n'a pas pour but de faire l'histoire des concepts utilisés de nos jours par les économistes dans leur analyse de l'environnement. Une telle histoire se transforme rapidement en une recherche des précurseurs de la pensée contemporaine ; elle légitime souvent les concepts actuels, qui apparaissent comme l'issue nécessaire d'un processus de clarification analytique.

Notre intention est plutôt d'explorer la place changeante et contingente de la nature dans l'analyse économique : quelle vision de la nature donnent les outils et les théories de l'analyse économique ? Cette vision, loin d'être stable, subit des bifurcations, elle est traversée par des tensions et même des oppositions. La mise en contexte historique des théories, la confrontation des approches à travers les époques, les variations de la place occupée par la nature dans les constructions intellectuelles nous renseignent sur les présupposés des concepts. Nous comprenons ainsi ce qu'ils incluent et ce qu'ils excluent, au lieu de nous féliciter de leur pertinence pour traiter des problèmes environnementaux.

Dans un texte bref comme celui-ci, nous ne pouvons que nous concentrer sur l'analyse économique la plus abstraite. C'est en effet dans la partie théorique de l'analyse économique que se lit avec le plus de netteté l'agencement des concepts. On peut y saisir, dans la pureté des paradigmes, comment l'analyse économique considère la nature. Une enquête plus approfondie devrait néanmoins étudier les savoirs pratiques, forgés au contact de la gestion concrète de certaines ressources (notamment l'économie de la forêt ou de la pêche), ainsi que les modalités de leur incorporation au savoir économique général.

La source de la richesse chez les physiocrates

Les premiers économistes sont hantés par l'origine et la substance de la valeur. C'est par cette question originelle que la nature entre dans leurs réflexions. Dans le système économique essentiellement agricole du xvii^e, l'anglais William Petty (1623–1687) met en parallèle le travail et la terre dans la création de richesses : le travail est le père de la richesse et la terre en est la mère.

On peut prendre la physiocratie comme *terminus a quo* commode de l'analyse économique structurée. Groupés autour de François Quesnay (1694–1774), les physiocrates insistent sur le rôle de la terre comme seule source des richesses. La nature est la seule force à pouvoir multiplier les richesses. Le produit net, différence entre ce que la nature donne et ce qu'elle reçoit, est récolté par les paysans. Par les échanges économiques, ce produit net est distribué aux classes stériles, qui consomment autant qu'elles produisent. L'ancrage de la valeur dans la nature va de pair avec le projet général de la physiocratie : établir un gouvernement par la nature qui remplace la politique. Les lois que doit faire respecter le souverain sont celles

dictées par l'ordre naturel. Si elles sont suivies, elles apportent la prospérité pour tous. La place de la terre chez les physiocrates témoigne du lien entre pouvoir et richesse immobilière dans les sociétés traditionnelles. Elle reflète le cadre encore holiste de leur pensée. Cette théorie des physiocrates révèle également une certaine conception de la valeur, c'est-à-dire le primat de la nourriture sur les autres biens. Pour eux, la nature est donc le cadre organisateur de la société et la source dont elle procède.

Le cadre de l'accumulation chez les classiques

À rebours de la voie prise par les physiocrates, les économistes vont progressivement préférer la seconde source de la valeur selon Petty. Seul le travail apporte de la valeur à la production, comme en témoigne la théorie de la valeur travail. Toutefois la terre ne disparaît pas pour autant des raisonnements économiques. Dans la théorie classique, la terre apparaît toujours comme un facteur de production, aux côtés du travail et du capital. Ce facteur est crucial dans l'analyse de la distribution que fait David Ricardo (1772-1823). Ricardo distingue les revenus de trois classes : les travailleurs, les capitalistes et les rentiers (propriétaires fonciers). Les propriétaires fonciers reçoivent une rente qui correspond à la différence de rendement entre leurs terres et la terre marginale, la dernière mise en culture, la moins productive. La différence entre le rendement de la terre marginale et le salaire de subsistance nécessaire pour la cultiver donne le profit.

La terre joue donc un rôle déterminant dans la distribution du produit. À cause de ses rendements décroissants, la terre est également le facteur limitant de l'accumulation. Ricardo insère en effet son analyse de la distribution dans une dynamique de l'accumulation du capital. Les capitalistes investissent leur profit dans du capital, ce qui entraîne une augmentation de la production. L'augmentation induite de la population fait rechercher de nouvelles terres, au rendement plus faible. Le rendement de la terre marginale baisse, la part de la rente augmente et comprime le profit des capitalistes. Lorsque la terre marginale ne peut plus que couvrir les besoins de subsistance du travailleur qui la cultive, les profits sont nuls et l'accumulation s'arrête. L'économie atteint son état stationnaire.

Dans la théorie classique, la terre est donc le cadre dans lequel s'opère le processus économique, aussi bien d'un point de vue statique, avec la détermination de la distribution du produit, que d'un point de vue dynamique, avec l'arrêt de l'accumulation. La terre, la nature, contient l'économie. La notion de terre est cependant idéalisée, vidée de sa réalité concrète. Pour les physiocrates, la terre avait une vie, elle était susceptible d'être amendée ou détériorée ; d'où leur attention pour les procédés agronomiques, qui promettaient d'améliorer la production agricole. Chez Ricardo, la terre est réduite à une caractéristique technique, à un rendement sur une surface. Elle devient une notion géométrique et perd ses caractéristiques biologiques ; elle devient simple *espace*, réceptacle d'une activité qu'elle ne fait que délimiter.

La rupture métabolique chez Marx

Les théories de Ricardo influencent l'économie politique tout au long du 19^e siècle, et en particulier l'œuvre des deux figures que nous étudions, Marx et Jevons, qui sont à l'origine de deux traditions intellectuelles antagonistes.

La postérité de Ricardo se trouve d'abord chez Karl Marx (1818–1883). Marx pousse à l'extrême la théorie de la valeur travail de Ricardo, la transformant en une théorie de l'exploitation. En appliquant la valeur travail au travail lui-même, Marx fait apparaître la plus-value, différence entre la valeur produite par une heure de travail et la valeur nécessaire pour (re)produire une heure de travail. Cette plus-value est accaparée par le capitaliste, et sa dynamique est chez Marx au cœur de l'évolution du capitalisme : concentration des moyens de production privés, ce qui favorise leur socialisation ; paupérisation de la classe ouvrière, ce qui empêche l'écoulement de la plus-value croissante ; lourds investissements nécessaires pour faire face à la concurrence, ce qui pèse sur le taux de profit... Cette triple contradiction du capitalisme doit mener à la révolution ouvrière et au dépassement de ce régime économique.

La vision que Marx a du capitalisme ne s'arrête pas aux relations entre ouvriers et capitalistes. S'appuyant sur une culture historique solide, Marx s'intéresse également à la paysannerie et à l'opposition entre villes et campagnes. Fortement impressionné par les théories du chimiste allemand Liebig sur l'épuisement des sols, Marx était conscient que la fin d'une agriculture organique circulaire menaçait leur fertilité. Comme l'exode rural sépare les lieux de production de la nourriture des lieux de consommation, les déchets organiques ne rechargent plus les sols en nutriments ; à terme, ceux-ci s'appauvrissent et la culture devient impossible. D'un côté, le capitalisme crée à la campagne une pénurie de nutriments, de l'autre il crée dans les villes une trop forte concentration de déchets, qui se transforment en pollution. Marx parle de rupture métabolique générée par le capitalisme.

Marx et Engels avaient ainsi conscience des dégradations que pouvait causer le développement économique. Leur vaste connaissance de l'histoire les avait mis au contact de conséquences écologiques inattendues des

activités humaines. Leur vision matérialiste de l'économie laisse une place à la nature. Celle-ci n'était chez Ricardo qu'un espace limité ; chez Marx, elle retrouve une vie propre, mise en péril par les déséquilibres du monde industriel. Le capitalisme rompt son métabolisme et sape ses capacités nourricières.

La force économique du charbon chez Jevons

La postérité de Ricardo s'étend jusqu'à William Stanley Jevons (1835-1882), qui allait être à la fois son brillant continuateur et son critique féroce.

Au cours du 19^e siècle, l'économie de l'Angleterre se transforme profondément. Avec l'industrialisation, l'économie auparavant organique, c'est-à-dire dépendant des ressources vivantes produites par la biosphère, devient une économie minérale, dépendant des ressources extraites du sol, en particulier du charbon. Dans les années 1860, les Anglais redoutent l'érosion de leur puissance commerciale et industrielle si le charbon venait à manquer. Jevons intervient dans ce débat avec un ouvrage qui deviendra populaire et le fera connaître, *The Coal Question* (1865).

Ce livre n'a plus aujourd'hui la faveur des économistes ; il est pourtant remarquable. Jevons s'intéresse à l'ensemble des questions (techniques, économiques, géologiques) ayant trait au charbon. Il retrace les évolutions des coûts de production et des prix du charbon, il estime les quantités de charbon disponibles dans les sous-sols des différents pays, grâce aux rapports géologiques. Des statistiques rudimentaires révèlent l'importance primordiale du charbon pour l'ensemble des processus de production. Jevons produit un véritable travail pluri-disciplinaire, croisant plusieurs méthodes pour aborder un problème. En revenant sur l'histoire de l'économie britannique du siècle écoulé, il montre que l'utilisation du charbon provoque à la fois l'expansion de la production et le progrès technique (invention de la machine à vapeur, du chemin de fer). Pour lui, le charbon est en fait un moteur de la révolution industrielle.

À partir de cette analyse, Jevons avance que l'extraction de quantité croissante du charbon entraînera un coût de plus en plus élevé, ce qui à terme menacera la compétitivité des produits britanniques. Jevons oscille entre une insistance sur les limites absolues à la production du fait d'une quantité limitée de charbon disponible et une crainte de la stagnation, surtout par rapport aux autres pays, qu'entraîne une hausse de ses coûts d'extraction. Jevons transpose en fait la théorie classique, le charbon remplaçant la terre, conformément aux évolutions économiques de l'époque. En fait, il formule une version souterraine de l'état stationnaire.

Quelle image de la nature est produite par cette adaptation de la théorie classique ? Même si, contrairement aux sols de Marx, le charbon est inerte, les ressources minérales apparaissent comme un acteur à part entière dans l'histoire économique telle que nous la raconte Jevons. La recherche des ressources insufflé une dynamique dans le processus économique : directement, en fournissant l'énergie nécessaire à la production ; indirectement, les difficultés de leur extraction et de leur transport suscitant l'invention de machines nouvelles. Comme dans la théorie classique, les ressources établissent des limites qui encadrent le processus économique, mais le charbon de Jevons provoque également des mutations structurelles de l'économie.

L'éclipse de la nature chez les néo-classiques

Alors que *The Coal Question* est d'inspiration classique, Jevons est reconnu pour sa refondation de l'économie autour de quelques principes (notamment celui de l'utilité marginale), paradigme que l'on appelle néo-classique. Là où la théorie classique mettait l'accent sur les coûts de production, et engageait donc une enquête sur les déterminants matériels de la production et les relations entre classes sociales, la théorie néo-classique met l'accent sur l'utilité retirée de la production. La recherche se déplace vers les conditions psychologiques, subjectives de la valorisation des marchandises. De plus, là où la théorie classique s'intéressait à la dynamique de l'accumulation, donc aux modifications de la production dans le temps historique, la notion centrale de la théorie néo-classique est l'équilibre, équilibre que réalisent les forces du marché. La méthode se déplace de l'empirisme et de l'observation historique vers la spéculation théorique. Avec la montée de l'économie néo-classique, la nature disparaît quasiment de la discipline, jusqu'à la Seconde Guerre mondiale : elle ne rentre pas dans le nouveau cadre conceptuel et n'est pas un objet de recherche prioritaire.

La période n'est pourtant pas exempte de préoccupations concernant les ressources. Aux États-Unis, avec la fin de la conquête de l'Ouest, naît le mouvement conservateur (1890-1920). Autour de la figure de Pinchot, il cherche à promouvoir l'usage raisonné et la gestion scientifique des immenses ressources de l'Ouest américain. Le but est d'atteindre la production maximum soutenable. En 1931, l'économiste américain Harold Hotelling (1895-1973) se demande si ce mouvement a un fondement économique : le rythme d'exploitation des ressources par les producteurs privés est-il trop élevé par rapport à un optimum social ? Hotelling a conscience des limites du cadre statique standard. Mais il dispose d'un outil encore inhabituel chez les économistes : le calcul des variations, qui permet de trouver des sentiers dynamiques optimaux.

Un extracteur de ressources en position concurrentielle, qui cherche à maximiser son profit intertemporel actualisé, conduit à la même trajectoire de prix que l'optimisation de la valeur sociale de la ressource. Le mouvement de conservation n'a pas de justification économique dans les gaspillages que provoquerait la concurrence. Dans le monde réel, remarque en passant Hotelling, des phénomènes de compétition pour l'accès aux ressources se produisent, ce qui entraîne des mouvements cycliques de prix qui causent de grands gaspillages. Mais ces phénomènes ne se laissent pas facilement modéliser avec le calcul des variations et Hotelling se détourne rapidement de son questionnement initial. Le mouvement conservateur et le rythme d'extraction des ressources l'intéresse moins que les ressources du calcul des variations. Elles permettent de traiter des cas plus compliqués, comme lorsque le producteur est en situation de monopole ou que le prix dépend de la quantité de ressources déjà extraites. Fasciné par son outil, Hotelling se livre alors à des calculs rébarbatifs. Il a trouvé un terrain de jeu, dont il épuise les possibilités.

L'article d'Hotelling est caractéristique de l'approche néo-classique. Du point de vue de la méthode, il construit, à partir de préconceptions, un monde idéal, formé de marchés concurrentiels, de producteurs maximisateurs et d'un horizon temporel infini. Il explore ensuite ce monde logique et détaille la mécanique de ces abstractions. Du point de vue du contenu, on mesure la distance parcourue depuis les premières considérations économiques sur le mouvement conservateur, par l'économiste institutionnaliste Lewis Cecil Gray. Celui-ci avait perçu l'opposition des logiques à l'œuvre dans la maximisation du profit et dans la conservation des ressources et interrogeait le bien-fondé de certaines consommations. Hotelling, lui, ne prend aucune distance avec l'objectif de maximisation du profit. La valeur sociale de la ressource est mesurée à l'aune de la consommation demandée.

Hotelling intègre donc la nature dans un système qui lui préexiste et sur lequel elle n'a plus d'impact. La nature ne change plus la dynamique économique, elle n'est qu'une valeur latente, qu'il faut capter au maximum. Comme un agioteur vend ou achète en fonction des cours, le producteur minier extrait des ressources en fonction de son prix. La mine est une réserve de valeur, tout aussi malléable et fongible qu'une action : elle est soumise aux mêmes lois.

La dématérialisation de l'analyse économique

La méthode propre à l'économie néo-classique, son insistance sur les conditions d'équilibre et sa théorie psychologique de la valeur, masquent donc les spécificités de la nature. Le processus économique est vu comme un système autonome, qui ne renvoie qu'à lui-même et n'a pas besoin d'une base matérielle. D'autres facteurs renforcent cette disparition de la nature dans l'économie.

En dépit de la lucidité de ses pères fondateurs, le marxisme dérive lentement vers la vision d'une nature donnée gratis, que la technique doit exploiter au maximum. Trotski espérait ainsi redessiner les montagnes et les cours des fleuves. Le mouvement interne du marxisme le conduisit donc à délaisser les questionnements écologiques, mouvement qui s'accroît avec la mise en place des économies du socialisme réel. L'effet externe du marxisme fut similaire. En exacerbant le conflit de classe entre travailleurs et capitalistes, la lutte des classes déplace ainsi la question économique vers la répartition du produit entre deux classes. Les économistes formulent ce problème sous la forme de deux facteurs de production, et deux seulement : le capital et le travail. Dans ce schéma, la terre et les ressources sont évacuées.

Le tournant keynésien dans les années 1930 parachève la dématérialisation de la théorie économique. Même si Keynes lui-même est sensible à tout ce qui est extra-économique, aux arts de la vie et à la valeur, notamment esthétique, de la nature, son influence conforte une vision agrégée de l'économie, résumée aux flux monétaires. La demande effective est un agrégat monétaire que l'émission de dette publique peut soutenir et renforcer. L'économie est perçue comme un réseau de flux monétaires, et la matérialité de ces flux importe peu. Au lieu d'être un flux de produits transformés, l'économie devient un circuit monétaire. L'invention de la comptabilité nationale renforce cette perception d'un monde clos. L'économie, envisagée monétairement et représentée par un bilan comptable, apparaît comme un circuit bouclé sur lui-même, où la consommation et l'investissement sont mis en regard de la valeur ajoutée produite. Le contenu matériel des productions n'a plus d'importance. Les ressources qui soutiennent le processus de production ne sont pas comptabilisées et disparaissent du champ visible de l'économie.

L'économie de l'environnement, application du paradigme néo-classique

Une analyse économique dématérialisée se met donc en place. Elle est, pourrait-on dire, « désencastrée » des processus matériels, en appliquant à l'analyse économique le terme avec lequel Karl Polanyi décrivait comment le système économique s'est émancipé, au cours du long 19^e siècle, des structures sociales. L'économie est hors-sol, sans lien avec la nature, sans besoin de ressources ni de terres pour se développer.

Elle est un système autonome, auto-référent. La nature n'y a pas de place, elle n'existe tout simplement plus, elle est invisible. Après-guerre, elle revient pourtant dans l'analyse de deux manières.

La première est la prise en compte croissante des pollutions. La réflexion s'organise autour du concept d'externalité, hérité d'Arthur Pigou (1857-1959). Il y a une externalité lorsque l'action d'un agent provoque une variation de l'utilité d'un autre agent sans que la médiation ne passe par le système de prix. Étendant certaines intuitions de Marshall, Pigou fut le premier à lui consacrer une place dans son traité d'*Économie du bien-être* (1932). Il y passait en revue les mécanismes créateurs d'externalité, ce qu'on nomme aujourd'hui des imperfections de marché. En particulier, il détaillait en quelques lignes une « externalité environnementale » : celle d'un propriétaire d'usine qui n'est pas amené à réduire les fumées qui sortent de la cheminée, parce que la réduction de la pollution bénéficie surtout aux propriétaires des terrains alentours. Un cas pour lui plutôt mineur.

Dans les deux décennies d'après-guerre, le concept d'externalité, qui était passé inaperçu, est abondamment discuté et progressivement affiné. Pour faire face à la prolifération des externalités (pollutions industrielles, congestion urbaine, gaspillage de terre), la solution préconisée dans la lignée de Pigou est d'instituer une taxe qui corresponde à la différence entre le coût privé et le coût social effectivement encouru par la collectivité. Une telle taxe pour chaque externalité doit permettre au système de prix de fournir les bonnes incitations aux agents : il s'agit d'internaliser les externalités.

Le principe de la taxe pigouvienne est rejeté en 1960 par un article de Ronald Coase (1910-2013), qui fait toujours débat aujourd'hui. Soient une usine chimique et une blanchisserie utilisant de l'eau d'une même rivière. Les effluents rejetés dans la rivière par l'usine chimique empêchent la blanchisserie, située en aval, de nettoyer le linge. Il y a un conflit et une externalité parce que les droits d'usage sur la rivière, vecteur de l'externalité, sont mal délimités. Si ceux-ci étaient clairement définis, les entreprises pourraient s'engager dans une négociation de gré à gré. En résulterait un prix de ces droits d'usage et une internalisation de fait de l'externalité. L'usine chimique, par exemple, rachèterait les droits sur l'eau de la rivière détenus par la blanchisserie, si son bénéfice net de l'usage est supérieur. À côté de l'importance des droits de propriété, l'analyse de Coase met aussi en évidence les coûts de transaction qui empêchent en pratique de tels arrangements.

On a beaucoup glosé sur les différences des traditions pigouvienne et coasienne notamment à propos du rôle de l'État, de la confiance dans le fonctionnement des marchés, de la latitude laissée aux acteurs privés. On a moins vu ce qui rassemblait ces deux approches. En dépit de toutes leurs oppositions, elles partagent un objectif commun : celui de faire entrer la nature dans le système économique. Que ce soit avec des taxes ou des droits de propriété délimités, la perspective est toujours d'économiciser la nature, c'est-à-dire de l'intégrer dans le signal-prix automatiquement créé par les marchés.

Cette tendance se perçoit aussi dans le second retour de la nature dans l'analyse économique. Il est provoqué par les craintes sur la disponibilité des ressources puis sur leur raréfaction absolue, préoccupations qui croissent dans l'immédiat après-guerre et qui culminent dans les années 1970, avec le rapport du club de Rome (1972) puis les chocs pétroliers. C'est à ce moment que le corpus théorique se consolide, dans la lignée d'Hotelling — nous reviendrons sur cette cristallisation dans la suite. Les ressources naturelles sont considérées comme un facteur de production, mais leur comportement est exactement analogue à celui des autres facteurs. Ce sont des réserves de valeur qu'il s'agit d'épuiser à un rythme optimal. La nature devient un capital parmi d'autres, le « capital naturel ». L'économicisation de la nature, conceptuelle aussi bien que pratique, est complète.

Comme un vol de gerfauts, les économistes ont colonisé les espaces restés en dehors du système économique et les ont passés à la moulinette de leurs outils. L'économie de l'environnement n'est que l'application de la théorie économique générale à un nouvel objet. Auparavant invisible, la nature est désormais phagocytée par l'analyse. Le système auto-référentiel étend sa portée, englobant toujours plus de champs. La nouvelle incorporation de la nature ne donne pas lieu à une synthèse dialectique, elle consacre au contraire l'extension de la logique de l'économie néo-classique. Dans la théorie classique, la nature était le cadre qui façonnait l'évolution du processus économique. Dorénavant, la nature ne vaut que comme un élément du système économique, que parce qu'elle participe à l'échange et à la création de valeur.

Les institutions des communs chez Ostrom

À côté de ce courant majoritaire, se développe une réflexion sur la propriété commune des ressources, autour d'Elinor Ostrom (1933-2012). Partie de réflexions sur les pêcheries, l'approche standard met l'accent sur la définition de droits de propriété individuels pour éviter surexploitation et dégradation des ressources exploitées en commun. À rebours de cette analyse théorique, Ostrom montre par l'exemple que des communautés inventent des dispositifs institutionnels permettant la gestion durable des ressources communes. Les ressources ne sont plus seulement des supports de droits, des sources d'externalité ou un

capital à faire prospérer, elles retrouvent une capacité à influencer le mode social de leur gestion, qui s'adapte à leurs caractéristiques : durée de renouvellement, taux de prélèvement limites. Elles sont le socle sur lequel s'échafaudent les négociations des acteurs. Institutions et ressources entrent dans une relation dynamique de co-construction : l'évolution de la ressource engendre de nouvelles règles, en même temps que les règles instituées forment le devenir de la ressource.

La nature retrouve donc un rôle moteur. De plus, le point de vue n'est pas celui de la valorisation économique. La question n'est pas de savoir si les institutions permettent de tirer le maximum de valeur de la ressource, mais si l'exploitation préserve la ressource, assure sa pérennité. Si les moyens sont toujours politiques et sociaux, l'état de la ressource fournit la mesure de la réussite de l'institution. Il y a bien un renversement de perspective, qui prend comme objectif la pérennité de la ressource.

L'économie écologique, ou le métabolisme de l'économie

En mettant la nature au centre des processus socio-économiques qu'elle étudie, Ostrom et son école se rapproche de l'économie écologique. L'économie écologique, entendue au sens large, se veut une alternative à la conceptualisation néo-classique dominante. Les répercussions de l'activité économique sur des objets extra-économiques, en particulier la nature, et les effets de rétroactions, ne sont plus des exceptions, extérieures au système marchand, des curiosités périphériques de la théorie. Les concepts-clés de l'économie écologique rendent compte de ces phénomènes omni-présents. L'activité économique est insérée dans un réseau d'opérations de prélèvement de matière, de transformation et de rejet. Derrière les flux monétaires, qui circulent de main en main, se cachent des flux de matières, qui ancrent l'économie dans la lithosphère, source des produits minéraux, et la biosphère, ensemble de tous les écosystèmes. De ce point de vue macroscopique, l'économie est incluse dans des cycles biogéochimiques qui assurent la régulation du système Terre. L'activité économique, dès lors que ses conséquences environnementales sont des « externalités », perturbe le fonctionnement de ces régulations et provoque des déséquilibres locaux et globaux.

Ce n'est pas la nature qui est appréhendée en termes économiques, mais l'économie qui est analysée au prisme de la nature. Au lieu d'être un objet, parmi d'autres, de l'évaluation économique, la nature devient à la fois le creuset des flux économiques et l'aune à laquelle ils peuvent être mesurés. L'économie écologique privilégie ainsi les mesures physiques aux mesures monétaires. La méthode s'oriente vers les analyses multi-critères des projets environnementaux et ne se contente pas de la seule analyse coût-bénéfice. L'usage de plusieurs critères conduit à être attentif aux conflits de valeurs qui surgissent dans les évaluations de projet. La nature révèle les tensions qui traversent le corps social.

Une tentative de renouvellement marginalisée

Bien entendu, ce courant de pensée a des précurseurs, éparpillés et visibles rétrospectivement : Lewis Mumford (1895-1990), Patrick Geddes (1854-1932) ou Serge Podolinski (1850-1891). Socialiste ukrainien, Podolinski montre que, pour une calorie dépensée dans la production agricole, le système agricole moderne produit moins de calories que le système paysan traditionnel. En effet, aux calories incorporées grâce à la photosynthèse, il faut retrancher dans le cas moderne l'énergie consacrée à la production des engrais. Dans les systèmes les plus mécanisés, qui utilisent également l'énergie fossile pour les machines agricoles, le système agricole consomme plus de calories qu'il n'en produit. Les travaux de Podolinski illustrent bien les préoccupations et la méthode de l'économie écologique.

Dans l'après-guerre, des économistes contestent le cadrage adopté par l'économie néo-classique. Pour William Kapp (1910-1976), les externalités sont inhérentes au capitalisme : la recherche du profit par l'économie de coûts pousse le producteur à faire payer par la collectivité les coûts qu'il payait auparavant. Le producteur externalise les coûts de son activité pour rester compétitif. Le processus même de concurrence par les coûts, censé réguler l'activité économique et l'orienter vers le bien commun, crée continuellement des externalités. Boulding, Georgescu-Roegen ou Daly « réencastrent » l'économie dans son infrastructure matérielle : les pollutions ne sont que le revers de la consommation des ressources. L'économie linéaire, prélevant et rejetant sans souci des conséquences, est la raison première des désordres écologiques ; seule une économie circulaire éviterait la prolifération de la pollution, des externalités. Kneese et Ayres tirent des conséquences visionnaires de cette perspective sur le processus économique, dans leur article de 1969 « Production, consumption, and externalities » : la combustion accrue d'énergie fossile a pour conséquence le rejet de quantités considérables de dans l'atmosphère, ce qui présage un possible réchauffement climatique.

Ces recherches sont conduites au cœur même de la discipline économique, publiées dans les revues de référence, appréciées par les économistes orthodoxes. Nicholas Georgescu-Roegen (1906-1994), qui donne une vision entropique du processus économique, est un représentant reconnu de l'économie mathématique.

Le désencastrement matériel de l'analyse économique relaté plus haut n'était donc pas une fatalité. De l'intérieur de la discipline émerge à la fin des années 1960 un questionnement de plus en plus poussé sur le but du développement économique, sur les conséquences de la marchandisation du monde, sur les dégradations écologiques engendrées. Pourtant, tout ce programme de recherche est rapidement marginalisé. Pourquoi?

Le revirement n'a été possible que dans un contexte social et politique de reprise en main des contestations. En particulier, la crise économique qui suit les chocs pétroliers rend irremplaçable la croissance qui était auparavant au centre des critiques. Dans ce contexte, un événement majeur dans le basculement de l'analyse économique a été le rapport du club de Rome et la réaction des économistes à celui-ci.

Le rapport du club de Rome sur les limites à la croissance (1972) produit à l'époque un séisme intellectuel. Avec des techniques de calcul et un cadrage intégrant ressources et pollution, similaires à ceux de l'analyse économique la plus en pointe, l'équipe, groupée autour des époux Meadows et inspirée par Jay Forrester, arrive à des conclusions spectaculaires. Selon eux, la hausse de la population et la croissance de la production industrielle conduisent à terme à un effondrement du système économique, c'est-à-dire à une réduction subie de la population et du niveau de vie. Cet effondrement se produira soit par épuisement des ressources naturelles, soit, si celles-ci s'avéraient suffisamment disponibles, par les contrecoups de la pollution.

La réponse des économistes à ce défi, qui remettait frontalement et bruyamment en cause la poursuite de la croissance, objectif central de la politique économique depuis la fin de la guerre, consiste en la construction de modèles mathématiques exhibant la possibilité d'une croissance perpétuelle. Là où le « modèle Monde » du club de Rome se fonde sur des données empiriques et propose une estimation chiffrée des tendances qu'il exhibe, les modèles des économistes reposent sur des arguments théoriques concernant la substituabilité des ressources naturelles avec le capital manufacturé et l'existence de progrès technique infini. Pris au sérieux, ils signifient qu'une production est possible même avec une quantité infinitésimale de ressources.

On perçoit le conflit entre deux approches de la production et de la nature. Du côté néo-classique, la production est pure valeur, flux d'utilité sans contenu : la nature n'offre qu'un flux de valeur commensurable à la production et interchangeable avec d'autres formes de capital. Du côté du club de Rome, et plus tard de l'économie écologique, la production est un ensemble d'objets et de services, charriant avec eux un nécessaire substrat matériel. La nature fournit les matières premières pour cette production. Dans ces conditions, le progrès technique, sans être inexistant, est nécessairement limité. *A contrario*, chez les néo-classiques, le progrès technique infini n'est concevable que parce que la production est un pur éther, dénué de toute matérialité.

Le débat sur les limites de la croissance nous renseigne donc sur les façons contradictoires d'envisager la production et le processus économique, et son insertion dans le monde naturel. Suite au rapport du club de Rome, les économistes néo-classiques se détournent à nouveau de l'étude des processus matériels sous-jacents à l'économie. Ce qui était à la fin des années 1960 à la pointe de la réflexion économique sur l'environnement est rejeté à la périphérie.

C'est donc comme hétérodoxie que l'économie écologique s'organise autour du journal *Ecological Economics* à la fin des années 1980. Cette structuration permet de diffuser des concepts tels que :

- les fonctions support de vie des écosystèmes : ces fonctions vont au-delà des aménités et des fournitures de ressources ou de services ;
- le seuil critique : son dépassement peut conduire à l'effondrement d'un écosystème et le calcul économique n'est possible qu'en-deçà de ces seuils ;
- la résilience : elle permet à un système de se remettre d'un choc et trouve son origine dans la diversité et la redondance (et non l'efficacité) ;
- la soutenabilité enfin : la capacité à se perpétuer.

Ces concepts font florès et sont repris à sa manière par l'économie de l'environnement tandis que dans le même temps, l'économie écologique est moins imperméable à la valorisation de la nature, une partie de ce courant s'y employant même activement. Reste à éprouver la solidité de ces corpus en affrontant les problèmes écologiques de notre temps.

Les propositions développées par Michel Aglietta en introduction de ce volume occupent une position médiane entre ces deux grands courants de pensée. Si elles se rattachent pour partie à la valorisation économique de la nature, la valeur de la nature n'est pas celle que le marché révèle. Dès lors que les échanges décentralisés ne sont plus automatiquement bénéfiques, les prix issus de l'interaction des marchés ne peuvent suffire à orienter l'action. Certains échanges doivent se réaliser aux conditions posées par la puissance publique ou négociées entre partenaires sociaux. Ces propositions s'inscrivent donc dans une tradition qui met en exergue des prix politiques, à côté des prix économiques (l'exemple paradigmatique du

prix politique étant le salaire, en particulier sous le régime fordiste). Elles engagent donc une prise en charge démocratique de la nature. Cela signale qu'il faut désormais toute l'armature des structures sociales pour soutenir la reproduction de la nature, définitivement mise à mal par l'ampleur de nos prélèvements.

Pour aller plus loin

Bertrand de Jouvenel, « Les économistes et l'environnement », in *Arcadie, essais sur le mieux-vivre*, Paris, Gallimard.

Olivier Godard, « La discipline économique face à la crise de l'environnement : partie de la solution ou partie du problème ? », in *Changement de climat, changement d'économie ?*, Touffut, Jean-Philippe (dir.), 2010, Paris, Albin Michel.

Juan Martinez-Allier, *Ecological Economics : energy, environment, and society*, 1987, Oxford, Basil Blackwell.

René Passet, *Les grandes représentations du monde et de l'économie à travers l'histoire*, 2010, Paris, Les liens qui libèrent.

David Pearce, *An intellectual history of environmental economics*, *Annual Review of Energy and the Environment*, 2002, 27 (1), p. 57-81.

De la croissance à la croissance verte

Stéphane Hallegatte, Geoffrey Heal, Marianne Fay et David Treguer,
Banque Mondiale

« Croître maintenant et nettoyer plus tard », c'est-à-dire se concentrer sur la croissance économique et s'occuper de l'environnement plus tard, n'apparaît pas comme une option viable car il est parfois coûteux de retarder l'action. C'est notamment le cas quand les modes de développement créent des irréversibilités liées au choix des technologies, de la structure économique, ou des infrastructures et des formes urbaines. Ceci est important pour les pays en voie de développement qui vont construire l'essentiel de leurs infrastructures dans les décennies qui viennent

Il est ainsi nécessaire de réconcilier la croissance et la réduction de la pauvreté dans les pays pauvres avec le besoin d'éviter les impacts environnementaux irréversibles. Cela peut être fait grâce à une « croissance verte », c'est-à-dire une croissance qui est efficace dans son utilisation des ressources naturelles, qui est propre en limitant la pollution et les impacts environnementaux, et qui est résiliente face aux catastrophes et aux chocs.

Bien que de nombreux observateurs craignent que les politiques vertes n'aient des coûts importants pour des bénéfices qui ne se matérialiseront que dans le long terme, la réalité est que de nombreux bénéfices de court et moyen termes sont possibles. Et l'action est nécessaire dès aujourd'hui sur des questions qui comportent un fort risque d'irréversibilité afin de minimiser les regrets futurs.

De nombreux observateurs ont mis en avant les dangers de la croissance économique pour l'environnement, et ont suggéré une remise en cause de la croissance comme objectif politique (Victor 2008). Cet argument – issu principalement des pays riches où le revenu par habitant dépasse les 30.000\$ par an – apparaît nettement moins pertinent dans les pays en voie de développement, où le revenu par habitant est en moyenne de 3.500\$ par an. Une redistribution de la production mondiale actuelle n'aboutirait en effet qu'à un revenu annuel par tête moyen sur la planète de 8.000\$. De plus, même après une décennie de croissance rapide, 1,3 milliard de personnes n'ont pas accès à l'électricité, 900 millions n'ont pas accès à l'eau potable, 2,6 milliards n'ont pas d'assainissement, et 800 millions n'ont pas accès à des routes pendant la saison des pluies. Même en supposant une poursuite de la croissance, près d'un milliard de personnes vivent avec 1,25\$ par jour en 2015. Face à ces chiffres, on peut considérer qu'une poursuite de la croissance économique dans les pays pauvres est un objectif légitime.

Certains ont suggéré que les problèmes environnementaux se résolvent d'eux-mêmes avec le développement économique, et que les pays pauvres ne doivent donc pas se préoccuper de l'environnement (Grossman et Krueger, 1995). Là encore, l'argument ne tient pas. Au cours des 250 dernières années, la croissance s'est largement faite aux dépens de l'environnement, et cette tendance apparaît aujourd'hui non-durable, dans le domaine du climat, mais aussi de l'appauvrissement des sols, de l'usage de l'eau douce ou de la biodiversité. De plus, il faut faire une distinction entre les problèmes environnementaux qui affectent le bien-être par les aménités (c'est-à-dire le plaisir de profiter des espaces naturels), et ceux qui affectent les revenus et la sécurité. Les ménages pauvres qui ont du mal à se loger et à se nourrir n'accordent peut-être pas la même valeur aux aménités apportées par un parc que les ménages plus riches. Mais ils sont extrêmement vulnérables à la dégradation des sols – et à son impact sur les rendements agricoles – ou à l'absence de ramassage des déchets – qui conduit à des épidémies de dengue et à une réduction du drainage qui crée des inondations en cas de pluies intenses. Dans ces cas, une attention immédiate aux problèmes environnementaux est nécessaire.

Aussi, « croître maintenant et nettoyer plus tard », c'est-à-dire se concentrer sur la croissance économique et s'occuper de l'environnement plus tard, n'apparaît pas comme une option viable car il est parfois coûteux de retarder l'action. C'est notamment le cas quand les modes de développement créent des irréversibilités liées au choix des technologies, de la structure économique, ou des infrastructures et des formes urbaines. Ceci est important dans les pays en voie de développement qui vont construire l'essentiel de leurs infrastructures dans les décennies qui viennent. Une étude récente sur le Brésil montre par exemple qu'il est préférable d'implémenter sans attendre des actions relativement chères comme la mise en place de transports en

commun, car ces mesures sont longues à mettre en œuvre et nécessaires pour attendre les objectifs de long-terme de réduction des émissions de gaz à effet de serre (Vogt-Schilb et al., 2014).

Pire, certains choix sont complètement irréversibles, comme la destruction de certains écosystèmes. Ainsi, les forêts traditionnelles du Kenya sont en train d'être détruites. Et si leur rôle comme réservoir d'eau ou de carbone pourrait être restauré dans le futur, les pertes de biodiversité sont probablement irréversibles (Chapin et al. 2000). Et dans le cas du changement climatique, la fenêtre d'opportunité pour atteindre l'objectif que s'est donné la communauté internationale se referme rapidement.

Alors que faire ? Dans Hallegatte et al. (2012), nous suggérons qu'il est nécessaire de réconcilier la croissance et la réduction de la pauvreté dans les pays pauvres avec le besoin d'éviter les impacts environnementaux irréversibles. Ainsi, les efforts doivent se concentrer sur ce qu'il est indispensable de faire dans les 5 à 10 prochaines années pour éviter de bloquer les économies dans des modes de développement qui ne sont pas durables, et pour limiter les pertes environnementales irréversibles et donc les regrets futurs. Ceci peut être fait grâce à une « *croissance verte* », c'est-à-dire une croissance qui est *efficace* dans son utilisation des ressources naturelles, qui est *propre* en limitant la pollution et les impacts environnementaux, et qui est *résiliente* face aux catastrophes et aux chocs.

La croissance verte est-elle possible ?

En 1956, Robert Solow a présenté un modèle dans lequel la croissance du produit intérieur brut (PIB) provient de l'augmentation de la quantité de capital physique, de la quantité de travail (ou de capital humain), et de la productivité. Dans ce modèle, le capital physique augmente grâce à l'investissement. La quantité de travail augmente en raison de la croissance démographique, de l'augmentation du taux de participation au marché du travail, de l'éducation, et d'une meilleure santé des travailleurs. Et la productivité augmente grâce à l'évolution technologique, qui peut provenir d'investissements dans l'éducation et la recherche et développement (R&D), d'économies d'échelle, et d'apprentissage par la pratique (« *learning by doing* »).

Ce qui manque dans ce modèle, c'est l'idée que la production économique dépend du stock de ressources naturelles et de la qualité de l'environnement, c'est-à-dire que l'environnement est un facteur dans la fonction de production. Cette idée a été avancée régulièrement au moins depuis Malthus (1798), mais ce n'est que dans les années 1970 que la théorie classique de la croissance a été modifiée pour prendre en compte le « *capital naturel* » comme un facteur de production (Dasgupta et Heal 1974 ; Nordhaus, 1974 ; Solow, 1974 ; Bovenberg et Smulders, 1996). Si l'environnement est considéré comme capital productif, il est logique d'y investir, et les politiques environnementales peuvent être considérées comme des investissements.

Dans ce nouveau cadre, les politiques environnementales peuvent directement augmenter la production économique, *via* l'amélioration des conditions environnementales. Mais les politiques vertes peuvent également contribuer à la croissance économique indirectement, parce que les économies actuelles sont très inefficaces dans leur utilisation des ressources. En effet, de nombreuses défaillances de marché affectent à la fois l'environnement et l'économie. La correction de ces défaillances pourrait augmenter la productivité, et produire des bénéfices qui vont au-delà de l'environnement. Les politiques environnementales peuvent théoriquement augmenter le PIB mesuré classiquement à travers quatre canaux :

- **Les facteurs de production.** Les politiques environnementales peuvent augmenter le PIB en augmentant la quantité de capital naturel, de travail et de capital physique. Les quotas individuels de pêche transférables, par exemple, peuvent aider à maintenir et même à augmenter les stocks de poissons et donc l'activité économique qui dépend d'eux. La restauration écologique du plateau de Loess en Chine a conduit à un quasi-doublement des revenus des agriculteurs, et à une réduction significative des inondations. Les politiques environnementales peuvent aussi accroître la quantité et la productivité du travail en améliorant la santé de la population, et elles augmentent le capital physique par une meilleure gestion des risques naturels. Protéger les mangroves, par exemple, protège non seulement la biodiversité, mais peut également améliorer la résilience des zones côtières aux ouragans et aux inondations.

- **L'efficacité.** Les politiques environnementales peuvent augmenter la productivité de l'économie en corrigeant les défaillances du marché qui nuisent à l'efficacité dans l'utilisation des ressources naturelles. Un exemple classique est celui de l'efficacité énergétique. Beaucoup d'entreprises et de ménages ne réalisent pas des investissements qui permettent de réduire la consommation d'énergie à coût nul voire négatif. Ceci est dû à des défaillances de marché et à des biais comportementaux. Les politiques environnementales visant à réduire la consommation d'énergie peuvent corriger ces défaillances du marché et influencer les comportements, ce qui conduit à moins de dommages environnementaux et à une économie plus efficace, avec un potentiel de croissance plus élevé.

- **La relance.** Lors d'une récession économique, c'est-à-dire lorsque l'utilisation des capacités de production est faible et le chômage élevé, augmenter la demande par des investissements verts peut relancer l'activité et l'emploi (Zenghelis, 2011). Toutefois, le sous-emploi n'est pas toujours lié à la demande, et il peut aussi être de nature structurelle, en particulier dans les pays en développement. Dans ce cas, une relance peut s'avérer coûteuse et inefficace pour créer des emplois.

- **L'innovation.** Il a été observé que les politiques environnementales (par exemple, les taxes sur les carburants en Europe ou les permis négociables d'émission de SO₂ aux États-Unis) peuvent engendrer de l'innovation, et augmenter la production potentielle de l'économie. Comme les investissements dans les connaissances et l'innovation ont tendance à être inférieurs à ce qui est souhaitable (en raison d'externalités), des politiques qui encouragent les technologies vertes peuvent utilement les renforcer (Porter et van de Linde 1995). L'effet des politiques environnementales sur l'innovation est illustré par les investissements en R&D sur l'énergie photovoltaïque. Initialement motivés par le désir d'atténuer les émissions de gaz à effet de serre, leur succès pourrait rendre le photovoltaïque compétitif face aux combustibles fossiles, et donc accroître l'offre d'énergie électrique et réduire le coût de la fourniture d'énergie électrique (notamment dans les zones où les réseaux électriques sont absents).

Les politiques environnementales peuvent également influencer sur le bien-être par **des effets redistributifs**. Par exemple, les subventions qui incitent à la consommation d'énergie (notamment, les subventions aux carburants) sont néfastes pour l'environnement, et elles bénéficient principalement aux plus riches. Selon une étude réalisée par Arze del Granado et al. (2010) dans 20 pays en développement, les 20 % de ménages les plus riches capturent 43 % de ces subventions. Leur remplacement par des transferts monétaires ciblés (ou des subventions pour la connexion aux réseaux d'eau et d'électricité plutôt qu'à la consommation) peut donc libérer des ressources pour l'investissement public (dans les écoles ou les infrastructures) et bénéficier à la fois aux pauvres et à l'environnement.

Les politiques environnementales peuvent aussi réduire les risques qui pèsent sur la croissance, en augmentant **la résilience** aux chocs environnementaux, tels que les catastrophes naturelles ou aux chocs économiques, tels les chocs pétroliers ou la volatilité du prix des matières premières. Ce faisant, ils peuvent stabiliser la production et la consommation, ce qui augmente le bien-être.

Les compromis et les synergies entre les politiques vertes et la croissance

Bien sûr, les efforts environnementaux peuvent aussi réduire la productivité et la croissance, en forçant les entreprises à utiliser des technologies plus coûteuses ou moins productives, en réduisant la R&D dans les domaines non-environnementaux, ou en obligeant à remplacer du capital productif basé sur des technologies polluantes. Les décideurs politiques doivent donc évaluer les coûts et les avantages des politiques environnementales.

L'équilibre entre les coûts et les avantages dépend de comment ceux-ci sont définis. Dans un cadre strictement économique, une politique visant à protéger une mangrove a un coût économique (car il empêche l'élevage de crevettes, par exemple) et ne crée pas de bénéfice économique direct. Mais dans un cadre qui comprend l'évaluation des services éco-systémiques, cette politique a aussi des avantages économiques directs et valorisés, par exemple de par la protection contre les tempêtes côtières. Des politiques urbaines peuvent également être construites de manière à engendrer des co-bénéfices en termes de pollution de l'air et de santé, mais aussi d'accès au logement (Viguie and Hallegatte, 2012).

En somme, bien que de nombreux observateurs craignent que les politiques vertes n'aient des coûts importants pour des bénéfices qui ne se matérialiseront que dans le long terme, la réalité est que de nombreux bénéfices de court et moyen termes sont possibles. Et l'action est nécessaire dès aujourd'hui sur des questions qui comportent un fort risque d'irréversibilité afin de minimiser les regrets futurs.

Un point de départ est de classer les politiques potentielles de croissance verte en fonction des bénéfices qu'elles engendrent sur le court terme et de l'urgence de leur mise en œuvre, comme dans le tableau 1. Les pays en développement (en particulier les pays à faible revenu) devraient se concentrer : sur les politiques environnementales qui ont un coût économique négatif ou nul et qui créent des synergies avec le développement (telles que la planification urbaine) ; sur celles qui ont un coût économique positif, mais des impacts directs importants sur le bien-être (c'est-à-dire lorsqu'ils ciblent des biens environnementaux locaux tels que la pollution locale de l'air ou les risques naturels) ; et sur celles dont le coût peut être compensé par des ressources externes (telles que l'aide internationale).

Ce cadre (et ses implications politiques) est développé dans les rapports de la Banque mondiale « Inclusive Green Growth : the pathway to a sustainable development », publié en 2012, et « Decarbonizing Development – three steps toward a low-carbon future », publié en mai 2015.

Tableau 1 - Identifier les priorités pour construire une stratégie de croissance verte

Bénéfices locaux et immédiats Inertie et/ou risque d'irréversibilité	FAIBLES (des compromis sont nécessaires entre le court et le long terme, ou entre les bénéfices locaux et globaux)	IMPORTANTES (les politiques produisent des bénéfices locaux et immédiats)
FAIBLE (l'action n'est pas urgente)	<ul style="list-style-type: none"> • Production d'énergie bas-carbone à coût élevée • Régulation plus stricte des eaux usées • Réduction de l'usage des engrais 	<ul style="list-style-type: none"> • Eau potable, assainissement, ramassage des ordures • Production d'énergie bas-carbone à coût faible (par exemple, hydroélectricité) • Réduction des pertes de réseaux d'eau et d'électricité • Réduction de la demande d'énergie et d'eau • Petits réservoirs d'eau multi-usages
FORT (l'action est urgente)	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction de la déforestation • Protection des zones naturelles et des zones côtières • Création et réduction des quotas de pêche 	<ul style="list-style-type: none"> • Planification urbaine et de l'usage des sols • Transport public urbain • Planification familiale • Intensification durable de l'agriculture • Grands barrages et réservoir d'eau multi-usages

Remarque : les exemples fournis dans ce tableau le sont à titre indicatif, dans la mesure où les co-bénéfices et les risques d'irréversibilités sont très dépendants du contexte.

Références

- Arze del Granado J., Coady D., and R. Gillingham. 2010. "The Unequal Benefits of Fuel Subsidies: A Review of Evidence for Developing Countries." IMF WP/10/02, International Monetary Fund, Washington, DC.
- Bovenberg A. L. and S. Smulders. 1996. "Transitional Impacts of Environmental Policy in an Endogenous Growth Model." *International Economic Review* 37 (4): 861–95.
- Chapin F. S., III, E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, and S. Diaz. 2000. "Consequences of Changing Biodiversity" *Nature* 405: 234–42.
- Dasgupta, P., and G. Heal. 1974. "Optimal Depletion of Exhaustible Resources" *Review of Economic Studies Symposium*: 3–28.
- Grossman, G.M., Krueger, A.B., 1995. Economic Growth and the Environment. *The Quarterly Journal of Economics* 110, 353–377
- Hallegatte, S., G. Heal, M. Fay, D. Treguer. 2012. "From Growth to Green Growth : A Framework." [NBER Working Papers](#) 17841, National Bureau of Economic Research, Inc.
- Nordhaus, W.D. 1974. "Resources as a Constraint on Growth." *American Economic Review* 64 (May): 22–26.
- Porter, M., and C. van der Linde. 1995. "Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship." *Journal of Economic Perspectives* 9 (4): 97–118.
- Solow, R. M. 1956. "A Contribution to the Theory of Economic Growth." *Quarterly Journal of Economics* 70 (1): 65–94.
- 1974. "The Economics of Resources or the Resources of Economics." *American Economic Review* 64: 1–14.
- Victor, P.A., 2008. *Managing without growth : slower by design, not disaster*. Edward Elgar Publishing.
- Viguie V., Hallegatte S., 2012. Trade-offs and synergies in urban climate policies. *Nature Climate Change* advance online publication. doi:10.1038/nclimate1434
- Vogt-Schilb, Adrien, Stéphane Hallegatte, and Christophe de Gouvello. 2014. "Marginal Abatement Cost Curves and Quality of Emission Reductions: A Case Study on Brazil." *Climate Policy*. doi:10.1080/14693062.2014.953908
- Zenghelis, D. 2011. *A Macroeconomic Plan for a Green Recovery*. Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment, London.

Partie II : Tentatives de mesures

La mesure du capital naturel donne à voir une image de l'état de la nature. Elle permet d'appréhender à travers des indicateurs et des métriques, certes réducteurs, la richesse et les fragilités de la relation homme-nature.

Les tentatives de mesure du capital naturel se structurent autour des trois approches suivantes :

- approche biophysique d'inventaire de l'ensemble des composantes du capital naturel ;
- comptabilité physique et évaluation monétaire du capital naturel quand des dégradations sont observées ;
- évaluation des coûts écologiques non payés qui reflètent la valeur monétaire de la dégradation du capital naturel.

L'objectif de cette deuxième partie est de faire dialoguer les différentes propositions méthodologiques afin de faire émerger les innovations, les lacunes, les besoins de connaissance.

Les enjeux méthodologiques des « nouveaux indicateurs de richesse »

Florence **Jany-Catrice**
 Clersé-UMR8019, Université Lille1,
 Dominique **Méda**,
 Irisso-UMR 7170 / Université Paris-Dauphine/Collège d'études mondiales

L'article s'intéresse aux critiques apportées au Produit Intérieur Brut (PIB), notamment depuis les années 1990 par « l'école des nouveaux indicateurs de richesse » et aux diverses tentatives visant à définir et mettre en œuvre des indicateurs complémentaires et/ou alternatifs à celui-ci. Après avoir rappelé les raisons de la critique et les principes permettant la définition des nouveaux indicateurs, notamment en ce qui concerne l'implication des citoyens dans le choix de ceux-ci, l'article revient sur les apports et les limites des travaux engagés par la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social sous l'égide de Joseph Stiglitz et Amartya Sen et publiés en 2009 dans le rapport éponyme. Il s'arrête plus longuement sur deux indicateurs, proposés l'un par la Banque Mondiale, l'Épargne nette ajustée (ENA), l'autre par le Programme des Nations Unies pour le Développement, l'Inclusive Wealth Index (IWI), qui font une large place à la monétarisation, pour en montrer les limites.

Nous appartenons à un courant de pensée interdisciplinaire (parfois intitulé « l'école française de la nouvelle richesse », voir la référence bibliographique [1]), composé d'une dizaine d'auteurs ayant produit leurs premiers travaux à la charnière des années 1990 et 2000. Ce qui nous liait était à la fois : la critique des indicateurs traditionnels et dominants, notamment du produit intérieur brut (PIB) ; l'intérêt pour des indicateurs alternatifs susceptibles de mettre en évidence les dimensions collectives du bien-être ; la conviction que le choix de ces nouveaux indicateurs devait être la résultante d'un processus démocratique et non du travail en chambre d'un cénacle d'experts. La Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social mise en place en 2008 (dite Commission Stiglitz) a constitué de ce point de vue à la fois une confirmation, voire une légitimation, des travaux menés antérieurement mais aussi, à d'autres points de vue, un obstacle.

Dans une première partie, nous précisons chacun des trois éléments communs à cette école et mettons en évidence la manière dont le rapport de la Commission a redéfini la manière de poser ces questions. Dans un second temps, nous nous arrêtons sur les présupposés que requiert l'adoption d'indicateurs très médiatisés, tel que l'Épargne Nette Ajustée (ENA), auquel la Commission Stiglitz s'est intéressée ou plus récemment l'Inclusive Wealth Index (IWI).

Nouvelle conception de la richesse, nouveau processus de détermination des nouveaux indicateurs de richesse

Les années 1990 : renouveau de la critique du PIB et prise de conscience du retard français

Si la mise en évidence des insuffisances du PIB est aussi ancienne que le PIB lui-même, les contestations les plus médiatisées ont d'abord été enregistrées dans le rapport Meadows et par le Club de Rome en 1972. Les résultats, pourtant assez pessimistes à l'égard des conséquences des perspectives de croissance sur l'économie et la démographie, ont été, dans les années 70 et 80 largement oubliées et mises de côté, en particulier en réaction aux crises économiques majeures auxquelles les économies développées faisaient face. Le rapport Brundtland de la commission mondiale sur l'environnement et le développement fournit, à la fin des années 80, des arguments affirmant l'exigence forte et urgente de soutenabilité écologique pour les générations présentes et futures.

Le regain de vigueur de la contestation du PIB comme indicateur univoque de richesse depuis les années 90 est d'un autre genre pour deux raisons : d'abord parce qu'il ne s'atténue pas, ensuite parce qu'il emprunte un autre chemin que celui des simples alertes. Il est davantage rattaché à l'idée que c'est dans la quête de

croissance économique (c'est-à-dire dans l'expansion du PIB en volume) que se trouve une partie des excès dans lesquels les économies sont installées. Ces excès conduisent à des effets contre-productifs que ce soit en termes écologiques (le changement climatique est lié à la croissance, de même que la perte de biodiversité, l'épuisement des ressources naturelles non renouvelables, etc.), ou en termes sociaux (on observe une croissance des inégalités au niveau mondial, en particulier à l'intérieur des nations).

Dans ce contexte, et dès le début des années 90, deux projets émergent concomitamment. Chacun est l'occasion d'une véritable impulsion pour l'élaboration de nouveaux indicateurs. D'un côté, le Programme des Nations-Unies pour le Développement (PNUD) présente en 1990 son premier indicateur de développement humain (IDH). Largement soutenu par Amartya Sen, il prend à rebours les politiques d'ajustement structurel orchestrées par le Fonds Monétaire International et la Banque Mondiale en considérant que, pour être sur une trajectoire humaine durable, les nations doivent avoir accès à l'éducation, à la santé et à des ressources économiques. C'est l'occasion de bousculer la hiérarchie économique des pays, car, selon le Programme des Nations-Unies pour le développement, on ne retrouve pas de corrélation entre le PIB par habitant et l'indicateur composite IDH, en tout cas pour ce qui concerne les pays ayant un très haut niveau de revenu.

Parallèlement, des chercheurs élaborent un indicateur physique de soutenabilité environnementale et donnent ainsi naissance à l'empreinte écologique qui sera ensuite largement diffusée par les réseaux de la société civile, en particulier par le Footprint network et l'Organisation non gouvernementale World Wide Fund (WWF). Cet indicateur permet d'insister, de manière très pédagogique, sur l'insoutenabilité écologique du modèle de croissance mondial, sur le rôle joué par les pays riches dans celle-ci, et sur l'idée que les pays du Nord ont une dette écologique vis-à-vis des pays du Sud.

Le travail de recension systématique d'indicateurs alternatif de richesse, réalisé par Jean Gadrey et Florence Jany-Catrice en 2002 à la demande de Dominique Méda (pour le compte de la Mission Animation de la Recherche de la DARES qui avait lancé un programme sur ces questions [2]), soulignait un fourmillement d'initiatives partout dans le monde et notait, déjà, l'hétérogénéité des indicateurs proposés. Ces chercheurs insistaient également sur le fait que ce qui était en cours n'était pas un mouvement d'opposition à la comptabilité nationale, mais un mouvement de relativisation et d'intégration de la comptabilité nationale actuelle dans des problématiques multidimensionnelles. « La plupart des indicateurs innovants qui ont été conçus depuis 1990 reposent assez largement sur des données des comptes nationaux » mais « leur originalité est qu'ils ne reposent pas seulement sur elles » [3].

Ce travail s'étonnait également du retard français sur ces questions au regard d'autres pays, notamment anglo-saxons, à l'exception de quelques travaux pionniers abordant la problématique en réinterrogeant la notion même de richesse comme Dominique Méda en 1999 dans *Qu'est-ce que la richesse ?* [4], Patrick Viveret en 2002 dans *Reconsidérer la richesse* [5] ou Bernard Perret dans son rapport *Indicateurs sociaux, état des lieux et perspectives* [6].

À la fin des années 2000 cependant, la France se lance dans une multitude de réflexions sur la mesure du développement durable ou de la soutenabilité. Ainsi, le Ministère de l'environnement français publie plusieurs études sur les indicateurs de développement durable. Il met en place en 2009, à la suite du Grenelle de l'environnement, une commission de concertation en partenariat avec le Conseil économique, social et environnemental, et le Conseil National de l'Information statistique (voir encadré 1).

De même, la Commission Stiglitz inspire une série de travaux réalisés par l'INSEE (autour de l'empreinte carbone, de l'empreinte eau, d'indicateurs de satisfaction à partir de l'enquête budget temps de 2010 etc.²⁰).

²⁰ Voir la rubrique spéciale sur le site de l'Insee :

http://www.insee.fr/fr/publications-et-services/default.asp?page=dossiers_web/stiglitz/performance_eco.htm

Encadré 1 :**Les Indicateurs de développement durable (IDD) issus de la concertation nationale (2012)**

1. Emissions totales de gaz à effet de serre (défi 1)
2. Empreinte carbone (défi 1)
3. Part des renouvelables dans la consommation d'énergie finale (défi 1)
4. Consommation d'énergie dans les transports par habitant et intensité par rapport au PIB (défi 2)
5. Productivité des ressources et consommation de matières par habitant (défi 3)
6. Indice d'abondance des populations d'oiseaux communs (défi 4)
7. Artificialisation des sols (défi 4)
8. Espérance de vie et espérance de vie en bonne santé à la naissance (défi 5)
9. Taux de pauvreté monétaire après transferts sociaux (défi 6)
10. Taux d'emploi des personnes âgées de 55 à 64 ans (défi 6)
11. Insertion des jeunes (16-25 ans) hors emploi et hors formation (défi 6)
12. Aide publique au développement (défi 7)
13. Sorties précoces des 18-24 ans (sans diplôme du secondaire supérieur) (défi 8)
14. Part de la dépense intérieure en R&D dans le PIB (défi 8)
15. Part des femmes dans les instances décisionnelles (défi 9)

(Les indicateurs soulignés sont les IDD phares retenus par l'Union Européenne, soit près des deux tiers d'entre eux ; les 6 autres sont ceux qui sont issus de la concertation).

Source : « Les indicateurs nationaux du développement durable » Cécile Dormoy, Louis de Gimel, in « Les indicateurs de développement durable », La Revue du CGDD, janvier 2010.

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueCGDD_idd_1_.pdf

Comment faire le tri entre les indicateurs existants ? Une typologie raisonnée

Durant toute son histoire, c'est-à-dire depuis les années 1930 et les travaux liminaires de Simon Kuznets [7], la critique du PIB s'est toujours accompagnée de la promotion d'indicateurs alternatifs ou complémentaires à ce dernier. Les choix méthodologiques adoptés ne sont pas neutres : ils sont l'expression de la pluralité d'interprétations de ce qu'est le bien-être et, surtout, de la soutenabilité à promouvoir.

Une manière raisonnée de classer ces multiples indicateurs consiste à les identifier, d'une part, selon les valeurs qu'ils promeuvent, celles-ci pouvant être soutenues par un projet de développement humain plus soutenable et/ou par des considérations environnementales. D'autre part, ces indicateurs relèvent de méthodes de construction différentes : les uns privilégient des bilans ou des tableaux de bord de quelques indicateurs phares (à l'instar des IDD de la France), tandis que d'autres combinent diverses variables dans un même indicateur (composite ou synthétique). Les indicateurs du Programme des Nations-Unies pour le développement relèvent de formats composites, c'est-à-dire qu'ils pondèrent des variables hétérogènes sans recourir à une unité de compte commune. Les autres privilégient au contraire le recours à une unité de compte unique, souvent la monnaie : on obtient alors des PIB environnementaux ou « verts », au sens où « ils ajoutent aux chiffres de la comptabilité nationale des estimations monétaires de valeurs liées à des gains ou pertes de qualité de l'environnement, ainsi que de certaines qualités sociales » (Gadrey, Jany-Catrice, 2012, p. 69). C'est le cas également des initiatives de la Banque Mondiale (ENA) ou du PNUE (IWI) sur lesquels nous reviendrons *infra*.

À côté de ces diverses initiatives, se développent également des démarches qui prennent appui sur des mesures subjectives, celles-ci supposant qu'il revient aux individus de synthétiser les valeurs (sociales, environnementale etc.). Richard Layard a ainsi défendu l'idée qu'il est non seulement possible de mesurer le

bonheur et ses évolutions mais également nécessaire de fonder les politiques publiques sur la maximisation du bonheur, dans une vision benthamienne, ainsi que sur l'analyse rigoureuse de l'évolution des données permettant sa mesure [9].

Bilan des initiatives d'indicateurs de développement durable

	<i>Indices hétérogènes pondérés (sans monétarisation systématique)</i>	<i>PIB ajustés, par addition ou soustraction de variables monétarisées</i>	<i>Bilans cohérents et suivis sans indice composite</i>	<i>Indicateurs subjectifs : laissent aux individus le soin de choisir</i>
<i>Dominante sociale ou socio-économique, développement humain...</i>	Ex : Indicateurs du PNUD (IDH, Indice de Pauvreté Humaine (IPH) etc.) ; Indice de santé sociale (ISS), BIP40, Kids Account...	Ex : Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) de Nordhaus-Tobin	Bilans sociaux ou socio-économiques	
<i>Dominante environnementale, avec plus ou moins de critères sociaux</i>	Ex : Dashboard	Ex : PIB verts, Indicateurs de bien-être économique, Epargne nette ajustée (ENA), Inclusive Wealth index (IWI)	Bilans environnementaux ou socio-environnementaux	Ex : indicateurs de satisfaction de vie, Indicateurs de bonheur

Source : les auteures, inspirées de Gadrey, Jany-Catrice, 2012.

Faire participer les citoyens au choix des indicateurs, une nécessité

Découpler la réflexion sur les indicateurs des conditions sociales de leur élaboration et des usages sociaux qui en découleront est problématique. Cela peut en effet conduire à des solutions qui, d'un point de vue théorique, peuvent paraître séduisantes, mais qui, d'un point de vue opérationnel, sont inefficaces, trompeuses et illégitimes.

Redéfinir les richesses ou les biens communs des organisations, des territoires, voire des nations, ne peut être que le fruit de conventions partagées. Cela nécessite d'analyser les modalités d'une participation des acteurs et des forces sociales à cette construction [10] et de savoir comment (r)établir une démocratie des choix collectifs. Dans cette veine de questions, le Forum pour d'autres indicateurs de richesse (FAIR²¹) a promu le concept d'un bien-être collectif, non réductible à une somme de bien-être individuels, et affirmé la nécessité de reconnaître l'existence d'un patrimoine commun (naturel et social), qui échoit à chaque génération, dont il s'agit de faire un inventaire et dont il faudrait suivre les évolutions²².

Se pose immanquablement la question de la bonne échelle. D'un côté, des indicateurs ont gagné en légitimité du fait de leur caractère universel (le PIB ou l'IDH en sont de bons exemples). Ils occultent ce faisant les spécificités locales, et renvoient une vision dominante du développement humain ou de la soutenabilité. Mais des indicateurs élaborés par des processus de démocratie délibérative courent le risque d'être non comparables.

La forme privilégiée de la prise de décisions collectives et de choix social, est, dans ces postures, celle de forums hybrides²³, c'est-à-dire des espaces ouverts de débats et de discussions, où les experts côtoient la société civile, où les forces sociales ont leur mot à dire, où les processus délibératifs sont soignés, et où l'intelligence collective est supérieure à la somme des points de vue particuliers. Ces acteurs prennent, ensemble, des décisions raisonnées au terme de discussions sur ce que sont les « richesses du territoire ou d'une communauté », et le « bien-être pour tous ». C'est ce que tentent de faire de nombreuses initiatives

²¹ Association créée en 2008 au moment de la mise en place de la Commission Stiglitz pour organiser une pression visant à rappeler la nécessité d'un processus démocratique de choix des indicateurs de richesse et de progrès

²² Voir en particulier D. Méda [4] et [11], C. Barrère et al. [12].

²³ M. Callon, P. Lascoumes, Y. Barthe [13].

locales²⁴, en France comme ailleurs. Ces expérimentations invitent à rompre avec l'expertise technique sur les indicateurs, à se réappropriier les enjeux qu'ils portent implicitement, et à renouveler la réflexion démocratique à partir de la question de l'identification et de la préservation des droits fondamentaux, des biens communs, de l'intérêt général. Ces initiatives transforment ainsi, à leur manière, la perception des richesses, et fournissent une légitimité démocratique à leur pluralité.

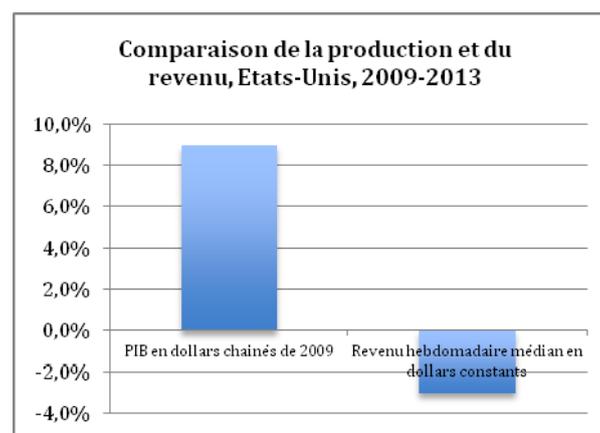
Apports et limites de la Commission Stiglitz

La Commission Stiglitz légitime l'insuffisance du PIB, adopte un point de vue individuel sur la qualité de vie (versus santé sociale) et hésite sur l'ENA

Le milieu des années 2000 a été propice à des réflexions internationales sur la reconsidération de la richesse. Après un ballon d'essai non suivi d'effet en 2001, avec un rapport intitulé « Du bien-être des Nations » dont le ton tranchait avec les publications traditionnelles de l'organisation, l'OCDE prend la tête des institutions soucieuses de repenser la mesure du progrès, sous l'impulsion notamment de son chef statisticien Enrico Giovannini. En 2007, le Parlement européen organise un grand symposium intitulé « Beyond GDP » rebaptisé par la suite « GDP and Beyond ». De même, des organisations internationales produisent des travaux visant à fournir des indicateurs de soutenabilité monétarisés (l'ENA d'abord de la Banque Mondiale et plus récemment, l'IWI du PNUE).

Mais l'initiative qui permet de légitimer la nécessité de nouveaux indicateurs de progrès et de développement soutenable est le fait d'une commission composée pour l'essentiel d'économistes, dont plusieurs prix en l'honneur d'Alfred Nobel et présidée par l'un d'entre eux, Joseph Stiglitz. Cette commission valide scientifiquement les critiques d'un usage irraisonné du PIB : son Rapport rappelle en effet les limites classiques de ce dernier et fait des propositions pour évaluer de manière plus fine la production des services dont les méthodes de mesure sont limitées par le dogme du « volume ». Il fait aussi un certain nombre de propositions pour comptabiliser le travail bénévole et le travail domestique, à partir du constat que, n'étant pas enregistrés dans les comptes, ils sont sous-estimés dans les projets publics et politiques²⁵. Plus généralement, la commission Stiglitz met en avant l'idée qu'il vaut mieux partir des comptes de la consommation plutôt que de ceux de la production pour saisir de manière plus pertinente le bien-être et qu'il importe de mieux rendre compte des inégalités en la matière.

Ainsi, comme le suggère le graphique ci-dessous, l'évolution du PIB aux États-Unis après la crise financière de 2009 (+9 % en volume) a été très différente de celle du revenu hebdomadaire médian des salariés à temps complet et temps partiel (-3 % en dollars constants).



Données du BEA et du BLS.

²⁴ Et dont il est rendu compte de la variété dans un Hors-Série d'Alternative Économiques, « La richesse autrement », FAIR [14].

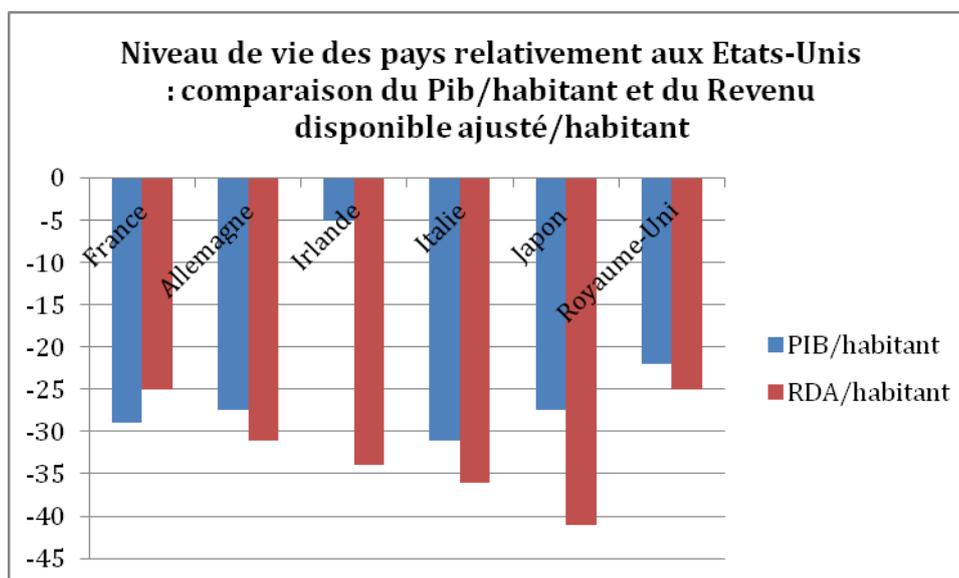
²⁵ La question des effets de la non-prise en compte du travail domestique et du loisir dans le PIB et de son éventuelle intégration dans celui-ci est controversée, cf. Jany-Catrice Florence, Méda Dominique, « Femmes et richesse : au-delà du PIB » [8].

Les travaux post-Commission Stiglitz engagés, notamment en France, sont l'occasion, pour l'INSEE d'explorer, plus que par le passé, les niveaux d'inégalités selon différents indicateurs. C'est le cas de la diffusion du « revenu disponible ajusté ». Selon le PIB/habitant, les principaux pays européens et le Japon se situent environ 25 % en dessous du niveau de richesse par rapport aux États-Unis (voir le graphique suivant).

À partir d'une mesure des revenus disponibles ajustés, c'est-à-dire des revenus qui reviennent effectivement aux ménages si des estimations des dépenses publiques d'éducation et de santé qui leur profitent directement sont ajoutées, les résultats diffèrent sensiblement : la France a alors un meilleur niveau de vie, tandis que le Japon ou l'Irlande ont un niveau de vie bien moindre (INSEE, 2010).

Il s'agit de réelles avancées. Mais sur d'autres points, les travaux de la Commission Stiglitz sont nettement plus discutables.

Comptes nationaux annuels de l'OCDE



Source : Insee Références, L'économie Française, juin 2010.

Concernant la possibilité de prendre en considération l'idée de santé sociale – promue par le Forum pour d'autres indicateurs de richesse - pour rendre compte des évolutions de la cohésion ou de la décohésion sociale à partir d'indicateurs d'évolution des inégalités et donc des risques de balkanisation ou d'explosion sociale, la Commission retient une entrée par la « qualité de vie », ce qui lui permet de combiner des dimensions individuelles et des dimensions sociales. Deux pistes sont approfondies. L'une rend compte de la qualité de vie en s'appuyant sur les déclarations subjectives des individus et l'analyse de leur satisfaction, de leurs sentiments, et de leurs affects. Elle trouve ses fondements dans les théories de la psychologie hédoniste et s'inscrit directement dans la lignée des travaux économiques utilitaristes qui étudient ce qui rend l'expérience de la vie (individuelle) plaisante ou déplaisante. Le rapport montre un réel intérêt pour l'indice U de D. Kahneman et A. Krueger qui « mesure la part du temps durant laquelle le sentiment dominant d'un individu est négatif » (p. 236). L'autre, relevant d'une vision plus objectivée de la qualité de vie, est établie à partir d'un panorama circonscrit aux compétences de ses membres. Elle rend compte des différentes variables susceptibles de donner des informations sur les différentes dimensions de la qualité de vie, telles que la santé, le travail (rémunéré et domestique), les trajets domicile travail, les loisirs, le logement, la gouvernance, les liens sociaux, ou encore l'insécurité dans toutes ses facettes.

Concernant la question de la soutenabilité, la Commission suggère que les stocks de richesse dont il est pressenti qu'ils s'épuisent progressivement pour pouvoir assurer le maintien de la croissance économique annuelle, soient enfin estimés. Sur ce principe, c'est aussi une avancée. Le Rapport déclare cependant se limiter d'emblée aux aspects économiques de la soutenabilité, suggérant qu'il est nécessaire de bien distinguer les données du bien-être présent et du bien-être futur, et considérant comme peu rigoureuses les initiatives visant à les fusionner dans un même agrégat. Le Rapport défend certes l'idée de tableaux de bord recensant des ressources physiques, mais hésite quant à la prise en compte d'un indicateur monétarisé du

fait de la propriété agrégative de cette unité de compte permettant de tenir compte simultanément des dimensions économiques, sociale et environnementale. Cette hésitation est notamment perceptible dans la mise en avant de l'ENA dans son rapport intermédiaire en avril 2009, finalement mise à l'écart dans son rapport final rendu en septembre 2009. Entre-temps, en juillet 2009, le Forum pour d'autres indicateurs de richesse a publié une note critique attirant l'attention sur les avancées du rapport Stiglitz mais également sur les risques attachés à la monétarisation en général et à l'ENA en particulier²⁶ qui n'est sans doute pas sans lien avec la plus grande réserve dont fera montre la version finale du rapport.

L'ENA : genèse d'un indicateur plein de dangers

En réservant une place à l'épargne nette ajustée, indicateur synthétique monétarisé développé et diffusé par la Banque mondiale [16], la Commission Stiglitz laisse entendre que la soutenabilité nécessite un stock de capital constant dans le temps, capital mesuré ici sous l'angle du capital économique (épargne brute des ménages ajustée), du capital naturel (estimation monétaire des dommages aux actifs naturels), et du capital humain (dépenses d'éducation). Cela correspond à l'idée que la société doit être en capacité de donner aux générations futures un ensemble d'opportunités « économiques » au moins aussi grand qu'aux générations présentes. Cet indicateur n'évite pas un certain nombre d'écueils, centraux si l'on vise une réflexion sur le « progrès »²⁷ ou le développement humain soutenable.

Parmi ces écueils, le plus central est le langage qui est privilégié : celui du recours à la monnaie. L'idée n'est pas nouvelle. De nombreuses initiatives se sont développées visant à donner une valeur monétaire à des composants de l'activité humaine ou à des biens qui n'étaient pas « visibles » à cette aune. Ce fut le cas des mesures monétaires des coûts sociaux et environnementaux des actes productifs des hommes réalisées par Nordhaus et Tobin, en 1973 ; de la monétarisation des services rendus par la biodiversité²⁸; voire de la monétarisation des impacts sociaux. Sans doute, la monétarisation des richesses non marchandes et non monétaires peut-elle, un temps, « marquer » les esprits, à l'instar de l'électrochoc qu'a pu provoquer la publication du rapport Stern sur le coût économique de la non-action vis-à-vis des effets sur l'environnement et sur les sociétés du réchauffement climatique. L'idée que ne rien faire pourrait à moyen/long terme coûter beaucoup plus cher qu'agir aujourd'hui, constitue un moyen de persuasion de ceux qui sont surtout réceptifs à ce type d'argumentation. Par ailleurs, on doit soigneusement distinguer le fait de donner un « prix » censé refléter une valeur, de celui de donner un prix « politique » sans rapport avec celle-ci ou encore du coût d'une action ou d'une non-action. Le recours à la monétarisation souffre néanmoins de nombreuses critiques difficilement dépassables²⁹.

D'abord, il nécessite la construction de prix dans des espaces qui ne les utilisent pas. Ces prix fictifs ou implicites sont élaborés à partir de représentations discutables, dans un cadre utilitariste, et à partir de méthodes parfois controversées. Parmi elles, la méthode du consentement à payer -ou à recevoir- est souvent privilégiée. Cette méthode établit un prix à partir de questionnaires adressés aux individus qui expriment alors leurs préférences en termes monétaires. À partir de différents scénarios, des questions du type « combien seriez-vous prêt à recevoir en compensation de la dégradation de tel ou tel élément de la biodiversité ? » sont soumises à des agents représentatifs. Différents travaux montrent des résistances fortes vis-à-vis de telles enquêtes, qu'elles soient liées à une impossibilité cognitive d'attribuer un montant monétaire à une situation qui en est dépourvue, ou à une volonté politique ou éthique de résister à cette forme de valorisation, attribuant alors un « zéro de protestation » à l'exercice de valorisation, ou refusant tout simplement l'exercice³⁰. L'approche par le marché pour évaluer des actifs est en effet incapable de reconnaître certaines valeurs et s'oppose même à leur expression selon Clive Spash [22]. Enfin, l'expansion de la monétarisation à des espaces qui en étaient jusque-là préservés est aussi l'expression d'une incapacité collective à faire reconnaître d'autres valeurs que la valeur monétaire³¹. Ce type d'évaluation économique s'appuie en effet sur l'idée que les valeurs sont toujours préformées et exclut la notion même de délibération dans la construction de la formation du jugement.

²⁶ <http://www.idies.org/index.php?post/Le-rapport-Stiglitz-%3A-un-diagnostic-lucide-une-methode-discutable-et-des-propositions-qui-ne-sont-pas-a-la-hauteur-des-enjeux2>. Voir aussi Florence Jany-Catrice, Dominique Méda, 2011, "Le rapport Stiglitz et les limites de l'expertise", note de travail de l'IDIES, n° 14

²⁷ Méda D., 2009, « Quel progrès faut-il mesurer ? » [17].

²⁸ Chevassus-au-Louis et al. « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique » [18].

²⁹ Au moment de la rédaction de cet article est paru un ouvrage qui fait un point précis de l'intérêt mais aussi des critiques qui peuvent être apportées à la monétarisation, cf. Jean Gadrey, Aurore Lalucq, « Faut-il donner un prix à la nature ? » [15].

³⁰ J. Milanese, "La nature est elle soluble dans l'utilité ?" [19] ; F. Jany-Catrice, « Quand mesurer devient maladif » [20].

³¹ J. Gadrey, F. Jany-Catrice, "Les nouveaux indicateurs de richesse" [3].

Ensuite, la monétarisation produit une mise en équivalence complète de toutes les dimensions mesurées, quelle que soit leur hétérogénéité, suggérant qu'une substituabilité entre les composants est toujours possible et que la dégradation de l'un d'entre eux peut toujours être compensée (être réparée) par l'autre³². Cette manière de comptabiliser des perspectives de dégradations fait fi du caractère irréversible de certains dommages ou du franchissement de certains seuils critiques³³ (dégât nucléaire, extinction d'espèces vivantes, destruction d'un écosystème, changement climatique, décohésion totale) auquel aucun investissement économique ne pourra remédier.

Enfin, même si la plupart de leurs promoteurs s'en défendent, ces processus de valorisation monétaire apparaissent comme une des prémices de l'identification de gisements d'activités et de leur marchandisation, en ce que le langage de la monétisation peut préparer les esprits à la mise en marché³⁴. Mettant en avant l'idée de « croissance verte », les débats de Rio+20 confirment largement cette suspicion. Cette appellation recouvre dans les faits et de manière ambiguë deux dynamiques : l'identification de nouvelles activités visant à se substituer aux activités industrialo-polluantes (ex : la voiture électrique, parfois représentée comme le paradigme de la croissance verte) ; mais aussi l'identification de nouveaux gisements de croissance économique dans les sphères jusque-là non marchandes. Les nouvelles technologies apparaissent dès lors à la fois comme un possible réservoir de croissance et le moyen déterminant, symbole du génie humain, susceptible de faire échec à l'idée qu'il faudrait désormais limiter le rythme de la croissance³⁵.

L'IWI : l'oubli de l'environnement

Très médiatisé au moment de Rio+20, l'IWI a été développé par des économistes, notamment Partha Dasgupta, dans le cadre du Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUE). L'objectif de cet indicateur est à la fois de rompre avec l'IDH du PNUD dont le principal défaut est de ne pas enregistrer de dimension environnementale et de rivaliser avec l'ENA, qui reste un indicateur de flux (somme de flux de capitaux) tandis que l'IWI vise à synthétiser des stocks de capitaux constitutifs du bien-être.

Dans l'IWI, trois types de capitaux (économique, humain et naturel) sont synthétisés et estimés sur une base monétarisée. Il s'agit en quelque sorte d'opérer un inventaire monétarisé des stocks (ou des rentes) de ces capitaux. La pluralité des valeurs de la soutenabilité est, dans l'IWI, exprimée par le recours à des prix. Qu'ils soient ceux du marché, ou le fruit d'évaluations contingentes, ces prix viennent ainsi révéler les préférences des individus quant à ce qui doit être préservé comme l'ont mis en évidence Géraldine Thiry et Philippe Roman [25].

Justiciable des mêmes critiques que l'ENA, l'IWI nous semble pourtant encore plus critiquable. En effet, des « capitaux naturels » essentiels tels que la régulation du climat, des inondations, les sols fertiles, la biodiversité, l'eau potable, n'ont pas été retenus dans cette mesure de la richesse. Les raisons invoquées sont que leur estimation défie la mesure et que les inclure supposerait valide l'hypothèse de la substitution des capitaux, ce dont leurs promoteurs se défendent. En excluant cependant de cette mesure de soutenabilité ces éléments essentiels, des résultats fournis posent de redoutables questions, ce que le FAIR note depuis 2012 : avec l'IWI, le pays qui détient le plus haut taux de croissance de sa soutenabilité globale est... la Chine. Et tous les pays riches évoluent paisiblement vers la soutenabilité globale, y compris les Etats-Unis. Or on sait que, pour ces pays et pour bien d'autres, tous les vrais indicateurs de pression écologique et de santé sociale sont largement dans le rouge et reflètent une dégradation considérable.

³² D. Méda, F. Jany-Catrice [9] ; I. Cassiers, G. Thiry [22].

³³ Voir en particulier Rockström et al. 2009 [23] et Anthony D. Barnosky et al. [24].

³⁴ Dans l'encadré 7 de la Synthèse à l'attention des décideurs du rapport du PNUE, L'économie verte, 2011, le recours à la théorie de la richesse inclusive est recommandé. Il s'agit de la méthode présentée par la Banque Mondiale dans son rapport de 2006, "Where is the Wealth of the Nations ? Measuring Capital for the First Century". Dans le même rapport, le PNUE considère que les négociations commerciales menées à Doha sous l'égide de l'OMC pourraient contribuer de façon significative à la promotion de l'économie verte, visant particulièrement la suppression des barrières tarifaires et non tarifaires sur les biens et services environnementaux et la libéralisation des échanges sur les produits agricoles.

³⁵ Voir D. Méda, « La Mystique de la croissance. Comment s'en libérer » [11] et Attac, « La Nature n'a pas de prix. Les méprises de l'économie verte », Les Liens qui libèrent, 2012

Conclusion

La commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social, mise en place pour tirer les conséquences des limites du PIB, a opté pour un travail d'expertise en chambre, suscitant deux critiques majeures de la part des mouvements scientifiques et associatifs constitués depuis quelques années ou spécialement à cette occasion autour de la cause des nouveaux indicateurs. La première concerne le caractère mono-disciplinaire de la composition de la commission, la grande majorité des protagonistes étant économistes, et l'essentiel de l'argumentation mobilisée étant d'ordre économique, alors même que la pluridisciplinarité s'impose³⁶. L'autre vise la mise à l'écart de procédures qui auraient pu conduire à une expertise élargie, à la valorisation de controverses, en recourant par exemple à des auditions, comme cela se fait fréquemment en démocratie sur ces sujets aussi fondamentaux et comme cela avait par exemple été fait par le Conseil économique, social et environnemental sur le même sujet à la même époque, voire à des procédures démocratiques plus radicales permettant aux premiers concernés - les citoyens -, de répondre à la question de savoir ce qui compte pour l'inscription dans la durée de la société dont ils sont membres, les résultats de ces consultations étant à confronter avec ceux d'autres pays de manière à pouvoir déterminer des indicateurs, complémentaires ou alternatifs au PIB, centrés sur les évolutions des patrimoines critiques, mobilisables par l'ensemble de la communauté internationale à l'instar du système de comptabilité nationale 2008.

Ce faisant, la commission n'a pas mené de réflexion approfondie sur la légitimité de ses propositions de nouveaux indicateurs, affirmant, pour les indicateurs composites le caractère « arbitraire » des choix (en termes de dimensions retenues, de variables, ou encore, dans le cas d'indicateurs synthétiques ou composites, des pondérations).

Sortir de l'arbitraire sur des questions d'intérêt général suppose d'expérimenter des formes d'élaboration de préférences collectives. Cela nécessite de valoriser le dialogue entre acteurs divers, confrontant leurs exigences, et ne se limitant pas aux critères des experts spécialisés, ce qui peut être source et renforcement de la légitimité. Ce n'est qu'à cette condition que de nouveaux indicateurs pourront être considérés comme des conventions partagées. Avec l'adoption de la loi sur les nouveaux indicateurs de richesse, la France entre désormais dans une période d'apprentissage du mixage entre consultation démocratique et expertise : Cette loi rendait obligatoire, au moment du projet de la loi de finances, la publication d'indicateurs de qualité de vie et de développement durable et laissait au débat citoyen le choix de ces derniers. Le Conseil Economique Social et Environnemental et France Stratégie, sollicités pour réaliser l'exercice, ont proposé puis arrêté après une concertation réduite une liste de dix indicateurs complémentaires dont l'évolution disparate ne sera pas simple à interpréter mais qui constitue néanmoins un premier pas vers la remise en cause de la domination du PIB engagée depuis la fin des années 1990³⁷.

³⁶ Sur la nécessité d'une approche pluridisciplinaire, voir le rapport du philosophe Tom Dedeurwaerdere, intitulé « Les sciences du développement durable pour régir la transition vers la durabilité forte », qui propose notamment un programme de réforme institutionnelle pour les sciences du développement durable.

http://biogov.uclouvain.be/staff/dedeurwaerdere/2013-01-11-rapport%20science%20pour%20DD_FR.pdf ; sur la nécessité de prendre en considération les sciences naturelles, voir par exemple le dernier rapport du Club de Rome, Ugo Bardi, Le Grand Pillage, Institut Veblen/Les petits matins, 2015, qui développe une approche fondée sur la chimie.

³⁷ Voir <http://www.alterecoplus.fr/economie/nouveaux-indicateurs-de-richeesse-rien-nest-joue-201504090600-00001167.html>

Références

- [1] Th. Pouch, « *Actualité de la richesse, oubli de l'économie politique?* », L'Homme et la Société, n°156, 2006
- [2] A. Sharpe, Dominique Méda, Florence Jany-Catrice et Bernard Perret, « *Débat sur l'Indice du bien-être économique* », Travail et emploi, n° 93, 2003
- [3] J. Gadrey, F. Jany-Catrice, « *Les nouveaux indicateurs de richesse* », Repères, La Découverte, 2012
- [4] Dominique Méda, « *Qu'est-ce que la richesse ?* », Aubier, 1999, rééd. Champs-Flammarion
- [5] P. Viveret, « *Reconsidérer la richesse* », Les Editions de l'Aube, 2003
- [6] B. Perret, « *Indicateurs sociaux, état des lieux et perspectives* ». Rapport pour le Conseil de l'Emploi, des Revenus et de la Cohésion sociale (CERC), janvier 2002
- [7] Simon Kuznets, "*National Income and Its composition*", 1919-1938, National Bureau of Economic Research, 1941
- [8] Jany-Catrice Florence, Méda Dominique, « *Femmes et richesse : au-delà du PIB* », Travail, genre et sociétés, 2011/2 - n° 26, pp. 147-171
- [9] Dominique Méda, Florence Jany-Catrice, « *L'impossible politique du bonheur* », in Sécurité sociale, CHSS, novembre-décembre, 6/2011, pages 311-314
- [10] J. Gadrey, « *Les conventions de richesse au cœur de la comptabilité nationale. Anciennes et nouvelles controverses* », in F. Eymard-Duvernay (dir.), *L'économie des conventions, Méthodes et résultats*, La Découverte, 2006
- [11] D. Méda, « *La Mystique de la croissance. Comment s'en libérer ?* », Flammarion, 2013
- [12] Barrère C. et al. (éd.), « *Réinventer le patrimoine. De la culture à l'économie, une nouvelle pensée du patrimoine* », Paris, L'Harmattan, 2004.
- [13] M. Callon, P. Lascoumes, Y. Barthe, 2001, « *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique* », Paris, Le Seuil
- [14] FAIR, *La richesse autrement*, Hors série N° 48, Alternatives économiques, mars 2011
- [15] J. Gadrey, A. Lalucq, *Faut-il donner un prix à la nature ?*, Institut Veblen/Les petits matins, mars 2015
- [16] World Bank, 2006, "*Where is the Wealth of Nations? Measuring Capital for the 21st Century*", ed. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank
- [17] D. Méda, 2009, « *Quel progrès faut-il mesurer ?* », Esprit, juin, pp. 86-118.
- [18] Chevassus-au-Louis et al. « *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique* », La Documentation française, 2009
- [19] J. Milanese, "*La nature est elle soluble dans l'utilité ?*", VertigO, volume 10, numéro 2, septembre 2010
- [20] F. Jany-Catrice, « *Quand mesurer devient maladif* », in Qui décide de ce qui compte, Projet, n° 331, décembre 2012
- [21] C. L. Spash, "[How Much is that Ecosystem in the Window? The One with the Bio-diverse Trail,](#)" *Environmental Values*, White Horse Press, vol. 17(2), pages 259-284, May 2008.
- [22] I. Cassiers, G. Thiry, "*Du PIB aux nouveaux indicateurs de prospérité : Les enjeux d'un tournant historique*". In Cassiers I., "Redéfinir la prospérité. Jalons pour un débat public" (Monde en cours), Editions de l'Aube : La Tour d'Aigues, 2011, p. 49-76
- [23] Rockström et al. 2009, "A safe operating space for humanity", *Nature*, 461, 472-475
- [24] D. Anthony, Barnosky et al., "Approaching a state shift in Earth's biosphere", *Nature*, vol. 486, 7 June 2012, p. 52-58
- [25] Géraldine Thiry, Philippe Roman, "*The Inclusive Wealth Index. A Sustainability Indicator, Really?*" FMSH-WP-2014-71, 2014

Comptabilité nationale et prise en compte du patrimoine naturel

André Vanoli,
Association des comptables nationaux

Une première partie présente rapidement le modèle conceptuel de richesse globale développé par les économistes. Elle examine ses implications si on cherche à étendre le champ de la comptabilité nationale au patrimoine naturel, en particulier aux écosystèmes. Les principales exigences qui découlent d'un tel objectif sont en termes de complétude, de valorisation, d'intégration et de durabilité. Pour des raisons à la fois conceptuelles et pratiques, la recherche d'une fusion totale entre la comptabilité nationale économique et une comptabilité éventuelle hypothétique en valeur monétaire des actifs et des services d'écosystèmes « en vraie grandeur » est jugée peu réaliste.

Une seconde partie suggère une approche limitée à l'intégration de la mesure de la dégradation des écosystèmes. Les concepts de coûts écologiques non payés, de dette écologique et de demande finale aux coûts totaux ont été proposés à cet effet. Économie et Nature sont conçues comme deux entités distinctes. Les éventuels coûts écologiques non payés donnent lieu à des transferts en capital de la Nature à l'Économie, et représentent une variation de la dette écologique de cette dernière.

Le modèle conceptuel de richesse globale et ses exigences

L'approche du développement durable est généralement présentée dans un cadre conceptuel théorique qui étend la richesse (le patrimoine) au-delà du patrimoine économique produit, corporel ou incorporel, de manière à y inclure les autres composantes de la richesse globale que sont le capital humain, le capital social et les actifs naturels (en fait, les ressources naturelles cultivées sont déjà incluses dans le patrimoine économique produit en comptabilité nationale). Dans cette optique, la notion de richesse globale (inclusive wealth) a vocation à couvrir toutes les sources de bien-être. Celui-ci est durable (sa variation est positive ou nulle) si la variation de la richesse globale par tête, en admettant la substituabilité des divers types de richesse entre eux, est non-négative. L'existence de limites à la substituabilité implique qu'à la fois la variation de la richesse globale par tête et celle des actifs naturels critiques par tête (ceux auxquels d'autres types d'actifs ne sont pas substituables) soient non-négatives. La valeur des stocks des différentes composantes de la richesse globale est censée être mesurée par la valeur actualisée des flux de services qu'ils génèrent.

Dans ce contexte, référence est souvent faite à un article de Martin L. Weitzman paru en 1976 dans lequel celui-ci s'efforce, au prix d'hypothèses fortes, de justifier une interprétation du produit ou du revenu national net, dans un cadre de richesse globale, en termes à la fois de bien-être et de durabilité [7].

Il est souvent demandé, de manière pressante, à la comptabilité nationale de se placer dans un cadre conceptuel de ce type afin de prendre en compte dans ses évaluations les stocks d'actifs ainsi élargis et les biens et services qui en découlent.

Le cas du capital humain, envisagé dans toute son extension, c'est-à-dire comme couvrant à la fois les actifs humains corporels (les êtres depuis leur naissance) et les actifs humains incorporels sous forme principalement d'actifs d'éducation, a été discuté de longue date par les économistes et les statisticiens. Les grandes difficultés soulevées par l'inclusion éventuelle du capital humain ainsi entendu dans la comptabilité nationale ont été mises en lumière³⁸. Un consensus s'est établi parmi les comptables nationaux pour considérer que l'estimation du capital humain relevait d'un compte satellite de la comptabilité nationale plutôt que de son introduction problématique dans le cadre central intégré de celle-ci. Les travaux de ce type ont été en général limités au capital éducatif. Outre l'analyse des relations entre l'investissement éducatif, son stock et le niveau et l'évolution des revenus des individus, l'objectif principal des travaux sur le capital humain est de

³⁸ Pour une brève synthèse, centrée sur les travaux de John Kendrick dans les années soixante-dix, voir A. Vanoli « Une histoire de la comptabilité nationale » (voir la référence [5] de la bibliographie en fin d'article).

contribuer aux estimations de productivité globale des facteurs pour l'ensemble d'une économie ou les branches d'activité économique. On perçoit aisément que, sauf au niveau global où une économie peut être éventuellement conçue comme un agent économique unique représentatif, la distinction est nécessaire entre les actifs que les unités de production utilisent et les actifs que les unités de production possèdent. En fait les problèmes que soulève la question de la représentation du capital humain à la fois dans les comptabilités micro et macro appellent une analyse d'ensemble des ressources humaines dans un cadre comptable complémentaire qui comporterait de nombreuses variantes.

Quant à la notion de capital social, en dépit de son importance effective et symbolique, elle demeure très floue et relève manifestement d'autres modes d'appréhension que les évaluations en termes de valeur monétaire au sens de la comptabilité nationale.

Il faut ajouter que le concept de développement durable, tel qu'il a été conçu au niveau mondial dans les années 90, comporte une dimension d'équité intergénérationnelle et intragénérationnelle qui soulève manifestement des questions éthiques. Le système d'information statistique dans son ensemble se voit demander à juste titre d'insister sur l'observation et la mesure des distributions, qu'elles concernent les flux de revenu, de consommation, etc., ou les patrimoines. L'objectif est de disposer d'éléments cruciaux d'appréciation de l'état et de l'évolution des sociétés. Mais les choix éthiques eux-mêmes - explicites ou implicites -, permettant de juger de cette dimension de la durabilité du développement - à propos desquels d'ailleurs la notion de niveau critique n'est pas facile à concevoir - incombent aux sociétés particulières et à la communauté humaine dans son ensemble.

Finalement, la demande sociale effective adressée à la comptabilité nationale au titre de la mesure de la durabilité du développement porte essentiellement sur la prise en compte par celle-ci du patrimoine naturel. C'est donc aux relations entre l'économie et la nature que le présent texte est consacré.

Il faut distinguer d'une part la nature comme source de ressources naturelles (de biens) extractibles dont la disponibilité diminue par prélèvement, d'autre part la nature comme source de services d'écosystèmes dont la quantité et la qualité peuvent être réduites du fait de la dégradation des actifs naturels.

Prendre en compte dans la comptabilité nationale ces deux rôles de la nature et les deux types de relations entre l'économie et la nature qu'il faut représenter à leur propos pose des problèmes très différents et soulève des difficultés dont l'ampleur varie de manière considérable.

Les ressources naturelles

En vérité, la question de l'épuisement de ressources naturelles du fait de leur extraction aurait pu être réglée depuis longtemps de manière plus satisfaisante directement dans le système traditionnel de comptabilité nationale. Les ressources naturelles non cultivées font, dans certaines conditions, partie des actifs économiques au sens de celui-ci en tant qu'actifs non produits (par l'économie), mais jusqu'à aujourd'hui la valeur totale des ressources extraites, y compris leur valeur avant extraction mesurée par la rente, est incluse à la fois dans la mesure du Produit intérieur brut et dans celui du Produit intérieur net, une solution qui est critiquée de longue date.

Dès sa première version de 1993, le Système de comptabilité intégré de l'environnement et de l'économie, des Nations-Unies, Experimental ecosystem accounting, (SEEA 1993) a proposé de soustraire du produit intérieur des comptes nationaux les coûts d'épuisement (depletion costs) correspondant à l'épuisement quantitatif des ressources naturelles non produites comme une des modalités du calcul d'un « produit intérieur net ajusté dans l'optique de l'environnement » ou « Éco-produit intérieur ». Le SEEA 2012 a précisé cette solution en proposant une séquence des comptes économiques modifiée. Celle-ci soustrait de la valeur ajoutée nette (obtenue en déduisant la consommation de capital fixe de la valeur ajoutée brute) le montant estimé de l'épuisement des ressources naturelles pour calculer une « valeur ajoutée nette ajustée pour l'épuisement ». Il s'agit d'un traitement analogue à celui de la consommation de capital fixe, mais qui intervient dans une étape additionnelle du processus comptable. Une conséquence de cette solution est que le PIB, qui somme essentiellement les valeurs ajoutées brutes des branches de production, n'est pas modifié. Seul le PIN est réduit.

Une solution préférable serait de considérer la valeur de l'épuisement d'une ressource non renouvelable (le cas de l'extraction des ressources naturelles non cultivées renouvelables est plus complexe, puisqu'est alors en jeu seulement l'extraction effectuée au-delà de la capacité de renouvellement de la nature ; je laisse de côté ce point que j'ai développé par ailleurs, cf. [4]) comme la valeur de la cession (par le propriétaire en

faveur de l'extracteur, lesquels peuvent tous deux constituer éventuellement la même unité économique) d'une fraction du stock de la ressource considérée. Le traitement en cession d'actif à enregistrer au compte de capital de l'économie aurait notamment comme conséquence de réduire la valeur du PIB et pas seulement celle du PIN³⁹.

Quoi qu'il en soit, la prochaine version du SCN/SEC inclura très probablement sur ce point une solution meilleure que celle d'aujourd'hui. Mais il faut être conscient du fait que, s'agissant des ressources naturelles, les problèmes à résoudre sont simplifiés parce qu'il s'agit en général de ressources marchandes. On dispose donc de beaucoup d'informations sur les quantités et les prix des ressources extraites et souvent aussi, même si elles sont plus incertaines, sur les stocks prouvés ou potentiels en quantités physiques (les lacunes principales de l'information concernent les ressources aquatiques renouvelables non cultivées qui ne sont pas directement observables). Les problèmes principaux à résoudre sont d'ordre conceptuel ou de traitement de l'information.

Les écosystèmes

Représenter et mesurer dans la comptabilité nationale les stocks et les services d'écosystèmes non cultivés (dans le cas des cultures, flux et stocks font partie de la comptabilité nationale usuelle) est une tout autre affaire puisque ce qu'il s'agit de comptabiliser se situe alors, pour l'essentiel, en dehors du domaine des transactions économiques que la comptabilité nationale (via le système statistique) observe, analyse, mesure et synthétise. La fraction des flux liés aux écosystèmes non cultivés qui, à la marge, donne déjà lieu à des transactions économiques est prise en compte avec celles-ci, elle est dite internalisée (et se trouve en général très vite difficile à observer *ex post*). Elle est donc laissée de côté dans ce qui suit.

Étendre le champ du patrimoine (de la richesse) dans la comptabilité nationale de façon à y inclure « en vraie grandeur » les écosystèmes (peut-être faudrait-il préciser « écosystèmes naturels » du fait de l'utilisation au cours des dernières années du concept d'écosystèmes dans de nombreux domaines de l'activité humaine) implique des exigences qui tendent à se renforcer les unes les autres.

La première est **une exigence de complétude**. Cette formulation peut surprendre puisqu'une couverture complète au niveau national fait par définition partie de l'idée même de comptabilité nationale. Mais, il faut voir ce que cela implique dans le cadre conceptuel théorique brièvement résumé au début de ce texte. Le patrimoine naturel (l'ensemble des actifs naturels) doit être représenté dans sa totalité. De même les services (on peut laisser les biens, on l'a vu, de côté) doivent être représentés dans leur totalité. Dans ce contexte théorique, les actifs d'écosystèmes et les services d'écosystèmes doivent être représentés et mesurés de manière cohérente. Cela veut dire que, en conformité avec la mesure théorique de la valeur des actifs économiques par la valeur actuelle des services qui en seront tirés, la valeur d'un actif d'écosystème serait mesurée par la valeur actuelle des services d'écosystèmes qui en proviennent.

Si donc on préconise, comme le fait à titre expérimental le SEEA 2012, l'établissement de comptes de services d'écosystèmes en termes physiques, de comptes d'actifs d'écosystèmes en termes physiques et aussi de comptes de services d'écosystèmes en termes monétaires et de comptes d'actifs d'écosystèmes en termes monétaires, on se trouve devant une ambition qui, non seulement est très considérable, mais dont on peut se demander si elle est, dans toute son extension, conceptuellement fondée pour un système d'observation *ex post*, comme la comptabilité nationale, qui doit rester ancré dans le réel, même si on accepte l'idée qu'une certaine dose d'imputations et de modélisation est inévitable pour prendre en compte (mais dans quelles limites ?) des phénomènes qui s'éloignent du champ des transactions économiques directement observables. La question de la représentation et de la mesure des fonctions écologiques vitales remplies par les écosystèmes est particulièrement complexe.

La seconde **exigence** est celle **d'une valorisation homogène et cohérente, tant au niveau micro qu'au niveau macro, avec le mode de valorisation habituel de la comptabilité nationale du SCN/SEC** (plus précisément, c'est celui du cadre conceptuel central du SCN/SEC dont émanent les agrégats courants de PIB, de Revenu national brut, de Dépense nationale brute et de valeur nette du Patrimoine économique). Pour que des flux ou des stocks estimés « en termes monétaires » puissent être intégrés dans le cadre central du SCN/SEC, leur valorisation doit pouvoir être interprétée comme ayant été effectuée en « équivalents valeurs

³⁹ Pour en savoir plus, on peut se reporter à la partie IV (Depletion/extraction of natural resources (renewable or non-renewable) and adjustment of GDP and NDP) de ma communication à la Conférence 2012 de l'IARIW : Towards the Estimation of Final Demand at Total Costs (paid economic costs plus unpaid ecological costs) in an Extended National Accounting Central Framework (version française disponible sur demande).

de transaction ». ⁴⁰ Les valeurs de transaction sont le mode de valorisation du cadre central du SCN/SEC.

Or, les modes d'estimation des services d'écosystèmes proposés et mis en œuvre par les économistes fournissent des valeurs qui ne constituent pas en général des « équivalents valeurs de transaction ». Ils sont en effet le plus souvent basés sur des estimations du consentement à payer (« willingness-to-pay ») des personnes pour des services d'écosystèmes au travers d'enquêtes dites d'évaluation contingente dans lesquelles sont en jeu des modifications à la marge de la disponibilité de services d'écosystèmes dans des conditions spécifiques, notamment de localisation⁴¹. Ces consentements à payer incluent les surplus du consommateur que les valeurs de transaction des comptes nationaux n'incluent pas. Dans une terminologie traditionnelle, il s'agit donc d'estimations de valeurs d'usage (éventuellement de non-usage) et non de valeurs d'échange⁴².

Cette exigence quant au mode de valorisation est particulièrement forte si on se situe dans la perspective **d'une intégration comptable complète (troisième exigence)** des actifs et services d'écosystèmes et des actifs et des produits économiques, l'hypothèse de départ sur laquelle la première partie du présent texte réfléchit.

Puisqu'il existe des *services d'écosystèmes* qui sont *rendus directement aux consommateurs finals*, il faudrait pouvoir les valoriser en termes d'équivalents valeur de transaction, si on souhaite pouvoir les ajouter à la consommation finale de biens et services économiques des comptes nationaux actuels afin d'obtenir une mesure de consommation élargie. Apparemment, c'est quelque chose que l'on ne sait pas faire pour le moment. On pourrait penser à contourner cette difficulté en essayant de combiner de manière conventionnelle l'évolution de deux sous-agrégats, non de les additionner. Il faut cependant avoir à l'esprit que l'estimation d'une valeur totale pour l'ensemble des services finals directs d'écosystèmes continue à soulever des problèmes, notamment celui que pose l'extension à des zones plus vastes des valeurs estimées pour des points particuliers ou de petites zones d'observation et d'analyse (question dite du transfert de valeurs).

Mais l'exigence d'intégration pose des problèmes plus complexes encore pour les *services d'écosystèmes rendus aux producteurs au sens de la comptabilité nationale*. Les économistes qui ont procédé à des estimations étendues de valeur des services d'écosystèmes, dans quelques cas à l'échelle mondiale (voir par exemple Costanza 1997 et 2014 [1] et [2]), le plus souvent par types de services et catégories d'actifs d'écosystèmes, soulignent tous qu'une partie (qu'ils n'identifient pas en tant que telle) des services qu'ils ont évalués se trouve déjà « incluse dans le PIB » ([1] p.157) car incorporée dans la contribution du capital naturel aux biens et services qui composent celui-ci. Si l'existence de telles contributions ne fait pas de doute en termes physiques, dire qu'elles sont « incluses dans le PIB », qui est un agrégat de valeurs de transaction, est une formulation ambiguë.

On rencontre fréquemment l'idée qu'il serait donc nécessaire de désenchevêtrer (« disentangle ») les contributions respectives de la nature et de l'économie (travail et capital produit). Mais il ne semble pas que la question, qui n'est pas simple du tout quand on se place du point de vue des valeurs, ait été approfondie. Elle peut s'interpréter de plusieurs manières. Une première manière, la plus courante probablement, serait de considérer qu'il s'agit de répartir les valeurs totales de transaction, telles qu'elles sont mesurées par la comptabilité nationale, entre leurs composantes actuelles *plus* une. Mais on voit aisément que ceci supposerait que les prix actuels des divers produits représentent leurs « vraies » valeurs absolues, donc que leurs prix relatifs d'aujourd'hui sont leurs « vrais » prix relatifs alors que le système actuel de prix n'accorde pas de valeur aux contributions en question de la nature. Une seconde manière serait de dire que la valeur des services d'écosystèmes attribuée au processus productif de chaque produit s'ajoute au prix actuel de ce produit pour donner son « vrai » prix, donc son « vrai » prix relatif ainsi dévoilé. Plus satisfaisante, une telle approche est peu adaptée à un système d'ajustements comptables statiques « *ex post* » intégré, puisqu'il ne serait guère réaliste de supposer le système des quantités inchangé. Ceci oriente vers la conclusion que l'intégration des écosystèmes et de leurs services « en vraie grandeur » dans la comptabilité nationale n'est pas concevable en dehors d'opérations de modélisation de grande envergure.

⁴⁰ Sinon, faudrait-il imaginer qu'un cadre central repensé dans l'hypothèse de la richesse globale doit faire l'objet d'un mode de valorisation qui ne serait plus en termes de valeurs de transaction, au sens des transactions économiques ?

⁴¹ Ces méthodes semblent surtout mises en œuvre dans le cas de services d'écosystèmes qui bénéficient directement aux consommateurs finals et pour lesquels ceux-ci peuvent aisément percevoir les enjeux et éventuellement les arbitrages en cause. La mesure du consentement à payer pour des services d'écosystèmes qui sont rendus à des producteurs économiques pose des problèmes plus délicats.

⁴² On peut signaler au passage l'ambiguïté des expressions telles que « mesures en unités monétaires » ou « en termes monétaires » utilisées dans ce contexte. Elles ne sont pas équivalentes à des mesures « en unités de valeur monétaire ». En effet, une unité de valeur monétaire donnée constitue un équivalent général de valeurs d'échange, pas de valeurs d'usage.

D'autres difficultés sont soulevées par l'exigence d'intégration. Par exemple, dans de nombreux cas, à des catégories d'actifs d'écosystèmes données correspondent des fonctions écologiques diverses. Ou bien, pour certaines fonctions écologiques, il n'existe pas vraiment de types de services identifiables. Ou encore pour beaucoup (la majorité ?) de services/fonctions d'écosystèmes, il n'existe pas d'unités physiques permettant de les dénombrer. Il faut rappeler la complexité particulière des fonctions écologiques vitales mentionnées plus haut. Si bien que l'on peut rencontrer parfois la conclusion paradoxale selon laquelle le seul moyen, non seulement pour agréger, mais même pour en quelque sorte « dénombrer » certains types de services d'écosystèmes, est la monnaie, dans le cas de services pour la plupart non monétaires et assez éloignés de la portée du pouvoir de mesure de la monnaie comme l'entendait Pigou.

Je laisse de côté ici les travaux plus élaborés qui ne visent pas à intégrer au sens général du terme les comptes de l'économie et de la nature, mais à approfondir pour des services d'écosystèmes particuliers leur contribution à certaines productions économiques. Le cas emblématique est celui de la fonction de pollinisation exercée par les abeilles. Cet exemple est instructif, puisque comme dans quelques autres cas (récifs coralliens, mangroves), c'est l'existence d'une dégradation effective ou potentielle de la nature qui à la fois incite à valoriser les services de ces actifs naturels et fournit des bases pour le tenter. La dégradation, effective ou potentielle, des écosystèmes est en fait, centrale.

Au total, il ne semble pas qu'une réflexion approfondie ait été menée, ni du côté des économistes de l'environnement, ni - de façon plus surprenante peut-être - du côté des comptables nationaux, pour analyser l'ensemble des problèmes que l'intégration complète soulèverait⁴³. Il faut noter, à ce propos, que le SEEA 2012 ne propose pas une intégration complète de ce type, mais sa position est ambiguë.

En outre, l'intégration qui est préconisée par le cadre conceptuel qui sert ici de référence poursuit l'**objectif de mesurer la durabilité/soutenabilité du développement**, en visant un indice unique de variation du patrimoine (de la richesse) étendu. La satisfaction d'un tel objectif peut-elle vraiment être considérée **comme une exigence adressée à la comptabilité nationale courante ex post de demain ?**

Une réponse positive à cette question semble souvent aller de soi, au point que la question n'est même pas posée. Elle a en revanche été abordée explicitement par la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social, dite Commission Stiglitz, dans son Rapport de 2009. La Commission a bien distingué les deux notions/dimensions (courant/durable). Ce faisant elle a nettement marqué que la question de la durabilité ne relevait pas de l'observation (de l'*ex post accounting*), telle que peut la pratiquer la comptabilité nationale (ce qui n'exclut pas certaines formes de modélisation), mais de la modélisation du futur long et d'une modélisation particulièrement ambitieuse reposant sur des hypothèses fortes. La Commission n'a manifestement pas retenu l'idée selon laquelle la mesure courante correcte (du produit, du revenu) devrait être la mesure durable elle-même.

On peut rappeler aussi que la Commission a fortement souligné la distinction entre les moyens (les biens et services couverts par le PIB et d'autres ressources) et les résultats de leur utilisation en termes de « well-being/qualité de vie ». Ceci signifie que la mesure courante correcte (du produit, du revenu) ne peut pas constituer non plus un agrégat capable de mesurer à lui-seul le « well-being/qualité de vie » de la population d'une économie⁴⁴.

À ce stade, on peut penser qu'il serait plus réaliste d'essayer de trouver une possibilité de représentation comptable intégrée dans la comptabilité nationale de seulement certaines relations entre l'économie et la nature, plutôt que de chercher une sorte de fusion totale entre la comptabilité économique et une comptabilité éventuelle hypothétique en valeur monétaire des actifs et services d'écosystèmes « en vraie grandeur ». Pour éviter un malentendu, il faut souligner le fait que la conclusion proposée ici vaut pour la comptabilité nationale centrale *ex post*, compte tenu de son rôle et de ses ambitions nécessairement limitées. Elle n'invalide pas la pertinence de la démarche de la richesse globale (« inclusive wealth ») pour essayer de modéliser la soutenabilité de la croissance à long terme, mais ceci est laissé aux analystes et aux modélisateurs.

⁴³ Pour illustrer l'une des dimensions du problème, on peut noter que, pour l'année 1997, la valeur globale des services d'écosystèmes était estimée par Costanza et alii, 1997, à 33 trillions (10^{12}) de dollars de 1995, soit 1,8 fois la valeur du produit national brut mondial qui était d'environ 18 trillions de dollars. Les auteurs indiquent (p.157) que selon les résultats du modèle GUMBO (Global Unified Metamodel of the Biosphère), développé par Boumans et alii (parmi lesquels Costanza), 2002, qui met en œuvre des techniques plus sophistiquées de modélisation, la valeur globale de l'ensemble des services d'écosystèmes a été estimée pour l'année 2000 à environ 4,5 fois la valeur du produit brut mondial.

⁴⁴ Outre le Rapport de la Commission lui-même, on peut consulter le commentaire que je lui ai consacré dans une communication au 13^e colloque de l'Association de comptabilité nationale (2-4 juin 2010).

<http://www.insee.fr/fr/insee-statistique-publique/connaître/colloques/acn/pdf13/texte-vanoli.pdf>

Une approche limitée à l'intégration de la mesure de la dégradation des écosystèmes

C'est dans une approche de ce type, plus modeste, quoiqu'ambitieuse elle aussi, que s'inscrit la proposition, que j'ai avancée depuis quelques années, d'un cadre conceptuel, pour le système central intégré de comptabilité nationale, qui soit enrichi de manière à couvrir la dégradation des actifs naturels par les activités économiques.

L'Économie et la Nature comme deux entités distinctes

Le point de départ est de concevoir l'Économie et la Nature comme deux entités distinctes (englobées dans la super-entité Planète), à la différence des pratiques habituelles en comptabilité environnementale qui représentent la nature, de diverses manières, comme une partie d'une Économie élargie.

Cette caractéristique, qui peut sembler au premier abord purement formelle, a des implications fortes. Elle permet d'une part de ne pas modifier, et même de laisser apparente la plus grande partie de la représentation usuelle de l'activité économique par les comptes nationaux. Elle permet d'autre part de compléter cette représentation par la prise en compte explicite de certaines relations entre l'Économie et la Nature.

Le point considéré ici comme crucial est la dégradation des actifs naturels par les activités économiques. Cette dégradation était, avec l'extraction de ressources naturelles, au centre de la première proposition d'un système de comptabilité intégré économie - environnement (SEEA 1993). Elle est passée en quelque sorte au second plan à mesure que l'attention a été portée de manière privilégiée sur les services d'écosystèmes. Elle reste en réalité fondamentale. En l'absence de la dégradation effective ou potentielle de la nature par les activités humaines, les préoccupations environnementales seraient limitées aux désordres causés par la Nature elle-même.

Un ensemble de notions a été développé autour de l'objectif de comptabiliser la valeur de la dégradation des actifs naturels en tant qu'elle résulte des activités humaines de production et de consommation. Elles sont présentées ici succinctement⁴⁵.

Concept de « Coûts écologiques non payés »

Point essentiel, le but n'est pas d'essayer de donner une valeur monétaire aux stocks des actifs d'écosystèmes naturels eux-mêmes, mais seulement à l'évolution de l'état de ces stocks (leur dégradation ou leur éventuelle restauration)⁴⁶.

Les « coûts écologiques non payés » (CENP) sont les coûts des atteintes aux actifs naturels résultant des activités économiques qui n'ont pas été évitées ni réparées par des coûts internalisés supportés par l'économie. Il s'agit des coûts des atteintes à la nature, non pas de l'ensemble des coûts environnementaux.

Les CENP sont supposés estimés, non par la valeur estimée des services d'écosystèmes perdus, mais par les coûts que l'économie aurait dû supporter pour éviter la dégradation des actifs naturels ou qu'elle devrait supporter pour les restaurer ou les compenser par des actifs équivalents. L'idée est analogue à celle des coûts de maintenance du SEEA 1993. Les CENP s'interprètent comme étant valorisés en termes d'équivalents valeurs de transaction.

Notion de dette écologique

La dette écologique est la dette de l'économie envers la nature. Le stock de dette écologique résulte de l'accumulation au cours du temps de CENP. Il baisse si, de diverses manières, l'économie restaure des actifs naturels dégradés.

⁴⁵ Une présentation plus développée a fait l'objet d'une contribution au séminaire du 19 décembre 2013 du SEEIDD sous le titre « Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels » parue dans les actes [3]. Ce texte a été repris en annexe de ma communication au 15^e Colloque de l'Association de comptabilité nationale (19-21 novembre 2014) : « Dégradation des actifs naturels par les activités économiques et cadre central de comptabilité nationale ». <http://www.insee.fr/fr/insee-statistique-publique/connaitre/colloques/acn/pdf15/ACN2014-Session1-4-texte.pdf>

⁴⁶ En revanche, l'observation et la mesure en termes physiques des stocks d'actifs d'écosystèmes dans leur ensemble et de leur évolution sont fondamentales. Cela constitue un objectif essentiel de comptes de la Nature, distincts des comptes de l'Économie (voir la fin de ce texte).

CENP et concept de demande finale aux coûts totaux

La demande finale aux coûts totaux d'une économie est la somme des coûts économiques payés (le terme « coûts » est ici généralisé à l'ensemble des valeurs de transaction des comptes économiques usuels), c'est-à-dire de la demande finale aux coûts payés, et des coûts écologiques non payés. Il s'agit de deux modes d'évaluation différents pour une même demande finale en termes de biens et services qu'elle comporte.

Dans la démarche proposée, l'ensemble de la dégradation causée et donc les CENP correspondants sont attribués à la demande finale des produits issus des activités économiques, que cette dégradation apparaisse au cours de leur production au sens large ou du fait de leur utilisation, ou en liaison avec celle-ci.

Suivant les cas de figure considérés, les actifs naturels concernés peuvent appartenir à la nature domestique d'une économie, ou à la nature d'autres économies ou encore à la nature globale au niveau de la planète dans son ensemble. De même, selon les cas de figure, la demande finale concernée peut être celle qui est adressée au PIB d'une économie ou celle des agents économiques résidents d'une économie.

Les CENP peuvent être analysés et mesurés par type d'actifs naturels dégradés (domestiques, étrangers, globaux). L'estimation de la valeur de la dégradation de la nature domestique d'une économie par type d'actifs naturels est l'étape cruciale d'un tel processus. Avec l'émergence de la problématique du changement climatique, l'estimation de la dégradation de la nature globale est devenue de son côté un thème fondamental.

Idéalement, il faudrait viser l'estimation des CENP par la demande finale des résidents d'une économie donnée où que se produise la dégradation de la nature qui lui est attribuable. On pourrait ainsi mesurer cette demande finale résidente/nationale aux coûts totaux.

Plus idéalement encore, il faudrait pouvoir croiser, pour les agents résidents d'une économie, les CENP par type d'actifs naturels et par type de biens et services composant la demande finale.

De l'estimation des CENP on pourrait, entre autres, tirer un ratio indicateur du déséquilibre des relations entre l'Économie et la Nature. Ce ratio peut prendre diverses formes, telle que le rapport entre la demande finale aux coûts totaux et la demande finale aux coûts payés, égal à 1 à l'équilibre de ces relations.

Ce qu'il faudrait faire n'est évidemment pas simple, mais rien n'est simple en matière de comptabilité prenant significativement en compte l'environnement.

Un cadre central de comptabilité nationale élargi

À côté de ce qui précède, imaginer un schéma comptable permettant d'introduire dans le cadre central intégré de la comptabilité nationale la prise en compte de la dégradation des actifs naturels par les activités économiques est presque un jeu d'enfants, dès lors qu'au point de départ on a considéré l'Économie et la Nature comme deux entités distinctes.

Ce schéma est décrit le texte présenté au séminaire SEEIDD de décembre 2013 [4] :

Schéma comptable permettant d'introduire dans le cadre central intégré de la comptabilité nationale la prise en compte de la dégradation des actifs naturels par les activités économiques

« Un transfert en capital de la Nature à l'Économie est enregistré. Il est égal, au cours d'une période donnée, au flux de coûts écologiques non payés.

Comme l'introduction de ces coûts dans les comptes de l'Économie augmente la valeur des utilisations de son revenu (économique) lui-même inchangé, un montant équivalent d'épargne négative apparaît. Les comptes de l'Économie sont rééquilibrés par un transfert en capital en provenance de la Nature. [Celui-ci correspond à la variation de la dette écologique de l'Économie.]

Du côté de la Nature, un compte partiel de variation de patrimoine enregistre d'un côté la valeur du flux de dégradation des actifs naturels intervenue dans la période, de l'autre le transfert en capital à l'Économie correspondant.

Un exemple chiffré simplifié (économie fermée).

Hypothèse : un revenu national brut (RNB) de 1 000 (égal au PIB), avec 900 de consommation finale (CF) et 100 de formation brute de capital fixe (FBCF), une dégradation additionnelle (CENP) de 50 attribuée pour 45 à la CF et 5 à la FBCF

Comptes de l'économie

RNB		1 000
	-	
CF aux coûts payés		900
	-	
CENP _{CF}		45 [CF aux coûts totaux 945]
	=	
Épargne brute corrigée		55
	-	
FBCF aux coûts payés		100
	-	
CENP _{FBCF}		5 [FBCF aux coûts totaux 105]
	=	
Épargne négative de l'Économie		- 50
Transfert en capital de la Nature à l'Économie (= variation de la dette écologique de l'Économie) :		
CENP _{CF} + CENP _{FBCF}		50

Compte de la Nature

(Variation de patrimoine de la Nature)

Dégradation d'actifs naturels :	- 50
Transfert en capital à l'Économie :	50
(= variation de la dette écologique de l'Économie)	

Ce compte partiel de variation de patrimoine de la Nature s'articule avec un compte de patrimoine de la Nature lui-même partiel. Ce dernier comporte deux postes, tous deux à l'actif. Le premier, comptabilisé en négatif, enregistre la dégradation accumulée des actifs naturels du fait des activités économiques (accumulation de coûts écologiques non payés). Le second enregistre le montant équivalent de la dette écologique accumulée de l'Économie envers la Nature (accumulation de transferts en capital de la Nature à l'Économie).

Les restaurations éventuelles d'actifs naturels antérieurement dégradés donnent lieu à des écritures en sens contraire des précédentes et en particulier des transferts en capital de l'Économie à la Nature.

L'introduction des relations avec le reste du monde, celle des éventuelles réévaluations compliquent le schéma comptable. »

Source : Contribution de l'auteur au séminaire du 19 décembre 2013 du SEEIDD sous le titre « Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels » et publiée par le CGDD [4].

Un cadre conceptuel et un schéma comptable simple. Une mise en œuvre complexe

Des premiers travaux débroussaillent les problèmes que soulève l'estimation des CENP. Ceux de Frédéric Nauroy sur les CENP relatifs aux émissions dans l'air, et en particulier à celles qui sont liés au changement climatique par la dégradation de l'actif naturel climat (bien public global) qu'elles entraînent, ont été publiés en 2014 [3]. Jérémie Devaux a présenté son étude sur les CENP liés à la pollution de l'eau en France au séminaire du SEIDD de 2013 [4]. Des perspectives voisines sont en développement pour les eaux marines dans le cadre de la préparation d'une directive européenne. Plus récemment la question des CENP liés à la dégradation des sols a été abordée.

Ces premières tentatives ont mis en lumière quelques points de méthodes très significatifs. Ceux-ci sont présentés de la manière suivante dans ma communication au 15^e Colloque de l'Association de comptabilité nationale, en 2014 :

« L'assignation des coûts écologiques non payés à la demande finale fait intervenir un **principe de responsabilité** (ici, finale) de la dégradation causée aux actifs naturels. La notion de responsabilité est prise ici au sens objectif d'assignabilité, d'affectabilité, sans connotation morale.

Idéalement, l'application des règles habituelles de la responsabilité civile voudrait que la valeur estimée de la dégradation corresponde au coût de la remise en état par celui ou ceux qui l'ont occasionnée. Ce principe est bien sûr trop simple, compte tenu de la complexité des choses. On peut noter cependant que les politiques environnementales qui décident des normes de qualité à atteindre dans un certain délai pour certains actifs naturels dégradés peuvent s'interpréter comme déterminant des objectifs de restauration qui s'apparentent à la mise en œuvre du principe de remise en état. Cette « remise en état » peut être attendue parfois d'actions directes de restauration proprement dite ou plus fréquemment de changements dans les niveaux ou les techniques de mise en œuvre de certaines activités économiques. On est ainsi de manière générale dans l'optique des « coûts de maintenance imputés » du SEEA 1993. Cependant, même entendue de cette manière, la remise en état n'est parfois pas envisageable. Peut alors se poser la question du développement d'actifs naturels alternatifs compensateurs, soit dans la nature, soit dans l'économie (cultures). Ce point ne sera pas développé dans ce texte.

*Dans le contexte des « coûts de maintenance imputés » ou des « coûts écologiques non payés » dans ma terminologie, la **question de l'état de référence** a été posée. Dès lors qu'il n'est pas question de remonter aux origines de l'activité économique de l'espèce humaine, quel état initial des actifs naturels faudrait-il prendre comme point de départ de la mesure de leur dégradation ? Il n'existe pas de réponse totalement objective, « naturaliste », à cette question. La réponse ne peut être que conventionnelle. S'appuyant sur la connaissance de la nature, elle est formulée explicitement ou implicitement sous la forme des **normes environnementales** que les sociétés humaines décident de retenir comme objectifs des politiques. On rejoint donc ce qui a été dit au paragraphe précédent sur l'interprétation de ces normes en termes de « remise en état ». En décidant d'objectifs de qualité environnementale à atteindre dans un certain horizon futur, on définit un **état de référence passé jugé « satisfaisant »** que l'on souhaite restaurer. Cet état de référence n'a pas le caractère d'un optimum absolu. Il est **révisable**, généralement en vue d'atteindre un état jugé plus satisfaisant grâce à des normes plus exigeantes. Il faut alors procéder à des **réévaluations**.*

*Le point suivant a été mis en lumière par les premiers travaux d'estimation des CENP. Au moins dans une première phase d'investissement, la démarche pratique ne suit pas l'ordre des opérations que l'idée initiale suggère. Logiquement les pressions des activités économiques dégradent des actifs naturels. Cela donne lieu à l'apparition de CENP dans la période comptable courante. **L'accumulation** de cette dégradation, et donc **des CENP** correspondants, constitue la **dette écologique de l'Économie envers la Nature**. En pratique, l'existence de normes environnementales quand il y en a ou des calculs analogues conduisent à estimer d'abord un stock de dette écologique à un certain moment du passé, puis à mesurer la variation annuelle, croissante ou décroissante, de ce stock, c'est-à-dire des CENP positifs ou négatifs, en fonction des événements de la période ».*

Le rôle des normes environnementales, nationales ou internationales, est ainsi considérable.

Elles fixent dans certains domaines, avec la contribution d'experts scientifiques de ces domaines, des objectifs à atteindre en termes de caractéristiques des actifs naturels d'ici un horizon donné T_n et par comparaison avec un état de dégradation de référence du passé, qui constitue le point de départ T_0 des politiques en question.

D'autres experts, en particulier des économistes et des acteurs des domaines en question, s'efforcent de dégager les mesures à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs et d'en chiffrer le coût.

Le coût des mesures à prendre pour atteindre les objectifs fixés à l'horizon T_n du futur peut s'interpréter comme l'estimation de la valeur de la dégradation accumulée dans le passé jusqu'au moment T_0 de départ des politiques en question, c'est-à-dire comme la valeur des CENP accumulés ou encore comme le stock de dette écologique à la date T_0 .

Comparaison avec d'autres approches

On trouvera dans la troisième partie de la note présentée au Colloque 2014 de l'Association de comptabilité nationale (référence en note de bas de page 45) une comparaison rapide avec d'autres approches, en particulier le SEEA 2012 - EEA, les comptes du capital des écosystèmes proposés par Jean-Louis Weber à l'Agence européenne de l'environnement, l'épargne nette ajustée de la Banque mondiale et l'empreinte écologique.

En guise de conclusion

1 - On ne sait pas pour le moment si et comment le débroussaillage de la faisabilité de l'estimation des CENP, dont de premiers exemples ont été mentionnés plus haut, pourra couvrir l'ensemble du champ. Au-delà de la phase de débroussaillage, progresser significativement en pratique dans l'approche présentée dans cette deuxième partie supposera des initiatives institutionnelles dans une perspective de longue haleine.

2 - Une telle approche, bien qu'en germe déjà dans un article de 1995 [5], ne s'est vu prêter aucune attention dans les discussions internationales relatives à la comptabilité environnementale et au SEEA des vingt dernières années.

3 - Pourtant, du point de vue d'une comptabilité nationale élargie, l'idée de vouloir prendre en compte le capital naturel en valeur monétaire dans toute son extension et de l'y intégrer semble bien conduire à une impasse. Approfondir les questions succinctement présentées à ce propos dans la première partie du présent texte s'impose pour tester plus complètement cette conclusion.

4 - Certains économistes semblent se poser eux-mêmes des questions voisines. Ainsi a-t-on pu lire dans un ouvrage récent (Christian de Perthuis et Pierre-André Jouvét, *Le Capital vert, une nouvelle perspective de croissance*, 2013) le passage suivant : « *Une croissance mérite le qualificatif de 'verte' quand elle intègre le capital naturel parmi les facteurs de production dans lesquels il faut investir au même titre que dans le travail ou le capital. Sous l'angle du concept, cette définition est très simple. Mais comment l'utiliser en pratique s'il est impossible de mettre un prix à la Nature, c'est-à-dire d'évaluer directement la valeur apportée par l'ensemble des services fournis par le stock de capital naturel ? Nous avons montré qu'il était en revanche plus pertinent d'estimer le coût des dégradations que l'activité génère sur l'environnement... Aussi n'est-ce pas directement le stock de capital naturel qui est introduit dans notre approche, comme le voudrait le sens commun, mais sa dégradation par les pollutions* » (p.181)⁴⁷.

5 - Il importe d'avoir à l'esprit que les comptes en valeur monétaire du système central des comptes nationaux de l'Économie ne représentent pas la totalité de ce que l'on peut chercher à représenter dans les comptes d'une nation. En particulier, des comptes de la Nature, distincts des comptes de l'Économie, devraient accorder une importance majeure à des comptes des stocks d'actifs d'écosystèmes et de leur évolution en termes physiques, en distinguant les différents facteurs de cette variation, en particulier ce qui est dû aux activités économiques. L'observation et la mesure des stocks totaux d'actifs d'écosystèmes et de leur variation peuvent permettre des jugements partiels de durabilité du développement, dès lors que des normes environnementales (en termes de caractéristiques de l'état de santé de certains écosystèmes) ont été adoptées par la Société. Ceci pose la question d'une sorte de recensement périodique de la Nature. Une question centrale, si on veut développer des indicateurs de l'état de la Nature en combinant des données physiques, est celle des équivalences éventuellement envisageables entre des catégories hétérogènes d'écosystèmes. Il n'appartient pas aux comptables nationaux de répondre à cette question complexe. Celle-ci relève principalement des spécialistes des divers domaines de l'observation de la nature. Elle appelle des coopérations entre de nombreuses disciplines, y compris les économistes, et implique des choix de société.

Références

[1] R. Costanza et al., « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, Vol 387, 15 May 1997

[2] R. Costanza, "Changes in the global value of ecosystem services", *Global Environmental Change* 26, 2014

[3] F. Nauroy, Les coûts écologiques non payés relatifs aux émissions dans l'air, *Etudes et documents* n° 105, CGDD mai 2014

[4] A. Vanoli, « Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels » in « Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux en appui de la décision : les nouveautés méthodologiques. Actes du séminaire du 19 décembre 2013, *Etudes & documents*, n°116, CGDD octobre 2014.

[5] A. Vanoli, « Une histoire de la comptabilité nationale » (2002)

[6] A. Vanoli, « Reflections on Environmental Accounting Issues », *the Review of Income and Wealth*, Series 41, Number 2, June 1995

[7] L. Weitzman Martin, « On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy », *Quarterly Journal of Economics*, vol.90, 1976, p. 156-162)

⁴⁷ Je ne me prononce pas sur la suite du texte

Coûts écologiques non payés : premières tentatives de chiffrages de l'accroissement de la dette écologique pour les actifs naturels « climat », « air » et « milieux aquatiques continentaux »

Jérémy Devaux,
CGDD

Né d'une volonté de construire un indicateur complémentaire au Produit intérieur brut (PIB) afin d'y intégrer l'ensemble des dimensions du développement durable, notamment les atteintes à l'environnement, le concept des « coûts écologiques non payés » (CENP) a fait l'objet de travaux exploratoires au sein du Commissariat général au développement durable (CGDD). Ces derniers ont permis de développer une méthodologie générale d'évaluation et d'aboutir à de premières estimations des dépenses qu'il conviendrait de mettre en œuvre pour préserver certains de nos actifs naturels dégradés par les pressions dues aux activités humaines : climat, air et milieux aquatiques continentaux. Ces estimations, dont les montants se révèlent particulièrement élevés, pourraient constituer un outil précieux pour guider les politiques environnementales, notamment en termes d'internalisation, comme cela a été initié, par exemple, dans le domaine de l'eau avec la Directive-Cadre sur l'Eau (programme de restauration des milieux aquatiques planifié et permettant théoriquement de transformer, année après année, les CENP en coûts payés et, à terme, d'annuler la dette écologique envers cet actif naturel).

Les différents chiffrages présentés dans cet article sont issus de travaux exploratoires se trouvant à des stades d'avancement distincts. Les volets « climat » et « air » ont fait l'objet d'une publication dans la collection Etudes & documents du CGDD. Le volet « milieux aquatiques continentaux » constitue une première lecture de ce que pourrait être la méthodologie pour évaluer le poids de la dette écologique afférente à cet actif naturel.

Les recherches entreprises depuis plusieurs décennies dans le domaine de la comptabilité économique environnementale n'ont pu aboutir à un consensus concernant la construction et l'adoption d'un nouvel indicateur de production ou d'épargne nationale durable. Né de cette volonté, le concept de « coûts écologiques non payés » (CENP), développé par André Vanoli⁴⁸, permet de retracer les plus importantes relations entre l'économie et la nature.

Les CENP évaluent les montants qui auraient dû être supportés par les agents économiques en vue de prévenir la dégradation de différents actifs naturels (climat, air, milieux aquatiques continentaux, sols, milieux marins, biodiversité, etc.) ou de restaurer leur état. De manière pratique, deux types distincts d'évaluation peuvent être menés : une estimation de CENP au cours d'une année donnée (mesure de flux) et une estimation du montant de la dette écologique, c'est-à-dire de la totalité des CENP annuels accumulés depuis le moment à partir duquel les capacités d'absorption des pressions par la nature ont été dépassées (mesure de stock). En les comparant aux grands agrégats de la comptabilité nationale comme le Produit Intérieur Brut (PIB), les CENP permettent alors d'évaluer le poids des charges non assumées résultant des pressions du mode de développement actuel sur la nature.

Pour mener les évaluations des CENP, deux types de coûts peuvent se révéler pertinents : des coûts d'évitement et des coûts de restauration. Le choix de l'un ou l'autre dépend du milieu naturel et de la nature des dommages constatés (ou prévisibles). Si les deux types de coûts sont mobilisables pour un même actif naturel, c'est la solution la moins coûteuse qui est retenue.

Cette démarche, encore expérimentale, a fait l'objet de travaux récents au sein du Commissariat général au développement durable (CGDD). Ne permettant pas encore, à ce stade, une déclinaison de comptes complets

⁴⁸ Président de l'association de comptabilité nationale et auteur de l'article « Comptabilité nationale et prise en compte du patrimoine naturel » dans la présente Revue.

renouvelables chaque année, ces travaux ont néanmoins abouti à de premières évaluations du montant des CENP pour la France, non pas pour l'ensemble du patrimoine naturel, mais pour quelques actifs précis : « *climat* », « *air* » et « *milieux aquatiques continentaux* ». Cet article détaille ces premières tentatives de chiffrages.

Coûts écologiques non payés, volet « climat »

Contexte

Devant la prégnance du phénomène du changement climatique, de nombreux rapports et évaluations paraissent régulièrement pour proposer des pistes destinées à réduire durablement les émissions de Gaz à effet de serre (GES). Le Groupement intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (Giec) a publié récemment son cinquième rapport d'évaluation. Dans le cas de la France, le rapport sur le facteur 4, publié en 2013 par le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD), cite cinq rapports ou exercices menés depuis une dizaine d'années sur les moyens et les coûts pour parvenir à une division par quatre du niveau d'émission de GES en France entre 1990 et 2050.

L'objectif poursuivi ici n'est pas d'entreprendre une nouvelle évaluation des coûts nécessaires pour parvenir au facteur 4, mais de s'appuyer sur certains travaux récents pour l'estimation de CENP dans le but de tracer de nouvelles pistes en matière de comptabilité économique environnementale.

L'approche suivra une logique de coûts d'évitement. En effet, pour les questions climatiques, le problème ne se pose pas en termes de restauration. Celle-ci n'est en effet quasiment plus possible compte tenu de la durée de séjour des principaux GES dans l'atmosphère et de leur accumulation croissante au cours des dernières décennies. On se situe donc dans une logique d'évitement et de prévention.

La préservation des équilibres climatiques est une problématique planétaire qui ne peut être déclinée localement avec la mise en œuvre de seuils ou d'objectifs écologiques visant à restaurer ou conserver l'état d'actifs naturels sur un territoire donné. Même si cela représente une contribution très partielle au maintien des équilibres climatiques eu égard à la faible part des émissions françaises dans le total mondial, on prendra pour référence l'objectif que la France s'est fixée (loi POPE de 2005) en termes de réduction de ses émissions de GES. Comme précisé plus haut, cet objectif, appelé « facteur 4 », prévoit une division par 4 du niveau annuel d'émission de GES entre 1990 et 2050. Des CENP additionnels devraient apparaître lorsque les émissions annuelles dépassent celles du niveau d'émission annuel permettant d'atteindre le « facteur 4 ». Ceci suppose de définir une trajectoire annuelle d'émission sur près de 40 ans convergeant sur le niveau d'émission final visé.

Estimation de la dette écologique (mesure de stock) et des CENP (mesure de flux)

Pour estimer le montant de la dette écologique, on s'appuiera sur des travaux qui ont évalué le coût total qu'il serait nécessaire de mettre en œuvre pour parvenir au « facteur 4 ». Il s'agit des travaux de la Commission Quinet (2008) sur la « valeur tutélaire du carbone » et le rapport du comité de Perthuis « Trajectoires 2020-2050 vers une économie sobre en carbone » (2011). Ce dernier rapport fournit des indications sur le coût global à payer pour parvenir à l'objectif facteur 4 en se basant sur trois trajectoires différentes entre 2012 et 2050. Le cumul des coûts totaux annuels sur la période se situe entre 260 à 440 milliards d'euros. Ces évaluations ne prennent toutefois pas en compte une certaine baisse d'émission de GES, prévisible même sans l'application de mesures supplémentaires. En effet, les mesures mises en œuvre au cours des dernières années en vue de réduire les émissions devraient continuer à produire leur effet au cours des années à venir. Les estimations mentionnées plus haut ont été réalisées avec l'hypothèse implicite d'une stabilité des émissions de GES sur la période si les conditions actuelles étaient maintenues (sans renforcement de coûts). C'est sur cette base et donc avec une certaine prudence, que ces montants peuvent être rapprochés de la notion de dette écologique.

Pour l'estimation des CENP, trois cas de figure peuvent être envisagés :

- des hausses d'émission annuelles de GES entraînant de nouveaux CENP et un accroissement de la dette écologique ;
- une baisse régulière d'émission conforme à l'atteinte du « facteur 4 » en 2050 : en lieu et place de CENP apparaissent de nouveaux coûts dans les transactions économiques (taxes

environnementales, dépenses de protection, investissements dans des technologies sobres en carbone, etc.) entraînant une résorption partielle de la dette écologique (ou CENP négatifs) ;

- situation intermédiaire : baisse d'émission, mais insuffisante pour parvenir à l'objectif en temps voulu. Des CENP doivent être considérés si l'on estime impossible tout report d'émission d'une année sur l'autre au même coût unitaire. La variation de la dette écologique est plus difficile à estimer dans un tel cas.

Pour valoriser la quantité d'émission considérée comme excessive par rapport à la trajectoire déterminée en vue de l'objectif, il est possible de s'appuyer sur le coût marginal de la tonne de carbone évitée. Le rapport « Trajectoires » a proposé une évolution de ce coût marginal selon trois profils menant chacun au facteur 4. Le scénario qui a été retenu ici est le scénario T30 qui prévoit la baisse d'émission la plus forte d'ici à 2020. Sur l'ensemble de la période, le prix du CO₂ progresse régulièrement, de 35 euros la tonne évitée en 2012 à un peu plus de 300 euros en 2050.

Il est nécessaire d'établir une trajectoire précise pour connaître l'effort annuel de réduction d'émission qu'il faut envisager sur la période. Différents types de profils, plus ou moins réguliers, sont produits par les modèles, mais en termes de CENP, un effort annuel constant (baisse d'émission équivalente chaque année) peut être retenu.

La trajectoire qui a été retenue consiste en une baisse du niveau annuel d'émission de GES de 9 millions de tonnes d'équivalents CO₂ par an, les neuf dixièmes portants sur le CO₂. C'est un profil plus simple que celui défini dans le rapport « Trajectoires », ce dernier n'étant pas complètement linéaire.

Des estimations de CENP ont été estimées pour trois années (2010, 2011 et 2012) en se basant sur les émissions annuelles de GES fournies par les inventaires d'émissions du Centre interprofessionnel technique de la pollution atmosphérique (Citepa). Des CENP nouveaux apparaissent lorsque les émissions observées sont supérieures à celles préconisées par la trajectoire « idéale ». Cet écart est valorisé par le coût marginal du CO₂ en début de période (35, puis 36 € par tonne).

L'année 2010 est marquée par une hausse d'émission de GES et les CENP qui en résultent sont estimés à 560 millions d'euros, ce qui représente 0,03 % du PIB ou de la demande finale nationale.

En 2011, les émissions ont baissé avec une ampleur bien plus forte que celle escomptée (-28 Mt contre -9 Mt). Cette moindre pression sur la nature entraîne une diminution de la dette écologique estimée à près d'un milliard d'euros.

Enfin, en 2012, les émissions de GES sont restées stables. On mesure des CENP additionnels sur la base des 9 MtCO₂ qui auraient dû être éliminées. Le montant est estimé à 400 millions d'euros.

Année	Variation annuelle des émissions (en MtCO ₂ e)	Émissions de GES/Trajectoire requise F4	Montant annuel estimé de CENP (en M€)	Sens de variation de la dette écologique
2010	+6	Trop élevées	560	Augmentation
2011	-28	Baisse + forte que trajectoire requise	-970	Diminution
2012	0*	Trop élevées	400	Augmentation

* Calculs SOeS, d'après estimation préliminaire du Citepa

Coûts écologiques non payés, volet « air »

Contexte

Au-delà de la perturbation des équilibres climatiques, l'atmosphère peut voir sa qualité se dégrader à la suite d'émissions dans l'air de substances autres que les GES.

Contrairement au changement climatique, les causes de la pollution atmosphérique se situent à l'échelle locale et régionale, même s'il existe des phénomènes de diffusion d'une région à l'autre.

Dans le cadre des CENP, l'objectif consiste à mesurer le coût annuel d'élimination de la pollution atmosphérique qui permettrait d'atteindre des objectifs réglementaires ou conseillés par des organismes compétents, et actuellement non respectés.

Deux questions préalables se posent : le choix des substances affectant la qualité de l'air et le degré de restauration ou de qualité auquel on veut parvenir. Il n'est en effet pas possible sur un plan pratique d'estimer les CENP sur la totalité des émissions dans l'air. Il est par ailleurs admis qu'une restauration complète de l'atmosphère, ne présentant plus le moindre dommage (ou impact) d'origine anthropique, est aujourd'hui hors de portée, les coûts afférents étant exorbitants.

L'attention sera portée sur une liste de substances ayant des impacts négatifs à la fois sur la santé humaine et sur les écosystèmes sur le plan de l'acidification, de l'eutrophisation et de la pollution photochimique. Ces substances sont les particules alvéolaires d'un diamètre inférieur à 2,5 µm (PM_{2,5}), le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NOx), l'ammoniac (NH₃) et les composés organiques volatils (COV). Certaines d'entre elles (NOx, COV) sont des précurseurs de l'ozone troposphérique, gaz qui présente des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement. Ces cinq substances sont particulièrement réglementées depuis plusieurs décennies et font l'objet de travaux d'évaluation réguliers, notamment dans le cadre de stratégies élaborées par l'Union européenne (UE).

Face à la multiplicité des normes et stratégies existantes, il n'est en rien évident de se fixer des valeurs de seuil adaptées à l'estimation de CENP. La situation est rendue encore plus compliquée en raison de la période transitoire actuelle en Europe. Si une suite a été donnée en 2012 au protocole de Göteborg (PG), qui prévoit de nouvelles baisses d'émissions à l'horizon 2020 pour les cinq substances retenues, la directive dite « NEC (National Emissions Ceilings) » sur les plafonds nationaux d'émission (même substances que le PG) est en cours de révision : la Commission européenne a publié en décembre 2013 un « Paquet Air pur pour l'Europe » comportant de nouveaux objectifs chiffrés de réduction des émissions de polluants atmosphériques à l'horizon 2030.

En l'absence de normes claires dans la situation actuelle, il a été fait appel à une modélisation de l'Institut international d'analyse des systèmes appliqués (IIASA), basé en Autriche, sur lequel la Commission s'est appuyée pour déterminer les objectifs du paquet « Air pur pour l'Europe ». Ainsi les objectifs de réduction d'émissions calculés pour la France, d'après le modèle GAINS de l'IIASA, ont été directement repris dans la proposition de directive sur les plafonds d'émission publiée par le Parlement et le Conseil européens en décembre 2013 dans le cadre du paquet « Air pur pour l'Europe ».

L'IIASA a construit à la fin 2013 un scénario conforme aux objectifs de la nouvelle stratégie européenne. Ce « scénario-objectifs » permet des réductions d'impacts significatives de la pollution atmosphérique avec la mise en œuvre de coûts renforcés. Pour estimer un montant de CENP, les résultats en matière de coûts à l'horizon 2025 doivent être confrontés au montant de coût aujourd'hui supporté par l'économie française afin de déterminer le montant additionnel qui permet d'atteindre les objectifs édictés.

Estimation de la dette écologique (mesure de stock) et des CENP (mesure de flux)

Ils impliquent des niveaux de qualité de l'air (non explicités dans le texte de la nouvelle stratégie) rendant possible de telles réductions d'impact sur la santé et les écosystèmes. La déclinaison de ces objectifs pour la France produirait des améliorations similaires à celles calculées pour l'UE en matière de santé humaine et plus importante en matière de préservation des écosystèmes de l'eutrophisation.

Ce niveau de restauration implique des efforts renforcés en matière de réduction d'émission et de coûts supplémentaires à supporter.

Les quantités d'émission à atteindre à l'horizon 2030 en regard des objectifs définis dans le tableau ci-dessus représentent des efforts de réduction nettement plus importants que ceux qui relèvent des textes encore en vigueur et du nouveau PG. Les coûts afférents sont accrus en conséquence. Le coût annuel total calculé pour la France par le modèle GAINS s'élève à 12,5 milliards d'euros en 2025. Ce montant globalise la totalité des coûts permettant de satisfaire les objectifs à l'horizon 2030, que ces coûts soient déjà supportés aujourd'hui ou qu'ils représentent de nouveaux efforts à consentir. Une partie non négligeable de cette somme est en effet aujourd'hui payée (internalisée), notamment après les efforts entrepris au cours des années 2000 qui ont permis de réduire sensiblement les émissions. Pour avoir une idée du « reste à payer », il faut connaître le montant des coûts aujourd'hui supportés par l'économie. Le modèle GAINS donne une estimation à 8,1 milliards d'euros du coût supporté en 2010 par la France en vue de réduire ou de contenir les émissions

atmosphériques. La différence entre ce montant estimé en 2010 et celui projeté en 2030 en vue de la satisfaction des objectifs d'amélioration de la qualité de l'air représente un montant de CENP. Cela correspond à la dette écologique relative à l'état de référence correspondant aux objectifs définis et estimées à partir de la situation de l'année 2010. Ce montant de CENP est estimé à 4,4 milliards d'euros, ce qui représente 0,2 % du PIB ou de la demande finale nationale. Cela donne idée du chemin qu'il reste à parcourir (avec l'internalisation chaque année d'une fraction de cette somme de façon à l'annuler complètement d'ici 2030) pour atteindre un niveau de qualité de l'air jugé acceptable.

Contrairement au volet « climat », il n'a pas été possible de décliner la démarche jusqu'au bout en estimant pour une année donnée un montant de CENP en fonction d'un niveau d'émission. Seule une estimation du stock de dette écologique a pu être réalisée. Les fonctionnalités du modèle GAINS permettraient de calculer des CENP annuels pour un polluant particulier, mais plus difficilement pour l'ensemble des 5 substances considérées.

Coûts écologiques non payés, volet « milieux aquatiques continentaux »

Contexte

La Directive-Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000 établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle impose aux pays membres de l'Union Européenne d'atteindre le « bon état »⁴⁹ sur l'ensemble de leurs masses d'eau d'ici 2015.

Pour répondre à cet objectif, les États membres ont dû recenser et chiffrer le coût de l'ensemble des mesures à mettre en place. Cet exercice s'est fait sur la base de diagnostics établis au niveau des commissions territoriales à partir d'états des lieux réalisés par chaque agence de l'eau pour les bassins hydrographiques métropolitains⁵⁰ ou office de l'eau pour les départements d'outre-mer⁵¹.

Les mesures retenues au final ont été considérées comme les plus coûts-efficaces pour atteindre les objectifs fixés et constituent ainsi une sorte de « scénario idéal » d'atteinte du bon état des eaux à l'horizon 2015. Elles concernent tous les acteurs qui peuvent subventionner, financer ou réaliser des actions pour la protection de l'eau (Union Européenne, l'Etat français, les conseils régionaux et généraux, les agences de l'eau, les services d'eau, les ménages, les agriculteurs, les industriels, etc.).

Cependant, si le « scénario idéal » d'atteinte du bon état a bien été défini dans chaque bassin et district hydrographique, il n'a pas été appliqué en l'état. En effet, l'évaluation de la faisabilité des mesures, effectuée dans chaque agence et office de l'eau, a permis d'identifier des zones pour lesquelles les efforts financiers étaient trop importants pour être réalisables d'ici 2015 et qui nécessitaient donc des reports de délais. La DCE prévoit cette éventualité dans son article 4. Ainsi, dans le cas de coûts trop importants par rapport aux bénéfices attendus, les États membres peuvent étaler les coûts d'atteinte du bon état à des échéances plus lointaines, à savoir 2021 (on parle alors de 2^e cycle DCE) ou 2027 (3^e cycle DCE).

Suite aux arbitrages de délais effectués dans chaque bassin, chaque agence ou office de l'eau a alors produit un document appelé « programmes de mesures » qui recense l'ensemble des mesures à mettre en place sur la période du 1^{er} cycle DCE, qui s'étend de 2010 (date prévue par la DCE de début de mise en place des mesures) à 2015. Deux autres programmes de mesures suivront, recensant les mesures propres aux masses d'eau ayant obtenu des reports de délais. Le 2^e programme de mesure couvrira ainsi la période 2016-2021 alors que le 3^e programme de mesure couvrira la période 2022-2027.

⁴⁹ Le bon état d'une masse d'eau est atteint lorsque plusieurs critères sont satisfaits. Ces critères varient selon le type de masse d'eau (de surface ou souterraine) considéré.

- Une masse d'eau de surface est au bon état lorsque son état écologique (présence d'êtres vivants végétaux et animaux suffisante pour permettre le bon fonctionnement de l'écosystème) et son état chimique (concentrations en polluants dont les substances dangereuses prioritaires) sont jugés comme au moins « bons ».

- Une masse d'eau souterraine est au bon état lorsque son état quantitatif (équilibre entre les prélèvements et la recharge naturelle d'une masse d'eau souterraine) et son état chimique (concentrations en polluants dont les substances dangereuses prioritaires) sont jugés comme au moins « bons ».

⁵⁰ Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse, Seine-Normandie.

⁵¹ Guadeloupe, Réunion, Martinique, Guyane, Mayotte.

Estimation de la dette écologique (mesure de stock) et des CENP (mesure de flux)

Le cadre législatif et les travaux menés dans le cadre de la DCE permettent d'envisager une évaluation de la dette écologique et des CENP pour les milieux aquatiques continentaux par la méthode des coûts de restauration.

Les coûts du « scénario idéal », déjà chiffrés par les agences et les offices de l'eau fournissent une approximation de la dette écologique, avec pour année de référence 2010. En compilant les différents documents financiers produits par les agences et offices de l'eau fournissant des éléments sur la mise en place du « scénario idéal », la dette écologique relative aux milieux aquatiques continentaux peut, dans une première approche, être estimée à un peu plus de 51 milliards d'euros en 2010.

Les dépenses effectivement réalisées chaque année par les différents acteurs au titre du « scénario idéal » peuvent quant à elles permettre d'approcher les CENP annuels. Ceux-ci correspondent en réalité à des CENP négatifs qui viennent en déduction de la dette écologique. Chaque année, les CENP viendront en effet réduire la dette écologique qui, en 2027 (fin du 3^e cycle DCE), sera théoriquement nulle. Le schéma suivant récapitule ce raisonnement.

Pour évaluer ces CENP annuels, il est nécessaire de s'appuyer sur un suivi des mesures engagées par les différents acteurs dans le cadre de la DCE. Cependant, de manière empirique, l'accès à ce type de données est rendu complexe pour plusieurs raisons. D'une part, il est parfois difficile pour les agences et offices de l'eau de disposer des données relatives aux dépenses d'autres acteurs. D'autre part, au sein même des agences et offices de l'eau, il est parfois délicat de distinguer les dépenses annuelles consenties au titre du programme de mesures DCE de celles relevant plus globalement de leur programme d'intervention général dans le domaine de l'eau. Enfin, une dernière difficulté réside dans le fait qu'il n'est pas toujours possible de distinguer clairement et précisément les actions programmées de celles engagées ou terminées.

Développements et limites

En dépit de leur dimension encore exploratoire, les évaluations des CENP menées par le CGDD sur quelques actifs naturels ont montré que la construction d'un indicateur de production ou d'épargne nationale durable était envisageable. Les méthodologies développées permettent d'envisager des chiffrages pour d'autres actifs naturels, tels que les milieux marins (cf. encadré ci-après).

Pour envisager une intégration dans les comptes de la comptabilité nationale, certains éléments devront bien sûr être affinés sur la base des limites identifiées lors de la conduite de ce premier balayage :

- Pour le volet « climat », la mesure des CENP s'est basée sur les émissions intérieures. En économie ouverte, il aurait été plus pertinent de les baser sur l'empreinte carbone de la demande finale qui mesure les émissions de GES visant à satisfaire les produits de la consommation finale et des investissements en France (émissions sur le territoire national + émissions liées aux importations – émissions liées aux exportations). Les émissions de l'empreinte carbone étant supérieures aux émissions intérieures, il faut considérer les estimations proposées dans cet article comme des minorants.
- Sur ce même volet, le travail effectué montre que le lien entre CENP annuels et variation de dette écologique doit être approfondi. Dans le cas du non-respect une année donnée de la trajectoire menant au facteur 4, il paraîtrait judicieux de procéder à une nouvelle estimation de la dette écologique sur toute la période restante. Ce calcul serait plus robuste que celui consistant à ajouter les CENP estimés pour l'année écoulée à la dette écologique mesurée en début d'année.
- Sur le volet « air », les résultats obtenus sont hautement dépendants de la norme choisie pour estimer la dette écologique. Durant la conduite des travaux exploratoires présentés dans cet article, plusieurs possibilités avaient été envisagées : directive NEC, protocole de Göteborg révisé et « Programme Air pur pour l'Europe ». La dernière option avait été retenue. Toutefois, compte tenu de l'évolution du contexte international (ce programme a été abandonné depuis par la Commission Européenne), une nouvelle estimation serait nécessaire. Celle-ci pourra s'appuyer sur la nouvelle directive NEC, une fois qu'un accord sera trouvé à son sujet.

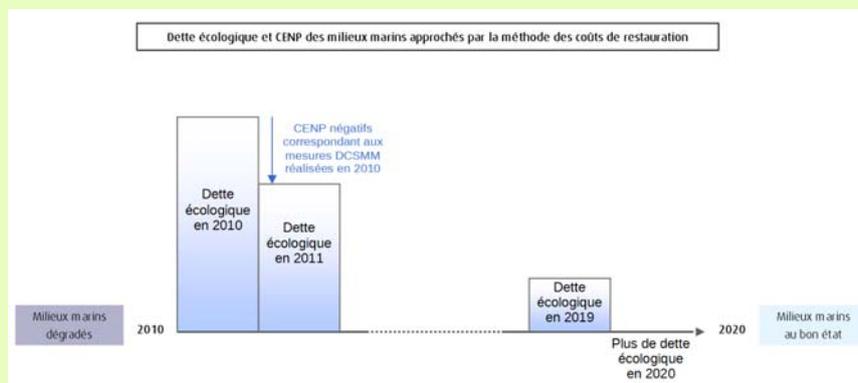
Encadré : Milieux marins, une estimation des CENP et de la dette écologique via la DCSMM ?

Comme pour le volet « milieux aquatiques continentaux », l'évaluation des CENP pour le volet « milieux marins » peut s'appuyer sur la législation existante, à travers la Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM). Adoptée en 2008, cette dernière impose aux États membres de l'Union Européenne de prendre les mesures nécessaires à l'atteinte du « bon état écologique »⁵² du milieu marin au plus tard en 2020.

La mise en œuvre opérationnelle passe par la définition de Plans d'Action pour le Milieu Marin (PAMM), à l'échelle des 4 sous-régions marines (SRM) du territoire métropolitain : Manche-Mer du Nord, Mers celtiques, Golfe de Gascogne, Méditerranée occidentale. Chaque PAMM débute par une évaluation initiale de l'état du milieu marin et s'achève par la mise en place d'un programme de mesures. Ces programmes propres à chaque SRM doivent être adoptés en 2015, pour une mise en application à partir de 2016.

L'évaluation de la dette écologique et des CENP des milieux marins pourrait donc suivre un raisonnement similaire à celui des milieux aquatiques continentaux (récapitulé dans le schéma).

Dans le cadre de cette évaluation, une attention particulière devra être portée aux mesures, présentes dans la DCSMM, qui permettent de réduire la contamination des eaux marines à partir des bassins versants. Un recouvrement de coûts, entre les mesures DCE et les mesures DCSMM, est en effet susceptible d'exister.



- L'utilisation de la méthode des coûts de restauration pour le volet « milieux aquatiques continentaux » a montré que les estimations devaient être considérées avec prudence. En effet, entre le début des états des lieux (2004) de la DCE, le chiffrage des mesures à mettre en œuvre pour atteindre le bon état (2007) et le début de réalisation des premières mesures (2010), un laps de temps important s'est écoulé. Durant celui-ci, la dégradation de certaines masses d'eau a pu se poursuivre et donc rendre insuffisantes les mesures correspondantes.
- Sur ce même volet, il est important de préciser que l'efficacité du scénario de référence joue un rôle primordial dans l'estimation des CENP. Ainsi, si les mesures DCE retenues pour retrouver le bon état des eaux ont été jugées *a priori* comme totalement efficaces, les véritables effets finaux ne pourront être observés qu'après réalisation. L'analyse des effets des actions sur l'état des milieux ex-post permettra de se prononcer sur le sens et l'ampleur de la variation de la dette écologique et donc de corriger la robustesse des coûts chiffrés ex-ante.

⁵² Le bon état écologique est défini à partir de huit descripteurs (ex : micropolluants) et d'une liste de pressions et d'impacts issus de l'évaluation initiale des milieux.

Principales références

CGDD (2014) – Les coûts écologiques non payés relatifs aux émissions dans l'air

Centre d'analyse stratégique (2008) - La valeur tutélaire du carbone, Rapport de la commission présidée par A. Quinet.

De Perthuis C. (2011) - Trajectoires 2020 – 2050 vers une économie sobre en carbone, Rapport du comité présidé par Christian de Perthuis.

IIASA (2010) - Potentials and costs for mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions in the European Union until 2030.

Vers des outils de comptabilité environnementale au niveau international

Jean-Louis Weber,
Comité scientifique de l'EEA

L'ONU et ses partenaires internationaux ont récemment revu le Système de Comptabilité Environnementale Economique. En 2012, un premier volume, le SCEE-Cadre Central (SCEE-CF) a été adopté par la Commission de Statistique de l'ONU (ONU, Commission Européenne, OCDE, Banque Mondiale, FMI et une trentaine d'instituts nationaux de statistique) comme standard statistique international, à parité (en principe) avec le Système de Comptes Nationaux. En 2013, le SCEE-CF a été complété par un second volume intitulé SCEE-comptabilité expérimentale écosystémique. Ces publications sont un moment important d'un processus commencé il y a quelque temps déjà. Parallèlement au courant principal, d'autres initiatives ciblées sur les politiques du changement climatique ou des écosystèmes et de la biodiversité ont produit des comptes qui ont rencontré un intérêt certain auprès des décideurs politiques.

On peut faire remonter la comptabilité de l'environnement ou des ressources naturelles à William Pitt, ou à Vauban ou encore aux Physiocrates. L'histoire moderne commence avec la Conférence de Stockholm de 1972 et les expériences nationales qui lui font suite en Norvège, au Canada, en France, aux Pays-Bas, en Espagne ou aux Etats-Unis (à l'initiative notamment du World Resource Institute). Très tôt, les organisations internationales s'intéressent à la question. Les premières initiatives viennent de la Direction Environnement de l'OCDE et de la Commission Economique pour l'Europe de l'ONU puis de la Banque Mondiale (BM) et de la Division de statistique de l'ONU (DSNU). Dès ce moment, deux orientations se font jour entre un intérêt premier pour les comptes physiques d'une part (OECD et UNECE) et pour les comptes en monnaie d'autre part (BM et DSNU). Eurostat s'engage dans le processus dès les années 1980 avec la mise au point et l'expérimentation de comptes des dépenses de protection de l'environnement⁵³ et de multiples tests de comptes physiques avec les instituts statistiques nationaux. Un premier moment de l'histoire de la comptabilité environnementale économique est la Conférence de Rio de 1992 et l'adoption de l'Agenda 21 qui reconnaît sa nécessité. Dès l'année suivante, le Système de Comptabilité Environnementale Economique (SCEE 1993) est publié par l'ONU.

Le SCEE 1993, à la différence du SCN révisé publié la même année, est une approche de la comptabilité plus théorique voire idéologique que statistique. Les comptes en unités physiques sont limités à l'analyse des flux d'entrées et sorties de matière de l'économie et excluent la Nature elle-même. Les comptes en monnaie s'inscrivent pour très une large part dans le courant dominant de la théorie économique néoclassique, notamment en ce qui concerne l'interprétation du revenu national en tant qu'indicateur de bien-être économique⁵⁴. Cette interprétation, qui remonte à l'un des pères de la comptabilité nationale, Simon Kuznets, considère que les agrégats macro-économiques (Produit et Revenu) incluent des éléments négatifs qui doivent en être déduits au même titre que les consommations intermédiaires le sont lors du calcul de la valeur ajoutée⁵⁵. Il peut s'agir soit de « dépenses défensives » engendrées par la croissance économique (par exemple, le coût des soins des maladies provoquées par la pollution de l'air ou de l'eau), soit du coût des dommages non comptabilisés par le SCN, qu'ils soient causés à d'autres ou subis. L'évaluation des dommages causés se réfère au coût de restauration ou conservation de l'environnement naturel, celle des dommages subis aux perceptions des agents, une distinction importante qui a disparu des versions ultérieures du SCEE. Dans tous les cas mentionnés, les dommages sont compris comme pertes de bien-être économique. Le but ultime est le calcul du Produit intérieur brut « vert », net ou ajusté.

⁵³ Système européen de rassemblement de l'information économique sur l'environnement (SERIEE)

⁵⁴ En anglais, welfare s'emploie pour désigner le « bien-être économique ». Welfare se distingue de well-being, de champ plus large.

⁵⁵ Un exposé très clair de la controverse sur le Revenu dans le contexte de la comptabilité nationale en général et de la comptabilité environnementale est présenté par André Vanoli dans son article sur « *National Accounting at the beginning of the 21st century: Wherefrom? Whereto?* », EURONA no 1, Eurostat, 2014

La discussion de l'épuisement des ressources naturelles a une dimension plus large mais repose en partie sur les mêmes présupposés. Les prix de marché des actifs naturels étant postulés difficiles à observer, le modèle standard de la théorie économique néoclassique est recommandé pour son estimation (comme il l'est dans le SCN). La valeur des actifs est alors supposée égale à la valeur actualisée des bénéfices nets futurs, et leur épuisement doit se calculer comme la différence entre la valeur de stocks à deux dates. Il est alors possible de soustraire l'épuisement des ressources naturelles du PIB au même titre que la consommation de capital fixe et calculer des agrégats « nets » à partir de leur mesure « brute ».

À ce stade que la mesure « standard » des actifs et de leur épuisement et son agrégation aux indicateurs traditionnels du SCN pose des problèmes statistiques sérieux. En particulier, la volatilité du prix des ressources du sous-sol engendrerait un ajustement final dont l'ampleur et la variabilité limiteraient l'intérêt pratique à le soustraire du PIB or du Revenu. Probablement pour cette raison, le chapitre 20 du SCN 2008 qui propose une approche optionnelle des « services du capital » qui décrit le calcul de l'épuisement des actifs du sous-sol se garde bien d'en tirer toutes les conséquences. Après avoir expliqué le principe du calcul et expliqué que l'épuisement devrait être déduit du Revenu, le SCN renvoie l'exercice au SCEE...

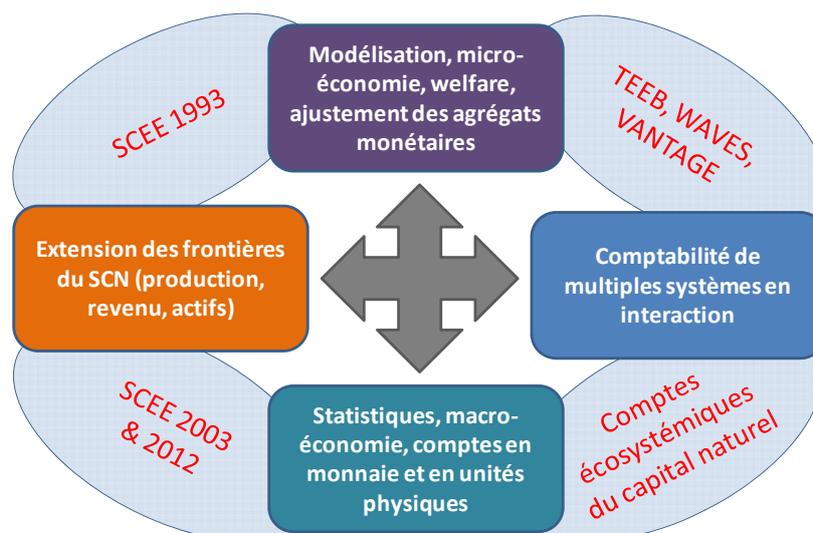
Il convient de remarquer à ce stade qu'une autre solution existe pour mesurer l'épuisement des ressources naturelles en monnaie. Elle est connue sous le nom de méthode d'El Serafy, du nom de l'économiste qui en a défini les règles ainsi que la finalité politique. Cette méthode se base sur la mesure de l'épuisement physique des actifs et permet d'estimer la part de la rente (nommée « coût-utilisateur » ou « user cost ») qui doit être réinvestie chaque année dans d'autres actifs et donc déduite du calcul revenu disponible si l'on veut conserver ce flux dans le futur. C'est un message clair pour les pays dépendant de leurs ressources naturelles, une invitation à ne pas gaspiller la rente des ressources du sous-sol. La Banque Mondiale a publié des estimations des coûts-utilisateur dans les années 1990. *De facto* et sans référence théorique, les pays pétroliers les plus responsables (ou les plus riches) réinvestissent une part importante de leur rente dans des actifs financiers ou autres. Il est dès lors surprenant et regrettable que la méthode El Serafy ne soit même plus mentionnée dans le nouveau SCEE 2012, qui privilégie de manière exclusive la valorisation néoclassique par les bénéfices futurs actualisés.

Les problèmes de compatibilité entre les systèmes de valorisation de la comptabilité nationale et du modèle théorique néoclassique ont donné lieu à de longues controverses. Elles ont trait en premier lieu à l'écart entre les prix de transaction observables par la statistique et les prix de la théorie du bien-être économique qui se réfèrent à ce que le consommateur est prêt à payer – ce qui inclut en général un surplus. Dès lors que l'on cherche à estimer en monnaie des valeurs non-économiques et qu'il n'y a pas de produits similaires dont on puisse par analogie utiliser le prix de marché, les méthodes employées se réfèrent directement ou indirectement au consentement à payer par l'utilisateur. Justifiée dans le cas d'études coûts-bénéfices si les parties prenantes sont correctement représentées, la mesure du consentement à payer n'est par contre pas cohérente avec les prix de la comptabilité nationale. En outre, la soustraction de nouveaux produits dans l'équilibre des biens et services ne saurait être sans conséquences sur les prix et les quantités échangées. La comptabilité nationale mesure les flux survenus dans la période comptable, elle est pour l'essentiel tournée vers un passé qu'elle ne peut réécrire. La modification de l'équilibre des quantités et des prix ne peut se faire que par une modélisation prospective, ainsi que l'a démontré l'étude GREENSTAMP (Brouwer et al. 1999) commanditée par la Commission Européenne.

De fait, le SCEE 1993 a inspiré quelques tentatives limitées d'application sans lendemain⁵⁶. Il est apparu très vite qu'il fallait sortir de l'impasse et à l'initiative de Statistique Canada et d'Eurostat, un groupe de travail de l'ONU a été créé en 1994 à Londres à l'invitation de l'office statistique du Royaume-Uni. Ce « city group » avait (et a toujours) mission de discuter les questions de comptabilité environnementale et de suivre le progrès de sa mise en œuvre. En 1998, la réunion du Groupe de Londres tenue à Fontevraud, prenant acte des développements en cours, notamment en Europe, prit la décision de réviser le SCEE 1993. Cette décision fut confirmée l'année suivante lors de la réunion de Canberra. Il est à noter que cette dernière réunion vit s'affronter les tenants de l'approche « monétaire » et ceux qui souhaitaient donner une place plus importante à la comptabilité physique.

⁵⁶ Le Mexique, qui a entrepris la mise en œuvre de comptes environnementaux dans le contexte du premier SCEE, peut être vu comme une exception. L'INEGI (l'institut national de la statistique et de l'information géographique) continue à publier son agrégat phare, le « PIB écologique net » qui est un PIB ajusté des coûts de remédiation ou de restauration de l'épuisement et de la dégradation des ressources naturelles et de l'environnement.

Figure 1 : Principales tensions caractérisant le développement de la comptabilité environnementale



Le SCEE 2003 qui en est résulté a bénéficié d'apports importants d'Eurostat, de l'OCDE et d'instituts de statistiques nationaux, en particulier du Canada et des Pays-Bas. Son cadre théorique et son objectif sont toutefois moins clairs que ceux du SCEE 1993. Le SCEE 2003 est pour une large part une présentation cohérente de l'avancement des comptes s'appuyant sur les meilleures expériences nationales. Son ambition est de soutenir par des exemples les tests qui se multiplient dans les pays, en général à l'initiative des instituts de statistique. Le SCEE 2003 assume son statut de compte satellite du SCN. La présentation générale de la comptabilité environnementale économique qui ouvre le rapport a été écrite à la dernière minute et sa lecture n'est pas indispensable à la compréhension des chapitres suivants. Bien que modeste en volume, une innovation du SCEE 2003 mérite d'être mentionnée : la présentation des comptes des terres et des écosystèmes telle qu'ils apparaissent dans les travaux pilotes initiés par la CEE de l'ONU et continués avec le soutien d'Eurostat par l'Institut français de l'environnement, l'Office statistique fédéral allemand et le ministère de l'environnement du Royaume-Uni.

En 2008 est créé le Comité d'experts de l'ONU pour la comptabilité environnementale économique (UNCEEA) dont la première initiative est de proposer une nouvelle révision du SCEE pour le scinder en deux, le premier volume regroupant les comptes pour lesquels une expérience suffisante existe et un consensus est possible et le second consacré aux autres comptes à un stade expérimental moins avancé. Le premier volume est destiné à être érigé en standard statistique international à parité avec le SCN, de manière à envoyer un message fort aux gouvernements et à soutenir les instituts de statistique désireux de s'engager dans cette voie. Le second volume est conçu dans un premier temps comme un fourre-tout mêlant des sujets comme la comptabilisation des taxes et subventions environnementales dont on n'arrive pas à faire la classification, des sujets divers et variés et la comptabilité des écosystèmes. Les choses changent vite en raison de l'intérêt politique croissant pour les écosystèmes suscité par l'Évaluation des Écosystèmes du Millénaire de 2005 et les rapports TEEB produits en 2009 et 2010 suite à une demande du G8 à Potsdam inspirée par le gouvernement allemand et la Commission Européenne. À l'intérieur de la communauté des comptables environnementaux, l'arrivée de l'Agence européenne pour l'environnement dans le groupe de Londres puis à l'UNCEEA aux côtés d'Eurostat a également contribué par ses demandes incessantes à mettre les comptes d'écosystème à l'ordre du jour⁵⁷. Le SCEE 2012 comprend donc deux volumes, le premier nommé « cadre central » (SCEE-CC/SEEA-CF) et adopté par la Commission de Statistique comme standard statistique international, à parité (en principe) avec le Système de Comptes Nationaux et le second volume intitulé SCEE- comptabilité expérimentale écosystémique (SCEE-CEE/SEEA-EEA).

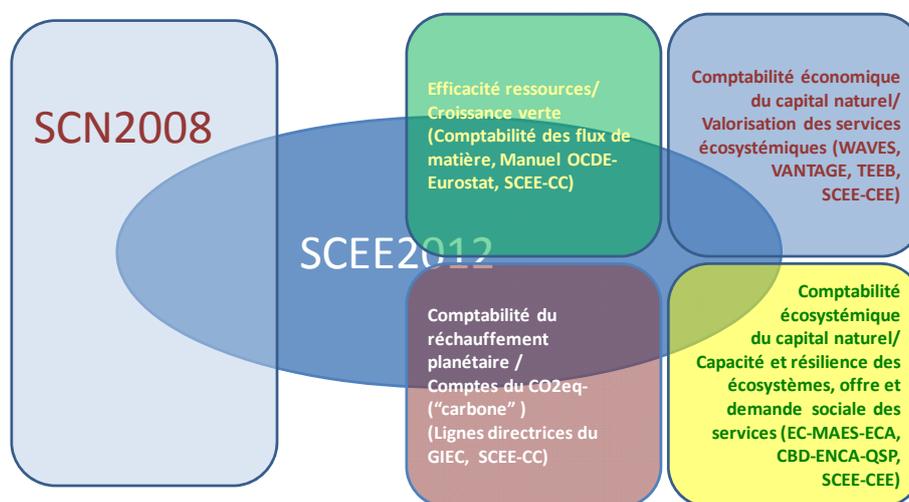
Le statut de la comptabilité écosystémique est à ce jour expérimental. Le SCEE-CEE étant, selon sa propre expression « un cadre conceptuel », des guides pratiques doivent le compléter pour que des expérimentations

⁵⁷ Un moment important a été la publication par l'AEE en 2006 du rapport « Land Cover Accounts for Europe 1990-2000 ; Towards Ecosystem Accounting » et la tenue à Copenhague d'un séminaire international où ont été discutées les grandes lignes d'une comptabilité écosystémique.

puissent avoir lieu. La Banque Mondiale en produit pour ses études pilotes dans le cadre de WAVES et le PNUE⁵⁸ dans le cadre du programme d'économie verte. De son côté, le Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique a publié un manuel d'application du SCEE-CEE en vue de soutenir les pays membres dans la réalisation de l'objectif 2 de la stratégie adoptée à Aichi Nagoya en 2010. Cet objectif stipule que les valeurs de la biodiversité doivent être intégrées dans les processus de prise de décision et dans la comptabilité nationale d'ici 2020. Le manuel de la CBD a été lancé lors de la Conférence des Parties de la CDB qui s'est tenue en Corée du Sud en octobre 2014. Intitulé « Comptes écosystémiques du capital naturel : une trousse de démarrage rapide » le manuel donne la priorité aux comptes en unités physique et propose une mesure synthétique de la dégradation ou de l'amélioration de l'état des écosystèmes. L'unité de mesure utilisée a des points communs dans son principe avec le CO₂-eq qui quantifie la contribution au changement climatique. Comme le CO₂-eq qui permet le calcul de crédits et débits dits « carbone », l'unité synthétique de mesure de la capacité soutenable des écosystèmes permet d'établir un bilan écologique (Weber, 2014).

Tous les développements de la comptabilité environnementale économique ne se sont pas déroulés complètement dans le cadre du SCEE, même si celui-ci les a assimilés dans une large mesure et constitue un référentiel commun et une passerelle avec le SCN.

Figure 2 : SCN, SCEE et principaux cadres de comptabilité environnementale



Plusieurs initiatives importantes doivent être mentionnées.

La Banque Mondiale, après avoir publié des évaluations de l'épuisement des ressources naturelles non-renouvelables selon la méthode d'El Serafy, a entrepris de développer et publier une mesure de l'épargne « authentique » (ou « nette ajustée »). L'épargne « authentique » (« genuine savings ») est obtenue en déduisant de l'épargne du SCN l'épuisement des ressources naturelles, le coût des dommages causés par la dégradation de l'environnement et en ajoutant le montant des dépenses d'éducation⁵⁹. Dans cette ligne de pensée, la BM a publié en 2011 une estimation des changements de la richesse des Nations (« The Changing Wealth of Nations ») 1995, 2000 et 2005. Le rapport et les données par pays sur la richesse « complète » et l'épargne « authentique » ainsi que des indicateurs de rente des ressources non-renouvelables sont disponibles sur <http://data.worldbank.org/data-catalog/wealth-of-nations>. En 2010, la BM a lancé le programme WAVES (Wealth Assessment and Valuation of Ecosystem Services), un partenariat destiné à favoriser la multiplication des expériences de calcul de la valeur monétaire des services écosystémiques.

⁵⁸ Par exemple, le PNUE a publié en janvier 2015 le manuel "Guidance Manual on Valuation and Accounting of Ecosystem Services for Small Island Developing States" en vue d'applications dans le cadre de VANTAGE (Valuation and Accounting of Natural Capital for Green Economy).

⁵⁹ Une analyse critique approfondie de la construction de l'agrégat « épargne authentique » est présentée dans le rapport Stiglitz/Sen/Fitoussi de 2009. Un ajustement de l'épargne de la comptabilité nationale, différent mais de signification analogue en ce qui concerne la prise en compte des ressources naturelles pourrait être calculé en déduisant les « coûts non payés » comme le recommande Vanoli (Vanoli, 2014). Le SCEE-CF ne fait aucune mention de l'« épargne authentique », le SCEE-CEE la cite une fois.

Dès le début, l'OCDE a été attentive à la compatibilité environnementale et a pris des initiatives pour encourager son développement, notamment dans le cadre de son Groupe de travail sur l'état de l'environnement. Au sommet d'Evian du G8 en juin 2003, un « Plan d'action du G8 sur la science et de la technologie pour le développement durable » a été adopté à l'initiative du Japon pour améliorer la compréhension des flux de matière de ressources et poursuivre les travaux sur les indices de productivité des ressources, notamment à l'OCDE. Un cadre général de comptabilité des flux matière a alors été développé conjointement par l'OCDE et Eurostat suivant les principes généraux du SCEE 2003. Il couvre les bilans de produits spécifiques ainsi que comptes des flux de matières à l'échelle de l'économie, utilisés dans le cadre des stratégies Green Growth (OCDE), Resource Efficiency⁶⁰ (Union Européenne) et aussi dans le cadre du programme Green Economy du PNUE.

Il convient de noter le rôle important d'Eurostat dans tous les processus, de la création du Groupe de Londres à la deuxième révision du SCEE. Sur le fond, outre la comptabilité-matière mentionnée précédemment, Eurostat a soutenu la production de matrices de comptabilité nationale combinant des comptes d'environnement selon le modèle NAMEA⁶¹ conçu par le Bureau Central de Statistique des Pays-Bas. Un effort particulier a été fait pour convertir les rapports du GIEC présentés selon une approche en secteurs définis sur des critères techniques en tableaux utilisant la nomenclature de branches économiques de la comptabilité nationale, une modification essentielle pour l'analyse économique de l'origine des gaz à effet de serre. La comptabilité des dépenses de protection de l'environnement a également été généralisée par Eurostat et reprise dans le SCEE. Ce rôle d'Eurostat a été confirmé par le règlement (UE) n°691/2011 relatif aux comptes économiques européens de l'environnement qui fournit une base légale à leur mise en œuvre progressive. Il est à noter qu'en vertu d'un partage des tâches, Eurostat à la charge des comptes qui relèvent du SCEE-CF alors que l'Agence Européenne pour l'Environnement et le Centre Commun de Recherche de la Communauté européenne ont la charge des comptes du capital écosystémique (appelés parfois dans le contexte européen « comptes du capital naturel », de manière impropre car ils ne couvrent pas les ressources du sous-sol) et des services écosystémiques.

Hors de la communauté statistique, plusieurs programmes de comptabilité de l'environnement et des ressources naturelles ont eu un écho certain.

Le premier d'entre eux est la comptabilité des gaz à effet de serre (et maintenant de la séquestration du carbone) mise en place par le GIEC et l'Organisation Météorologique Mondiale avec une contribution importante de la communauté scientifique en soutien à la Convention Cadre de l'ONU sur le Changement Climatique. Cette comptabilité a immédiatement permis la mise en place des mécanismes du Protocole de Kyoto. L'efficacité a pris le pas sur le raffinement conceptuel ce qui a permis à cette comptabilité de jouer son rôle. La comptabilité du GIEC s'est mise en place par étapes. Partant d'une approche par secteurs elle évolue vers une approche spatialisée qui présente des points communs avec la comptabilité écosystémique. Cette convergence devrait se renforcer avec la mise en place de comptes des flux de « carbone » incorporés au commerce international et une vision plus claire des effets de la demande.

D'autres initiatives contribuent de manière significative au progrès de la comptabilité environnementale. Leur relation aux cadres du SCEE n'est pas toujours immédiate mais elles tranchent par les messages forts qu'elles véhiculent et les connaissances et données qu'elles permettent d'accumuler. Elles comprennent des comptabilités en unités physiques et en monnaie.

En unités physiques, les comptes disponibles sont établis à l'échelle planétaire. Il faut noter d'abord la comptabilité de l'empreinte écologique (Ecological Footprint Accounts, EFN) dont le succès auprès des gouvernements et des entreprises (malgré une formule de calcul discutable) conduit à s'interroger sur le caractère très techniciste du SCEE.

Un autre indicateur (avec les bases de données et de comptes correspondants) est l'empreinte eau (Water Footprint, Université de Twente) calculée pour l'ensemble de la planète. L'approche est un peu différente de celle des comptes traditionnels car c'est l'appropriation qui est mesurée et non la consommation. La différence porte sur l'eau qui a été modifiée sans être extraite, notamment par les usages in situ. Mais la base de données suit les concepts généraux de l'hydrologie et constitue une ressource intéressante. D'autres « comptes » d'appropriation portent sur la biomasse : l'appropriation de la production primaire nette de biomasse (HANPP). Il convient de citer enfin un inventaire important qui, lorsqu'il sera mis à jour, constituera un compte à l'échelle planétaire des services d'écosystèmes : l'Évaluation des écosystèmes du millénaire (MA 2005).

⁶⁰ « Une Europe efficace dans l'utilisation des ressources – initiative phare relevant de la stratégie Europe 2020 » http://ec.europa.eu/resource-efficient-europe/index_en.htm

⁶¹ NAMEA: National Accounting Matrixes with Environmental Accounts

Les comptabilités monétaires hors champ du SCEE sont en général d'échelle locale ou régionale, de type analyse coûts-bénéfices. Une exception peut être notée en ce qui concerne l'évaluation de la richesse « complète » ou « inclusive » ; mais il s'agit alors plus d'un exercice de modélisation que de comptabilité. Outre WAVES qui se réfère explicitement au cadre du SCEE, les programmes donnant une large primauté à l'évaluation en monnaie des services écosystémiques sont soit des recherches universitaires soit des programmes impulsés par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) tels que TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity⁶²), VANTAGE (Valuation & Accounting of Natural Capital for Green Economy) ou ProEcoServ (dans lequel est impliqué le Fonds pour l'environnement mondial).

Arrivé au terme de ce chapitre, force est de constater à la fois l'abondance des travaux effectués et l'absence de réponse claire à la lancinante question de la « tyrannie du PIB », pour paraphraser Norgaard. La cause première de cette situation est certainement la confusion résultant d'une gestion inadaptée de la multiplicité des approches. Le flou théorique du SCEE peut être incriminé sur ce plan. Une seconde confusion porte sur les objectifs mêmes de la comptabilité environnementale. Dans la période où la production d'un compte satellite du SCN était le paradigme, la situation était assez claire et a permis les avancées d'Eurostat et de l'OCDE. Il y avait un champion (le gouvernement), une méthode (l'élargissement de la comptabilité nationale) et des agrégats : dépense nationale d'un côté, efficacité de l'utilisation des ressources de l'autre. Les développements successifs n'ont pas tous apporté les résultats escomptés car les améliorations techniques on conduit dans bien des cas à perdre de vue la finalité de l'entreprise. Ceci est reflété dans l'expression « cadre central » attribuée au premier volume du SCEE sans que l'on puisse y attacher un message « central ». Il n'est dès lors pas surprenant que de manière récurrente la question de la communication revienne sur le tapis comme explication de la difficulté à vendre les comptes aux décideurs. Les choses ont commencé à changer avec l'initiative de mettre en place une comptabilité dite « carbone » avec un objectif clair. Un complément essentiel de la comptabilité « carbone » actuelle est la comptabilité écosystémique. La reconnaissance par le SCEE de l'importance d'une telle comptabilité et plus encore, la publication par le secrétariat de la CDB d'un manuel opérationnel permet d'entrevoir la construction d'un système cohérent de comptes complétant le SCN. Reste à éviter les ambiguïtés qui risquent de la compromettre. Il est important en particulier de bien identifier les champions des différents comptes, ceux qui vont porter le projet et dire quels sont les indicateurs comptables agrégés dont ils ont besoin. De manière générale, le SCEE-cadre central étant un compte satellite du SCN a pour champion les instituts nationaux de statistique qui sont les producteurs habituels des comptes nationaux. La Commission de Statistique de l'ONU a de ce fait demandé à la Division de Statistique de définir sous l'égide de l'UNCEEA un programme de mise en œuvre du SCEE-CC. Dans le domaine des changements climatiques, la comptabilité mise en place par le GIEC (avec l'appui de l'OMM et de la communauté scientifique) est un exemple de pragmatisme et d'efficacité. Son raccord aux nomenclatures de comptabilité nationale par le SCEE fournit un outil directement utilisable par les politiques macro-économiques.

Il devrait en aller de même pour la comptabilité écosystémique pour lesquels divers programmes d'expérimentation ont commencé à se mettre en place avec un engagement croissant du PNUE et de la CDB, de leurs constituants nationaux (ministères et agences en charge de l'environnement et des ressources naturelles) et de la communauté scientifique. Il est essentiel que le PNUE assume son rôle de champion de manière à ce que le moment venu, au terme de la période d'expérimentation engagée en 2014, la révision du SCEE-CEE permette de mettre en place les outils nécessaires à la prise en compte de la dimension écosystémique et de la biodiversité qui en est le cœur dans les processus de décision relatifs au développement durable et aux changements climatiques.

L'enjeu est d'importance et doit être situé dans le cadre de la révolution des données. « A world that counts »⁶³ (Un monde qui compte), le rapport préparé à la demande du Secrétaire Général de l'ONU par le groupe d'expert indépendant sur la « révolution des données pour le développement durable », brosse un vaste panorama des avancées possibles et nécessaires pour la mise en place des indicateurs de suivi des objectifs de développement durable. Tous les domaines de la statistique sont concernés, de la statistique socio-économique officielle aux nouveaux champs ouverts par les systèmes de monitoring de la nature par télédétection et in situ et de gestion des données. La comptabilité écosystémique en unités physique est tout particulièrement à même d'en profiter pour procéder au bond en avant nécessaire et fournir rapidement des outils permettant de (contre-)balancer avec des mesures de la dégradation (ou de l'amélioration) du capital écosystémique et l'établissement de bilans écologiques, ceux qui sont communément utilisés dans la prise de décision : comptabilité économique nationale et calcul économique.

⁶² TEEB va bien au-delà des problématiques de comptabilité et une série de rapports visant des acteurs différents adressent de manière large et très complète les problématiques d'évaluation des écosystèmes. Les comptes en unités physiques y sont présentés.

⁶³ <http://www.undatarevolution.org/report/>

Bibliographie

Brouwer, Roy ; O'Connor, Martin ; Radermacher, Walter, 1999, "GREENed National Statistical and Modelling Procedures: the GREENSTAMP approach to the calculation of environmentally adjusted national income figures", *International journal of sustainable development* Vol. 2, 1, p. 7-31

CBD, 2014, "Ecosystem Natural Capital Accounts : a quick start package" for implementing Aichi Biodiversity Target 2 on Integration of Biodiversity Values in National Accounting Systems in the context of the SEEA Experimental Ecosystem Accounts, CBD Technical Series No. 77 (prepared by Weber Jean-Louis, independent consultant) www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-77-en.pdf

Commission interministérielle des comptes du patrimoine naturel, 1986. *Les comptes du patrimoine naturel*, Collections de l'INSEE, C137-138, Paris.

http://projects.eionet.europa.eu/leac/library/background-papers-and-publications/comptes_patrimoine_naturel_insee_1986

European Environment Agency, 2011, An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe, EEA Technical report No 13/2011 (EN) (drafted by Weber J.-L.) <http://www.eea.europa.eu/publications/an-experimental-framework-for-ecosystem>

(Version française provisoire), « Comptes écosystémiques du capital naturel : une trousse de démarrage rapide », <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-77-fr.pdf>

United Nations, 2003, "Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting 2003" (SEEA 2003), <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea2003.pdf>

United Nations, 2014, *System of Environmental-Economic Accounting 2012—Central Framework*, http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf

Traduction provisoire en français (février 2015) : *Système de comptabilité économique et environnementale—cadre central*

http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/CF_trans/F_march2014.pdf

United Nations, 2014, *System of Environmental-Economic Accounting 2012—Experimental Ecosystem Accounting*, http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf

Vanoli, A. 2014, *Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels (Coûts écologiques non payés, dette écologique, demande finale aux coûts totaux)*, Etudes et documents, n° 116, octobre 2014, CGDD, p. 6-9.

Indicateurs d'utilisation de la biomasse : la famille HANPP

Denis. **Couvet**, Frédéric. **Ducarme**, Vincent **Pellissier**,
UMR MNHN-CNRS-UPMC-SU 'CESCO'

Les humains s'approprient une partie significative de la biomasse produite annuellement par les écosystèmes, 40 % pour les Ouest-Européens, la moyenne mondiale étant de l'ordre de 25 %. Cette appropriation se fait sous trois formes ; la récolte de biomasse – dont une partie est consommée directement –, la production de résidus non récoltés, et la perte de productivité résultant de la transformation humaine des habitats.

Cette biomasse appropriée est une évaluation quantitative des pressions humaines opérant sur la biodiversité, car elle mesure la quantité de ressources dont la biodiversité ne dispose plus.

La biomasse, ou masse des êtres vivants, dépend de la disponibilité des ressources physico-chimiques dont ils dépendent (eau, CO₂, éléments minéraux). Cette biomasse détermine l'état de la biodiversité, abondance des organismes vivants – en nombre d'individus ou en biomasse –, diversité biologique (génétique et spécifique, fonctionnelle) aux différents niveaux de la chaîne alimentaire -ou trophique, végétaux, herbivores, carnivores... Cette disponibilité des ressources peut être quantifiée par la production primaire nette des écosystèmes, la NPP⁶⁴, ou Net Primary Production.

En conséquence, l'appropriation humaine d'une partie de cette NPP doit avoir des effets sur la biodiversité. Sa quantification est une mesure intégrative des pressions humaines pesant sur ce patrimoine naturel⁶⁵. Elle doit permettre d'anticiper, de prédire, son état, la quantité de biodiversité qui peut se maintenir.

Nous examinerons successivement l'analyse de l'appropriation humaine de la biomasse, les conséquences que l'on peut en tirer pour la dynamique de la biodiversité, qui dépend de la relation entre diversité biologique et biomasse. Nous concluons sur les possibilités analytiques apportées par cette approche pour maîtriser les impacts humains pesant sur ce patrimoine naturel qu'est la biodiversité.

L'analyse des flux de NPP fait intervenir des variables dont le nom varie dans la littérature. Dans cet article, nous utiliserons la terminologie de Krausmann et al. (2008, 2013). Certains flux peuvent être calculés directement, d'autres sont estimés. Pour la clarté de l'exposé, nous distinguerons les flux élémentaires, puis leurs agrégations.

1. Quatre flux de biomasse

On peut distinguer quatre flux annuels de biomasse, donc trois appropriés par les humains.

NPPue

NPPue (ou 'used extraction') représente ce qui est extrait et utilisé par les humaines, directement ou à travers des transformations. On distingue 4 types d'usage :

- alimentation directe ;
- alimentation indirecte à travers les animaux ;
- biocarburants ;

⁶⁴ Néanmoins, pour une même disponibilité des ressources physico-chimiques, la NPP a augmenté au cours des âges. À l'échelle des millions d'années, l'évolution a conduit à une plus grande efficacité de transformation des ressources physico-chimiques en matière organique, ainsi que de leur vitesse de recyclage

⁶⁵ Parfois nommé capital naturel en économie; il reste à vérifier que la notion de capital permet de rendre compte de toutes les dimensions socio-économiques, anthropologiques, de la biodiversité

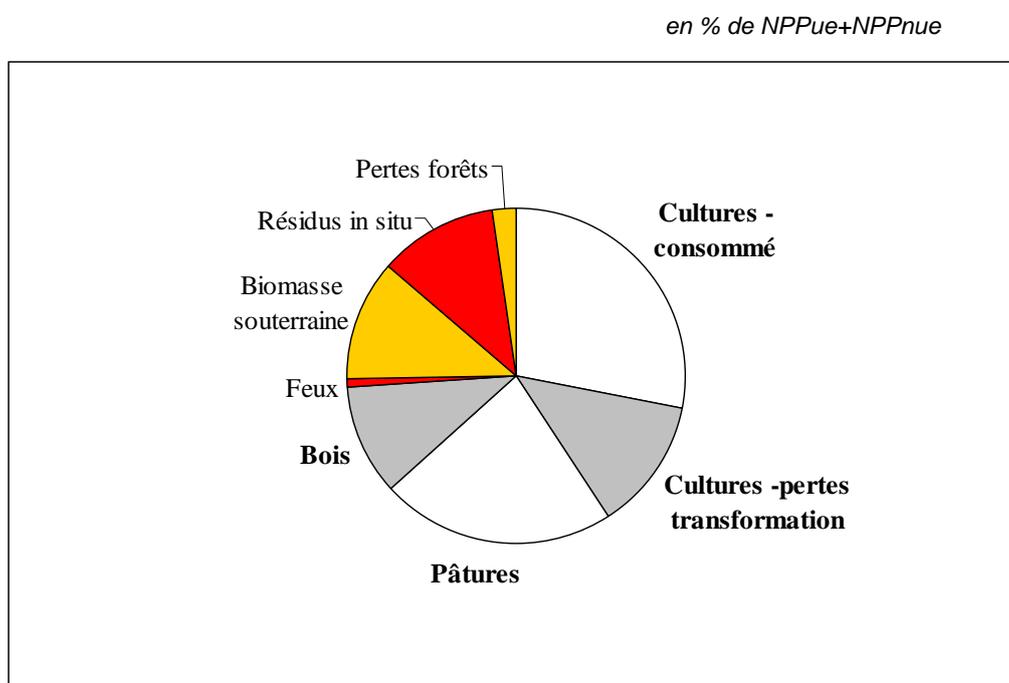
- matériaux, pour l'habitat (bois...), vêtements (coton, laine...), outils, colorants, médicaments, papier...

NPPue représente un peu plus de 10 % de la NPPpot -ou production totale annuelle potentielle des écosystèmes- dans le monde, 25 % en Europe de l'Ouest. L'alimentation des animaux –à travers les pâtures mais aussi une partie des cultures- représente la plus grande proportion de ce flux, de l'ordre de 60 %. L'alimentation humaine directe est de l'ordre de 15 à 20 %, soit moins de 5 % du total de la NPP à échelle mondiale. Les pertes lors de la transformation, entre récolte et consommation, constituent généralement une proportion importante de NPPue (Figure 1).

NPPnue

NPPnue (ou 'non used extraction') est la production primaire extraite par les humains, mais qui n'est pas récoltée, *a fortiori* non utilisée. Ce flux comprend les résidus de culture non récoltés, les pertes dues aux feux d'origine anthropique, ou de bois lors de l'exploitation des forêts. NPPnue est de l'ordre de 5 % de la NPPpot, presque 10 % en Europe de l'Ouest. NPPnue est sensiblement inférieure à NPPue (Figure 1).

Figure 1 - Les différentes composantes de NPPue (blanc/gris, caractères gras) et NPPnue (orange/rouge) : moyennes mondiales



Source : À partir de Krausmann et al. 2008

NPPluc

NPPluc (ou 'land-use change') quantifie les pertes ou gain dus à la conversion humaine des habitats. C'est la différence entre NPPpot (NPP en l'absence des humains, voir ci-dessous) et les trois autres flux élémentaires, NPPue et NPPnue (ci-dessus) et NPPT (ci-dessous).

NPPluc englobe la dégradation des habitats (salinisation des sols...) et les diminutions de productivité associées à l'artificialisation de la végétation. En effet, même les formes les plus productives d'agriculture n'atteignent pas la productivité des écosystèmes 'naturels' (i.e. qui n'ont pas été l'objet d'une intervention humaine directe récente, semis, introduction et/ou exploitation).

NPPluc a une valeur négative lorsque la conversion humaine des habitats conduit à une augmentation de la NPPpot. C'est le cas de l'irrigation en région aride (vallée du Nil, de l'Indus, Häberl et al. 2007), et dans une moindre mesure de différents aménagements en Europe du Nord (poldérisation, chaulage...).

Globalement, NPPluc est de l'ordre de 10 % de NPPpot. Variant selon les écosystèmes, NPPluc est de l'ordre de 1/3 dans les cultures (Figure 2).

NPPT

NPPT est la production primaire annuelle non appropriée par les humains, et qui reste disponible pour la biodiversité (voir partie II). À l'échelle de la planète elle est de l'ordre de 30 à 35 Gt de C par an, variant selon les régions (voir Figure 6).

NPPot, somme des flux précédents

NPPot (ou 'potential'), somme des quatre flux précédents, représente la production primaire nette (après respiration) des écosystèmes non convertis par les humains. Cette valeur potentielle, de référence, n'est le plus souvent pas directement mesurable. Elle est nécessaire pour estimer NPPluc (ci-dessus).

NPPot est estimée à l'aide des modèles globaux de dynamique de la végétation, notamment le modèle LPJ 'Lund-Potsdam-Jena' (in Haberl et al. 2007). NPPot est au total de l'ordre de 50 GT de Carbone⁶⁶ par an, en poids sec, avec quelques variations, selon les méthodes, les modèles utilisés (Smil, 2013, Kastner et al. 2014).

HANPP, somme des flux appropriés par les humains

La HANPP -ou Human Appropriation of NPP- est le total de la NPP appropriée par les humains ; elle agrège NPPue, NPPnue et NPPluc. De l'ordre de 25 % de la NPPot, en termes absolus, elle représente de l'ordre de 15 à 20 GT C/an ; c'est une quantité comparable aux émissions de GES. La HANPP mondiale se compose de 53 % extraits (NPPue+NPPnue), dont une large partie n'est pas consommée, et 47 % co-optés (NPPluc, Haberl et al. 2007).

Relations entre appropriation humaine de la biomasse et biodiversité

La relation entre appropriation humaine de la biomasse et biodiversité peut s'envisager de deux manières, selon la biodiversité présente ou selon la biodiversité menacée. Ces relations dépendent de NPPT et de HANPP.

Biodiversité présente

La biomasse produite par la végétation est un déterminant majeur de la biomasse des autres organismes le long des chaînes trophiques, donc du nombre d'individus par taxon ou par groupe fonctionnel, sur l'ensemble de la chaîne trophique. En conséquence, les chaînes trophiques dépendent la diversité génétique et spécifique (voir respectivement Robertson, 1960 et Hubell, 2001), deux composantes majeures de la diversité biologique, donc du fonctionnement des écosystèmes, déterminant l'état des services écosystémiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Elles déterminent à la fois les possibilités de renouvellement de la biodiversité et de consommation future des humains.

Par conséquent, l'état de la biodiversité dépend de NPPT.

On observe effectivement une corrélation entre NPPT et la biomasse animale, le nombre d'individus, pour différents groupes, à différentes échelles spatiales, de la planète à l'échelle nationale. L'énergie est parfois utilisée comme unité alternative à la biomasse produite annuellement (Wright, 1990). La biomasse disponible doit être corrélée à d'autres propriétés des communautés biologiques -abondance, niveau trophique- comme constaté chez les oiseaux d'île de France (Pellissier et al. manuscrit). Ces relations demandent à être généralisées, en examinant le rôle d'autres facteurs de variation, en tenant compte de la biomasse en place.

D'autres facteurs interviennent : saisonnalité, régime de perturbation, diversité des ressources et des interactions écologiques, mécanismes de prédation, les stratégies de résistance, par toxicité (composés secondaires des plantes), naturelle ou induite. La formalisation de l'influence de ces différents facteurs parvient à reproduire les variations latitudinales observées de la biomasse le long des chaînes trophiques (Harfoot et al. 2014). L'intégration de l'effet de ces différents facteurs sur la diversité biologique reste à faire.

⁶⁶ Différentes unités peuvent être utilisées : biomasse, poids sec, carbone. Le poids sec sera l'unité utilisée, sauf autre précision.

L'état de la biodiversité devrait aussi dépendre de la biomasse en place, résultant du cumul au cours des années de ce qui est laissé annuellement –ou NPPt. Cette biomasse accumulée offre des habitats, des ressources pour certains organismes, sa disponibilité pouvant être assez restreinte, comme dans le cas de la lignine des arbres. Cette biomasse végétale stockée dans les écosystèmes représente entre 15 et 20 ans de production annuelle, soit 500 à 800 GT de carbone, avec une certaine incertitude d'estimation (Smil, 2013). Avant l'essor de l'Humanité, cette biomasse aurait été de l'ordre de 1 000 GT, variant dans une gamme de 20 % lors des glaciations. La réduction actuelle résultant de l'extension humaine serait de l'ordre de 40 %, réduite de 20 % à la fin du 18e siècle, amputée de 20 % supplémentaire au cours des deux derniers siècles (Smil, 2013). Cette réduction devrait aussi avoir un impact sur la biodiversité, mais sa relation reste à expliciter.

Diversité biologique menacée, les effets retard de la dette d'extinction

La relation de NPPt avec la diversité spécifique, vérifiée en Autriche (Haberl et al. 2005) devrait être plus complexe qu'avec la biomasse. Toute chose étant égale par ailleurs, une diminution de ressources disponibles devrait entraîner une diminution des diversités générique et spécifique. Néanmoins, les extinctions locales de gènes et d'espèces, qui en sont le symptôme, ne sont pas immédiates, des populations en déclin subsistant un certain nombre de générations. Représentant ce phénomène, la dette d'extinction est la proportion d'espèces qui devraient s'éteindre parce que leurs ressources, habitats, ont disparu, mais dont l'extinction locale n'a pas encore eu lieu.

Cette dette est observée à l'échelle européenne. Le pourcentage d'espèces menacées chez 7 groupes (plantes vasculaires, bryophytes, sauterelles, libellules, poissons, reptiles, mammifères), est plus corrélé aux pressions humaines –usage des sols- de 1950 -voire de 1900 pour les plantes vasculaires et les bryophytes- qu'à celles de 2000 (Dullinger et al. 2013). La différence entre groupes peut s'expliquer par le temps de génération des espèces, leurs possibilités de dormance, par exemple des banques de graines des plantes dans le sol, tamponnant les variations à court terme du milieu. On peut en déduire que les effets du doublement de la HANPP en Asie au 20^e siècle (Krausmann et al. 2013) sur la biodiversité, les fonctionnalités des écosystèmes, restent largement à venir. D'autres indicateurs confirment les contraintes environnementales⁶⁷ pesant sur ce continent, notamment l'indicateur 'impacts sur les aquifères' (Gleeson et al. 2012).

La comparaison européenne de Dullinger et al. (2013) montre que les animaux -en termes d'espèces menacées- sont plus sensibles à d'autres pressions humaines que l'usage des sols -densité des populations humaines, PIB-. Cette différence peut s'expliquer par des prélèvements additionnels, liés par exemple à la chasse (mais aussi l'écotoxicité, voir plus bas), entraînant par ailleurs une réduction supplémentaire de biomasse des niveaux trophiques supérieurs. En effet, alors que la réduction de la végétation est de l'ordre de 40 %, la réduction de la biomasse des animaux -ou zoomasse-, serait plus importante, atteignant 50 % au cours du 20e siècle pour les mammifères sauvages (Smil, 2013). Ces effets collatéraux pourraient expliquer le tassement de la pyramide trophique, avec perte des niveaux trophiques supérieurs, au bénéfice des niveaux trophiques inférieurs.

À l'inverse les organismes inféodés aux résidus, aux pertes de conversion et des rejets liés à la consommation humaine pourraient bénéficier d'une augmentation des consommations humaines. Ceci concerne les détritivores -organismes qui se nourrissent de débris organiques-, essentiellement des bactéries, champignons et invertébrés. La composition des communautés de micro-organismes pourrait par ailleurs changer, en faveur des micro-organismes inféodés à ces flux.

Impacts collatéraux des modes d'appropriation de la biomasse

Les groupes biologiques sont exposés à divers effets collatéraux de toute appropriation de biomasse, écotoxicité, fragmentation des habitats... Certaines de ces effets constituent des diminutions de NPPpot, de son transfert le long de la chaîne alimentaire. C'est notamment l'écotoxicité, associée aux pesticides et divers autres polluants, et dont les effets pourraient être significatifs (p. ex. Hallmann et al. 2014).

D'autres effets collatéraux sont des changements de conditions environnementales, qui demandent une adaptation des êtres vivants. Ce sont l'homogénéisation et la fragmentation des habitats, les changements climatiques –locaux et globaux-, les invasions biologiques. Certains peuvent avoir un effet positif sur la

⁶⁷ Il s'agit ici des contraintes qui pèsent sur l'environnement et non des exigences de politiques publiques pour préserver l'environnement.

biomasse, par exemple l'augmentation de la température dans les régions froides. Quels que soient leurs effets sur la biomasse, ces changements devraient avoir à court terme un impact négatif sur la diversité biologique, d'autant plus qu'ils sont rapides, ne laissant pas un temps suffisant d'adaptation. En effet, un processus de sélection rapide opère un tri important. Quelques allèles (espèces) se multiplient, au détriment de nombreux allèles (espèces) éliminés, entraînant une perte nette de diversité. Cette perte est compensée progressivement, par immigration, mutation, spéciation, lorsque la sélection se relâche, ou lorsque les populations, communautés, se sont adaptées au nouvel environnement. Ainsi on constate que les espèces menacées par le changement climatique sont plus nombreuses que celles qui en bénéficient. En conséquence, la relation entre HANPP et diversité biologique, présente, menacée, devrait aussi dépendre du type et de la magnitude des changements environnementaux locaux récents.

Points de basculement ? Possibilité d'une valeur seuil pour HANPP et NPPT

HANPP et NPPT pourraient avoir des valeurs seuil, au-delà ou en deçà desquelles se produiraient une diminution importante de la diversité biologique, une dégradation significative des fonctionnalités des écosystèmes. On constate effectivement une dégradation accélérée des communautés d'oiseaux dans les paysages agricoles néo-tropicaux comportant moins d'un tiers de forêts (Banks-Leite et al. 2014). Notons que la dette d'extinction rend d'autant plus difficile l'identification de cette valeur seuil.

Ces valeurs seuils dépendent aussi de la rapidité des changements globaux, car l'adaptation nécessaire augmente avec la vitesse de changement de l'environnement des êtres vivants, qui elle-même dépend de la diversité biologique présente (respectivement Richardon, 1960 et Norberg et al. 2001), donc de NPPT et HANPP. La recherche de telles valeurs seuil participe aux travaux sur les limites planétaires des activités humaines ; en ce qui concerne la biodiversité, ont été proposées deux quantités, la diversité phylogénétique et l'intégrité des écosystèmes (Mace et al. 2014) ; leurs relations avec HANPP et NPPT seraient à expliciter.

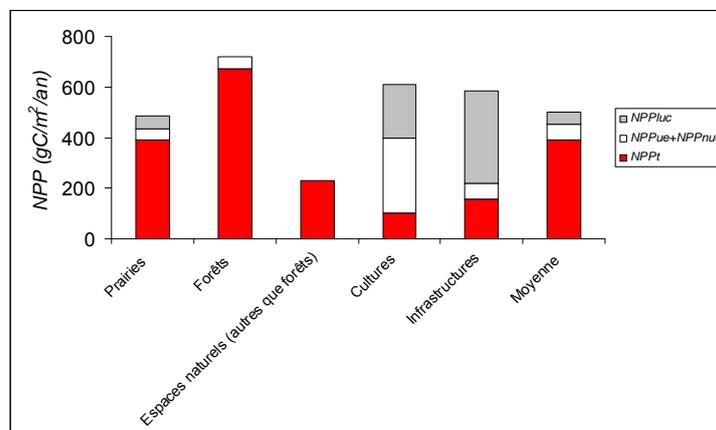
Variations de l'appropriation humaine de la biomasse

L'appropriation humaine de la biomasse varie largement, selon le type d'écosystème, leur statut de protection.

Variations de la HANPP selon l'occupation des sols

Les cultures, la foresterie et les infrastructures humaines, notamment les villes (mais aussi les habitations, routes...) se sont déployées dans les écosystèmes les plus productifs, en termes de NPPpot (Figure 2). Les villes se seraient développées préférentiellement dans les régions agricoles les plus productives parce qu'avant la révolution industrielle, il était difficile de transporter des quantités importantes de biomasse sur de longues distances. Ce qui a entraîné une dépendance de ces villes vis-à-vis de la production agricole de leur région proche, ou Hinterland. Cette particularité justifie la pertinence de la compensation écologique des terres agricoles artificialisées, notamment à la périphérie des villes et qui sont souvent très productives.

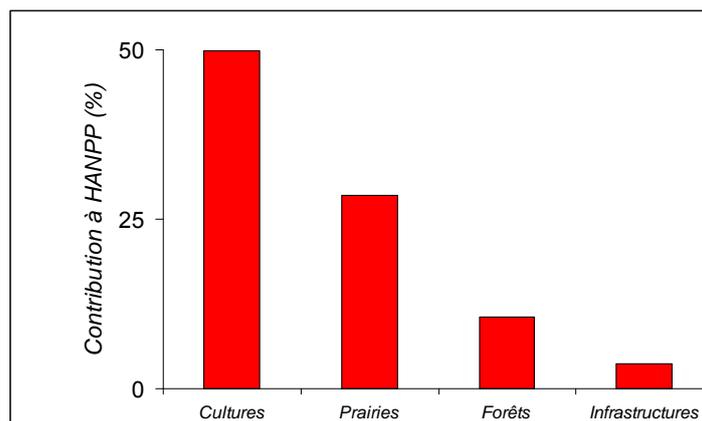
Figure 2 - Valeurs moyennes des 4 flux de biomasse NPPT, NPPue+NPPnue et NPPluc leur somme étant NPPpot- selon le type d'occupation des sols



Source : Moyennes mondiales, à partir de Haberl et al. 2007

L'appropriation humaine a modifié considérablement la hiérarchie des écosystèmes les plus favorables à la biodiversité. Elle dépend actuellement de la valeur de NPPT (voir partie II), alors que ce sont les valeurs de NPPpot qui déterminaient cette hiérarchie avant présence humaine (car NPPT était égal à NPPpot, HANPP étant nulle). Ainsi, la figure 2 montre que les écosystèmes maintenant occupés par des 'cultures' et 'infrastructures' (humaines), étaient autrefois les plus favorables à la production de biomasse, donc au maintien de la biodiversité. Ils ont à présent les valeurs de NPPT les plus faibles, deux fois inférieure à la moyenne, quatre fois inférieure à celle des prairies (Figure 2). On peut en inférer que dans les paysages urbains ou agricoles, une faible proportion de forêts, prairies, a un impact quantitatif majeur sur la biodiversité. D'après les valeurs de la figure 2, dans un paysage agricole, 1/7 de surface en forêts double les ressources disponibles pour la biodiversité, NPPT, à l'échelle du paysage.

Figure 3 - Contribution des différentes occupations des sols à la HANPP



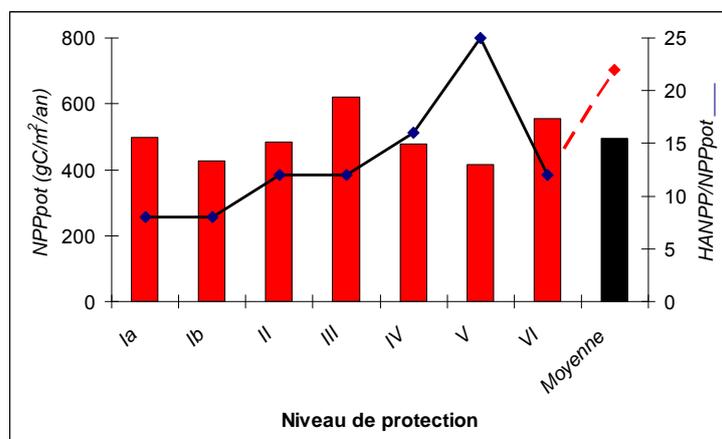
Source : d'après Haberl et al. 2007

Résultant de la plus grande productivité des écosystèmes qu'elles occupent, les cultures, présentes sur seulement 10 % de la surface des terres émergées, composent près de la moitié de la HANPP (Figure 3). Globalement, l'agriculture représente plus des $\frac{3}{4}$ de la HANPP, la production animale la moitié de cette HANPP agricole (Foley et al. 2011). Les infrastructures humaines (correspondant à l'habitat, transports, industrie) en représenteraient une faible proportion.

Variations de la HANPP avec la protection des espaces

La productivité des espaces protégés ('parcs') correspond à la valeur moyenne (Figure 4).

Figure 4 - NPPpot (barres) et HANPP (% , points) mondiales, selon le degré de protection des parcs

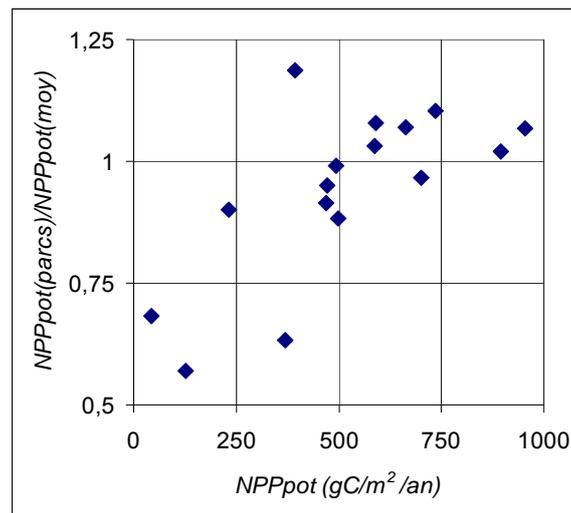


(Typologie de l'UICN, le plus élevé correspond à une moindre protection, les PNR correspondent au niveau 5) ; 'moyenne' : valeur moyenne des terres émergées, comprenant les espaces non protégés.

Source : d'après O'Neill et Abson (2009)

Les espaces protégés sont représentatifs de la productivité moyenne, à l'exception de certains pays, notamment des USA où ils se situent sur des écosystèmes moins productifs (O'Neill et Abson, 2009). NPPpot ne varie pas selon le degré de protection des espaces. Par contre, le ratio HANPP/NPPpot augmente avec le niveau de protection (Figure 4). Dans les parcs de niveau de protection 5 -correspondant aux PNR-, cette proportion est même plus élevée que la moyenne mondiale, amenant à s'interroger sur la signification écologique de la protection dans ces espaces. Une telle situation peut correspondre à des espaces où la présence humaine est ancienne et importante, la valeur culturelle de la biodiversité n'étant pas associée à une biomasse importante dans ces espaces.

Figure 5 - NPPpot : moyenne, valeur relative dans les parcs, selon les 16 biomes majeurs (Déserts, steppes et prairies, forêts, froid, tempéré, tropical)



Source : (O'Neill et Abson, 2009)

À l'échelle mondiale, la protection a pour effet de renforcer les différences de productivité moyennes entre biomes. Les espaces protégés sont les moins productifs dans les biomes les plus pauvres, et inversement (Figure 5). Cette différenciation pourrait correspondre à une recherche d'originalité des espaces protégés

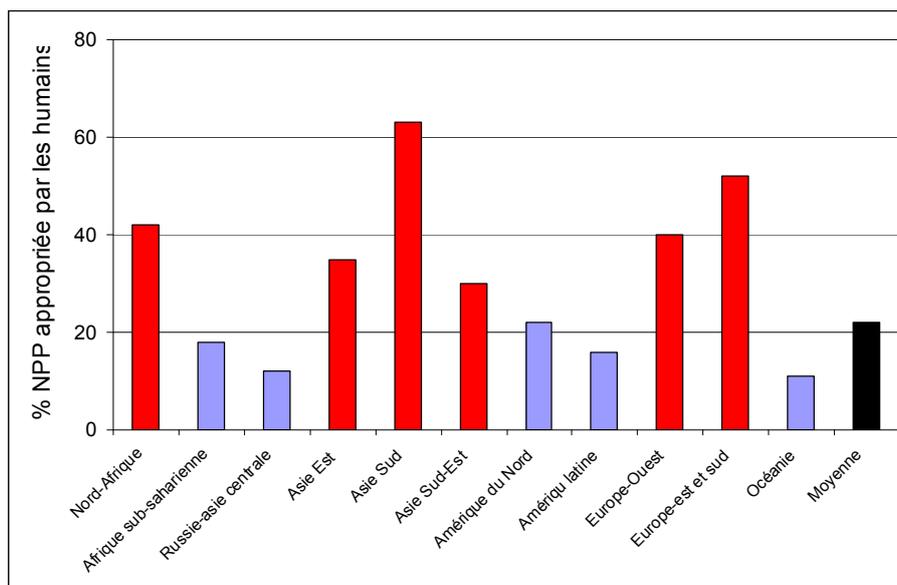
Flux de biomasse et politiques publiques

Afin de maintenir, améliorer l'état de la diversité biologique, des services écosystémiques, il semble important de maîtriser, voire réduire HANPP, impliquant les trois flux intégrés, NPPue, NPPnue, et NPPluc – tout en évitant les effets collatéraux (voir III.3). L'analyse des modes de production et de consommation doit aider à déterminer la pertinence et l'efficacité de toute politique publique portant sur la maîtrise de ces flux.

Modes de production

Le ratio HANPP/NPPpot présente de fortes disparités régionales (Figure 6). Il est très élevé en Asie, en Europe dans une moindre mesure. L'Amérique est très en deçà de l'utilisation moyenne des autres continents. Les enjeux de gestion de la HANPP diffèrent selon les continents. Ces différences entre continents peuvent expliquer les dynamiques inter-régionales d'accaparement des terres.

Figure 6 - Variations régionales de la proportion de la biomasse laissée après prélèvements humains (HANPP/NPPpot).



Source : d'après Haberl et al. 2009a

On constate la très forte appropriation en Europe et Asie. L'augmentation récente en Asie n'a sans doute pas encore produit tous ses effets sur la biodiversité (voir plus loin)

De manière générale, HANPP a doublé au 20^e siècle. Néanmoins, la population mondiale ayant quadruplé, la HANPP par habitant a été divisée par deux, par unité de PIB divisée par huit. Les scénarios faisant intervenir une inertie des mécanismes sociaux, économiques, anticipent un doublement au 21^e de la consommation de produits alimentaires, ce qui pourrait se traduire par une forte augmentation de HANPP, une forte diminution de NPPT.

Néanmoins, pour une même consommation humaine, la HANPP peut varier de manière importante, selon l'importance des résidus et des pertes liées à la conversion des habitats. Ainsi, on observe une diminution de NPPLuc au cours du 20^e dans les pays de l'OCDE. Dans le cas du blé d'hiver en France, on passe ainsi en un siècle d'une biomasse produite de 4,3 t/ha à 15 t/ha (Smil 2013, p. 201). Malgré une augmentation importante de la quantité absolue appropriée au cours du 20^e, la proportion de HANPP par rapport à NPPpot a peu varié en Europe, l'agronomie conduisant à une diminution importante des pertes, NPPnue et NPPLuc. En conséquence, les variations au cours du 20^e siècle de la HANPP en proportion de la NPPpot peuvent être de signe opposé selon les pays, malgré des NPPue en augmentation ; elles dépendent du poids relatif de l'augmentation de la population humaine et de l'amélioration des techniques agricoles (Erb et al. 2009).

En fait, l'intensification en agriculture -définie ici comme une utilisation plus importante d'intrants- a des effets sur la biodiversité ambigus. Elle peut permettre une augmentation de NPPT dans les espaces cultivés, pâturés, en réduisant à la fois NPPLuc et NPPres. Elle a aussi des effets collatéraux défavorables -écotoxicité-changement des conditions environnementales, notamment fragmentation des habitats (voir partie II), qui pourraient prédominer dans certains cas. Enfin elle peut encourager, à travers les mécanismes du marché, une augmentation d'une consommation qui ne répond pas à des besoins physiologiques élémentaires (Desquilbet et al. 2013). Ce dernier cas de figure demande à examiner les effets des échanges économiques à travers lesquels se propagent ces effets de l'intensification, la relation entre production et consommation.

Modes de consommation

L'eHANPP, ou HANPP 'embarquée', est l'ensemble de la NPP impliquée, directement ou indirectement, pour une unité de biomasse consommée, sous forme d'alimentation, d'énergie, de matériaux biologiques. Cette eHANPP correspond à une analyse de cycle de vie (ACV), intégrant les effets de l'ensemble de la chaîne de production. À travers l'analyse des composantes d'eHANPP, on peut examiner différentes manières de réduire HANPP. Une réduction de la part des protéines animales dans notre alimentation pourrait conduire à une réduction allant jusqu'à 30 % de la HANPP (à partir de Foley et al. 2011, Bonhommeau et al. 2013).

En ce qui concerne l'énergie, l'alimentation des animaux de trait a été un mode de consommation de la biomasse important dans les agro-écosystèmes au 19^e siècle, représentant de l'ordre de ¼ de la sole agricole, en France ou en Autriche (Erb et al. 2009). La stabilité de la HANPP en Europe au 20^e siècle est liée au remplacement de ces animaux par des machines animées par les énergies fossiles. *A contrario*, les scénarios énergétiques faisant appel aux biocarburants auront l'effet inverse sur eHANPP. Certains de ces scénarios suggèrent un doublement de la HANPP au 21^e siècle, à l'échelle mondiale (Krausman et al. 2013). Pour faire le bilan de l'impact d'une telle production sur la biodiversité, il est nécessaire de la comparer aux effets des énergies de substitution, solaire, éolien, énergies fossiles. Ce raisonnement suggère que toute production de biocarburants devrait en priorité préserver NPPt, reposant plutôt sur une utilisation de NPPnue, une utilisation des pertes de conversion de NPPue, ou encore une diminution de NPPluc –fertilisation des prairies par exemple. Il faudrait néanmoins intégrer les effets collatéraux liés à de telles intensifications des modes de production pour avoir un bilan complet sur la biodiversité.

Plus généralement, la bio-économie –ou utilisation de la biomasse en économie, par exemple de matériaux à base biomasse, chanvre pour l'isolation des bâtiments...- doit faire l'objet du même type de comparaison. Son effet net sur la biodiversité devrait varier selon le flux affecté, selon qu'elle se traduit en une augmentation de NPPue, une utilisation des pertes de conversion de NPPue, ou encore utilisation de NPPnue. Pour être complet, ce bilan devrait prendre en compte un style de vie alternatif, n'utilisant pas les ressources de la bioéconomie.

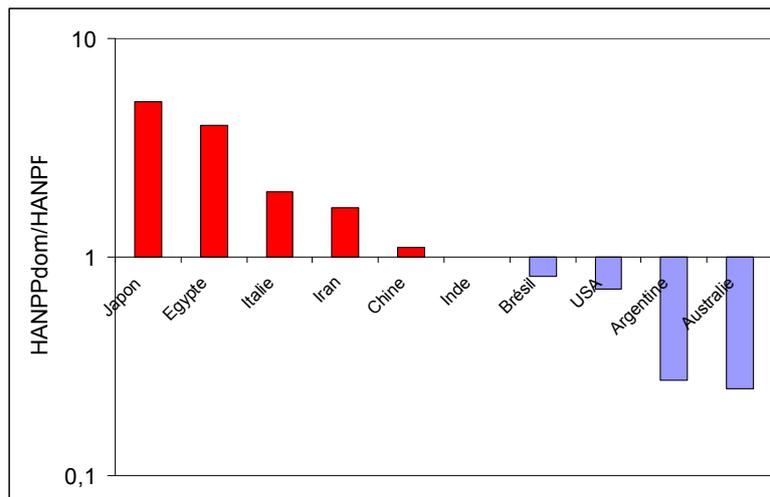
À l'inverse de nombreux indicateurs de consommation finale (énergies fossiles, NPPc...), eHANPP par habitant n'est pas corrélée au PIB (Haberl et al. 2009b) ; une raison pourrait être que la consommation brute et l'efficacité de transformation augmentent toutes deux avec le PIB (voir partie I), conduisant à deux effets antagonistes du PIB sur l'eHANPP.

Pour examiner les impacts de HANPP sur la biodiversité, la comparaison des modes de consommation semble plus complète que celle des modes de consommation, intégrant l'ensemble des effets économiques et sociaux significatifs liant production et consommation. Elle suggère une moindre exigence d'augmentation de la HANPP pour répondre aux besoins humains au 21^e.

Relations entre production et consommation, à travers les échanges internationaux

Des estimations d'eHANPP plus fines, par produit, par foyer, sont rares. Par contre, eHANPP a été calculée à l'échelle des pays, de leurs échanges. Toute biomasse échangée sur les marchés internationaux est associée à une HANPP plus élevée. Le ratio entre eHANPP et la quantité de biomasse échangée à l'échelle internationale variant généralement d'un facteur 5 à 15, de l'ordre de 4 pour l'Inde, de 18 pour le Brésil (Haberl et al. 2009a). Toute unité échangée correspond donc à beaucoup plus d'unités appropriées.

eHANPPdom, est la eHANPP qui résulte de la consommation des habitants du pays. Le ratio eHANPPdom/HANPP à l'échelle d'un pays mesure le rapport entre les appropriations correspondant à sa consommation et sa production domestiques. Ce ratio distingue des pays importateurs et exportateurs de biomasse, variant selon la densité humaine, la productivité de leurs écosystèmes (Figure 7). Ainsi Japon et Egypte consomment presque 10 fois plus qu'ils ne prélèvent dans leurs écosystèmes, Australie et Argentine étant dans la situation inverse. La quasi-autosuffisance de l'Inde et de la Chine paraît logique ; étant donné leur très forte HANPPdom, ces deux pays ne peuvent pas couvrir une proportion significative de leurs besoins par les échanges internationaux : répondre à 1/3 des besoins de ces deux pays absorberait l'ensemble des échanges internationaux de biomasse.

Figure 7 - Ratio eHANPPdom/HANPP. En violet, pays à faible densité (<30 hab/km²).

Source : d'après Haberl et al. 2009a

Enfin, au sein de l'Union européenne, la France est le seul pays exportateur de biomasse, et fait partie des 10 pays les plus exportateurs du monde. En conséquence, les enjeux de réduction de l'impact sur les écosystèmes locaux, à travers une régulation des importations, de la consommation, varient de manière importante selon les pays.

Conclusion : indicateurs de la famille HANPP

À la lumière de l'analyse de ces flux de biomasse, deux indicateurs semblent devoir être proposés, pour évaluer l'état du patrimoine naturel, quantifier les pressions en oeuvre. HANPP et NPpT mesurent respectivement nos impacts sur les écosystèmes, l'ensemble de la biomasse végétale consommée et « détournée » par les activités humaines d'une part, et d'autre part, la biodiversité que l'on peut espérer maintenir. Leurs variations spatiales, dynamiques temporelles, peuvent éclairer les politiques publiques.

Déterminant les possibilités de maintien de la biodiversité, la NPpT devrait être intégrée dans les indicateurs de richesse. HANPP pourrait quant à lui être un indicateur de pressions. HANPP pourrait ainsi agréger trois sous-indicateurs du GPI, la perte de 1) zones humides, 2) terres agricoles et qualité des sols, 3) forêts, donnant une estimation intégrative des pressions humaines pesant sur la biodiversité.

NPpT et HANPP pourraient être introduits au sein d'indicateurs synthétiques, le MEW ('bien être économique moyen'), l'ISEW ('bien être économique durable'), le GPI ('progrès véritable') ou le SPI ('progrès social'). Le rapport de la commission Stiglitz-Sen-Fitoussi discute ces différents indicateurs. La place de NPpT et HANPP dépendra du mode de construction de ces indicateurs, de la manière dont ils intègrent les indicateurs de pression et de richesse.

HANPP et NPpT donneraient ainsi une vision quantifiée, intégrative, d'une partie significative, de nos impacts sur la biodiversité, des potentialités de la biodiversité que nous laissons en place, plus complète que les indicateurs d'utilisation des sols. L'utilisation de ces indicateurs devrait aider à déterminer le sens social d'une augmentation de la production agricole en Europe. Ils devraient aider à déterminer coûts et bénéfices d'une telle augmentation, leur distribution, associés aux pertes de diversité biologique et de fonctionnalités des écosystèmes entraînés par une augmentation de l'appropriation humaine de la biomasse. Néanmoins, pour agréger les différents effets anthropiques, il faudrait leur adjoindre des indicateurs des effets collatéraux de l'appropriation humaine de biomasse, depuis l'écotoxicité jusqu'aux changements environnementaux, quantifiant l'adaptation nécessaire aux êtres vivants (voir III.2).

Bibliographie

- Banks-Leite, C. et al. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot, *Science* 345, 1041-1045
- Bateman, I., et al. 2013. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making : Land Use in the United Kingdom. *Science* 341. 45-50
- Bonhommeau S., et al. 2013. Eating up the world's food web and the human trophic level. *Proc Natl Acad Sci USA* 110, 20617–20620
- Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. *Conservation Biology*, 16, 369-376
- Couvet D. et Teysse re, A. 2010. *Ecologie et Biodiversité*. Belin, 336 pages
- Desquilbet M., Dorin B., Couvet D. 2013. Land sharing ou land sparing pour la biodiversité : Comment les marchés agricoles font la différence. *Innovations agronomiques* 32, 377-389
- Dullinger, S. et al. 2013. Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *PNAS* 110, 7342–7347
- Erb, K. H et al., 2009. Analyzing the global human appropriation of net primary production – processes, trajectories, implications : an introduction. *Ecological Economics*, 69, 250–259
- Foley, J.A., et al. 2011. Solutions for a cultivated planet, *Nature*, 478, 337–342
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P. & van Beek, L. P. H. 2012. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature* 388, 197–200
- Haberl H. et al. 2005. Human appropriation of net primary production as determinant of avifaune diversity in Austria. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 119-131
- Haberl H. et al. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems, *PNAS*, 104, 12942-12947.
- Haberl, H. et al., 2009a. Using embodied HANPP to analyze teleconnections in the global land system : conceptual considerations. *Geografisk Tidsskrift*, 109, 119–130
- Haberl H. et al. 2009b. Natural and economic determinants of the embodied human appropriation. *Ecological Indicators* 23, 222-231
- Hallmann, C.A. et al. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 411, 341–343
- Harfoot, M.B.J. et al. 2014. Emergent Global Patterns of Ecosystem Structure and Function from a Mechanistic General Ecosystem Model. *PLoS Biol* 12(4): e1001841
- Hubbell S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*, Princeton University Press
- Kastner, T. et al. 2014. Cropland area embodied in international trade : Contradictory results from different approaches. *Ecological Economics*, 104, 140 – 144
- Krausmann, F., Erb, K. H., Gingrich, S., Lauk, C., & Haberl, H. (2008). Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics*, 65(3), 471-487
- Krausmann, F. et al. 2013. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century *PNAS* 110, 10324-10329
- Mace, G. M., Reyers, B., Alkemade, R., Biggs, R., Chapin, F. S., Cornell, S. E., & Woodward, G. (2014). Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, 28, 289-297.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press, Washington D.C.
- Norberg J., Swaney D.P., Dushoff J., Lin J., Casagrandi R. & Levin, S.A. 2001. Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments : a theoretical framework. *PNAS*, 98, 11376-11381
- O'Neill, D.W. and Abson D.J. 2009. To settle or protect ? A global analysis of net primary production in parks and urban areas. *Ecological Economics*, 69, 319–327
- Pauly, D. and V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 255-257

Robertson, A. 1960. A theory of limits in artificial selection. Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 153:234–249

Smil, V. 2013. Harvesting the Biosphere : How Much We Have Taken from Nature. The MIT Press, Cambridge, MA, 312 pp.

Wright DH. 1990. Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. Ambio 19:189–194

La valeur de l'externalité climat

Baptiste Perrissin Fabert,
CGDD

Le changement climatique est désormais perçu par la communauté internationale comme une menace crédible contre la poursuite d'une prospérité durable. Les économistes ne sont toutefois pas d'accord sur l'estimation de la « valeur sociale du carbone » (VSC) qui donne une valeur à l'externalité climat ou dit autrement reflète la richesse sociale créée par les réductions d'émissions de CO₂. Une plongée au cœur des modèles qui mesurent la VSC permet d'identifier des sources théoriques de divergences des résultats tels que l'incertitude scientifique sur certains paramètres socio-économiques et climatiques. En pratique, le choix d'une valeur relève fondamentalement d'un compromis politique. Les instruments traditionnels de type taxe ou marché de quotas pour transformer la valeur en prix du carbone rencontrent de fortes oppositions. La VSC pourrait devenir la pierre angulaire d'instruments innovants – plus acceptables – de financement des investissements bas carbone.

Le climat est emblématique de l'externalité globale. En s'engageant sur la cible des 2°C, la communauté internationale considère que la stabilisation du climat a une valeur. La société serait plus riche dans un monde avec un climat stabilisé que dans un monde avec un climat incontrôlé. Réduire les émissions de CO₂ crée ainsi de la richesse. Le concept de « valeur sociale du carbone » (VSC) tente de rendre compte de cette richesse.

La valorisation monétaire d'un bien public consiste à mettre un prix sur un objet qui par définition n'a pas de valeur marchande. **Une telle opération s'inscrit à la « limite » du calcul économique.** Monétariser les émissions évitées de CO₂ ne va pas de soi et fait l'objet de vives controverses parmi les économistes. Certains considèrent que les incertitudes sur les dommages climatiques sont tellement fortes qu'il est vain de chercher à leur attribuer une valeur monétaire précise. La seule façon crédible de se protéger contre les menaces potentielles des changements climatiques serait de fixer des plafonds – nécessairement arbitraires – de concentration de gaz à effet de serre ou de hausse des températures. D'autres, au contraire, pensent que donner une valeur monétaire aux unités de CO₂ évitées est nécessaire pour que le climat « ne compte pas pour rien » dans les politiques publiques. Le choix d'une métrique monétaire du CO₂ n'est pas qu'une option technique. Il repose sur la confiance dans la capacité de l'analyse coût-bénéfice à fournir un langage de négociation raisonné aux parties prenantes du débat climatique, et reflète un jugement sur la qualité (et l'amélioration future) de l'information scientifique disponible sur l'évolution des changements climatiques.

L'objectif de cet article n'est pas de démêler les controverses sur la légitimité de la valorisation monétaire du CO₂ mais d'analyser la construction de la VSC et d'apprécier dans quelle mesure ce signal sur la valeur du climat conserve un intérêt pour la décision publique.

Pour comprendre pourquoi la mesure d'une même réalité – la richesse sociale détruite par chaque unité de carbone émise dans l'atmosphère – peut donner lieu à de tels écarts de résultats – de 5 à 250 \$/tCO₂ en 2020 dans le dernier rapport du GIEC –, il faut examiner finement l'architecture des modèles intégrés économie-climat (IAM) qui génèrent les estimations de VSC. Si les modèles sont des lunettes pour observer la réalité, il faut s'intéresser aux verres plus ou moins déformants qu'ils utilisent pour en comprendre les différences de résultats.

L'analyse théorique des controverses sur les paramètres et les formes fonctionnelles qui façonnent les IAMs peut révéler l'ampleur et la mécanique des écarts de résultats. Mais en pratique, le choix d'une trajectoire de VSC relève toujours d'une décision conventionnelle ou d'un compromis entre les résultats des modèles. Aucun modèle ne peut révéler une VSC « plus vraie » que les autres car il s'agit d'un prix social dont la nature est fondamentalement politique. En témoigne la décision de l'administration américaine en mai 2013 d'augmenter brusquement de 60 % l'intervalle retenu de la VSC (passant de [7 \$, 81 \$] à [12 \$, 129 \$] en 2020) dans les analyses coûts – bénéfices des projets publics. Une telle hausse aura un effet considérable sur

les résultats des analyses de certains projets et pourrait même modifier la hiérarchie des options stratégiques d'investissements énergétiques sur le territoire américain.

Cet article propose quelques pistes de compréhension des différences de résultats, à travers une revue des définitions de la valeur du carbone et une plongée dans la fabrique de la VSC – soit les modèles de type IAM. Il propose une méthode pour dégager un intervalle de valeur opérationnel. La question des instruments de la transformation de la valeur en signal prix est esquissée en conclusion.

Cinq définitions de la valeur du carbone

La large fourchette d'estimation de la VSC s'explique en partie par l'indistinction entre au moins cinq différentes définitions de la « valeur du carbone ».

La **définition académique** présente la VSC comme étant à la fois la somme actualisée des coûts marginaux d'abattement d'une unité de CO₂ et la somme actualisée des dommages marginaux, calculées le long d'une trajectoire optimisée de l'économie. À l'optimum, coût marginal et dommage marginal s'égalisent nécessairement car des efforts de réduction d'émissions sont consentis tant que leur coût demeure inférieur à leur bénéfice, à savoir les dommages évités. La VSC trace ainsi la frontière des efforts de réduction d'émissions efficaces.

Le **prix de marché**, ou plutôt les prix de marché – car il n'existe pas de marché mondial unifié du carbone – sont censés refléter le prix de la contrainte climatique en imposant une rareté sur les émissions de CO₂ via des permis d'émissions. Mais ces prix sont incomplets car les marchés ne couvrent pour l'instant qu'une fraction des émissions, produites essentiellement par le secteur énergétique et quelques activités industrielles (soit moins de 50 % des émissions totales en Europe) et le faible niveau des prix qui émergent actuellement sur le marché EU-ETS (autour de 5 - 6 euros) indique surtout que l'allocation des quotas a été trop généreuse.

Le **coût de réduction** des émissions mesure le « surcoût » induit par toute politique volontariste de remplacement du capital productif par un capital moins émissif, par rapport à un scénario de référence « au fil de l'eau ». Cette notion de coût peut sembler plus tangible que les autres définitions du prix du carbone car elle découle des technologies d'abattement disponibles. Pourtant, la définition de ce coût n'est pas si simple. Il dépend toujours d'un objectif de réduction d'émissions – jugé politiquement désirable – à un horizon temporel donné, et de contrainte sur la vitesse de déploiement des techniques.

La **valeur des dommages évités** le long d'un scénario « au fil de l'eau » offre une estimation du coût de l'inaction. Cette valeur augmente dans le temps avec la concentration de GES dans l'atmosphère qui se rapproche de seuil potentiellement dangereux. Elle a en ce sens une valeur de sensibilisation et d'alerte sur les dangers de l'inaction. Le rapport Stern (2006) qui évalue ainsi les dommages de 5 % à 20 % du PIB a suscité une vive controverse en raison de la subjectivité intrinsèque de toute tentative d'évaluation des dommages.

La **valeur tutélaire du carbone** est une valeur politiquement négociée qui est censée donner un poids monétaire soit à la contrainte exercée par un objectif national de réduction d'émissions (cas de la France et de la Grande Bretagne), soit à l'externalité climat dans l'analyse économique des projets publics. Elle permet de mesurer le taux de rendement interne des projets en internalisant le coût de l'objectif de réduction d'émission fixé ou le coût social du changement climatique. Le choix de cette valeur est le fruit d'une confrontation de dires d'experts et d'une comparaison de résultats de modèles. Le travail des commissions d'experts, réunies par les autorités publiques en France, en Grande Bretagne et aux Etats-Unis pour définir les VSC à intégrer dans l'analyse des projets publics montre bien que les modèles fournissent une représentation de la diversité des points de vue scientifiques sur le sujet, et que les valeurs retenues reposent in fine sur un choix politique.

Dans la fabrique des estimations controversées de la VSC

Depuis le début des années 1990, la littérature s'interroge sur la dynamique des politiques climatiques : **faut-il agir fortement dès maintenant ou reporter les efforts à plus tard ?** Dans le langage de l'analyse coût-bénéfice, les coûts d'une action forte et précoce pour prévenir des dommages climatiques futurs potentiellement élevés (Stern, 2006) peuvent être largement justifiés par les bénéfices espérés, soit les dommages climatiques évités. D'autres analyses montrent, au contraire, qu'il est plus économique de retarder les efforts et de tolérer ainsi des risques climatiques plus élevés que les générations futures, supposées plus

riches et dotées de meilleures technologies, et qui sauront mieux les affronter que les générations présentes, relativement plus pauvres (Nordhaus, 2008). Cette controverse est directement liée à celle sur la bonne valeur de la VSC puisque, schématiquement, le niveau et la trajectoire de la VSC déterminent le niveau des efforts qu'une société est prête à réaliser pour réduire ses émissions.

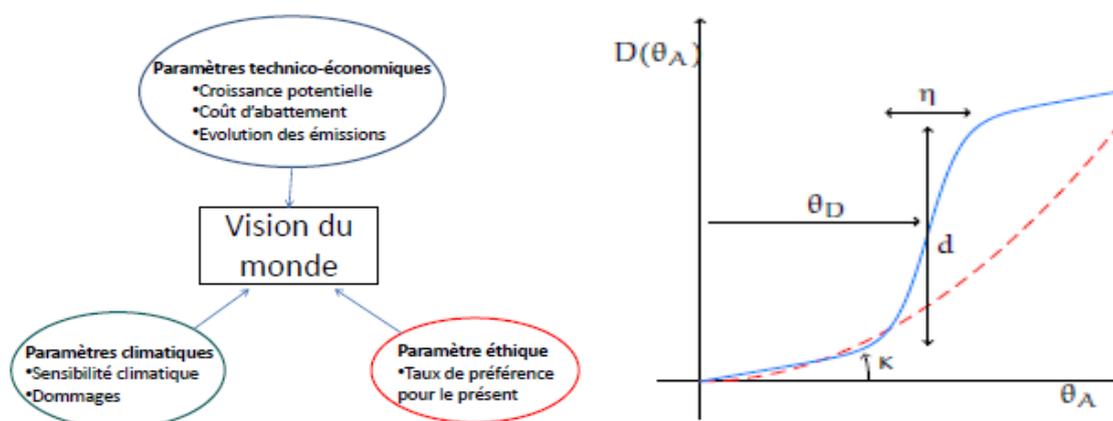
Pour comprendre pourquoi les estimations de la VSC divergent tant, il faut s'intéresser à l'architecture des modèles intégrés économie-climat. Dans leur forme agrégée, les modèles discutés dans la littérature sont très souvent conçus comme des variations du modèle séminal « DICE » (Nordhaus, 1994, 2008). Il s'agit d'un modèle d'optimisation intertemporelle avec un planificateur bienveillant qui maximise une fonction d'utilité sociale sous contrainte d'accumulation du capital et d'une dynamique climatique qui enclenche une hausse des températures. Cette hausse des températures rétroagit avec la dynamique du capital à travers des dommages climatiques qui amputent une partie de la richesse produite. Un tel modèle permet de calculer une VSC dans son acception académique.

À partir du modèle RESPONSE développé au centre international de recherche sur l'environnement et le développement (CIRED) et dont la spécificité est de pouvoir prendre différentes formes de modélisation, nous avons cherché à reproduire les différences de résultats pour mieux en comprendre l'origine.

Deux sources principales de divergences sont identifiées :

- l'incertitude **paramétrique** des modèles, soit l'incertitude sur certains paramètres clés comme le taux d'actualisation, la sensibilité climatique, l'ampleur des dommages, le rythme du progrès technique, l'évolution des émissions, la croissance potentielle. Comme il n'existe pas de consensus scientifique sur la valeur de ces paramètres, le choix d'une valeur relève nécessairement d'une « croyance » ou d'un choix subjectif au sein d'un intervalle objectif établi par la communauté scientifique. Une combinaison de croyances sur ces paramètres technico-économiques, éthiques et climatiques incertains forme ce que la figure 1 désigne comme une « vision du monde » ;
- les **formes fonctionnelles** des modèles intégrés qui diffèrent selon les choix du modélisateur et détermine l'architecture des modèles. Cette architecture peut être plus ou moins complexe selon le nombre de phénomènes qu'elle représente. Elle peut intégrer ou non des phénomènes d'inertie économique, modélisé ou non l'incertitude scientifique sur certains phénomènes climatiques. En ce qui concerne la forme des fonctions retenues, l'exemple de la fonction de dommage, présenté dans la figure 1, est très parlant. Selon que la forme de cette fonction est quadratique ou sigmoïdale, nous pouvons nous attendre à des effets différents sur les résultats. Le choix de cette forme fonctionnelle repose à la fois sur des motivations techniques et sur des « croyances » sur la bonne façon de représenter les dommages.

Figure 1 - Composantes d'une vision du monde et représentation de deux formes de fonction de dommages (quadratique en pointillés et sigmoïdal en trait plein)



La distinction entre ces deux sources potentielles de divergence des résultats – les visions du monde issues de l'incertitude paramétrique et les formes fonctionnelles retenues par le modélisateur – est nécessairement conventionnelle et incorpore une part d'arbitraire. Le fait de mettre en forme le débat climatique au sein d'une

analyse coût-bénéfice relève déjà d'une certaine « vision du monde ». Ici, le sens donné à ce terme a un périmètre plus étroit. Il ne vise pas la façon dont le modélisateur formule le problème mais les opinions qui s'affrontent sur des objets socio-économiques, technologiques et climatiques. Le modèle RESPONSE s'inscrit dans le cadre de l'analyse coût-bénéfice et suppose que cette approche permet de conduire des expériences de pensée utiles sur les politiques climatiques. **Une « vision du monde » est définie comme une combinaison de croyances sur des paramètres clés incertains de notre modèle intégré.**

Les formes fonctionnelles relèvent quant à elles davantage du choix du modélisateur. C'est le modélisateur en effet qui ajuste au mieux la « coque » du modèle à son interprétation de ce qui compte dans le débat climatique. Pour refléter, par exemple, l'objectif politique des 2 °C décidé à la COP de Copenhague (2009), il peut ainsi décider de représenter un effet de seuil dans la fonction de dommage en lui donnant une forme sigmoïdale. Ainsi, c'est la part de subjectivité du modélisateur qui est visée à travers l'examen de l'influence du choix des formes fonctionnelles sur les résultats.

Quelle est l'influence des visions du monde sur la VSC ?

Depuis la publication du rapport Stern (2006), la controverse s'est focalisée sur l'effet du taux d'actualisation. Or, pour comprendre les différences de résultats, il faut apprécier l'effet de l'ensemble des composantes d'une vision du monde.

Il apparaît clairement que les larges intervalles de valeurs qui sont discutés dans la littérature sont cohérents avec des opinions divergentes sur des paramètres clés du calcul. Pour certains de ces paramètres tels que le taux de préférence pure pour le présent, la croissance de long terme, les dommages, l'incertitude peut demeurer irréductible car aucun argument scientifique décisif ne pourra jamais trancher le débat. Pour ceux qui portent sur les coûts d'abattement et le progrès technique, les découvertes technologiques et les retours d'expérience peuvent apporter dans le futur des informations plus précises sur la « vraie » valeur de ces paramètres. Le cas de la sensibilité climatique demeure un peu à part car les progrès de la connaissance sur cet objet semblent approfondir l'incertitude qui l'entoure. L'intervalle des valeurs « raisonnables » de sensibilité [1,5 – 4,5 °C] a très peu changé au sein des rapports successifs du GIEC. De façon plus fondamentale, ce paramètre interroge la capacité de l'entendement humain à comprendre un phénomène inobservable, qui se réalisera dans le futur mais dont la connaissance ex ante est cruciale pour anticiper au mieux les effets du changement climatique. Ce phénomène relève par définition d'une expérience unique – le changement climatique – qui n'envoie aujourd'hui que des signaux de faible intensité qu'il est difficile d'interpréter autrement qu'à travers des distributions de probabilité subjectives.

Espagne et al. (2014) évaluent à partir d'une analyse de sensibilité du modèle RESPONSE sur le jeu de paramètres qui constitue une « vision du monde » (plus de 2 000 scénarios en sorties) et d'un modèle économétrique qui explique la VSC à l'aide des composantes d'une « vision du monde » les effets relatifs de différents paramètres. **Ils montrent que le taux d'actualisation a de l'importance mais que d'autres paramètres comme la sensibilité climatique, ou la croissance de long terme peuvent avoir autant voire plus d'effet sur les résultats.**

Quel est l'impact des formes fonctionnelles sur la VSC ?

Pour répondre de façon rigoureuse et bien isoler les effets de la forme fonctionnelle de ceux de l'incertitude sur les paramètres, il faut au préalable mettre au point un critère d'équivalence entre formes fonctionnelles (Pottier et al. 2014). Trois enseignements clés se dégagent des analyses.

- (i) Les modèles avec une fonction de dommage quadratique sont insensibles aux autres choix de formes fonctionnelles ;
- (ii) Les modèles avec fonction de dommage à effet de seuil produisent des recommandations contrastées selon les autres choix de modélisation (inertie, incertitude)
- (iii) des effets de précaution, soit des augmentations des réductions d'émission de court terme n'apparaissent que quand des non-linéarités sont intégrées au modèle (dommage à effet de seuil ou inertie dans les coûts).

Notre méthode originale de comparaison des effets des formes fonctionnelles permet d'éviter de restreindre artificiellement les intervalles de VSC ou d'ignorer certaines options de politique climatique pour la seule

raison que l'architecture du modèle ne permet pas de les faire émerger. À l'issue de cet exercice, nous ne sommes pas capables, en revanche, d'exhiber une VSC ou une trajectoire d'abatement qui seraient plus « vraies » que celles qui ont été calculées jusqu'à présent. **Cette méthode permet fondamentalement de faire dialoguer des cadres de modélisation différents et de pointer les déterminants possibles des différences de recommandations politiques.** Elle ne permet pas en revanche de déterminer quelle est la meilleure des architectures possibles qui suppose la définition d'un critère d'évaluation de la performance ou de la pertinence des modèles.

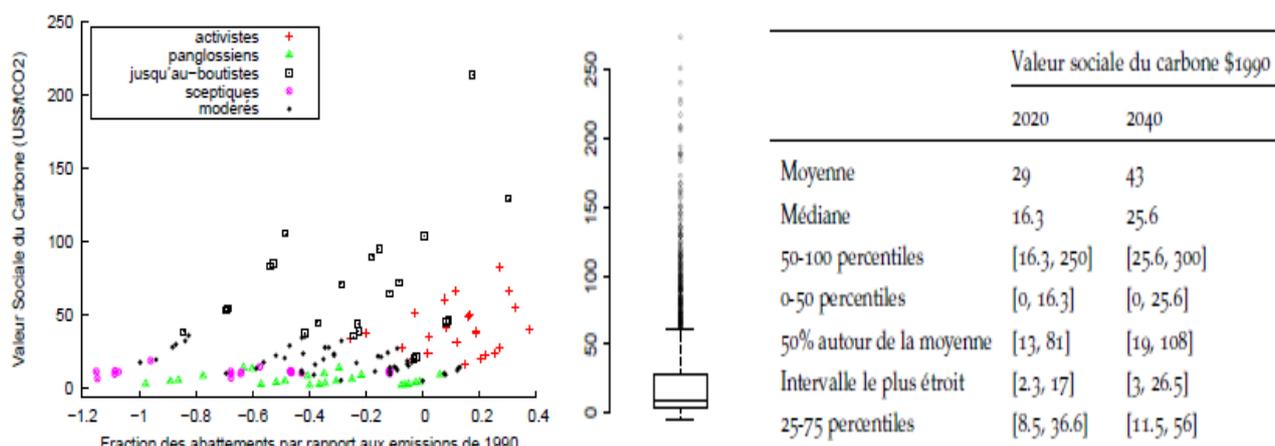
Définir un intervalle de VSC opérationnel

Après avoir mis au jour les sources de divergences des résultats, il faut reconnaître qu'il n'existe pas une VSC plus vraie que les autres. Le choix d'une VSC découle toujours d'un compromis politique. Il existe toutefois de bonnes raisons théoriques de penser qu'un tel compromis est possible. La cartographie du débat climatique en 2020 présentée dans la figure 2 organise les résultats autour de « tribus » qui regroupent des visions du monde *a priori* proches et permet de reproduire l'amplitude des résultats trouvés dans la littérature (Perrissin Fabert et al. 2012). Ces intervalles sont cependant plus informatifs car la structuration des visions du monde en tribus fournit une clé de lecture des écarts de valeurs en associant à chacune des positions le type de vision de monde qui est susceptible de la générer. Cela permet de dépasser l'impression de « vague » ou d'imprécision que peut suggérer un large intervalle brut, et ainsi de remonter aux « causes » de ces écarts.

Cette cartographie permet également d'observer des corridors de VSC qui font converger des visions du monde sur des VSC proches pour des raisons différentes puisque les tribus ne sont *a priori* pas d'accord entre elles. Cela s'explique par un jeu de compensation des effets relatifs des composantes d'une vision du monde.

Pour aller plus loin que cette appréciation qualitative de la distribution des résultats, la « boîte à moustache » de la figure 2 reproduit la distribution de résultats qui découlent d'une analyse de sensibilité plus dense sur les paramètres clés d'une vision du monde (2 304 scénarios). Les résultats sont très concentrés sur la partie basse de l'intervalle car la médiane vaut 16,3 \$ tandis que la valeur la plus haute est 250 \$. L'intervalle des outliers, soit celui des 90-100 percentiles est de loin le plus large de 65 à 250 \$.

Figure 2 - Cartographie du débat climatique en 2020



Lecture : Chaque point de cet espace est identifié par un symbole propre à la tribu de la vision du monde dont il est issu. La position des membres d'une même tribu dans le débat climatique apparaît ainsi directement sous la forme d'un nuage d'un même type de points. Le nuage de croix rouges regroupe par exemple la tribu des activistes. Ces individus croient que les dommages du changement climatique seront de modérés à très forts, et que les coûts d'abatement sont faibles. Ils valorisent plus ou moins le présent (0,1 % ou 2 %) selon que leur opinion sur les dommages et la sensibilité climatique est modérée ou pessimiste. Il est probable qu'étant donné ce type de croyances a priori, ils soient en faveur d'une action forte et précoce. La majorité des activistes se comportent effectivement comme prévu et apparaissent en bas à droite de la cartographie. La boîte à moustache représente la distribution des résultats d'une analyse de sensibilité dont les principales caractéristiques sont explicitées dans le tableau.

Afin de déterminer un intervalle « opérationnel » de VSC à partir de cette distribution de résultats, une possibilité serait d'attribuer à chaque valeur de paramètre et à chaque combinaison de paramètres un coefficient de probabilité et ainsi de pondérer les politiques climatiques qui en découlent. En principe, il faudrait pour cela conduire une vaste enquête d'opinion sur un échantillon représentatif à l'échelle du monde, ou mener des études d'économie expérimentale pour mettre au jour des corrélations éventuelles entre croyances et rejeter les combinaisons de croyances qui sont « psychologiquement » incohérentes ; ou encore réaliser une analyse de dires d'experts sur la vraisemblance de telles ou telles combinaisons de croyances. Il est difficile de penser qu'aucune de ces méthodes ne soit vraiment apte à fournir des informations fiables. C'est pourquoi, de façon pragmatique, un poids égal est donné à chaque vision du monde.

Les résultats d'une analyse statistique descriptive de la distribution sont recensés dans le tableau de la figure 2. **Les intervalles qui regroupent 50 % des visions du monde autour de la moyenne ou de la médiane permettent d'annuler les effets des positions extrêmes et sont donc ceux qui apportent les informations les plus pertinentes pour fonder un intervalle de compromis.** En raison de la concentration des résultats vers les valeurs basses, d'autres intervalles regroupant 50 % des visions du monde risquent d'accorder un poids disproportionné aux visions du monde qui ne voient pas dans le changement climatique une menace crédible. Les intervalles des 25 - 75 percentiles sont [8.5\$, 36.6\$] en 2020 et [11.5\$, 55.8\$] en 2040. Autour de la moyenne ces intervalles deviennent [13\$, 81\$] en 2020 et [19\$, 108\$] en 2040. Ces intervalles demeurent cependant très larges. Cela est dû, en partie, au choix d'attribuer un poids égal à chacune des visions du monde. Le retrait d'une partie des Panglossiens – les disciples de Maître Pangloss l'éternel optimiste des contes de Voltaire – et des sceptiques, par exemple, pousserait les résultats vers le haut et rétrécirait l'intervalle des 25-75 percentiles.

Néanmoins, il est illusoire de prétendre révéler la « vraie » VSC. L'incertitude irréductible sur les paramètres qui composent une vision du monde se répercute nécessairement sur la VSC. Le choix d'une VSC relève *in fine* de l'état d'un rapport de force politique et d'un choix subjectif au sein d'intervalles raisonnables. Le rôle de l'économiste-modélisateur est alors de faire émerger de tels espaces de choix.

L'articulation entre la valeur et le prix du carbone : le choix des instruments

Si, en théorie, il est possible de déterminer un intervalle de VSC, les remèdes conventionnels de l'analyse économique pour transformer la valeur en un prix du carbone se heurtent à des barrières diplomatiques fortes. Après plus de 20 ans de négociation climat, l'instauration d'une taxe carbone mondiale demeure un objectif inaccessible, tout comme la mise en place d'un grand marché mondial du carbone. Même à l'échelle nationale, les exemples de tentatives d'instauration d'une taxe carbone montrent bien que le déploiement d'une fiscalité environnementale ambitieuse reste difficile et ne peut être négocié que dans le cadre d'une discussion plus large sur le pacte fiscal.

En pratique, les instruments qui instaurent un prix du carbone souffrent d'un problème d'acceptabilité sociale. En modifiant la rentabilité des choix d'investissements passés et futurs, ces instruments affectent directement le capital installé et les comportements existants. Ils engendrent un transfert financier de ceux qui possèdent du capital intensif en CO₂ vers ceux qui possèdent ou installent du capital bas carbone. Les « perdants » peuvent refuser de payer les coûts microéconomiques que la transition bas-carbone leur fait porter.

D'autres canaux existent pour envoyer un signal sur la valeur du carbone aux agents économiques : les instruments « investissements » (subventions, prêts bonifiés, tarifs de rachat) qui valorisent implicitement les réductions d'émissions. Ces instruments ne frappent pas le capital installé mais récompensent les réductions d'émissions réalisées par les nouveaux investissements. Ils bénéficient ainsi d'une acceptabilité sociale plus forte mais sont moins efficaces en théorie que les instruments prix et potentiellement plus coûteux pour les budgets publics. Pour proportionner le montant du soutien public, la VSC pourrait fournir une métrique utile qui éviterait une trop grande disparité entre les prix implicites du CO₂ évité inclus dans ce type d'instrument.

Une discussion sur la VSC pourrait également être ouverte au sein des négociations climat. Un accord sur la VSC semble plus accessible et plus stable qu'un accord sur un prix du carbone car elle donne à voir l'ampleur d'une opportunité d'investissement bas carbone plutôt que les seuls coûts des politiques climatiques. Le Brésil a d'ailleurs récemment pris position pour la reconnaissance d'une « valeur économique et sociale des actions d'atténuation » pour soutenir les nouveaux investissements d'un développement bas carbone. Une telle valeur n'est pas le prix à payer pour émettre du CO₂, mais la valeur

conventionnelle à intégrer dans l'analyse des projets, et la valeur de référence à utiliser pour proportionner les soutiens et garanties publics aux investissements bas carbone. De façon très pragmatique, elle élimine le *hiatus* entre rendements privés et rendement social des nouveaux investissements et épargne le capital installé. Ce faisant, elle réduit considérablement les effets distributifs du signal prix.

La VSC fournit ainsi le signal politiquement acceptable de ce que devrait être le prix du carbone. Elle pourrait devenir la pierre angulaire de différents instruments innovants de financement de la transition bas carbone (obligations climat, titrisation verte, assouplissement quantitatif vert). Le déploiement d'instruments monétaires gagés sur une VSC garantie par la puissance publique est une façon astucieuse d'« engager » les États dans un contrat à terme sur le prix du carbone (Hourcade et al. 2014 ; Aglietta et al. 2015). Ce contrat est à la fois attractif pour les investisseurs privés – en raison de la garantie sur la VSC, peu coûteux pour le budget public (à court terme tant que la garantie n'est pas exercée), et potentiellement très avantageux si, à terme, des instruments de tarification du carbone font converger le prix du carbone vers la VSC.

Références

Aglietta M., Espagne E. et Perrissin Fabert B., (2015). Une proposition pour financer l'investissement bas carbone en Europe. Etudes & Documents n° 121 – mars 2015, CGDD.

Espagne E., Perrissin Fabert B., Pottier A., Nadaud F. et Dumas P. (2012). Disentangling the Stern/Nordhaus Controversy: beyond the Discounting Clash. En révision *in* Climate Policy.

Hourcade J-C., Aglietta M. et Perrissin Fabert B., (2014). Transition to a low-carbon society and sustainable economic recovery. A monetary-based financial device. Working paper CIREN.

IPCC, 2014. Summary for Policymakers. *In*, Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.-C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Nordhaus, W. (2008). A question of balance. Yale University Press.

Perrissin Fabert B., Dumas P. et Hourcade J-C. (2012) What Social Cost of Carbon? A Mapping of the Climate Debate. FEEM Working Paper No. 34.2012.

Pottier A., Perrissin Fabert B., Etienne E. et Dumas P. (2015). The comparative impact of Integrated Assessment Models' structures on optimal mitigation policies. Environmental Modeling & Assessment

Stern N., (2006). The Economics of Climate Change. The Stern Review. Cambridge University Press

Évaluer un actif naturel par la valeur actualisée des services écosystémiques

Philippe Puydarrieux,
CGDD

L'évaluation d'un actif naturel par la valeur actualisée des services écosystémiques transpose aux écosystèmes la méthode très largement admise en matière d'évaluation d'actifs, de la valeur actuelle nette des flux futurs de trésorerie d'une activité, couramment désignée sous le terme de *Discounted Cash Flow* (DCF), et qui traduit financièrement qu'un actif « vaut ce qu'il rapporte ». Cette approche impose de bien clarifier la définition des services écosystémiques, de leurs bénéfices sociaux, et de tenir compte du fait que les seuls services écosystémiques ne pourraient traduire la totalité de la valeur d'un actif naturel.

Dans leur Plan stratégique à 2020, adopté en octobre 2010 à Nagoya, les 193 pays signataires de la Convention sur la diversité biologique (CDB) se sont entre autres, fixé les objectifs suivants : « D'ici à 2020 au plus tard, les individus sont conscients des valeurs de la diversité biologique (...) » ; « d'ici à 2020 au plus tard, les valeurs de la diversité biologique ont été intégrées dans les stratégies et les processus de planification nationaux et locaux de développement et de réduction de la pauvreté, et incorporés dans les comptes nationaux, selon que de besoin, et dans les systèmes de la notification. » Il s'agit bien ici de tenter de montrer la part de la richesse nationale représentée par la biodiversité et les écosystèmes.

Ces objectifs sont repris dans la Stratégie européenne pour la biodiversité (« La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel »), adoptée en 2011. Cette stratégie prévoit notamment « qu'avec l'aide de la Commission, les États membres cartographient les écosystèmes et leurs services et en évaluent l'état sur leur territoire d'ici à 2014, évaluent la valeur économique de ces services, et encouragent l'intégration de ces valeurs dans les systèmes de comptabilité et de notification d'ici 2020 ».

La Stratégie nationale pour la biodiversité, adoptée en 2011, reprend également ces orientations dans son objectif 7 qui s'intitule « Inclure la préservation de la biodiversité dans la décision économique ».

L'une des voies retenues pour mettre en avant la valeur de la biodiversité passe par l'évaluation des services que l'homme retire d'écosystèmes en bon état. Les écosystèmes apparaissent ainsi comme des actifs naturels dont la valeur pourrait s'apprécier comme la valeur actualisée nette (VAN) d'une chronique de flux présents et futurs d'une multitude de services écosystémiques (Se_i) sur une période de temps donnée (T).

Le recours au concept de services écosystémiques pour évaluer un actif naturel, ou pour en intégrer les valeurs dans les systèmes de comptes nationaux, pose une série de questions conceptuelles et méthodologiques qui doivent être traitées avant toute mise en œuvre opérationnelle. Il s'agit dans un premier temps de bien définir le concept de service écosystémique en intégrant au stade du débat sémantique les objectifs poursuivis par l'évaluation, et dans un second temps de bien comprendre les limites imposées par cette approche et d'en tenir compte.

Opérationnaliser le concept de service écosystémique pour l'évaluation économique

Un besoin de clarification du concept de service écosystémique pour l'évaluation économique

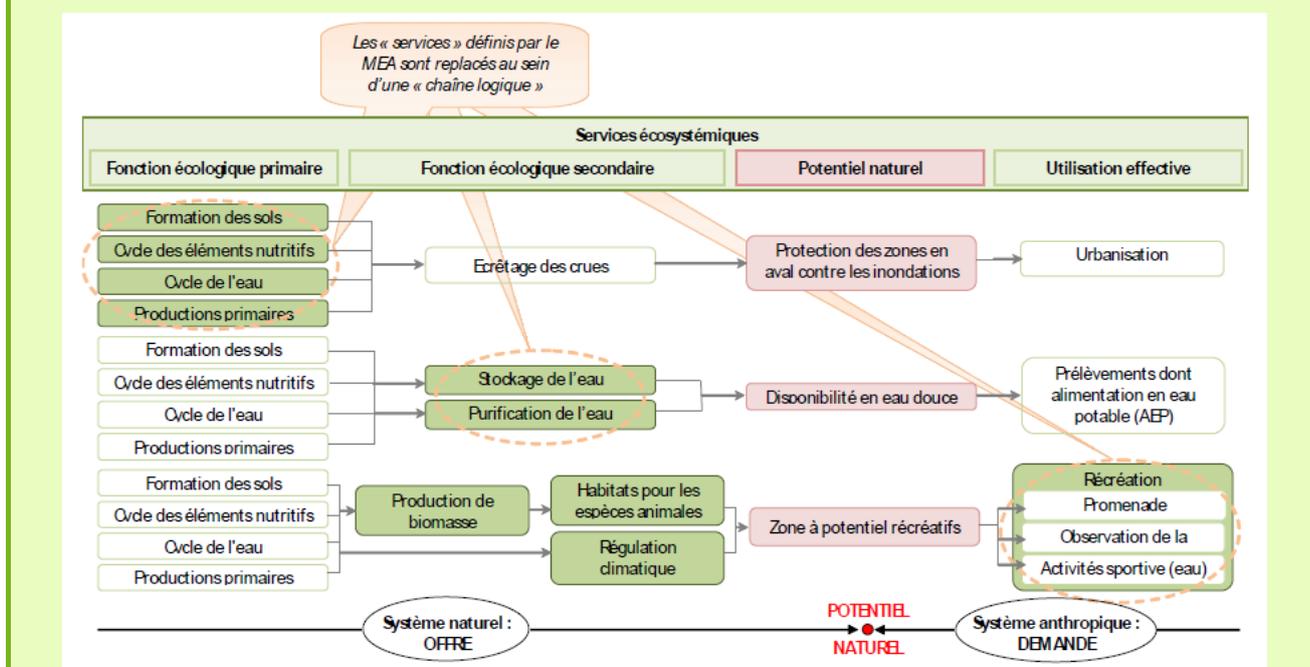
Le concept de service écosystémique s'est structuré au niveau international avec la réalisation de 2001 à 2005 de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005) qui a réuni les contributions de plus de 1 360 experts de près de 50 pays. Le MEA (2005) a défini les services écosystémiques comme « les avantages que les humains tirent des écosystèmes. Ceux-ci comprennent des services de prélèvement tels que la nourriture, l'eau, le bois de construction, et la fibre ; des services de régulation qui affectent le climat, les inondations, la santé, les déchets, et la qualité de l'eau ; des services culturels qui procurent des avantages récréatifs, esthétiques, et spirituels ; et des services d'auto-entretien tels que la formation des sols, la photosynthèse, et le cycle nutritif. »

Cette définition très large du concept de service écosystémique a été adoptée par la communauté scientifique et largement diffusée y compris dans la sphère politique. Cependant, comme le mentionne le CAS (2009), la définition et la classification des services écosystémiques du MEA restent une question ouverte et débattue. Elle pose notamment des difficultés majeures pour une utilisation opérationnelle dans le cadre d'une évaluation économique et pour l'intégration *in fine* des valeurs dans les systèmes de comptabilité nationale :

– La définition entretient une confusion entre service de prélèvement et biens prélevés des écosystèmes. La définition du MEA mentionne explicitement des biens (eau, bois, nourriture) comme exemples de cette catégorie de services écosystémiques ; leur intégration aux comptes nationaux n'est pas nécessaire puisque ces valeurs sont déjà comptabilisées.

– Les services d'auto-entretien ou de support ne constituent pas un avantage direct des sociétés humaines. Ils caractérisent plutôt les fonctions écologiques de l'écosystème en tant que support à l'expression de services écosystémiques. Le CAS (2009)⁶⁸ précise à leur sujet qu'ils « ne peuvent faire l'objet d'une évaluation économique, puisqu'il s'agit de permettre le maintien des systèmes existants, ces fonctions support sont valorisées à travers les services rendus par ces systèmes ».

Encadré 1 : De la fonction au service, dans CGDD (2011), Évaluation économique des services rendus par les zones humides – Enseignements méthodologiques de monétarisation, Études et documents n° 49



Remarque : Cette chaîne logique, même très simplifiée, n'est pas linéaire ; plusieurs fonctions écologiques peuvent contribuer au même service écosystémique. Symétriquement, un service écosystémique dépend en général de plusieurs fonctions écologiques. Cette chaîne logique illustre l'impérieuse nécessité de ne pas comptabiliser les services support en tant que tels et de bien les appréhender comme des fonctions écologiques.

- La perception des avantages procurés par les services écosystémiques peuvent varier largement en fonction des types d'acteurs (e.g. : un agriculteur ne retire pas les mêmes avantages de l'écosystème agricole qu'un urbain ou qu'un forestier). L'identification des bénéficiaires des services est donc un préalable essentiel à leur évaluation.

– Enfin, certains services culturels correspondent soit à des avantages incommensurables (e.g. : interactions spirituelles avec les écosystèmes et dimension sacrée de certains éléments naturels pour certaines populations humaines), soit à des avantages reconnus du seul fait de leur valeur d'existence (e.g. : services culturels associés à la valeur d'existence de certaines espèces).

⁶⁸ CAS, 2009, p.216

Des tentatives de clarification en vue de la création de comptes d'écosystèmes

Diverses tentatives vont viser à apporter des clarifications au concept de service écosystémiques, notamment dans des perspectives d'évaluation ou de comptabilité. Toutefois, des divergences sémantiques vont demeurer résultantes notamment du fait de la complexité même du concept, le service d'écosystème ou service écosystémique étant défini comme un flux de matière, d'énergie ou d'information issu de l'écosystème et contribuant à un ou plusieurs avantages retirés par les sociétés humaines. Ainsi, le service écosystémique peut être considéré comme un concept bidimensionnel : écologique et socio-économique. Il peut être évalué pour répondre à deux types de questions : (i) quel potentiel de services présente un écosystème et (ii) quelle contribution un écosystème apporte-t-il aux sociétés humaines ?

Les tentatives de clarification du concept de service écosystémique portent généralement, d'une part sur la distinction entre biens et services et d'autre part sur la distinction entre fonctions écologiques et services écosystémiques. Dans les deux cas, les nuances sont subtiles et s'expliquent comme autant de conventions adaptées aux objectifs poursuivis.

Les systèmes de comptes expérimentaux d'écosystèmes développés par les Nations-Unies (SEEA-EEA, 2013) ont accordé une attention toute particulière à tenter de résoudre ces difficultés et ont adopté les conventions suivantes.

La définition des services écosystémiques implique la distinction entre (i) les services écosystémiques, (ii) les avantages auxquels ils contribuent et (iii) le bien-être auquel ils sont finalement affectés. Les services écosystémiques doivent aussi être distingués des caractéristiques des écosystèmes, des processus et des fonctions écologiques.

Les services écosystémiques ne sont définis que lorsque la contribution à un avantage pour les sociétés humaines est établie. En conséquence, la définition d'un service écosystémique exclut tous les flux qui font communément référence aux services de support ou services intermédiaires.

Divers termes sont utilisés pour qualifier les services écosystémiques tels qu'ils sont définis par le SEEA-EEA : Les plus courants sont « biens et services écosystémiques » et « services écosystémiques finaux ». Le premier terme reconnaît que les services écosystémiques incluent des flux d'éléments tangibles (e.g. : bois, poissons, etc.) et des flux de services intangibles. Le second terme reconnaît que seuls les services qui contribuent à un avantage sont dans le champ.

Les services écosystémiques définis par le SEEA-EEA excluent les services abiotiques. Les services écosystémiques définis par le SEEA-EEA se répartissent dans les trois catégories de la classification internationale commune des services écosystémiques (CICES) : services d'approvisionnement, services de régulation, services culturels. Cette classification a été établie afin d'éviter les doubles comptes.

L'évaluation d'un service écosystémique suppose la définition d'une frontière entre le service écosystémique et l'avantage qui résulte de son utilisation. À titre d'illustration, dans le cas de la production de bois, le SEEA-EEA adopte la convention suivante : l'avantage résulte de l'abattage du bois en forêt pour servir divers usages (construction, énergie, etc.) alors que le service écosystémique s'exprime par le bois sur pied disponible. Pour le SEEA-EEA, le service écosystémique (ici d'approvisionnement) représente le bois sur pied juste avant la coupe, l'avantage le bois juste après la coupe.

La distinction entre fonction écologique et service écosystémique résulte également d'une convention. Une fonction écologique ou une combinaison de fonctions écologiques peut contribuer à un avantage pour un individu ou un groupe social, voire pour la société humaine dans son ensemble. Dans tous ces cas, le SEEA-EEA parle de service écosystémique.

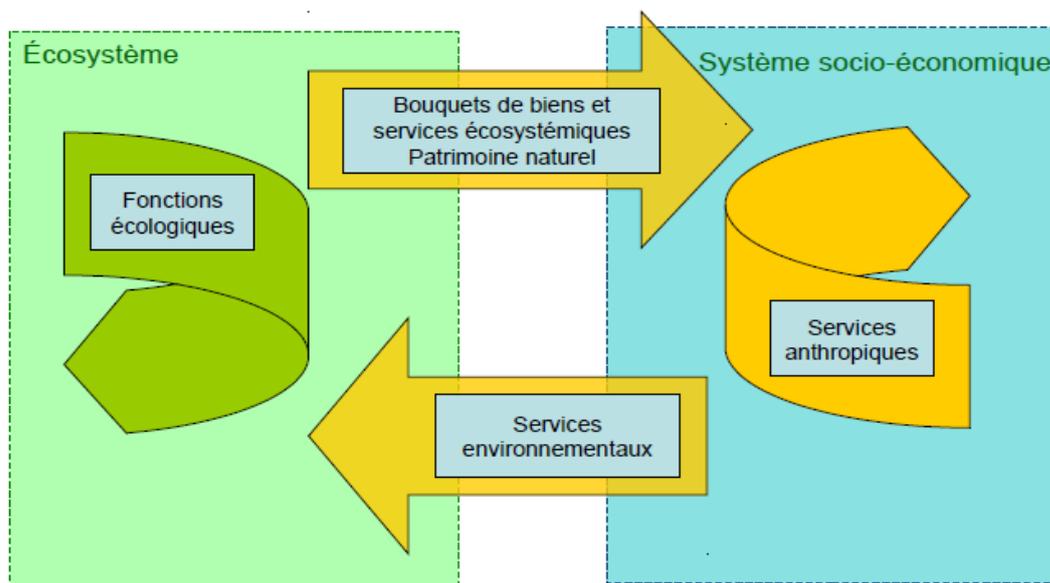
La notion de service d'approvisionnement est également limitée aux situations de prélèvement dans le milieu naturel de biens utiles notamment pour l'alimentation, la pharmacopée, ou l'énergie sans que cette production ait nécessité une gestion active du milieu. Si la production de tels biens a nécessité une gestion active de l'écosystème (comme généralement dans le cas de l'agriculture par exemple), alors le SEEA-EEA considère qu'il s'agit de services anthropiques et non de services écosystémiques.

Les conventions adoptées pour l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)

Le projet français d'évaluation nationale des écosystèmes et des services écosystémique (EFESE) a clairement identifié ces difficultés, et parce qu'il vise *en particulier* à produire des valeurs pour les systèmes de

comptes nationaux, des choix conceptuels ou conventions ont été adoptés le plus en amont possible afin d'éviter les écueils du double-comptage, et de l'incommensurabilité.

Fig. 1 - Cadre conceptuel simplifié pour l'EFESE



Dans le cadre de l'EFESE, il a été convenu de bien distinguer les grands types d'avantages suivants :

- les fonctions écologiques,
- les biens retirés des écosystèmes,
- les services écosystémiques retirés par les sociétés humaines des écosystèmes,
- le patrimoine naturel,
- les services environnementaux réalisés par l'Homme au profit des écosystèmes.

Cette typologie repose sur l'identification du compartiment directement bénéficiaire (écosystème ou système socio-économique) et du compartiment fournisseur ainsi que sur le type de mesure possible de l'avantage considéré (tableau 1).

Tableau 1 - Typologie des services retenue pour l'EFESE

Compartiment fournisseur	Compartiment bénéficiaire direct	Type d'avantage	Type de mesure de l'avantage
Écosystème	Écosystème	Fonctions écologiques (auto-entretien)	Indicateurs biophysiques
	Système socio-économique (individu, groupe social ou société)	Biens retirés des écosystèmes	Quantités biophysiques et évaluation économique
		Services écosystémiques de régulation et culturels	Quantités biophysiques et évaluation économique
		Patrimoine naturel : services incommensurables (interactions spirituelles, identitaires, symboliques)	Identification, géo-référencement
		Patrimoine naturel : espèces et espaces protégés, sites et paysages labellisés	Identification, géo-référencement
Système socio-économique	Écosystème	Services environnementaux	Approche par les coûts
	Système socio-économique	Services (hors du champ de l'EFESE)	Indicateurs économiques

Fonctions écologiques

Les fonctions écologiques correspondent à des phénomènes propres à l'écosystème qui résultent de la combinaison des structures et des processus écologiques et qui se déroulent avec ou sans la présence de l'homme. Ce sont notamment des fonctions de base et d'entretien de la fonctionnalité des écosystèmes (cycle des nutriments, formation des sols, production primaire, etc.). La notion de fonction écologique correspond à la dynamique qui soutient la production des biens et services écosystémiques et qui assure le maintien du bon état écologique, physique et chimique des milieux. Certains ouvrages les désignent comme des « services de support » (MEA, 2005) ou « services écosystémiques intermédiaires » (CICES, 2013).

Tableau 2 - Table de concordance entre les typologies du MEA (2005) et de l'EFESE

Typologie du MEA (2005)	Typologie EFESE
Services de support	Fonctions écologiques
Services d'approvisionnement ou de prélèvement	Biens
Services de régulation	Services écosystémiques de régulation
Services culturels et spirituels	Services écosystémiques culturels (avantages mesurables ; valeur d'usage)
	Patrimoine naturel (avantages incommensurables ; valeur de non-usage)

Pour l'EFESE, il a été retenu de bien distinguer « fonctions écologiques » et « services écosystémiques » (CGDD, 2010 ; CGDD-MNHN, 2010). Les fonctions écologiques ne sont donc pas évaluées en tant que services mais en tant que telles. Ainsi, la mesure de la dépendance des bouquets de biens et services écosystémiques vis-à-vis des fonctions écologiques est recherchée.

La distinction entre fonctions écologiques et services écosystémiques résulte notamment de la définition d'une frontière conventionnelle entre les écosystèmes et les sociétés humaines. Cette frontière peut donc varier selon la perception de l'étendue de l'intervention humaine au sein des écosystèmes. Ainsi, certaines fonctions écologiques (e.g. : fertilité des sols) sont considérées comme des services écosystémiques de régulation dès lors qu'elles sous-tendent la production de biens prélevés au sein des écosystèmes au sein desquels la gestion de l'homme est prédominante (par exemple : agriculture, aquaculture). Dans ce cas, les biens récoltés sont considérés comme issus de services anthropiques et les fonctions constituent des services de régulation (pollinisation, fertilité du sol, etc.). Lorsque les biens sont prélevés directement au sein d'écosystèmes dont le fonctionnement n'est pas affecté de façon significative par l'action de l'homme (cueillette, pêche), le service écosystémique est défini par la production de ces biens et les processus écologiques présentés sont alors considérés comme des fonctions écologiques et non comme des services.

Biens et services écosystémiques

Pour l'EFESE, on qualifie de service écosystémique, l'utilisation par l'homme des fonctions écologiques de certains écosystèmes, à travers des usages et une réglementation qui encadrent cette utilisation (SNB 2011-2020). Ils peuvent être décrits à travers les avantages retirés par l'homme de son utilisation actuelle ou future de diverses fonctions des écosystèmes, tout en garantissant le maintien de ces avantages dans la durée.

Les biens extraits des écosystèmes ont un caractère tangible avéré (e. g : eau, aliments, matériaux) et leur valeur de marché traduit bien un degré de dépendance de l'économie vis-à-vis des écosystèmes considérés.

Les services retirés des écosystèmes ont un caractère intangible (e.g. : purification de l'eau, séquestration du carbone atmosphérique) et lorsque leur valeur monétaire peut être mesurée, elle traduit également un degré de dépendance de l'économie vis-à-vis des écosystèmes étudiés. L'évaluation économique des services porte seulement sur leur valeur d'usage, et le cas échéant sur leur valeur d'option dans le cadre d'analyses prospectives. Le concept de valeur économique totale (VET) n'est donc pas mobilisé dans l'EFESE pour mesurer la valeur économique des services rendus par un type d'écosystème.

Il s'agit plutôt d'évaluer l'évolution de la valeur d'un service sur un pas de temps déterminé afin de mesurer des tendances d'évolution. L'évaluation s'efforce également de porter sur des groupes ou bouquets de biens et services écosystémiques.

Bouquets de biens et services écosystémiques

Dans le cadre de l'EFESE, on qualifie de « bouquet de biens et services écosystémiques » un groupe de plusieurs biens et services écosystémiques qui sont régulièrement observés ensemble dans le temps et/ou l'espace (Raudsepp-Hearne et al. 2010). Ces biens et services co-varient dans le temps et l'espace.

Patrimoine naturel

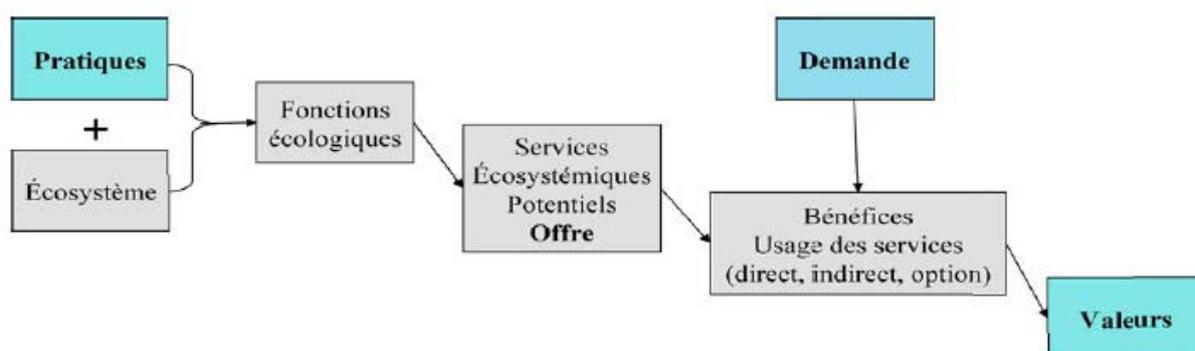
Certains services culturels portent sur des interactions identitaires majeures, voire spirituelles à dimension incommensurable. Ils sont documentés dans l'EFESE car leur seule existence peut s'avérer décisive dans un processus décisionnel. Toutefois, leur valeur monétaire n'est pas systématiquement recherchée.

Éléments à considérer pour l'évaluation économique d'un service écosystémique

La valeur d'un service écosystémique mesure un avantage et le degré de dépendance de la société et de l'économie au fonctionnement d'un écosystème. Par définition, il s'agit d'une approche anthropocentrée. En l'absence de demande, la valeur de l'avantage est nulle. Par conséquent, le service écosystémique étant la contribution de l'écosystème à la production de cet avantage, sa valeur est également nulle. Bien entendu, dans un contexte socio-économique différent la demande peut être positive et la valeur du service positive. Dans les deux cas de figure, le potentiel de service écosystémique ou offre de service peut s'avérer positif.

La valeur d'un service écosystémique est dépendante en partie des caractéristiques de l'écosystème qui le rendent plus ou moins apte à répondre à la demande ainsi que des caractéristiques du socio-écosystème au moment de l'évaluation (absence de demande, ou demande plus ou moins importante ; demande différente selon les catégories d'acteurs). Par ailleurs, la valeur d'un service écosystémique dépend des modalités de gestion de l'écosystème (Fig. 2). Par exemple, la valeur du service de pollinisation d'un champ de luzerne fauché avant la floraison sera nulle alors que le même service aura une valeur positive si la fauche intervient après la floraison. Il est donc crucial pour calculer la valeur d'un service, de tenir compte de l'éventail des possibles, en termes de gestion d'un écosystème (agriculture conventionnelle, agriculture biologique, agro-écologie, etc.)

Figure 2 - Chaîne logique de l'évaluation des services écosystémiques intégrant les pratiques mises en œuvre sur l'écosystème étudié



Source : CGDD, 2013 – adapté de TEEB, 2008

On peut schématiser ces éléments par la formulation suivante :

$$\text{Valeur SE} = f(\text{temps, espace, pratiques})$$

Les limites imposées par les évaluations de services écosystémiques

Au-delà des difficultés déjà évoquées, le concept de service écosystémique présente des limites importantes pour une approche de la richesse nationale issue de la nature. Parmi les difficultés, le CAS (2009) cite le caractère de bien public mixte (public-privé) ; les difficultés d'appréhension des dynamiques spatiales et temporelles, le caractère de « production jointe » de plusieurs services par un même écosystème ; la complexité des interactions entre les structures, les fonctions écologiques et les services ; enfin, le fait que les agents n'identifient comme service que ce dont ils sont bénéficiaires.

Le traitement de l'emboîtement d'échelles

La très grande dispersion des valeurs monétaires proposées pour les services écosystémiques résulte de la diversité des milieux étudiés tant au plan écologique, qu'au plan socio-économique. Cette dispersion est d'autant plus importante que l'évaluation est réalisée à l'échelle locale, et plus réduite à des échelles nationales ou internationales en raison d'un simple lissage des valeurs produites. Cette caractéristique des services doit être prise en compte pour choisir l'échelle de l'évaluation en fonction des objectifs poursuivis. Le CAS (2009) recommande d'ailleurs de réaliser les évaluations de services par grands « socio-écosystèmes » caractérisés par (i) leur zone géographique, (ii) le type d'écosystème, (iii) le niveau d'anthropisation, et (iv) le niveau de richesse du pays.

La prise en compte de la diversité des bénéficiaires, de leur perception et de leur poids dans l'évaluation

Les services écosystémiques traduisent les avantages que certains usagers retirent de milieux naturels plus ou moins anthropisés. Il est donc évident que les services ne concernent pas tout le monde de la même manière, tout dépend des motivations, des intérêts, des pratiques des uns et des autres et bien entendu de l'époque. Cela a conduit Zhang et al. (2007) et Swinton et al. (2007) à proposer le concept de « disservice », ou service négatif. Effectivement pour certains acteurs l'écosystème peut présenter des contraintes au développement de leurs activités (e.g. : ravageurs des cultures pour un exploitant agricole). Toutefois, pour d'autres acteurs, cette même contrainte peut présenter une réelle valeur. L'EFESE n'a pas retenu le concept de disservice et privilégie une approche intégratrice des services qui constituent des solutions fondées sur la nature aux éventuelles contraintes naturelles (e.g. : service de régulation des ravageurs des cultures).

Pour être tout à fait complète, une évaluation des services écosystémiques doit donc documenter les valeurs des services pour chaque catégorie de bénéficiaire associée. Enfin, le poids démographique de certains usagers de ces services pourra également en accroître très sensiblement la valeur alors qu'en même temps cet usage peut s'avérer non pérenne (e.g. : surexploitation, surfréquentation touristique). Cette remarque doit être mise en perspective de l'existence de seuils d'irréversibilité et impose une certaine prudence dans l'utilisation de ce concept pour mesurer le capital naturel. Dans cette optique, l'EFESE privilégie une approche multidimensionnelle combinant mesure de l'offre et évaluation de la demande de service.

La prise en compte des interactions entre services et le problème de la sommation des valeurs

Des interactions peuvent exister entre certains services écosystémiques sous la forme de compromis ou de synergies. Dans le premier cas, la valeur d'un service évolue à l'inverse de celle d'un autre service. Dans le second, la valeur des deux services évolue simultanément à la hausse ou à la baisse.

L'existence de telles interactions entre services écosystémiques est d'autant plus importante que ces services sont proches de fonctions écologiques. À titre d'illustration, un exploitant agricole fait appel à une palette de services écosystémiques (pollinisation, fertilité du sol, régulation naturelle de ravageurs des cultures, etc.) qui de manière combinée représente un avantage susceptible d'être évalué économiquement (part de la valeur de la production agricole). Toutefois, l'avantage pour l'agriculteur résulte d'une combinaison de services écosystémiques et non d'une somme de services.

Le calcul de la valeur d'un actif naturel à partir de la valeur actualisée nette d'une somme de services écosystémiques peut donc s'avérer inexact, notamment lorsque certains de ces services sont fortement interdépendants.

La délicate question de la détermination du taux d'actualisation

Le calcul d'une valeur actuelle nette impose le choix ou la détermination d'un taux d'actualisation. Cette question constitue un débat qui concentre les divergences d'opinions relatives à la préférence pour le présent. La critique naît en particulier du fait de la dépréciation des enjeux futurs qui tend à écraser les temps longs. Dans une logique de développement durable et dans une perspective d'équité avec les générations futures, les économistes de l'environnement tendent à préconiser une « actualisation hyperbolique », c'est-à-dire un taux d'actualisation qui décroît avec le temps. Certains suggèrent également d'utiliser un taux d'actualisation nul voire négatif (Ehrlich, 2008).

L'EFESE retient pour l'heure, la recommandation du CAS (2009) « d'appliquer aux questions de biodiversité et des services écosystémiques le facteur d'actualisation utilisé de manière générale pour les choix publics, en s'efforçant de choisir l'évolution des prix relatifs de façon transparente et pertinente. »

Ce que la valeur des services écosystémiques ne dit pas

Le concept de service écosystémique constitue une des représentations possibles des relations homme-nature mais d'autres représentations existent, et à eux seuls les services écosystémiques ne sauraient traduire la totalité de la valeur d'un écosystème. En effet, leur évaluation ne capte que la valeur associée à l'usage de l'écosystème procurant des avantages aux sociétés humaines. Dans cette approche, l'absence d'usage (pas d'usage actuel, pas d'utilisateur, pas d'usage connu) produit une valeur nulle pour le service considéré. Dans ce cas, l'actif naturel peut avoir une valeur d'option qui, pour être mesurée, suppose l'élaboration de scénarios dans lesquels un usage sera défini pour cet actif. Cette mesure est essentielle et constitue un des axes de travail de l'EFESE. Par ailleurs, la valeur de non-usage (valeur d'existence, valeur de legs, valeur altruiste) d'un actif naturel n'est pas prise en compte dans une approche par les services écosystémiques.

Dans de nombreux exemples d'évaluations, les données nécessaires sont lacunaires et les services écosystémiques ne sont évalués que partiellement. Ainsi les valeurs produites ne constituent que des minorants.

Enfin, l'évaluation des services écosystémiques ne renseigne pas sur la qualité de l'écosystème mais sur la quantité. Le CAS (2009) adresse judicieusement cette mise en garde : « il n'est pas sûr que la quantité ou la qualité des services soient très sensibles à la biodiversité des milieux ». Il importe donc de rester vigilant quant à la signification d'une valeur actualisée nette d'une chronique de flux de services écosystémiques en ne lui faisant pas dire plus que ce qu'elle exprime.

Conclusion

Le concept de service écosystémique est complexe et reste porteur de débats sémantiques. Les tentatives de clarification récentes de ce concept doivent en permettre une utilisation opérationnelle pour en intégrer les valeurs dans les processus décisionnels et dans les systèmes de comptabilité. Les travaux déployés dans le cadre du SEEA-EEA (2013) apportent déjà des avancées remarquables dans ce domaine.

Le CAS (2009) cite Kinzig, Peerings et Scholes (2007) qui plaident pour une « utilisation des services écosystémiques comme mécanisme d'optimisation de l'ensemble des investissements dans la conservation en les orientant là où ils seront le plus socialement utiles. » Cette approche constitue à n'en pas douter une entrée pertinente pour définir des valeurs de référence des écosystèmes visant à rationaliser les choix publics de projets d'investissement. Toutefois, si ces valeurs peuvent contribuer à éclairer l'évaluation du capital naturel, elles n'en approchent qu'une partie. Il restera à mesurer, mais est-ce vraiment nécessaire, la valeur dite « intrinsèque » des écosystèmes, celle illustrée par ces paroles du Petit Prince de Saint-Exupéry (1943) : « *Si quelqu'un aime une fleur qui n'existe qu'à un exemplaire dans les millions et les millions d'étoiles, ça suffit pour qu'il soit heureux quand il les regarde. Il se dit « Ma fleur est là quelque part... » Mais si le mouton mange la fleur, c'est pour lui comme si, brusquement, toutes les étoiles s'éteignaient ! Et ce n'est pas important ça !* »

Références

- CAS, 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'Analyse Stratégique. AWS édition. La Documentation française – Paris, juin 2009
<http://www.cbd.int/doc/case-studies/inc/cs-inc-rapport.biodiversite-fr.pdf>
- CGDD, 2010, Vers des indicateurs de fonctions écologiques – Liens entre biodiversité, fonctions et services, Le point sur n° 51
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/LPS51.pdf>
- CGDD-MNHN, 2010, Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France, Études et Documents n° 20, 74 p.
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED20.pdf>
- CGDD, 2013, «Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies, en France métropolitaine ? », Études et Documents n° 92, 44 p.
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D_92_prairies.pdf
- Common International Classification of Ecosystem Services. Revised version, (CICES v4.3), 17 janvier 2013
<http://cices.eu/>
- Costanza, R., et al., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, Nature 387, 253– 260
- Costanza, R, et al., 2014, Changes in the global value of ecosystem services, Global Environmental Change 26 (2014) 152–158
- Ehrlich, P.R., 2008, Key issues for attention from ecological economists. Environment and Development Economics 13: 1-20
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005, Ecosystems and Human Well-being : Synthesis. Island Press, Washington D.C.
www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf
- Nations-unies, 2013, System of Environmental-Economic accounting 2012. Experimental Ecosystem accounting, Commission européenne, OCDE, Nations-unies, Banque mondiale
http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/eea_white_cover.pdf
- Raudsepp-Hearne et al., 2010, Ecosystem service bundles for analysing tradeoffs in diverse landscapes, PNAS, 107 (11), 5242-5247
- Swinton, S.M., Lupi, F., Robertson, G.P., Hamilton, S.K., 2007, Ecosystem services and agriculture : Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. Ecological Economics 64, 245–252. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.09.020
- TEEB, 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. UNEP, 2-39.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M., 2007, Ecosystem services and dis-services to agriculture. Ecological Economics 64, 253–260. doi :10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Partie III : Intégration dans les choix économiques

Dans cette troisième partie, le capital naturel est apprécié du point de vue des acteurs économiques : État, investisseurs, banques, entreprises. De quelles valeurs manquantes ont-ils besoin pour intégrer la qualité de l'environnement dans leurs stratégies de long terme ? Si la nature est le socle de la richesse des nations comment faire en sorte qu'elle intègre les systèmes de valorisation économique ? Via quels instruments ? Quelles modifications institutionnelles et réglementaires ?

Alors que les controverses méthodologiques sur la « meilleure » mesure de la nature sont potentiellement insolubles, les besoins exprimés par les acteurs et l'urgence de l'action peuvent créer les conditions d'une demande sociale forte pour accélérer la stabilisation de conventions de mesure. L'enjeu est de favoriser la montée en puissance des investissements dans les actifs naturels. Comment inciter les investisseurs responsables à s'engager dans le financement d'actifs alternatifs ? Différents instruments publics de valorisation des externalités peuvent être mobilisés. D'autres restent à inventer pour activer les leviers de la finance et de la monnaie qui sont directement « branchés » sur les investissements et peuvent avoir des résultats rapides sur la mobilisation des fonds privés pour la nature.

Comment corriger les défaillances de la main invisible ?

Dominique Bureau,
Conseil économique pour le développement durable
et Xavier Bonnet,
CGDD

Pour relever les défis associés à la protection de la nature et de la biodiversité, une approche économique est incontournable.

Puisque la biodiversité est nécessaire à la préservation de la vie sur terre, les politiques de conservation de celle-ci demeurent généralement présentées comme une fin en soi, un impératif qui devrait s'imposer à l'économie et au social.

Pourtant, on dispose maintenant de références pour analyser les enjeux économiques et sociaux liés aux politiques de la biodiversité, prenant en compte que de nombreuses activités économiques –et donc de nombreux emplois- dépendent de la biodiversité, et identifiant les effets sociaux des choix de gestion des écosystèmes. Ces analyses, même si elles restent partielles, tendent à réconcilier les agendas, qui ne peuvent en fait être abordés séparément.

Cet article propose un panorama des instruments disponibles. Ces instruments sont de différentes natures : instruments économiques incitatifs, mécanisme de prix écologiques spécifiques pour la protection de la nature et de la biodiversité, et instruments volontaires, notamment informationnels.

Les enjeux et défis associés à la protection de la nature et de la biodiversité sont maintenant reconnus. D'un côté, la biodiversité nous fournit des biens et services très précieux, car les milieux naturels contribuent à l'épuration des eaux, à la prévention des inondations, à la structuration des paysages et de notre cadre de vie. De l'autre, les milieux naturels subissent des pressions aiguës du fait des activités humaines, l'artificialisation des territoires et le rythme d'extinction des espèces vivantes s'accroissent.

Les perspectives de l'environnement de l'OCDE estiment ainsi que d'ici 2050, la biodiversité terrestre diminuerait (à nouveau) de 10 %, la superficie des forêts de 13 %. Les eaux douces qui ont déjà perdu 1/3 de leur biodiversité subiraient de nouvelles pertes. L'effondrement des pêcheries pour cause de surexploitation se poursuivrait. Enfin, 40 % de la population mondiale vivrait dans des bassins soumis à un stress hydrique élevé mettant en péril les usages agricoles.

Pour relever ces défis, une approche économique est incontournable. En effet, les politiques de protection de la nature ne peuvent plus se cantonner à une approche strictement « conservationniste » ne considérant que les espèces remarquables et des zones de protection absolue.

L'ensemble des territoires est concerné d'une manière ou d'une autre. Les espèces ont besoin de réseaux d'écosystèmes et de continuités écologiques, pour fonctionner et évoluer, ou pour s'adapter aux pressions, en particulier du changement climatique. Le rôle des infrastructures agro-écologiques est devenu aussi une thématique importante des politiques agro-environnementales. Celles-ci sont constituées, pour l'essentiel, des haies, bosquets, arbres isolés et alignés, bandes tampons, prairies gérées de manière extensive, murets, banquettes, mares, vergers de haute tige et de tous les milieux et surfaces qui ne reçoivent aucun apport d'engrais et de pesticides. Elles jouent un rôle majeur pour la protection du sol et de l'eau, constituent des biotopes favorables à de nombreuses espèces et participent au maintien et à la restauration des continuités écologiques.

De surcroît, elles jouent, dans le système de production, un rôle essentiel sur le plan agronomique, fonctionnel, ou encore au plan énergétique et de la qualité des paysages. Essentielles pour l'environnement, elles contribuent à la préservation de la biodiversité, au cycle et à la qualité de l'eau ainsi qu'au stockage de carbone. En tant qu'habitats des pollinisateurs et d'autres espèces qualifiées d'auxiliaires des cultures, elles présentent également un grand intérêt pour l'agriculture et permettent une réduction de l'utilisation des pesticides.

Cependant, puisque la biodiversité est nécessaire à la préservation de la vie sur terre, les politiques de conservation de celle-ci demeurent généralement présentées comme une fin en soi, un impératif qui devrait s'imposer à l'économique et au social. Pourtant, on dispose maintenant de références pour analyser les enjeux économiques et sociaux liés aux politiques de la biodiversité, prenant en compte que de nombreuses activités économiques –et donc de nombreux emplois- dépendent de la biodiversité, et identifiant les effets sociaux des choix de gestion des écosystèmes. Ces analyses, même si elles restent partielles, tendent à réconcilier les agendas, qui ne peuvent en fait être abordés séparément.

Par exemple, les propositions d'aires marines protégées (AMP) et celles pour une gestion économique de la pêche sont souvent présentées comme des approches alternatives, voire contradictoires, les premières relevant d'une politique de conservation visant à protéger les habitats et la diversité, alors que les secondes ont pour objet de prévenir la surexploitation des stocks résultant de leur libre-accès. L'analyse des interactions entre les éventuelles AMP et l'effort de pêche dans les zones non protégées oblige cependant à dépasser cette contradiction, tout d'abord en montrant la nécessité de choisir avec soin la localisation des AMP. Au-delà, elle permet d'analyser comment celles-ci procurent des bénéfices aux activités de pêche, mais en soulignant aussi que la gestion en dehors des AMP est déterminante pour leur impact en termes de conservation.

Plus généralement, il faut souligner que, souvent, le refus d'intégrer les dimensions écologiques et économiques aboutit à des conséquences graves, le refus de tarifier l'eau pour en refléter la rareté conduisant à son gaspillage, et des politiques de protection mal conçues accroissant la pression sur les espèces que l'on voulait protéger, l'augmentation de la demande ou de leur prix stimulant le braconnage, par exemple. S'intéresser aux instruments économiques pour protéger la nature ne participe donc pas d'un projet de monétarisation à tout va, mais, au contraire, du souci de disposer d'une panoplie d'instruments adaptée pour préserver des ressources nécessaires au développement humain.

Les instruments économiques incitatifs

Sans régulation appropriée, une ressource commune en libre-accès est inévitablement surexploitée. Du point de vue économique, le problème économique sous-jacent est un problème « d'externalité » : celui qui prélève à un instant donné sur cette ressource (ou développe une activité qui affecte son état) ne prend pas en compte ses impacts sur les autres utilisateurs ou sur l'état de la ressource pour le développement des générations futures. Cette qualification économique du problème à résoudre étant établie, l'économie de l'environnement et des ressources naturelles fournit un cadre pour concevoir les politiques publiques nécessaires pour remédier à cette « tragédie des communs ».

Comment concilier protection de la nature et efficacité économique ?

Pour concilier les exigences environnementales, économiques et sociales, l'intervention publique doit être conçue comme « incitative » ou « responsabilisatrice », faisant levier sur les acteurs privés. *A contrario*, la démarche consistant seulement à chercher, au niveau des décisions sectorielles (transports, agriculture, urbanisme, aménagement, énergie...), le point d'équilibre, au cas par cas, entre les intérêts contradictoires qui s'expriment à un moment donné, est source de surcoûts et de rigidités. Souvent, elle pérennise en fait les blocages, surpondère certains intérêts de court-terme, et crée de l'incertitude « régulatoire » pour les investisseurs, ôtant toute efficacité aux politiques publiques.

De manière plus précise, le coût nécessaire pour atteindre un objectif environnemental peut-être considérablement réduit s'il est fait recours à un signal-prix reflétant, de manière lisible et dans la durée, la rareté des ressources environnementales. En l'absence d'un tel signal, notre économie et, plus généralement notre société, préparent mal l'avenir. Par ailleurs, en recourant essentiellement à des normes uniformes et rigides, on ignore l'hétérogénéité des situations quant aux possibilités de réduire l'utilisation de ces ressources, ce qui est source de surcoûts, et conduit in fine à réduire l'ambition environnementale ; en misant tout sur les démarches volontaires, on ignore que les agents économiques sont d'abord guidés par leur intérêt privé, et qu'il importe donc de remettre en ligne celui-ci avec l'intérêt collectif.

L'instauration de prix écologiques relève de ce principe, une politique de vérité des prix ayant pour objectif d'accroître la richesse totale, en responsabilisant les pollueurs aux conséquences socialement dommageables de leurs comportements. La panoplie des instruments utilisables pour cela, et les politiques d'accompagnement à mettre éventuellement en place pour en assurer l'acceptabilité, sont bien établies depuis

le début des années soixante-dix, l'approche pigouvienne de l'internalisation des coûts environnementaux par une fiscalité incitative existant depuis 1920, alors que les contributions de Coase (1960) puis de Dales (1968) ont permis de concevoir les systèmes de droits d'accès à l'environnement négociables sur un marché.

Les marchés de licences échangeables sous plafond global (« cap and trade »)

De fait, les marchés de droits ont été introduits dans le secteur de la pêche dès le début des années 80, bien avant qu'ils ne soient utilisés pour la régulation des pollutions atmosphériques. Beaucoup de pêcheries se trouvaient en effet confrontées au tryptique –surexploitation de la ressource, surinvestissements, subventions-, reflétant le problème économique fondamental que rencontre l'exploitation des ressources halieutiques, qui est, à nouveau, celui du libre accès à une ressource commune.

En effet, lorsqu'une entreprise accroît, rationnellement de son point de vue individuel, son effort de pêche, elle « n'internalise » pas le fait que les conditions de pêche des autres s'en trouvent dégradées, de même que la ressource qui sera disponible aux périodes ultérieures. Globalement, l'effort de pêche augmente ainsi jusqu'à absorber toute la rémunération qui était susceptible d'être tirée de l'exploitation de cette ressource. Par ailleurs, les mesures qui sont prises pour réduire cette surexploitation, sans attaquer ce problème de l'accès, aggravent en général la situation, l'accroissement de la puissance des flottes contournant les différentes restrictions mises sur les conditions de pêche. La dégradation des revenus, la raréfaction de la ressource, et le surinvestissement appellent alors des subventions, qui renforcent encore ces phénomènes, et dont le démantèlement ne peut, en fait, être envisagé que dans le cadre d'une meilleure régulation de l'accès à la ressource.

Les « marchés de quotas sous plafond global » présentent ici un double-avantage. Tout d'abord, ils permettent de réguler le montant global de captures, ce que ne font pas les instruments habituels d'intervention réglementaire, qui génèrent, de plus, des phénomènes de « course au poisson ». La transférabilité des quotas constitue, par ailleurs, un mécanisme de flexibilité pour qu'ils soient utilisés efficacement, en restaurant les marges de manœuvre nécessaires pour que les captures soient réalisées de la façon la plus profitable, au moindre coût et au bon moment, en allongeant, par exemple, les durées de pêche, et pour favoriser l'amélioration de la qualité des produits.

Par rapport aux objectifs qui leur étaient assignés, leur mise en place a généralement été un facteur de progrès, en cassant notamment les spirales du surinvestissement, et de la dissipation des rentes de rareté de la ressource. L'appréciation sur la reconstitution des stocks est moins univoque, mais d'abord parce que l'évaluation scientifique sur leur état demeure très délicate. Par ailleurs, ces dispositifs n'ont pas échappé à la pression à la « surallocation initiale », qui souvent en conditionne l'acceptabilité, au moins au départ.

En revanche, différentes critiques adressées à ce type de dispositif sont infondées. Par exemple, l'expérience islandaise est souvent présentée comme repoussoir, au titre de l'ampleur de la restructuration qu'elle a entraînée. Mais, en l'occurrence, c'était son objectif, dans le cadre d'une réforme qui n'affirmait pas d'objectifs environnementaux et sociaux spécifiques, le bon état des stocks étant seulement un moyen pour rétablir la rentabilité de l'industrie. Dans d'autres cas, les particularités du secteur ont été prises en compte, comme au Danemark, où diverses dispositions (sur les transferts autorisés et l'allocation des droits, et par une réserve bien gérée) ont permis d'intégrer avec succès d'autres objectifs, pour que la suppression des surcapacités s'effectue dans les conditions jugées souhaitables.

Leur réussite nécessite cependant un cadre institutionnel complet. En effet, la mise en place de quotas transférables n'est qu'un instrument, au service d'une régulation efficace et soutenable.

Son succès dépend de la capacité à définir et à assurer la mise en place d'une gestion pluriannuelle des stocks, et, avant cela, à garantir l'effectivité des régulations. En effet, la question du contrôle (des captures, mais aussi des transferts, dans les eaux territoriales ou extra-territoriales) est déterminante, comme le montrent l'attention portée à ces sujets dans les réformes canadiennes et néo-zélandaises, ou encore l'objectif affiché de contrôle de l'effort de pêche des flottes « informelles » au Chili et au Pérou. Différentes études sur les facteurs de réussite dans la gestion des pêcheries suggèrent même que le « leadership », la vision commune des acteurs, la capacité d'auto-régulation, et de contrôle, et l'existence d'aires protégées seraient les conditions les plus importantes pour leur soutenabilité.

Des mécanismes de prix écologiques spécifiques pour la protection de la nature et de la biodiversité

Comme le rappellent Trommetter et Leriche, les services issus du fonctionnement des écosystèmes, souvent, sont utilisés de manière gratuite, c'est-à-dire qu'ils sont utilisés à des prix nuls, donc à coût nul pour l'utilisateur. La question (cf. Perrings et al., 2009) qui se pose alors est comment les faire prendre en compte pour gérer les écosystèmes : peut-on définir et mettre en oeuvre une rémunération pour le maintien des services écosystémiques (Principe Bénéficiaire - Payeur) ou une pénalité en cas de destruction du service (Principe Pollueur - Payeur) ? L'attention sur les problèmes de pollution a conduit historiquement à se focaliser essentiellement sur ce dernier problème. Le premier apparaît aussi important dans notre contexte. Il faut de plus aller au-delà des valeurs d'usage quand on considère les services éco-systémiques.

La rémunération des services écosystémiques

Souvent, différentes options de gestion sont envisageables entre lesquelles il faut arbitrer : par exemple, entre aménager un site et compenser ; ou ne pas aménager un site et bénéficier d'une rémunération pour le maintien d'un service. Dans cette perspective, les paiements pour services environnementaux (PSE) visent à internaliser les services rendus par les écosystèmes dans les choix de décisions de leurs gestionnaires en assurant la rémunération. Ils s'inscrivent dans une démarche économique, les gestionnaires étant volontaires, et pouvant ou non décider de bénéficier des dispositifs de paiement. Cependant, l'une des parties peut être publique, et la demande peut aussi résulter de régulations publiques.

Conformément à la démarche décrite ci-dessus, les PSE s'inscrivent dans une logique d'incitations, par opposition à la réglementation qui est rigide, et n'encourage pas à aller au-delà de la norme. Ils se distinguent, à la fois des démarches purement volontaires, sans rémunération explicite, mais aussi d'autres mécanismes de subventions, moins liés explicitement à la fourniture vérifiée de services identifiés. À ce titre, les PSE s'inscrivent directement dans une logique « d'internalisation », ici des bénéfices du service éco-systémique fourni.

Les systèmes de paiements pour services environnementaux ont plusieurs sources de financement potentielles, parfois combinées :

- paiement par les usagers du service éco-systémique (cas, par exemple, des eaux de Vittel, qui payent les agriculteurs pour que leurs pratiques n'affectent pas la qualité de la ressource en eau) ;
- paiement par la puissance publique (cas des mesures agro-environnementales) ;
- paiement par des opérateurs tenus de compenser leurs impacts (cas du Clean Water Act aux Etats-Unis, du programme « Bush Tender » en Australie).

Le plus souvent, l'essor des PSE s'inscrit dans le cadre de régulations publiques, recourant à la mise en place d'une obligation de type « no net loss » et de marchés de « crédits ». C'est typiquement le cas pour les dispositifs mis en place aux Etats-Unis, dans le cadre du Clean Water Act ou de l'Endangered Species Act.

L'échange de crédits de biodiversité est ainsi possible aux Etats-Unis depuis la fin des années quatre-vingt, suite à une disposition du « Clean Water Act » destinée à protéger les zones humides, suivant laquelle les promoteurs ou les aménageurs qui détruisent une zone humide sont contraints de « créer, améliorer ou restaurer » une autre zone humide « de fonctions et de valeurs similaires », situé dans le même bassin-versant. Pour ce faire, ils font souvent appel à des « banques de compensation », vendeuses de crédits. Ces banques de compensation sont généralement des sociétés privées, qui ont généré des crédits de biodiversité en restaurant des écosystèmes dégradés.

Ce mécanisme a été étendu, dans les années 1990, à la préservation des habitats des espèces menacées. Des investisseurs ont alors créé des « banques de conservation », alimentées en restaurant ou en créant de toutes pièces des écosystèmes appropriés pour les espèces en danger d'extinction. Ceux-ci vendent ensuite les crédits ainsi créés aux promoteurs ou aux aménageurs soumis aux exigences de l'Endangered Species Act.

Les points-clefs à résoudre au niveau de la mise en oeuvre sont la définition des services, et regroupement éventuel de certains de ceux-ci ; l'additionnalité des services fournis justifiant l'attribution de crédits ; la valorisation des bénéfices pour déterminer le nombre de crédits alloués ; champ d'utilisation et de transférabilité des crédits etc.

« Asset management » : services de maintenance et résilience des écosystèmes

Pour mettre en œuvre des « PSE » et en calibrer le montant, il faut être capable d'évaluer la valeur du service fourni. Le développement de méthodologies pour cela a constitué un volet essentiel de la recherche en économie de l'environnement pendant les vingt dernières années.

De cette manière, les services que nous retirons de la biodiversité ont été mieux identifiés : services d'approvisionnement (cueillette, bois, chasse), services de régulation (qualité des terres, de l'eau, de l'air), et services culturels (beauté d'une espèce ou d'un paysage), lien avec la spiritualité. La valeur économique de ces services et l'importance des secteurs concernés est aussi apparue beaucoup plus élevée que ce que l'on pouvait imaginer. Différentes synthèses de ces travaux, dans une perspective d'application, ont par ailleurs été réalisées : MEA (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) qui a notamment proposé une typologie des services écosystémiques ; TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010), qui a recensé les initiatives prises pour évaluer le coût de la perte de biodiversité due aux pratiques actuelles ; et, évidemment, le rapport de Bernard Chevassus-au-Louis (2009) sur « l'économie de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ».

Cependant, la capacité des écosystèmes à fournir ces différents services est fragile. Dans ces conditions, la biodiversité apparaît d'abord utile « pour elle-même », c'est ce que l'on appelle le service « d'auto-entretien » : cycle des nutriments, entretien des sols, production primaire. De l'efficacité écologique de cet auto-entretien dépend le bon fonctionnement de l'éco-système, dont dépendront ensuite le niveau et la qualité des services qui pourra être retirée de la biodiversité, ou simplement la réalité de « l'option » de pouvoir disposer de ses services.

Un autre élément d'importance particulière concerne la résilience des éco-systèmes. Ces problèmes de stabilité et de risques d'effondrement sont étudiés depuis quarante ans environ, la plupart des écosystèmes se caractérisant par plusieurs régimes de fonctionnement possibles : dynamique chaotique et incertaine du renouvellement des espèces en deçà d'un certain stock (cf. ressources halieutiques) ; apparition de « blooms » de cyanobactéries dans les lacs du fait des pollutions par le phosphore, avec des phénomènes d'hystérèse rendant difficile le retour à l'état oligotrophe. En particulier, l'une des questions actuelles avec le changement climatique est d'évaluer si les vitesses d'adaptation sont insuffisantes par rapport aux risques de basculement (cf. coraux, système sahélien-saharien, pollinisateurs...).

Dans ce type de contexte, l'instrumentation à mettre en place ne se limite pas à l'instauration du dispositif jugé le plus adapté pour établir le signal-prix, des combinaisons d'instruments peuvent être nécessaires. Les réflexions sur les mécanismes de responsabilité environnementale, qui concernent au premier chef les atteintes accidentelles aux éco-systèmes comme les marées noires, en fournissent l'illustration.

En effet, la prévention des pollutions accidentelles et catastrophes environnementales nécessite de développer des instruments de régulation spécifique, la réparation juridique des dommages constituant l'instrument qui colle au plus près du cahier des charges consistant à privilégier, en dehors des cas où l'interdiction absolue serait justifiée, les instruments incitatifs, qui permettent aux agents économiques de choisir les mesures les plus performantes, et de répartir efficacement les efforts entre ceux-ci.

La responsabilité environnementale est donc aussi un instrument incitatif, qui discipline les comportements à risque par l'effet dissuasif des actions en justice lorsqu'un accident se produit. Le risque d'avoir à devoir réparer et payer des dommages-intérêts pousse en effet à la prévention, tout en laissant à l'agent concerné le choix des moyens. Par ailleurs, par rapport aux approches traditionnelles, fondées sur la réglementation et les polices administratives, le coût de dépollution en cas d'accident est alors supporté par le « pollueur » et non par la « collectivité ».

Pour autant, les deux types d'instruments -régulation traditionnelle *ex ante* par les normes et inspections et responsabilité *ex post* par les tribunaux- apparaissent ici complémentaires, car, dans le contexte des dommages environnementaux, les mécanismes de responsabilité juridiques doivent composer avec plusieurs difficultés qui en réduisent l'efficacité potentielle : insolvabilité des pollueurs en cas d'accidents sérieux ; dissémination des dommages n'incitant pas les victimes à aller au procès ; difficultés à établir les causalités... Dans ces conditions, chaque instrument a ses avantages et inconvénients, et leur combinaison est bénéfique.

Ceci a conduit les Etats-Unis à se doter d'un régime de responsabilité spécifique pour les contaminations par des substances dangereuses dès 1980 : le CERCLA (Comprehensive Environmental response, Compensation And Liability Act). Celui-ci établit une responsabilité sans faute, personnelle et solidaire. En cas d'accident, le principe est d'essayer de parvenir à un règlement à l'amiable avec l'Agence Fédérale de

l'Environnement (EPA) plutôt que le procès. Celle-ci gère par ailleurs un fonds (Hazardous Substance Superfund) pour la décontamination des sites orphelins, financée notamment par les amendes civiles des contrevenants au CERCLA.

Les instruments volontaires : un complément palliatif à l'insuffisant développement des prix écologiques ?

Des instruments pour différencier les produits et répondre à des attentes inassouvies par les marchés

De nombreuses raisons font que les prix écologiques ne peuvent pas être installés de manière optimale dans tous les marchés, en particulier en matière de nature et de biodiversité :

- les marchés de droits ne peuvent pas être mis en place partout, notamment lorsqu'ils ont un coût de contrôle trop élevé. Un marché de droits comme celui de quotas de pêche nécessite la tenue de registres centralisés pour enregistrer les échanges avec le maximum de sécurité. C'est une condition nécessaire pour garantir l'intégrité du marché et la confiance des acteurs. Ce type d'infrastructure a un coût fixe qui ne peut être raisonnablement supporté pour de petits marchés. De même, la fiscalité incitative doit pouvoir être prélevée sans un coût excessif supplémentaire pour le calcul des assiettes et des procédures de prélèvement. Or, bien souvent en matière de biodiversité, les assiettes sont difficiles à observer.
- un autre écueil vient du fait qu'il faudrait différencier les prix écologiques finement sur le territoire, puisque les dommages sur la nature dépendent du contexte : une pollution ne revêt pas la même importance pour l'environnement si elle se produit loin de zones sensibles en matière de biodiversité. Ainsi, l'installation d'une fiscalité écologique quand elle existe est plutôt moins disante, puisque traite le cas général, laissant le traitement de cas problématiques à l'établissement de normes.

Les écueils auxquels font face les prix écologiques sont en partie liés aux manques d'information, à la fois pour les régulateurs qui cherchent à les mettre en place sur une base intangible et pour les consommateurs qui ne peuvent pas exercer leur pouvoir de discrimination selon les préférences pour des produits moins impactant environnementalement. L'installation d'un signal informationnel est une solution possible pour répondre à une demande des consommateurs, en conduisant à une segmentation des marchés.

Le moyen couramment utilisé par les producteurs de biens et services pour donner de l'information aux consommateurs sur la qualité d'un produit, au-delà de la réputation liée à la marque, est l'utilisation de labels. En effet, un prix élevé ne donne aucune garantie en soi au consommateur sur la qualité supérieure du produit. Pour gagner la confiance du consommateur et son consentement à payer plus cher un produit de qualité, les labels privés ou publics sont mis en place : ils donnent l'opportunité aux producteurs de segmenter le marché, en proposant des produits à caractéristiques différentes de manière reconnue.

Ce type d'instruments informationnels peut prendre des formes très diverses selon les produits et les contextes.

Les spécificités en matière de nature et biodiversité

En matière de biodiversité, comme en d'autres caractéristiques environnementales, les instruments s'appuyant sur les signaux informationnels sont multiples :

- les labels associés aux engagements volontaires : en matière de biodiversité, la France a développé ce type de labels en congruence avec la Stratégie nationale de la biodiversité. Il s'agit de reconnaître celles des entreprises ou d'autres acteurs économiques qui font l'effort de se conformer aux recommandations inscrites dans la stratégie. C'est une démarche volontaire qui peut donc être récompensée si les engagements sont crédibles et vérifiables dans un système de suivi installé par les pouvoirs publics ;
- l'affichage environnemental sur les produits pourrait comporter une dimension biodiversité, même si aujourd'hui, il apparaît des difficultés à évaluer l'impact sur la biodiversité dans une approche cycle de vie. Il s'agit pour un producteur volontaire d'aller dans le sens d'afficher l'impact de son produit en termes de pressions environnementales : émission de gaz à effets de serre, consommation d'eau, utilisation d'espaces... Une expérimentation a été effectuée en France en 2011 et certaines entreprises ont montré qu'un tel dispositif était possible à des coûts raisonnables. Pour autant, la dimension biodiversité est la plus difficile à calibrer pour un produit. L'utilisation d'espace (superficie) a pu être envisagée mais on

comprend aisément qu'il ne s'agit que d'une dimension, certes importante, mais très approximative des pressions exercées par le processus de production sur la nature. Ce type de sujet est donc encore en devenir, et l'expérimentation européenne actuellement en cours pourra donner de nouvelles informations pour tenter d'avancer dans cette direction ;

- la labellisation des actifs et des portefeuilles financiers est aussi potentiellement un outil informationnel qui peut différencier les produits financiers dans leur qualité environnementale. Un label vert a récemment été créé par Novethic (filiale de la Caisse des dépôts et consignations). Cependant, il existe actuellement seulement sept fonds labellisés. Après la recommandation en 2014 de la Conférence bancaire et financière de travailler à un nouveau label transition énergétique et écologique, le Comité de l'économie verte installé début 2015 sera conduit à donner un avis sur un projet de label. Mais la dimension nature et biodiversité est là encore en devenir, la dimension climat et émission de gaz à effet de serre étant plus avancée.

Références

Carpenter S. R., Mooney H. A., Agard J., Capistrano D., DeFries R. S., Díaz S., ... & Whyte A. (2009). *Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(5), 1305-1312.

Chevassus-au-Louis B., Salles J. M., Pujol J. L., Bielsa S., Martin G., & Richard D., (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*. Documentation française.

Coase R.H., (1960). *The Problem of Social Cost*. Journal of Law and Economics, N°3.

Dales J.H., (1968). *Property and prices*.

MA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.

OCDE (2012). *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050*

Pigou A. C., (1920). *The Economics of Welfare*, Macmillan, Londres

TEEB (2011) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London.

Trommetter M. et Leriche H., (2014). *La biodiversité au coeur des stratégies de développement des humains*

Annexe

Instrument	Avantages	Inconvénients	Exemples
Normes			
Normes	- simple à comprendre pour les acteurs économiques	- effet de seuil - statique - particulièrement inefficace économiquement : ne mobilise pas pleinement les marges de manoeuvre les moins coûteuses pour atteindre un objectif	- interdiction des organismes génétiquement modifiés
Prix écologiques			
Marchés de quotas	- efficacité environnementale - efficacité économique	- pressions sur les décideurs publics pour définir une contrainte faible	- ressource halieutique
Paiements pour services environnementaux	- rémunérer les externalités positives associées à des pratiques agricoles favorables à la préservation de services éco-systémiques	- coûts de transaction élevés en général	- contrats Vittel - mesures agro-environnementales de la politique agricole commune
Obligation de compensation	- incite les acteurs à trouver une valeur à la biodiversité		- offre plaine de Crau
Signaux informationnels			
Label engagement volontaire	- différencier les entreprises et les marques		- stratégie nationale de la biodiversité
Affichage sur les produits	- différencier les produits de consommation	- difficile à mettre en place pour la biodiversité	- expérimentation européenne en cours
Label sur les portefeuilles financiers	- différencier les produits d'épargne	- difficile à mettre en place pour la biodiversité	- label vert Novethic - label transition énergétique et écologique en cours d'élaboration

Des innovations institutionnelles et organisationnelles pour accroître l'investissement dans le capital naturel

Harold Levrel,
CIREC – AgroParisTech
Fabien Hassan, Pierre Scemama,
IFREMER
et Anne-Charlotte Vaissière,
Laboratoire Montpellierain d'Economie Théorique et Appliquée (LAMETA)

L'investissement dans le capital naturel que représente la biodiversité se traduit par des actions de protection, d'amélioration, de restauration ou de création d'écosystèmes. Pour réaliser ces investissements il est nécessaire de surmonter des coûts de transaction élevés car : ce capital est caractérisé par une forte *spécificité de site* et une forte *spécificité physique* ; il permet de produire des services écosystémiques souvent *non rivaux* et *non exclusifs* ; il requiert de mobiliser un *niveau de capital humain élevé* et de prendre en compte des *dynamiques écologiques complexes*.

Ces investissements sont ainsi sujets à de gros risques, à la production de bénéfices difficilement valorisables sur les marchés, à une quasi impossibilité de redéployer le capital dans lequel les investissements ont eu lieu. Il semble dès lors assez difficile de considérer que l'économie va trouver son salut dans ce type d'investissement. Pourtant des pistes intéressantes existent.

L'objet de ce chapitre est de décrire des situations où les coûts de transactions ont conduit à la disparition de forme d'investissement dans le capital naturel (économie ornithologique) mais aussi d'identifier des innovations organisationnelles et institutionnelles récentes qui ont permis de fortement réduire les coûts de transactions associés à la mise en œuvre de politiques environnementales de compensation et d'initier des investissements majeur dans la restauration des zones humides, en vue d'en tirer des enseignements et des recommandations.

Le capital naturel⁶⁹ renouvelable (CN) correspond à toutes les ressources vivantes ayant des capacités de reproduction endogènes. Ces capacités peuvent s'exprimer sur des cycles longs (certaines essences de feuillus ou certaines espèces de coraux) ou courts (stock de petits poissons pélagiques).

L'investissement dans le CN par l'homme peut être entendu comme l'ensemble des actions visant à maintenir ou à accroître les capacités de renouvellement de celui-ci. On distingue usuellement quatre actions possibles :

- la *protection* qui vise à interdire ou restreindre les usages du CN visé (réserve naturelle, quotas) ;
- l'*amélioration* qui a pour objectif d'accroître la qualité de l'environnement dans lequel se situe le CN (réduction du niveau de pollution de l'eau grâce à la mise en place d'une station d'épuration, adoption de techniques de pêche plus sélectives) ;
- la *restauration* qui correspond au processus de rétablissement d'un écosystème ou d'une population qui ont été dégradés, endommagés ou détruits (restauration des berges de rivières précédemment artificialisées) ;
- la *création* qui vise à fabriquer ou à remplacer intentionnellement un écosystème ou une population par un autre écosystème ou population supposés être de plus grande valeur (mise en place de récifs artificiels en mer qui créent un substrat dur sur lequel vont s'installer une faune et une flore spécifiques, là où existait auparavant un substrat mou et une communauté animale et végétale différente).

⁶⁹ Concevoir l'écosystème comme une forme de capital naturel renouvelable conduit à considérer que les composantes physiques et biologiques, d'origine naturelle, génèrent des flux de biens et services environnementaux (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

À l'occasion de la dixième Conférence des parties de la Convention sur la diversité biologique (CDB), qui s'est tenue à Nagoya en 2010, un des objectifs stratégiques adoptés est la restauration de 15% des écosystèmes dégradés de la planète d'ici 2020. Atteindre cet objectif requiert de réaliser un effort d'investissement dans ces écosystèmes que les acteurs publics ne pourront réaliser seuls. Il est nécessaire de pouvoir stimuler l'investissement privé dans la restauration des écosystèmes dégradés. Dès lors il semble important de comprendre les contraintes auxquels doivent faire face aujourd'hui ces investisseurs potentiels. Ce sont ces contraintes et la manière de les surmonter que ce chapitre va discuter.

Nous proposons d'organiser le chapitre en trois sections:

La première section est dédiée à la description des contraintes qui pèsent sur l'investissement dans le CN en mettant en lumière le rôle clé que jouent les coûts de transaction⁷⁰ dans l'orientation des stratégies d'investissement.

Dans la deuxième section, une lecture néo-institutionnelle des stratégies d'innovations organisationnelles et institutionnelles dans le domaine de l'agronomie nous offre une interprétation de la révolution verte à l'aune de stratégies de réduction des coûts de transaction qui s'est traduite concrètement par une grande réduction de la diversité du vivant.

La troisième section de ce chapitre présente l'exemple de l'évolution des mesures compensatoires pour les zones humides (ZH) aux Etats-Unis en vue d'illustrer comment il est possible de prendre en compte les caractéristiques de la biodiversité à partir d'innovations organisationnelles et institutionnelles « pensées » sur des bases écologiques.

Les contraintes à l'investissement dans le CN

Une première contrainte à surmonter : les caractéristiques du capital naturel renouvelable

La première contrainte qui pèse sur l'investissement dans le CN, bien connue des économistes de l'environnement et abondamment traitée dans la littérature, est la nature publique ou commune des biens qui vont être produit par ce CN (paysages préservés, abondance de la faune et la flore, qualité des eaux côtières, etc.) (The Economics of Ecosystem and Biodiversity, 2010). Il existe ainsi un double problème de non exclusivité et de non cessibilité du bien produit qui conduit à ne pas pouvoir échanger la plupart des biens environnementaux via le marché et donc à ne pas pouvoir reporter le montant des investissements consentis sur un prix de marché. La conséquence, si l'on s'en tient à un raisonnement économique individualiste, est que tout le monde souhaite consommer des biens publics ou communs mais qu'aucun individu n'a intérêt à investir dans leur entretien. Le risque est en effet d'être le seul à réaliser cet effort et de voir les autres usagers tirer un bénéfice d'un investissement auquel ils n'ont pas participé.

Les innovations organisationnelles permettant de dépasser le caractère public ou commun du CN sont de trois types :

- créer de nouveaux marchés de droits privés (quotas individuels transférables tels que ceux développés dans certaines pêcheries par exemple) de manière à ce que le producteur puisse tirer profit de ses investissements dans le CN ;
- substituer une gestion publique et planifiée du CN à la gestion privée et marchande (création de parcs naturels avec adoption d'un plan de gestion) de manière à mobiliser de l'investissement public qui va permettre le maintien d'un CN public offrant des biens et des services à la population dans son ensemble ;
- faciliter la coordination entre acteurs intéressés par le maintien ou l'accroissement du CN dans le but de faire émerger une gestion communautaire et des règles d'usages et d'accès qui auront pour objectif de garantir que tous les individus qui bénéficient des biens et des services générés par le CN réalisent un effort d'investissement spécifique dans son renouvellement (gestion de forêts communautaires).

Il est important de souligner ici que les retours sur investissement ne vont pas nécessairement s'évaluer en termes de bénéfices marchands. Ainsi, les investissements consentis par des acteurs publics ou par des communautés locales peuvent conduire à des bénéfices non marchands qui sont évaluables à l'aune de

⁷⁰ Les coûts de transaction correspondent aux coûts de collecte d'information, d'analyse, de temps de négociation entre acteurs de la transaction, de mise au point de garanties contractuelles, de pilotage ou de contrôle de la réalisation des engagements pris.

critères d'amélioration de la qualité de vie tels que des indicateurs sanitaires ou des indicateurs d'accès à des activités de loisir-nature par exemple.

Il existe donc des solutions potentielles pour faire face au caractère commun ou public du CN.

Une seconde contrainte à surmonter : les coûts de transaction autour de l'investissement dans le capital naturel renouvelable

La seconde contrainte identifiée par les économistes pour souligner les difficultés qui pèsent sur l'investissement dans le CN est le niveau de coûts de transaction à surmonter pour mettre en place les innovations organisationnelles que nous venons d'évoquer. Les coûts de transaction correspondent aux coûts de collecte d'information, d'analyse, de temps de négociation entre acteurs de la transaction, de mise au point de garanties contractuelles, de pilotage ou de contrôle de la réalisation des engagements pris. Cette deuxième contrainte est moins abordée dans la littérature économique alors qu'elle nous semble centrale pour expliquer une part importante du manque d'investissement dans le CN au cours du siècle passé et encore aujourd'hui.

En effet, mettre en place des marchés de droits, établir une gestion publique planifiée ou créer des formes de coordination communautaire ne se décrète pas. Cela nécessite de réaliser des innovations organisationnelles et institutionnelles, sources de nombreux coûts de transaction. Les innovations organisationnelles qui visent à créer des marchés de droits, de la gestion publique ou de la coordination communautaire peuvent être comparées au regard des caractéristiques de la transaction qu'elles se fixent pour objet de mettre en œuvre (dans notre cas un investissement dans le CN) et de leur capacité à réduire les coûts de transaction qui y sont associés (Ménard, 2012).

Pour les transactions relatives au CN, les caractéristiques des transactions à prendre en compte sont au nombre de six (Scemama et Levrel, 2014).

1) La spécificité biophysique

Plus les composantes de la biodiversité que représente le CN sont complexes, diversifiées, animées par des dynamiques d'interactions entre différentes échelles du vivant, plus ce capital pourra être considéré comme spécifique car il sera difficile à redéployer pour un usage alternatif à celui pour lequel il a été pensé initialement. Plus un CN est spécifique, plus les coûts de transaction à surmonter sont élevés. Or, c'est la forte spécificité des écosystèmes naturels qui permet de produire une grande diversité de services écosystémiques pour la population.

2) La spécificité de site

Elle reflète le lien extrêmement fort qui existe entre les composantes de la biodiversité qui forment le CN et l'habitat naturel dans lequel ces dernières sont localisées.

3) L'incertitude environnementale

Elle correspond à l'incertitude qui pèse sur les dynamiques écologiques complexes et sur les aléas liés notamment aux changements globaux tels que le réchauffement climatique. L'incertitude environnementale génère des coûts de transaction importants. A titre d'exemple il est difficile d'anticiper dans un contrat les résultats attendus d'une action de restauration écologique. Cela nécessite des connaissances, un savoir faire, et des outils de suivi et de démonstration de l'efficacité de l'investissement, qui sont lourds à mobiliser.

4) L'incertitude institutionnelle

Elle correspond aux caractéristiques plus ou moins floues, instables ou non contrôlées, des règles du jeu entourant l'investissement dans le CN. Le niveau des risques de sanction en est une composante importante. L'incertitude institutionnelle génère plusieurs risques majeurs : voir les règles du jeu changer dans le temps ce qui peut rendre le modèle économique associé à l'investissement consenti dans le CN complètement obsolète ; constater que l'Etat n'est pas en mesure de faire respecter une loi qui est à l'origine d'un débouché pour l'entreprise ; voir les bénéfices de certains efforts d'investissement captés de manière frauduleuse par d'autres agents sans que ces derniers n'encourent de sanctions.

5) La fréquence des échanges

Plus une transaction va se répéter, plus il y a des effets de réputation et de confiance qui peuvent apparaître et qui vont réduire les coûts de transaction car il est possible de substituer des règles informelles de coordination à des règles formelles plus lourdes.

6) La spécificité du capital humain (connaissance et savoir faire)

Une part importante des actions d'investissement dans le CN nécessite des connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes et leurs réponses aux actions de restauration, de protection ou d'amélioration. Elles nécessitent des compétences spécifiques dans les méthodes d'ingénierie écologique qui vont être différentes selon les types d'écosystèmes visés et les contextes dans lesquels ils s'insèrent. Devoir mobiliser des connaissances et des compétences très spécifiques pour le processus d'investissement génère là-encore des coûts de transaction très importants puisque des ressources humaines très spécialisées dans un type d'investissement vont être difficilement redéployable sur des investissements alternatifs.

Si l'on souhaite observer un accroissement des investissements privés dans le CN, il est important de garder à l'esprit que la création de conditions propices à ces derniers revient à adopter des innovations qui vont jouer sur une ou plusieurs des six caractéristiques en vue de réduire les coûts de transactions que les investisseurs potentiels auront à surmonter.

Une illustration du rôle des coûts de transaction pour l'investissement dans le CN : l'histoire de l'économie ornithologique

Les coûts de transaction générés par la complexité des dynamiques écologiques ainsi que par les spécificités de site et biophysique de ce capital ont conduit la science agronomique à privilégier des approches en termes de contrôle des variabilités naturelles et de réduction de la spécificité des actifs auxquels elle renvoyait. Le recours aux intrants et à la mécanisation a pour objectif de transformer des dynamiques écologiques complexes et non linéaires en dynamiques linéaires sous contrôle. La sélection des espèces cultivées reflète quant à elle un objectif de simplification de la spécificité du CN en se focalisant sur les espèces les plus productives à court-terme. Un détour par l'histoire de l'« économie ornithologique »⁷¹ peut nous permettre d'illustrer que les choix d'investissement qui ont été réalisés dans le domaine de l'agronomie peuvent être potentiellement interprétés du point de vue des coûts de transaction.

L'économie ornithologique a bénéficié d'un grand succès entre 1870 et 1930 (Kronenberg, 2014). Elle permettait d'analyser comment les oiseaux pouvaient être utiles aux cultures à travers leurs fonctions de régulation des nuisibles, de pollinisateurs, de transporteurs de graines, etc. Le succès de cette discipline était tel qu'il existait à la fin du 19^e siècle une « division d'économie ornithologique » à l'*US Department of agriculture* qui avait pour objectif d'inciter les agriculteurs à investir dans la protection ou la restauration d'habitats favorables à l'abondance d'espèces d'oiseaux « utiles » en vue de lutter contre les nuisibles et d'augmenter la productivité des cultures.

L'économie ornithologique a cependant rapidement fait face à des problèmes de mise en œuvre opérationnelle des recommandations faites par le département de l'agriculture américain. La principale difficulté était que de telles stratégies d'investissement nécessitaient, pour les agriculteurs, de disposer de connaissances et de savoir-faire spécifiques en matière de compréhension des dynamiques écologiques, de pratiques agricoles ou d'aménagements favorables à l'abondance de ces espèces sur les parcelles. Cela nécessitait par ailleurs de pouvoir réaliser un suivi des effets des actions de restauration, de protection ou d'amélioration sur l'abondance des oiseaux utiles ainsi que sur les gains de productivité induits de manière à pouvoir effectuer les ajustements nécessaires en matière de pratiques agricoles. Tout cela générait de nombreux coûts de transaction pour les agriculteurs. Ainsi, même s'il était déjà techniquement possible, à la fin du 19^e siècle, de faire émerger des formes d'agro-écologie, les coûts de transaction à surmonter pour les mettre en place de manière opérationnelle apparaissaient énormes pour les agriculteurs. Après la première guerre mondiale, l'usage de produits chimiques dans l'agriculture et l'émergence de ce qui allait devenir la révolution verte aux États-Unis, ont conduit à la disparition progressive de l'économie ornithologique. En effet, l'usage d'intrants est apparu très rapidement comme un substitut bien moins aléatoire que les oiseaux, plus efficace (à court-terme au moins) et ne nécessitant pas de connaissances spécifiques pour les agriculteurs.

⁷¹ Ornithological economic: « *The study of birds from the standpoint of dollars and cents. It deals with birds and their relation to agriculture, horticulture, trade and sports; it traits of species important to the farmer, the fruitgrower, the game dealer, the milliner, and the sportsman* » (Palmer, 1900, p.259). Cette discipline représente une sorte d'ancêtre des disciplines qui s'intéressent à la notion de « services écosystémiques » qui bénéficie d'un fort engouement aujourd'hui

Ceci explique qu'entre 1915 et 1946 le ratio des publications scientifiques de l'*US Department of agriculture* concernant l'usage des oiseaux par rapport à celles concernant l'usage des pesticides est passé de 1:1 à 1:20 (Kronenberg, 2014). L'idée de « jouer » avec certaines variabilités naturelles – dans un esprit de connivence entre les dynamiques écologiques et agronomiques – pour améliorer les niveaux de productivité agricoles a disparu au profit d'une logique de contrôle de toutes les variabilités écologiques.

Tout au long du vingtième siècle les logiques agronomiques n'ont pas changé. Le CN a de plus en plus été assimilé à un stock qu'il s'agissait de gérer à l'optimum et les innovations institutionnelles, organisationnelles et techniques destinées à orienter les stratégies d'investissement des agriculteurs ont été construites pour répondre à cet objectif : subvention favorisant les logiques de réduction de la spécificité du CN, développement d'organismes publics et privés dédiés à cette tâche, mise en place d'une division sociale du travail propre au système industriel, recours accru au capital physico-chimique.

Depuis quelques années on voit cependant de nombreuses initiatives qui témoignent d'un changement de paradigme dans le domaine de l'agronomie, que ce soit pour des raisons écologiques ou économiques. Pourtant, à l'heure où l'on évoque l'agro-écologie comme une alternative à l'agriculture conventionnelle, via le recours à la lutte biologique notamment, il semble évident que les agriculteurs vont devoir faire face aux mêmes coûts de transactions que ceux que connaissaient leurs homologues au 19^e siècle lorsque des agriculteurs cherchaient à optimiser leurs rendements via la protection d'« oiseaux utiles »⁷². Ne pas prendre en compte ces coûts de transaction c'est prendre le risque de multiplier des « cas d'études ponctuels » qui démontreront tout le potentiel agronomique de ces nouvelles manières de faire mais qui auront une portée opérationnelle limitée lorsqu'il sera nécessaire de transmettre ces dernières auprès des « praticiens » de l'agriculture.

Un exemple d'innovations organisationnelles et institutionnelles qui ont permis d'accroître les niveaux d'investissement dans le CN tout en tenant compte de la spécificité de ce dernier : le cas des mesures compensatoires pour les zones humides aux Etats-Unis

Les zones humides (ZH) ont été longtemps perçues au mieux comme un habitat inutile (en comparaison des forêts par exemple), au pire comme une source d'impacts négatifs pour la population (moustiques vecteur de maladies par exemple).

Aux Etats-Unis, la reconnaissance des ZH comme CN s'est construite en même temps que des cadres réglementaires visant à les protéger : le *Rivers and Harbors Act* de 1899, le *Fish and Wildlife Coordination Act* de 1939, le *Federal Water Pollution Control Act* (1972) et le *Clean Water Act* (CWA) (1977). Au fil de ces innovations institutionnelles, les ZH se sont vues attribuées un statut de bien public par l'Etat fédéral, justifiant des actions d'investissement dans ce CN.

La section 404 du CWA mentionne explicitement quels types d'investissements doivent être réalisés dans ce CN en énonçant que tout impact sur une ZH généré par un projet d'aménagement doit être évité, réduit et compensé (séquence ERC)⁷³. Cette section crée ainsi une obligation d'investissement privé dans des actions de protection, de préservation, d'amélioration ou de création, qui vont bénéficier au maintien d'un CN de nature publique. Le seul retour sur investissement pour l'investisseur privé est d'obtenir le permis de construction sur une zone humide. Evidemment toute la stratégie du développeur va être guidée par l'objectif d'obtenir cette autorisation au moindre coût, et ce d'autant plus que le risque de sanction sera faible.

Or, ce risque de sanction est faible du fait des caractéristiques de la transaction : la loi est rédigée dans des termes qui laisse une grande part à l'interprétation des agents chargés de la mise en œuvre de cette dernière (forte incertitude institutionnelle), les objectifs écologiques et les critères d'équivalence pour la compensation ne sont pas mentionnés explicitement (faible spécificité biophysique) et seule la proximité entre la mesure compensatoire et la zone d'impact apparaît comme un critère à peu près stabilisé (forte spécificité de site). Enfin, la fréquence de la transaction entre le régulateur et le développeur se résume le plus souvent à un échange entre l'agent régulateur – issu de l'*US Army Corps of Engineers* (USACE) – et le « développeur ».

Cette situation génère des coûts de transaction élevés pour le régulateur puisque l'incertitude institutionnelle et la faible fréquence de la transaction créent une situation d'asymétrie d'information en faveur du

⁷² On peut cependant tabler sur le fait que les techniques de collecte et de traitement de l'information sur les interactions écologiques ont grandement augmenté depuis une centaine d'année et pourraient de ce fait contribuer à réduire une part importante des coûts de transaction.

⁷³ Le principe est qu'une fois les étapes d'évitement et de réduction réalisées, il y aura malgré tout des pertes dit « résiduels » de ZH qu'il sera nécessaire de compenser à travers des actions d'investissements dans des ZH à proximité des sites impactés. L'objectif est d'obtenir des gains équivalents aux pertes résiduelles à travers ces actions de compensation.

développeur que ce dernier peut facilement utiliser de manière stratégique. Dans ce contexte, il serait rationnel que le régulateur refuse la transaction puisqu'il a sans doute plus à perdre qu'à gagner. Mais le régulateur n'est évidemment pas un acteur économique comme un autre. Il s'agit d'un acteur public qui doit prendre des décisions permettant de garantir que la transaction soit au bénéfice de l'intérêt public. Or, la transaction que l'USACE réalise avec le développeur comprend le projet de compensation mais aussi le projet de développement. Il doit ainsi prendre en compte l'intérêt du projet de développement pour la population.

Dans un tel contexte, il semble contreproductif de mettre le régulateur dans une situation où il n'a que deux alternatives : accepter ou refuser une transaction qui renvoie simultanément à un enjeu économique et un objectif environnemental. À ce jeu là, il paraît difficile de s'opposer longtemps à des projets qui génèrent de la richesse et de l'emploi pour le territoire, et ce d'autant plus si on se trouve en période de crise économique. Ceci est d'autant plus vrai lorsque les informations pour prendre cette décision sont extrêmement parcellaires, que les règles pour justifier ce choix sont incomplètes et qu'il n'y a aucune opportunité d'apprentissage via la répétition de la transaction avec le développeur. C'est pourquoi dès que des investissements, même modestes, ont été consentis au titre des mesures compensatoires à proximité des lieux d'impact, le régulateur était rarement en position de pouvoir refuser une demande de permis. Ainsi les développeurs ont eu toute la latitude d'adopter des stratégies d'investissement guidées par la minimisation des coûts.

Les transactions autour des mesures compensatoires se sont développées de manière très importantes mais cela s'est fait au détriment de la spécificité biophysique des ZH. Ainsi, entre 1974-1984, une moyenne de 135 000 ha./an de pertes de ZH était encore constatée aux Etats-Unis alors que théoriquement ce type d'écosystème bénéficiait déjà de protections légales (Dahl, 2011). Le constat de l'échec de cette politique publique a été fait par les scientifiques puis par la Cour des comptes américaine avec la publication d'un rapport dont le titre ne laissait guère de doute sur l'origine du problème (Government Accountability Office, 2005): "*Wetlands Protection. Corps of Engineers Does Not Have an Effective Oversight Approach to Ensure That Compensatory Mitigation Is Occurring*".

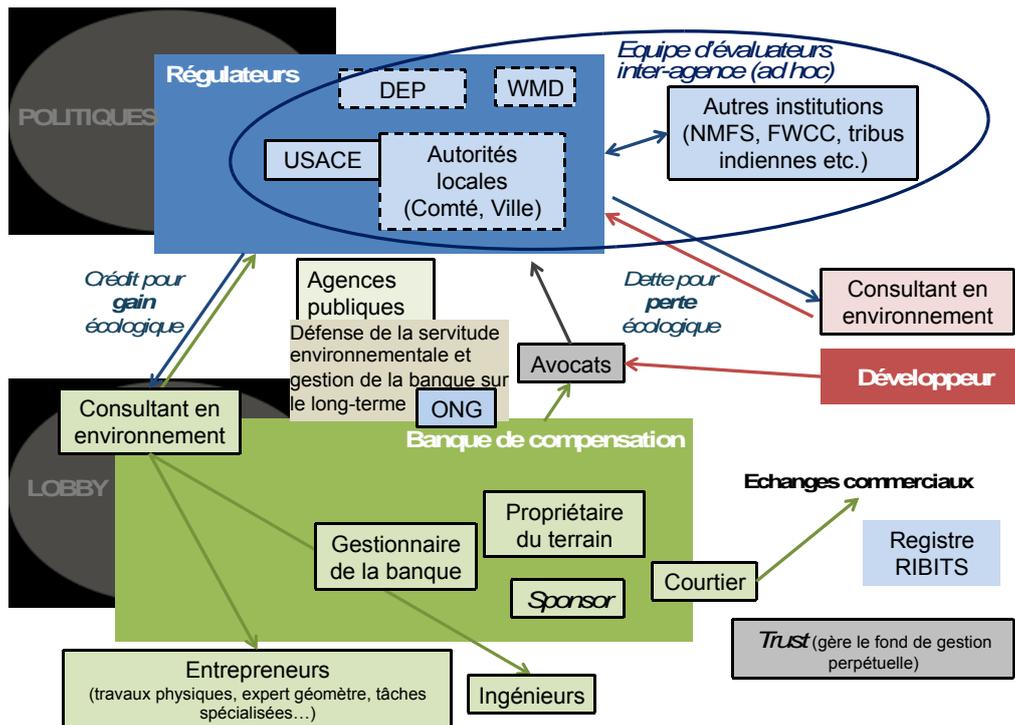
Cela a conduit l'USACE à proposer des innovations organisationnelles et institutionnelles visant à faire émerger un système de régulation hybride, croisant des caractéristiques marchandes et hiérarchiques pour la compensation des ZH aux Etats-Unis.

Des innovations organisationnelles pour créer une transaction spécifiquement dédiée à l'investissement dans le CN

Le système des banques de compensation

Une des recommandations du rapport de la Cour des comptes américaine est de repenser le système des compensations pour les ZH en s'appuyant sur une forme organisationnelle déjà existante mais qui restait très minoritaire au moment de la publication du rapport: le système des banques de compensation (*Mitigation bank*). Il s'agit d'intégrer dans le système de régulation une tierce-partie qui va permettre de séparer les transactions relatives aux projets de développement d'une part et les transactions relatives aux projets d'investissements dans la restauration des ZH d'autre part (figure 1).

Figure 1 - Les interactions entre acteurs au sein du système des BC (Vaissière et Levrel, 2015, p.83).



La banque de compensation (BC) représente un système de mutualisation des actions de compensation visant à réaliser des investissements dans de grandes réserves de CN mais aussi à concentrer la responsabilité des actions menées sur un petit nombre d'acteurs. Elle désigne à la fois le lieu sur lequel la restauration écologique est réalisée et la forme organisationnelle qui met en œuvre l'investissement.

Les BC doivent justifier l'efficacité des actions d'investissement auprès des autorités pour pouvoir bénéficier de crédits de compensation⁷⁴. Ces crédits sont ensuite vendus par les BC aux développeurs ayant engendré des destructions ou des dégradations via des projets d'aménagement. Les ventes ont lieu sur un marché dont l'étendue géographique est limitée par des frontières correspondant à une unité écosystémique (sous-bassin versant correspondant, en moyenne, à 1 500 km²).

Le premier point positif de ce système est de faire évoluer la position du régulateur.

Il existe en effet, avec ce système, une transaction entre le régulateur et la BC qui est spécifiquement dédiée à l'investissement dans la restauration des ZH. Il s'agit d'une situation beaucoup plus confortable pour le régulateur car la BC va tirer des bénéfices de ses actions de restauration. Le régulateur peut ainsi facilement refuser la transaction s'il considère que le dossier n'est pas assez solide du point de vue des gains écologiques anticipés. Il n'a plus, contrairement au système de permis standard, à prendre simultanément en compte le projet de développement et de compensation, dans lequel l'investissement écologique représente uniquement une contrainte et tout refus de transaction l'arrêt d'un projet de développement à l'origine de revenus et d'emplois.

La transaction avec le développeur se traduit quant à elle par une dette écologique qui ne peut être soldée qu'à travers l'acquisition de crédits auprès des BC. Si le développeur n'a pas les moyens d'acheter des crédits, il aura recours à des actions d'évitement ou de réduction, ou il devra renoncer à son projet. Si le régulateur est dans une situation de tenir une position ferme auprès des développeurs c'est parce que, contrairement au système de permis standard, autoriser des projets de développement accompagnés de mesures compensatoires de faible qualité revient à réduire les opportunités de ventes pour les BC. En effet, il existe une forte interaction entre la transaction réalisée avec la BC et la transaction réalisée avec le développeur. Les niveaux de dettes écologiques que le développeur doit solder pour pouvoir obtenir son

⁷⁴ En octroyant les crédits de compensation sur la base de gains écologiques constatés, il est admis que la restauration sera effective avant la survenue des impacts ce qui évite des pertes écologiques temporaires. On notera toutefois que les crédits sont « libérés » par étapes, et qu'une partie peut être vendue dès que certaines garanties légales ont été adoptées: apposition d'une servitude environnementale, adoption d'un fond de gestion de long-terme et d'un fond assurantiel (Robertson et Hayden, 2008).

permis sont à l'origine du niveau de la demande de crédits sur le marché de la compensation. Si le régulateur est trop souple, la quantité et/ou le prix des crédits baissent sur le marché et les BC voient mécaniquement leurs bénéfices diminuer. Or ce nouveau secteur économique que représentent les BC est lui aussi pourvoyeur de richesse et d'emploi. L'application stricte de la politique environnementale en terme de compensation pour les ZH n'est plus seulement une contrainte pour le développement économique d'un territoire, elle est aussi une source de développement d'un nouveau secteur d'activité. C'est ce qui a d'ailleurs conduit le lobbying des BC (la *National Mitigation Banking Association*) à entamer plusieurs procédures en justice contre l'administration américaine ces dernières années pour non application de la loi sur les mesures compensatoires.

Dans un tel contexte, le régulateur évolue dans un environnement socio-politique et économique qui lui est moins hostile, sans qu'il lui soit reproché de brider la croissance économique d'un territoire. Il peut être plus exigeant en matière de compensation environnementale puisque cette exigence est à l'origine du développement d'un nouveau secteur économique.

Le second point positif associé au système de BC est que la mutualisation des actions de compensation conduit à une concentration des responsabilités des investissements dans les ZH et donc à faciliter le contrôle par le régulateur de ces derniers. Cela conduit aussi à augmenter la fréquence des transactions, ce qui crée des effets de réputation (bonnes ou mauvaises) pour certaines BC et des effets d'apprentissage pour le régulateur qui subit beaucoup moins des situations d'asymétrie d'information en sa défaveur. Enfin, en augmentant la taille des zones restaurées et leur connectivité avec d'autres ZH, on observe une meilleure efficacité écologique. Il a en effet été démontré que des tailles de surfaces restaurées plus importantes augmentaient très significativement les taux de succès des actions de restauration pour les ZH (100 % au-dessus de 100 hectares) (Moreno-Mateos et al. 2012) d'où une diminution de l'incertitude environnementale.

Un système hybride plutôt que marchand

Lorsqu'on évoque le système des BC, on pense forcément à une logique de régulation marchande, avec une externalisation des tâches de compensation. On peut cependant nuancer fortement cette vision des choses.

Du côté de l'investisseur dans le CN, la création de BC correspond à une innovation organisationnelle ayant à la fois une logique d'externalisation et d'internalisation des tâches de restauration écologique. La logique d'externalisation est liée au fait que l'on crée une nouvelle filière d'investissement dans le CN. La logique d'internalisation est liée quant à elle à la substitution d'une multitude de petits projets d'investissement, réalisés par les demandeurs de permis, par de gros projets d'actions de restauration des ZH (figure 1).

Du côté du régulateur ce système de régulation a été accompagné d'innovations ayant plutôt une logique d'externalisation et de spécialisation des tâches.

Pour ce qui concerne l'évaluation des gains écologiques générés par les actions de compensation, elle est dorénavant réalisée par un organisme indépendant, l'*Interagency Review Team* (IRT). Il s'agit d'un groupe d'évaluateurs qui a pour fonction de défendre, au nom de l'intérêt général, l'équivalence écologique associée aux mesures compensatoires et qui est composée d'administrations environnementales étatiques et fédérales, de collectivités locales et de représentants d'intérêts spécifiques tels que les tribus. L'IRT évalue les dossiers déposés pour la création d'une BC et la quantité de crédits qu'il sera possible d'octroyer pour cette dernière au regard des gains écologiques estimés. Il définit aussi la séquence de délivrance de ces crédits au regard d'indicateurs de performance écologique qui démontreront les gains obtenus.

L'USACE n'a plus à prendre une décision d'acceptation ou de refus d'un projet de développement, et de compensation associée, sur la base de ses propres évaluations, mais simplement à mentionner une conditionnalité quantitative à l'octroi du permis, sur les bases de recommandations faites par un organisme indépendant. Il s'agit là-encore d'une situation plus confortable pour le régulateur au regard de la forme organisationnelle standard.

Concernant la gestion sur le long-terme des sites compensés, elle sera garantie par l'adoption de servitudes environnementales⁷⁵ sur les terrains utilisés et par la rétrocession de cette dernière à une ONG environnementale locale une fois le plan de gestion associé au projet de compensation terminé et les gains écologiques mentionnés dans ce dernier démontrés. Cette ONG bénéficiera par ailleurs de moyens financiers pour gérer le site sur le long terme grâce à la création d'un fond de gestion dont les intérêts lui sont reversés.

⁷⁵ La servitude environnementale est un outil juridique qui offre une vocation environnementale à perpétuité au site sur lequel a été apposé cette dernière, y compris en cas de changement de propriétaire. Le propriétaire renonce ainsi de manière définitive à tout droit d'usage ayant un impact négatif sur la parcelle voir à tout usage quel qu'il soit.

Il nous semble dès lors que le système de BC ne peut être considéré comme un marché à proprement parler. Il s'agit plutôt d'une forme hybride (figure 1) qui croise des caractéristiques marchandes, hiérarchiques mais aussi communautaires (Scemama et Levrel, 2014 ; Vaissière et Levrel, 2015). Il y a ainsi un mélange de gestion marchande (concernant les échanges de crédits), de gestion publique (fondée notamment sur une planification spatiale visant à la cohérence écologique) et de démarche collaborative entre acteurs publics (USACE et IRT), économiques (BC) et citoyens (ONG environnementales).

Des innovations institutionnelles pour réduire l'incertitude autour des transactions et augmenter les niveaux de capital humain tout en maintenant la spécificité du capital naturel

Suite aux critiques formulées par la cour des comptes américaine, les administrations en charge de la séquence ERC ont publié un document en 2008 visant à stabiliser les règles autour des mesures compensatoires pour les ZH intitulé "*Règle Finale sur la Compensation pour les Pertes de ZH*" (USACE et US Environmental Protection Agency, 2008). La Règle Finale est un texte de 113 pages permettant de comprendre tout le processus qui mène à la création à perpétuité d'une BC de ZH. Celle-ci repose essentiellement sur l'*Instrument de banque de compensation*, un contrat qui régit la vie de chaque BC américaine dans lequel toutes les étapes de la compensation sont décrites afin de réguler au mieux cette activité (Hassan, 2015).

Parallèlement à la création de nouvelles règles, des systèmes d'information ont été développés par l'Etat pour organiser et faciliter l'accès aux connaissances pour les acteurs. On peut résumer ces innovations à trois nouveaux systèmes d'information.

- La première innovation concerne les efforts de standardisation du système de calcul des équivalences écologiques⁷⁶ permettant de comparer les projets entre eux à partir d'indicateurs fonctionnels (dynamiques hydrologiques et écologiques) et structurels (composition et abondance d'espèces).
- La seconde est l'adoption de protocoles de suivi standardisés des résultats de la restauration écologique, qui vont justifier l'octroi de crédits compensatoires. Les résultats doivent être démontrés à partir d'indicateurs spécifiques comme mentionnés dans le tableau 1.
- La troisième est la création d'une base de données en ligne nommée RIBITS (*Regulatory In-Lieu Fee and Bank Information Tracking System*⁷⁷) dans laquelle il est possible de trouver toutes les informations sur les BC du territoire américain : leur localisation, les crédits compensatoires disponibles et les aires de service correspondant aux limites des marchés des crédits.

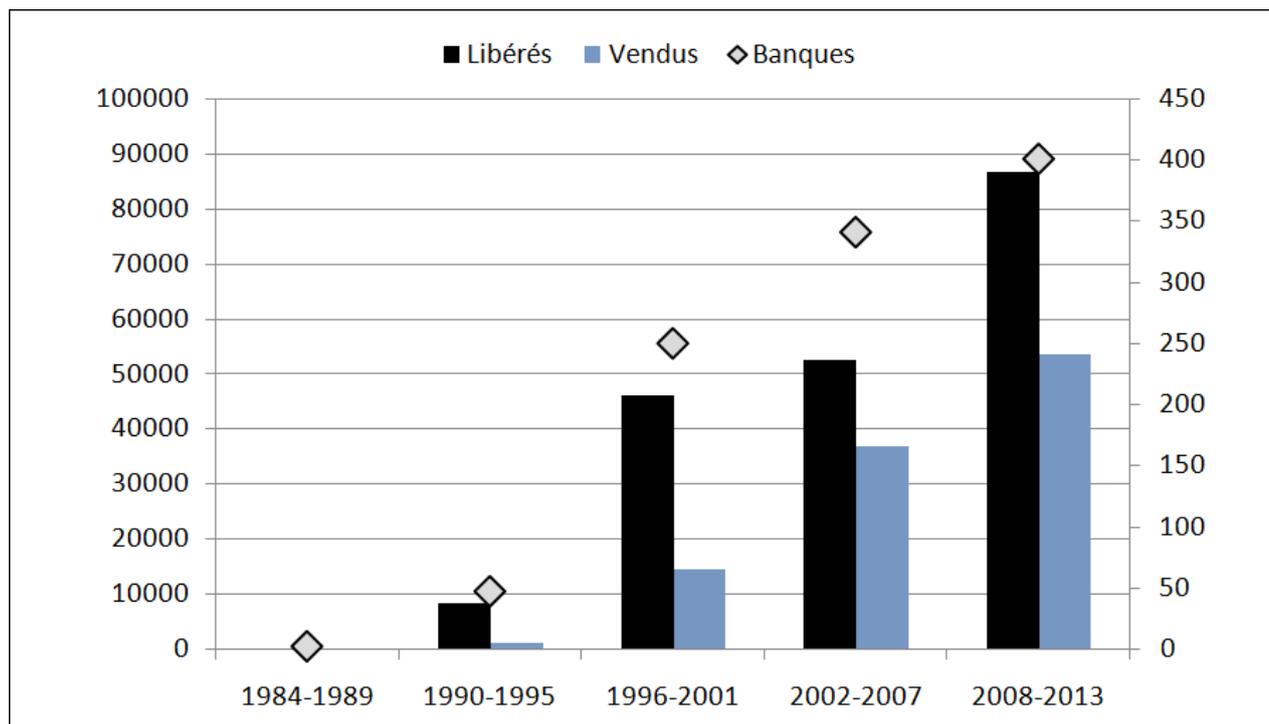
Ces trois nouveaux systèmes d'information ont là-encore contribué à réduire l'incertitude institutionnelle en limitant les situations d'asymétries d'information. Cela a aussi conduit à mutualiser les niveaux de connaissance sur les spécificités biophysique et de site en vue de renforcer les niveaux de capital humain dédié à l'investissement dans la restauration de ZH.

Tous ces éléments ont conduit à réduire les niveaux de coûts de transaction et donc facilité le développement des transactions associées au système des BC. On observe ainsi un accroissement du nombre de BC et de la production de crédits compensatoires correspondant à autant d'investissements dans la restauration écologique de ZH (figure 2).

⁷⁶ À titre d'exemple, l'UMAM (*Unified Mitigation Assessment Method*) est la méthode qui a été mise en place en Floride.

⁷⁷ https://ribits.usace.army.mil/ribits_apex/f?p=107:2

Figure 2 - Évolution temporelle du nombre de BC et de la quantité totale de crédits libérés et vendus



Source : Scemama et al. 2015

Le marché de la compensation des ZH aux Etats-Unis représente aujourd'hui un chiffre d'affaire situé autour de 2 milliards d'euros pour 10 000 hectares de ZH restaurés par an (en compensation de 7 500 ha. détruits) (Madsen et al. 2010, 2011).

Mais ce qui nous intéresse tout particulièrement pour ce chapitre est de savoir si ces innovations institutionnelles ont été alignées sur les spécificités biophysique et de site du CN, et si les incertitudes (environnementales et institutionnelles) liées aux enjeux de long-terme ont été prises en compte.

Il semble, au regard des informations mentionnées dans le tableau 1, que les innovations institutionnelles ne se sont pas faites au détriment de la spécificité des ZH. Il apparaît ainsi que ce système de régulation n'a certes pas résolu dans sa globalité la question de la mise en œuvre de la compensation pour les ZH mais a tout de même permis d'améliorer l'efficacité de cette politique publique (Van Teeffelen et al. 2014). Un indice qui montre que les BC pour les ZH auraient une meilleure efficacité écologique est que l'investissement dans le CN est fondé à 69 % sur des actions de restauration tandis que ce taux tombe à 42 % si l'on prend l'ensemble des mesures compensatoires (incluant donc les investissements réalisés sur la base des permis publics standards) (Scemama et al. 2015 ; Madsen et al. 2011). Or la restauration est de loin considérée comme la meilleure forme d'investissement dans le capital naturel par rapport aux actions d'amélioration, de préservation ou de création (NRC, 2001 ; GAO, 2005).

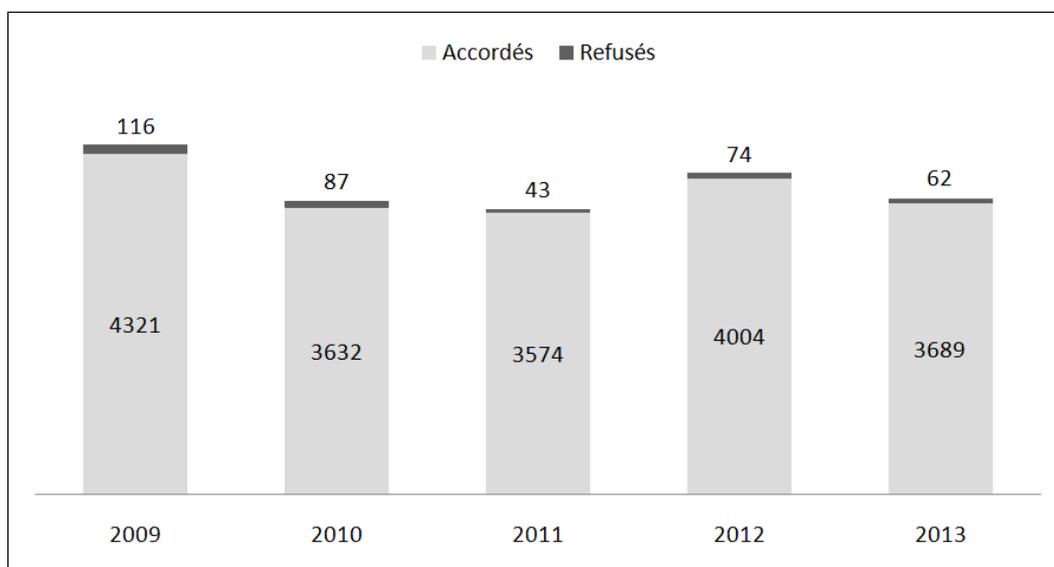
Tableau 1 - Description de l'alignement des règles institutionnelles avec les caractéristiques des transactions

Les caractéristiques des transactions sources de coûts de transaction	Nature des risques liés à la recherche d'une diminution des coûts de transaction	Innovations institutionnelles du système des BC pour limiter ces risques
Spécificité de site	Risque d'un éloignement des zones de restauration écologiques par rapport aux zones d'impacts	<p>Les crédits octroyés aux BC ne peuvent être vendus que dans une aire de service dont les limites sont calquées sur des limites hydrologiques de la zone (moyenne de 1 500 km² aux États-Unis).</p> <p>Les crédits attribués pour des actions d'investissement dans le CN seront d'autant plus élevés qu'ils seront réalisés à proximité de zones d'extension urbaine et sur des sites ayant subi de forts dommages écologiques (friche industrielle par exemple).</p>
Spécificité biophysique	Risque de réduire la diversité biologique en considérant de manière trop souple les équivalences écologiques entre zones impactées et zones restaurées	<p>Il existe autant de marchés de crédits de compensation que de types de ZH (il existe une trentaine de crédits différents pour les ZH) et la taille des marchés est contrainte par l'aire de service.</p> <p>Les districts recommandent l'usage d'outils de calcul des équivalences standardisés avec une approche de plus en plus fonctionnelle dans l'équivalence (exemple de l'UMAM en Floride).</p> <p>Obtention de crédits sur la base de critères de performance écologique explicites (conditions hydrologiques, indice de valeur floristiques, croissance pluriannuelle des espèces autochtones, indice de couverture végétale, abondance d'espèces invasives etc.).</p>
Incertitudes environnementales	L'échec d'un projet d'investissement dans le CN est supporté par la biodiversité	<p>Les effets écologiques doivent être démontrés avant l'octroi de crédits (sauf ceux donnés pour la première étape de respect des garanties légales).</p> <p>Les risques de non atteinte des objectifs doivent être couverts par un fond de garantie qui sera débloqué au profit de l'Etat pour gérer l'écosystème dans lequel investissement a été lancé. Dans le cas de la faillite d'une BC, les crédits non encore libérés ne le seront pas mais la servitude environnementale perpétuelle est maintenue.</p>
Incertitudes institutionnelles	<p>Absence de gestion sur le long-terme</p> <p>Absence de garantie légale lors du transfert des droits de propriété</p>	<p>Obligation d'apposer une servitude environnementale perpétuelle sur les parcelles acquises.</p> <p>Obligation de créer un fond de gestion qui va générer un taux d'intérêt annuel devant permettre de couvrir les budgets de gestion du site à long terme qui est transférée à une ONG environnementale locale.</p> <p>Les risques de faillite des investisseurs doivent être couverts par un fond de garantie qui sera débloqué au profit de l'Etat pour gérer l'écosystème dans lequel l'investissement a été lancé.</p>

Un argument qui semble décrédibiliser en partie le système des banques de compensation est qu'il faciliterait les compensations et conduirait ainsi à un accroissement des autorisations de destruction des zones humides. Le rejet par l'USACE des demandes de permis de destruction de zones humides semble effectivement avoir légèrement baissé entre 2009 et 2013 mais ces taux sont en tout état de cause très faible, oscillant entre 2,6 % en 2009, 1,2 % en 2011 et 1,6 % en 2013 (figure 3). Il ne semble donc pas que l'on soit passé d'un système de régulation où les permis de destruction était refusé à un système où les permis sont acceptés à la faveur de l'accroissement du nombre de banques de compensation.

D'autres éléments laissent penser que les choses se sont améliorées. Aujourd'hui, le taux de perte de zones humides n'est plus que de 5 000 ha/an aux Etats-Unis (Dahl, 2011) et 98,7 % des banques de compensation respecteraient les critères de performance écologiques édictés par l'administration (Denisoff et Urban, 2012). Il a par ailleurs été observés que l'augmentation du prix des crédits de compensation ont fait clairement évoluer les coûts d'opportunité associés aux usages des terres, notamment en Floride. Les distances entre lieu de compensation et lieu d'impact sont évaluées à une vingtaine de kilomètres en moyenne.

Figure 3 - Nombre de permis de destruction de zones humides accordés et refusés



Conclusion

L'histoire des 100 dernières années d'innovations institutionnelles et organisationnelles qui ont eu pour objectif de réduire les coûts de transaction à surmonter pour les investisseurs dans le CN est basée sur une recherche toujours plus grande de la réduction de la spécificité des actifs naturels en vue de faciliter les échanges marchands.

Une question qui se pose aujourd'hui est de savoir comment il est possible de créer des innovations organisationnelles et institutionnelles incitant à l'investissement dans le CN sous contrainte de maintien de la spécificité du vivant et de prise en compte des incertitudes environnementales. En effet, il existe une tension fondamentale entre la volonté d'accroître le nombre de transactions concernant l'investissement dans le CN et l'objectif de maintien de la spécificité de ce CN. Ainsi, plus le CN sera spécifique, plus les coûts de transactions seront élevés et moins il sera facile de multiplier les transactions. L'objectif principal de ce chapitre a cependant été de mettre en avant le fait que les coûts de transaction ne sont pas uniquement liés à la spécificité du CN et qu'il semble donc possible d'accroître le niveau des transactions correspondant l'investissement dans du CN, sans pour autant sacrifier la spécificité de ce dernier.

Notre analyse nous conduit ainsi à souligner qu'il semble possible d'aligner des innovations institutionnelles, visant à accroître l'investissement dans le CN, sur la spécificité biophysique et de site du CN. Cela n'est cependant possible que si les « sur-coûts de transaction » générés par la prise en compte de cette double spécificité sont compensés par la réduction des coûts de transaction liés aux autres caractéristiques de la transaction, à savoir la fréquence des transaction, l'incertitude institutionnelle et le niveau de capital humain à mobiliser. Ces innovations institutionnelles auraient alors pour objectifs :

- d'augmenter la fréquence des transactions entre le régulateur et l'investisseur dans le CN ;
- de réduire l'incertitude institutionnelle à partir du renforcement des règles du jeu et de leur contrôle ;
- de réduire les niveaux de capital humain à mobiliser dans le système de régulation grâce à la mise en place de systèmes d'information en libre accès et standardisés.

L'exemple du système de BC pour les ZH aux Etats-Unis nous a permis d'illustrer comment de telles innovations peuvent se traduire en termes concrets :

- la concentration des responsabilités de la mise en œuvre de la compensation pour les ZH sur un nombre d'acteurs plus réduit facilite le contrôle et augmente la *fréquence* des transactions tout en mutualisant les actions d'investissement dans la restauration écologique, source d'une plus grande efficacité environnementale des projets ;
- la stabilisation des règles à travers la Règle Finale permet de mobiliser des outils juridiques (servitudes environnementales), assurantiels (fond assurantiel), financiers (fond de gestion de long-terme), technique (suivi et calcul de l'équivalence), permettant in fine d'« aligner » les *règles du jeu* sur les *spécificités du CN* et l'*incertitude environnementale* tout en réduisant l'*incertitude institutionnelle* pour les investisseurs potentiels ;
- la création d'outils d'information, facilement accessibles, a permis de rendre plus transparent le système de régulation et plus standardisés les objectifs écologiques attendus, ce qui a conduit à réduire là-encore les *incertitudes institutionnelles* mais aussi à réduire le besoin d'investissement dans le *capital humain* pour les opérateurs privés.

Un élément qui explique le relatif succès observé dans le cas du système des banques de compensation semble donc être que les innovations institutionnelles réalisées, suite aux critiques de la Cours des comptes américaines, ont été « pensées » sur la base de contraintes écologiques : les frontières des marchés sont définies sur la base de contraintes hydrologiques, les droits de propriétés privés sur les actifs naturels sont transférés dans le domaine public à travers le principe de la servitude environnementale, la dynamique de gestion sur le long-terme et les logiques d'adaptations inhérentes à cette dernière sont budgétisées. C'est à notre connaissance le seul exemple dans le domaine du capital naturel non exploité, ce qui en fait un cas d'étude tout à fait original.

On perçoit cependant aussi très vite que ce système de banque de compensation n'est applicable que pour un niveau de spécificité du CN relativement limité. Ainsi, la trentaine de types de crédits pour les ZH est à mettre en perspective avec le millier de types de crédits qui existe pour le système de BC pour espèces menacées aux Etats-Unis au titre de l'*Endangered Species Act*. Ainsi le « marché » de la compensation pour les espèces menacées, qui a été créé approximativement au même moment que celui pour les ZH a une taille bien moindre (chiffre d'affaire de 200 millions d'euros par an et surface protégées équivalentes à 1800 ha./an), reflétant des coûts de transactions élevés liés à la spécificité de l'actif visé.

Il faut aussi souligner que la performance économique et écologique d'un système de régulation ne garantit en rien sa légitimité sociale. L'exemple du système des banques de compensations pour les ZH aux Etats-Unis en est une illustration parfaite. Ce système de régulation, a priori écologiquement et économiquement plus efficace que le système de permis standard, peut apparaître comme non pertinent pour des questions de dynamiques territoriales (redistribution spatiale du CN à travers le système des BC), éthiques (la compensation et le projet qui en est à l'origine sont-ils socialement acceptables) ou de justice distributive (qui gagne et qui perd dans ces dynamiques spatiales).

Bibliographie

Dahl T.E., (2011). Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States 2004 to 2009, Washington DC.

Government Accountability Office (GAO), (2005). Wetlands Protection. Corps of Engineers Does Not Have an Effective Oversight Approach to Ensure That Compensatory Mitigation Is Occurring, U.S. Report GAO-05-898, Washington D.C., 47 p.

Hassan F., (2015). L'encadrement juridique des banques de compensation de ZH aux Etats-Unis, *in* Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S., (2015), Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité, Edition Quae, Collection Synthèses, pp. 90-102.

Kronenberg J., (2014), [What can the current debate on ecosystem services learn from the past? Lessons from economic ornithology, *Geoforum*, 55, 164–177.](#)

Madsen B., Carrol N., Moore Brands K., (2010). State of Biodiversity Markets Report : Offset and Compensation Programs Worldwide, Ecosystem Marketplace.

Madsen B., Carrol N., Kandy D., Bennett G., (2011), (2011 Update). State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide, Ecosystem Marketplace.

Ménard C., (2012). L'économie des organisations, Repères, La Découverte, Paris.

Moreno-Mateos D., Power M.E., Comin F.A., Yockteng R., (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems, *Plos Biology*, 10.

Palmer TS., (1900). A review of economic ornithology in the United States, US Dpmt of Agriculture, p.259.

Robertson M., Hayden N., (2008). Evaluation of a Market in Wetland Credits : Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago, *Conservation Biology*, 22, 636–646.

Scemama P., Levrel H., (2014), L'émergence du marché de la compensation des ZH aux États-Unis : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions, *Revue d'Economie Politique*, 123 (6) : 893-924.

Scemama P., Levrel H., Buitron R., Cabral P., Vaissière A.C., (2015). Analyse descriptive du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis, *in* Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S., (2015), Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité, Édition Quae, Collection Synthèses, pp 102-116

The Economics of Ecosystems and Biodiversity, (2010). Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach. Conclusions and recommendations of TEEB.

US Army Corps of Engineers (USACE), US Environmental Protection Agency (USEPA), (2008). Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources. Final Rule, Federal Register, 73 Fed. Reg. 70, 19593–19705, 242 p.

Vaissière A-C., Levrel H., (2015), Biodiversity offset markets : what are they really ? An empirical approach to wetland mitigation banking, *Ecological Economics*, 110, 81-88.

Van Teeffelen A.J.A., Opdam P., Wätzold F., Johst K., Drechsler M., Vos C.C., Wissel S., Quétier F., (2014). Ecological and Economic Conditions and Associated Institutional Challenges for Conservation Banking in Dynamic Landscapes, *Landscape and Urban Planning*, 130, 64–72.

Les entreprises et le capital naturel : risques, opportunités et leviers d'action

Aurélien Guingand, Vincent Hulin, Laurent Piermont,
CDC Biodiversité

L'érosion de la biodiversité, concept à la base de notre capital naturel, recouvre un ensemble de questions liées à la disparition d'espèces, la destruction et la dégradation des espaces, la rationalisation d'écosystèmes à visée productive, la rupture de continuités écologiques et la réduction de la diversité génétique. L'évaluation des relations de causes à effets n'est pas simple. Pourtant, les conséquences de cette érosion n'en sont pas moins tangibles pour le bien-être humain. En tant qu'acteurs structurants de l'économie et de la société, les entreprises sont concernées au premier plan, à la fois en termes d'impacts mais également, fait nouveau, en lien avec leurs dépendances par rapport aux écosystèmes. Leur logique de fonctionnement nécessite de démontrer les fondements possibles de l'action dans un objectif de gestion des risques et de saisie d'opportunités liées aux marchés, aux coûts, à la réglementation ou encore aux conditions de financement. Néanmoins, seules des approches de gouvernance mêlant réglementation et innovation des entreprises pourront rendre compte de la diversité des valeurs de la biodiversité.

Si les principes de responsabilité sociale et environnementale des entreprises sont désormais actés en droit français et standardisés au niveau international, la place accordée par le monde de l'entreprise aux enjeux liés à la biodiversité est encore variable. Certaines sont actives sur le sujet depuis plusieurs décennies, mais d'autres appréhendent encore peu cette thématique, parfois perçue comme une contrainte supplémentaire dans un contexte de conjoncture économique difficile. Or, de par leur rôle central dans le développement économique, leur capacité de financement et d'innovation, mais aussi l'importance des pressions qu'ils exercent directement ou indirectement sur les écosystèmes, le secteur privé est un acteur pivot de la transition écologique qui doit fonder un nouveau modèle de développement prenant pleinement en compte les impacts et dépendances des activités économiques par rapport aux écosystèmes. La complexité des concepts de biodiversité ou d'écosystèmes, dont les définitions véhiculent un langage et un mode de réflexion parfois déconnectés des problématiques en entreprise, ne facilite a priori ni le dialogue ni la pédagogie. Dynamiques du vivant, territoires et interactions sont ici les maîtres mots. À l'inverse de la problématique climatique où une unité de compte unique est disponible, la biodiversité ne peut se mesurer qu'à travers un panel d'indicateurs biophysiques et socio-économiques diversifiés, qui plus est nécessairement évolutif. Mais cela ne doit pas masquer l'intérêt de l'action de la part des entreprises ou empêcher la conduite de projets concrets par elles. Premièrement car cela est cohérent : la biodiversité n'est pas une simple considération environnementale parmi d'autres. Bien au contraire, ce tissu vivant de la planète (Barbault, 1997) est à la croisée des problématiques économiques et environnementales les plus essentielles pour les entreprises, comme la raréfaction des ressources naturelles, la gestion de l'eau, la lutte et l'adaptation au changement climatique ou encore la dépendance énergétique et la gestion des chaînes d'approvisionnement. Deuxièmement car cela est possible. Même si la complexité des systèmes vivants rend illusoire l'idée de tout contrôler, les moyens de l'action existent. L'idée que les entreprises doivent composer avec la nature plus que la dégrader se matérialise peu à peu.

Les notions récentes de capital naturel et de services écosystémiques permettent justement d'établir un lien conceptuel et sémantique entre les deux univers de l'économie et de l'écologie. Elles sont à la base des réflexions autour de l'évaluation biophysique et économique des écosystèmes, permettant aux acteurs, y compris privés, de mesurer leurs interdépendances avec la biodiversité, premier pas nécessaire, mais non suffisant, pour agir. Ainsi, ces évaluations doivent-elles faire l'objet de standards socialement acceptés et être tournées vers des objectifs opérationnels pour être réellement pertinentes et mobilisables par les acteurs privés dans l'espace et dans le temps. La notion de capital naturel et son appropriation par les entreprises sont également au cœur des débats autour des instruments innovants pour la préservation de la biodiversité, comme la compensation écologique ou les paiements pour services environnementaux. Ces instruments, maladroïtement perçus comme des instruments de marché, permettent de financer et mettre en œuvre des

actions rendant compte des valeurs (économiques ou non) de la biodiversité, et peuvent apporter une réelle plus-value écologique sur le terrain, tout en étant sources à la fois de risques et d'opportunités pour les entreprises. Leur mobilisation nécessite néanmoins des politiques publiques claires, pérennes et applicables, à la fois coercitives et incitatives, reconnaissant le rôle potentiel des acteurs privés dans la préservation de la biodiversité tout en orientant et en cadrant leur démarche. La biodiversité s'accommodant mal des idées simples, seules la combinaison entre des actions publiques et privées et la création de régimes de gouvernance du capital naturel mêlant réglementation, politiques publiques et innovation des entreprises sont à même de parvenir à des solutions durables tournées vers la recherche d'une croissance réellement verte.

I. Contexte et enjeux

1. Les entreprises et la biodiversité : de l'identification des impacts à la gestion des interdépendances

Longtemps, l'environnement a été perçu par bon nombre d'entreprises à travers le prisme de l'approvisionnement en matières premières, en eau et en énergie, des ressources alors considérées comme abondantes et peu onéreuses, ou encore sous l'angle des contraintes réglementaires liées à certains impacts environnementaux. Dans ce contexte, le lien entre les ressources naturelles et les écosystèmes dont elles sont issues n'apparaissait jamais clairement. C'est à partir du début des années 1990 que les prémisses d'un changement de positionnement du secteur privé sur l'environnement ont commencé à transparaître, dans le sillage des conventions internationales sur l'environnement et de la démocratisation du concept de la responsabilité sociale, puis sociétale, des entreprises. Sur la biodiversité, la perception des acteurs privés a réellement pris un tournant à partir de la diffusion des résultats du Millenium Ecosystem Assessment en 2005 et du TEEB en 2008. Ces travaux ont proposé, chacun avec des approches spécifiques, un cadre commun de réflexion et d'action sur les écosystèmes et les services que l'Homme tire de la nature. Si le sujet reste encore complexe et relativement peu appréhendé aux yeux de nombreux chefs d'entreprise, la dépendance de la plupart des activités économiques aux écosystèmes trouve désormais une expression concrète à travers l'utilisation de la notion de services écosystémiques. Celle-ci permet de rendre compte de la valeur sociale des fonctionnalités écologiques. Au-delà de la mise en évidence des impacts environnementaux des secteurs économiques et des externalités associées qui fait l'objet de nombreux travaux⁴, la dépendance aux services écosystémiques est en passe de devenir un enjeu stratégique ayant une réelle matérialité commerciale et financière pour les entreprises. Des méthodologies d'identification, d'évaluation, de gestion et de reporting sur les relations des entreprises avec la biodiversité et les services écosystémiques émergent. Ces initiatives sont institutionnelles (CBD Global Platform on Business and Biodiversity, EU Business and Biodiversity Platform...), issues de la société civile (WBSCD, WRI, BSR, Cambridge Natural Capital Leaders Platform...) ou multipartenariales (Natural Capital Coalition...). Elles ont pour objectifs aussi bien de partager les leçons tirées des meilleures pratiques de mesure et d'intégration du capital naturel dans la prise de décision, que de pousser à une certaine standardisation des outils et des méthodes associées pour les entreprises. Des travaux similaires ont d'ailleurs été réalisés dans le cadre du protocole des gaz à effet de serre du WRI et du WBCSD, qui définit des normes internationalement reconnues de comptabilisation d'émissions de gaz à effet de serre pour les organisations publiques ou privées (Bilan Carbone en France). Ces diverses initiatives visent à susciter l'intérêt des entreprises pour la prise en compte du capital naturel en renforçant la pertinence et la robustesse des approches basées sur l'évaluation des services écosystémiques, de sorte à mieux percevoir leur valeur ajoutée, du point de vue de l'entreprise, par rapport aux outils et stratégies traditionnels de management environnemental et de gestion de la chaîne de valeur, comme l'Analyse de Cycle de Vie par exemple.

2. Une demande sociale de nature grandissante

Ce changement dans l'appréhension de la relation des acteurs privés par rapport aux écosystèmes est concomitant avec une évolution des préférences des consommateurs et des citoyens en faveur de la nature. Selon une étude du CREDOC de 2013, 93 % des Français se disent au moins assez sensibles à l'environnement de manière générale (deuxième niveau de sensibilité jamais atteint depuis 10 ans). 62 % disent savoir ce qu'est la biodiversité (+3 points par rapport à 2010), alors que 35 % affirment que les atteintes à la biodiversité ont déjà un impact sur leur vie quotidienne (7 points de plus par rapport à 2010). Prenant racine dans cette conscience de plus en plus aigüe du grand public en matière d'enjeux environnementaux et contribuant aussi à la développer, les écolabels et écocertifications se multiplient dans de nombreux secteurs, de l'agriculture à la foresterie et à la pêche, en passant par le tourisme ou la construction. Les marchés qui y sont liés sont en forte croissance. Dans le domaine de la pêche, les produits de la mer certifiés MSC (Marine Stewardship Council) représentaient 10 % du total mondial des captures sauvages en 2014. La certification « Chaîne de Garantie d'Origine », obligatoire pour les entreprises de chaque maillon de la chaîne de valeur

des produits MSC pour en assurer la traçabilité, est détenue par des entreprises présentes dans 64 pays, et les produits labellisés sont disponibles dans 102 pays (contre respectivement 41 et 79 en 2010) (MSC, 2014). En agriculture biologique, les surfaces agricoles utiles labellisées ont désormais dépassé le million d'hectares en France (Agence Bio, 2013). En 20 ans, elles ont été multipliées par 9. Le nombre d'entreprises de transformation et de distribution certifiées bio a, quant à lui, été multiplié par 20 en 10 ans. Les dépenses totales en produits bio pour la consommation en 2012 ont atteint 2 milliards d'euros, dont les 3/4 issus de produits français, soit un marché qui a quadruplé en valeur depuis 1999.

Ces évolutions des modes de production et de consommation, qui se nouent et se renforcent mutuellement, invitent à repenser la manière dont les acteurs privés, en recherchant leur intérêt propre et en répondant à cette nouvelle demande sociale, peuvent participer à la préservation du capital naturel et à son financement.

3. Les mécanismes de financement innovants de la conservation de la biodiversité

Parallèlement à cette appropriation grandissante des enjeux liés au capital naturel par les entreprises, la montée de la thématique des financements innovants pour la préservation de la biodiversité, d'abord portée au niveau international, se développe aujourd'hui à toutes les échelles de gouvernance et de recherche. Ce thème s'est inscrit dans un contexte d'insuffisance des budgets publics disponibles issus de recettes fiscales traditionnelles pour répondre aux besoins de financement des stratégies et plans d'actions internationaux en matière de conservation de la biodiversité et d'utilisation durable des ressources associées. Nombre de mécanismes ou instruments, qu'ils visent à mobiliser des ressources financières additionnelles, directement ou indirectement, ou à diminuer les besoins futurs de conservation via des changements de comportements des acteurs (Fetiveau et al. 2014), placent de fait le secteur privé au centre des réflexions autour de leur construction, leur mise en œuvre ou tout simplement leur financement. Mais l'hétérogénéité des instruments qualifiés généralement d'innovants empêche toute généralisation, la plupart étant mis en œuvre via des régimes de gouvernance et des financements mêlant le public et le privé. Apparaissent ainsi comme innovants les instruments économiques qui permettent :

- soit de donner un coût ou un bénéfice respectivement à la destruction ou à la valorisation de la biodiversité et/ou des services écosystémiques, amenant ainsi les acteurs à internaliser leurs externalités préalablement non prises en compte. Ces instruments visent en somme à créer un signal-prix pour engendrer des changements de comportements des acteurs. C'est le principe incitatif sous-jacent de la compensation écologique (principe pollueur-payeur) ou des paiements pour services environnementaux (principe bénéficiaire-payeur). Ce signal prix n'entend pas pour autant refléter la valeur économique de la biodiversité ou des services écosystémiques.

- soit d'introduire un principe d'éco-conditionnalité dans les politiques ou projets existants. On retrouve dans cette catégorie les mécanismes de certification/labélisation, les co-bénéfices en termes de biodiversité de la finance climatique (introduction de critères de performance « biodiversité » dans le mécanisme REDD, taxation des émissions de CO₂ ou mise en œuvre de mécanismes d'ajustement aux frontières) ou encore le fléchage des investissements du secteur financier vers des activités économiques favorables à la biodiversité.

II. De la prise de conscience à la mesure de l'impact du capital naturel sur l'activité des entreprises

1 Pourquoi agir ?

Partant du constat que la plupart des secteurs économiques impactent et dépendent des écosystèmes, les interrelations entre entreprises et biodiversité sont à l'origine de risques et d'opportunités qu'il est dans l'intérêt propre des acteurs d'identifier, de mesurer et de gérer/saisir en conséquence. Les risques, quelle que soit leur nature, sont principalement liés à la non-prise en compte de la biodiversité dans les stratégies, projets et modes de production des entreprises. Les opportunités liées à la biodiversité ne se résument pas, quant à elles, à une simple politique de réduction des risques, mais supposent d'aller au-delà, en mettant en place des approches volontaires fondées sur le recours aux solutions naturelles comme levier de création de valeur, ou répondant à la demande sociale de nature émanant des consommateurs. Plusieurs catégories distinctes de risques/opportunités, intrinsèquement liées entre elles, peuvent être mises en évidence pour les entreprises, comme par exemple :

- Les risques et les opportunités de marché. La non-prise en compte de la biodiversité par une entreprise peut être source de baisse de revenus, de perte de parts de marché et/ou de perte d'accès à certains marchés, et inversement. Par exemple, concernant l'industrie cosmétique, le marché français des cosmétiques naturels et bio a crû à un rythme annuel d'environ 25 % entre 2005 et 2011, à comparer avec une croissance de 4 % pour la cosmétique conventionnelle (Deloitte, 2012). Si la croissance s'est quelque peu atténuée par la suite, le marché a atteint tout de même 395 millions d'euros en 2013 (COSMEBIO, 2014), même si la part totale du bio reste encore faible sur le marché de la cosmétique (environ 3 %) ;
- Les risques et opportunités liés aux coûts. La non-prise en compte de la biodiversité peut engendrer une hausse des coûts de production, une perte de productivité ou des ruptures dans la chaîne d'approvisionnement, remettant ainsi en cause la compétitivité des entreprises. Par exemple, en France, le secteur de la protection des captages d'eau potable ainsi que du traitement et de la distribution de l'eau est sujet à des coûts importants liés aux pollutions diffuses (nitrates, pesticides). Or, au-delà même de la source des pressions issues d'apports anthropiques, la hausse des coûts de traitement peut être notamment liée à la destruction de zones tampons en amont (bandes enherbées, fossés végétalisés...), permettant habituellement de limiter le ruissellement des intrants agricoles, et/ou à une dégradation des conditions hydromorphologiques des cours d'eaux, entraînant une diminution de la capacité d'autoépuration des milieux. En effet, la diversification des faciès d'écoulement, les méandres ou la présence de ripisylves sont des facteurs essentiels favorisant la capacité d'autoépuration des cours d'eau, et donc limitant in fine les coûts de traitement nécessaires en aval. À l'inverse, l'intégration de la biodiversité dans les modes de production des entreprises peut sécuriser l'approvisionnement en matières premières de qualité et réduire les coûts. En agriculture, si l'impact économique des démarches et techniques agroécologiques, basées sur les processus naturels et la biodiversité, est variable en fonction des systèmes d'exploitation, en grandes cultures, par exemple, la baisse des charges opérationnelles liée à une moindre utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires peut dans certains cas compenser, voire plus que compenser, la baisse des rendements, maintenant ou améliorant ainsi la marge brute des exploitations par rapport aux systèmes conventionnels (INRA, 2013) ;
- Les risques/opportunités liés à l'image et à la réputation. L'absence d'intégration de la biodiversité par les entreprises est susceptible de générer des risques en matière d'image et de réputation auprès des différentes parties prenantes que sont les clients, les fournisseurs, mais également les financeurs, les organismes publics ou encore la société civile au sens large (associations...). Dans un monde où l'accès à l'information est désormais disponible partout et à tout moment, notamment sur les réseaux sociaux, les exemples d'entreprises soumises à des campagnes de dénonciation par la société civile fourmillent, comme dans le cas des groupes Lego et Shell pointés du doigt par Greenpeace en 2014 ou du géant IKEA critiqué par Oxfam en 2006 pour les limites de sa politique RSE. Autre exemple : celui du groupe papetier mondial Asia Pulp and Paper, fournisseur de papier et d'emballages issus pour partie, selon certaines ONG comme Greenpeace, de bois illégal, pour des entreprises comme Kraft, Nestlé, Adidas, Mattel ou Danone, qui, depuis, ont cessé de s'approvisionner auprès de cet acteur et se sont engagées à mettre en œuvre des politiques de lutte contre la déforestation dans leur chaîne d'approvisionnement ;
- Les risques/opportunités liés à la réglementation. La réglementation portant sur la préservation de la biodiversité s'est peu à peu renforcée ces dernières années en France, à travers notamment l'émergence de la responsabilité environnementale des entreprises (loi LRE) qui instaure une obligation de réparation du préjudice écologique, la réforme des études d'impact environnemental et le renforcement de la démarche « Eviter-Réduire-Compenser » (loi Grenelle II) ou encore l'obligation de reporting extra-financier sur la biodiversité. Ces différentes obligations, quand elles n'ont pas été suffisamment anticipées, puis appliquées par les entreprises, peuvent engager leur responsabilité juridique, et se traduire par une détérioration de l'image, une hausse des coûts et une perte de bénéfices financiers. À l'inverse, la mise en œuvre de démarches volontaires allant au-delà des obligations réglementaires peut permettre aux entreprises d'anticiper des évolutions futures de la réglementation, de réduire les coûts de mise en conformité à venir et de favoriser l'acceptabilité politique et sociale des projets.

2 Les leviers de l'action

Par définition, les entreprises entretiennent des liens très variables avec la biodiversité, en fonction du secteur économique considéré. Une entreprise du BTP n'aura bien évidemment pas les mêmes impacts, besoins et attentes en la matière qu'une entreprise d'exploitation forestière ou du secteur de l'énergie. Ainsi, pour guider l'action, en fonction de leur relation avec la nature et des principales solutions à mettre en place, trois types d'activités économiques peuvent être identifiées : les activités dont le cœur de métier est basé sur l'exploitation des ressources naturelles renouvelables, les activités qui ont besoin de dégrader ou détruire la nature, et celles qui ne l'exploitent pas ni ne la détruisent mais qui peuvent composer avec elle.

La première catégorie regroupe des secteurs qui exploitent directement des ressources naturelles renouvelables, comme l'agriculture, la sylviculture ou la pêche, et des secteurs qui les exploitent indirectement via leur chaîne d'approvisionnement, comme l'industrie du papier, de l'agroalimentaire ou de la cosmétique. Or, la surexploitation des ressources naturelles est l'une des causes majeures de dégradation de la biodiversité. L'enjeu réside ici dans la préservation de la capacité du milieu à produire cette ressource et dans l'exploitation durable de celle-ci, en la considérant non pas comme un stock figé avec une productivité biologique linéaire, mais plutôt comme la composante d'un ensemble complexe, l'écosystème, dont la dynamique réagit sous l'effet des interactions entre les multiples espèces qu'il abrite. Pour ces activités, la solution est de veiller à une exploitation durable de la ressource et à la préservation de l'écosystème qui la produit. La traduction commerciale de cette exploitation durable consiste à faire certifier ou labelliser les modes de production, ou à s'approvisionner avec des produits certifiés le long de la chaîne de valeur, et à communiquer sur cette action. Ces certifications ou labellisations peuvent permettre d'accéder à des marchés de niche, et ce, d'autant plus que les labels se basent sur des standards d'exigence élevés. Les labels ayant un niveau d'exigence plus souple, avec un surcoût moins élevé, peuvent cependant toucher une clientèle plus large. La filière forêt-bois française, par exemple, compte en 2015 plus de 8 millions d'hectares de forêts certifiées PEFC (Pan European Forest Certification), soit environ 35 % de la surface forestière française (PEFC, 2015). Ce sont aujourd'hui plus de 3 000 entreprises dans 14 secteurs d'activités (pâte et papier, imprimerie et chaîne graphique, ameublement, construction...) qui ont désormais une chaîne de contrôle certifiée PEFC imposant de distinguer clairement les bois certifiés ou non tout au long de la chaîne de transformation et de commercialisation. Leur nombre a été multiplié par 3 en 5 ans.

La deuxième catégorie d'activités regroupe les secteurs de l'aménagement du territoire et des infrastructures, ainsi que de l'extraction des ressources non-renouvelables. Dans un monde où tout développement nécessite une part incompressible d'aménagements engendrant une artificialisation des milieux, la première étape vers une nécessaire conciliation consiste à modérer les besoins sous-tendant ces activités (économies d'énergie, par exemple), sinon à appliquer la séquence « Éviter-Réduire-Compenser » (ERC). La séquence ERC passe par, premièrement, une étape consistant à éviter au maximum les impacts des projets sur les milieux naturels, puis à réduire les impacts inévitables et, enfin, à compenser les impacts dits résiduels. La compensation écologique des impacts résiduels correspond bien à la dernière étape du triptyque et n'a de sens que si elle est mise en œuvre en tant qu'ultime recours. Le coût de la compensation écologique tel qu'il est supporté par les maîtres d'ouvrage, publics ou privés, s'il est anticipé suffisamment en amont du cycle de projet, devient donc en lui-même une incitation à éviter et à réduire les impacts. Si la complexité du vivant empêche bien évidemment toute substituabilité parfaite entre les milieux détruits et les milieux restaurés, l'action, sous la forme de conservation, de restauration, voire de reconquête, reste parfois possible grâce au génie écologique, sous réserve que les métriques d'équivalence écologique, qu'elles soient basées sur des espèces, des habitats, des fonctionnalités écologiques et/ou des services écosystémiques, soient socialement acceptables. Par exemple, après évitement et réduction des impacts, la construction de l'autoroute A65 entre Pau-Langon, sur une emprise de 1 600 ha dont 450 ha de milieux naturels, a conduit à des obligations de compensation sur 1 372 ha d'habitats concernant une dizaine d'espèces (Vison d'Europe, Loutre, Chauve-souris, Cistude d'Europe, Ecrevisse à pattes blanches...) à restaurer et maintenir sur 60 ans. Autre exemple de taille beaucoup plus modeste : la construction d'un Etablissement d'Hébergement de Personnes Âgées Dépendantes (Ehpad) à Etampes. D'une emprise de 1,6 ha dont 0,83 ha aménagé, ce projet a fait l'objet d'obligations de compensation prévoyant la restauration et la gestion de milieux humides sur 1,3 ha minimum, ainsi que l'entretien d'une zone humide préexistante sur une surface de 0,53 ha, le tout sur une période de 5 ans. Quasi inexistante dans les réglementations nationales à l'orée des années 1970, la compensation écologique fait aujourd'hui, au niveau mondial, l'objet d'obligations réglementaires dans 28 pays et de législations en développement dans 31 autres (MEB, 2014a).

La troisième catégorie d'activités regroupe l'ensemble des autres secteurs de l'économie, à savoir ceux dont le cœur de métier révèle des liens avec la nature, mais qui sont plus complexes ou subtils que sa destruction ou l'exploitation de ressources naturelles. Ici, les réponses se situent dans le registre de l'interrelation et de l'articulation de l'activité dans les processus naturels via la recherche de synergies. Les secteurs du tourisme, de la production et de la distribution de l'eau, de l'énergie ou de la gestion des déchets en font notamment partie. La diversité des secteurs concernés empêche les solutions toutes faites, mais les exemples de synergies sont nombreux : de la production d'eau potable qui peut s'appuyer sur des infrastructures écologiques comme les zones humides en amont pour diminuer les coûts de traitement, en passant par les activités touristiques balnéaires qui dépendent de la présence de plages ou de récifs coralliens, ou encore les acteurs responsables de la gestion de barrages hydro-électriques ou d'infrastructures portuaires qui, pour éviter les phénomènes de sédimentation et d'envasement, source de coûts de dragage, peuvent investir dans la lutte contre l'érosion des sols ou le captage des sédiments via des techniques de génie écologique... Plus précisément, dans le secteur du traitement des eaux usées par exemple, un consortium de partenaires (entreprises, universités...), coordonné par le groupe Suez Environnement, a travaillé entre 2012 et 2015 sur le développement et l'industrialisation de zones de rejets végétalisées en sortie de stations d'épuration des eaux usées (STEP). Le projet ZHART (zones humides artificielles), qui prolonge le projet de site pilote de « Zone Libellule » (Zone de Liberté Biologique et de Lutte contre les Polluants Emergents) initié en 2009 par la Lyonnaise Des Eaux dans le département de l'Hérault, vise à lutter contre les micropolluants (perturbateurs endocriniens, résidus médicamenteux, pesticides...) rejetés en aval des STEP et dont les concentrations sont souvent inférieures aux limites de détection. Ces zones humides artificielles, composées de différentes zones de végétation successives aux capacités de traitement complémentaires, permettent d'épurer naturellement les eaux usées, forment des zones tampons entre la station d'épuration et le milieu naturel, et servent d'habitat pour la biodiversité locale. Ce projet vise la création à terme, en France, de 35 ZHART d'une taille moyenne de 5 ha. En bref, les possibilités d'actions, et d'interactions, sont multiples pour les entreprises de manière à éviter des surcoûts non-négligeables, marquer sa différence par rapport aux concurrents et devenir un réel acteur du changement.

3 Les spécificités du secteur financier

Au sein de ce paysage d'activités économiques, le secteur financier tient une place particulière. A première vue, ses liens directs avec la biodiversité et les milieux naturels semblent plutôt limités. Mais ce point de vue, encore dominant aujourd'hui au sein de la communauté des financeurs, des assureurs et des investisseurs, est en train d'évoluer. A mesure que les interdépendances des entreprises avec les milieux naturels deviennent de plus en plus tangibles, que la réglementation environnementale se durcit et que des régimes de responsabilité se mettent en place, les risques opérationnels liés à la non-prise en compte du capital naturel par les institutions financières dans leur choix d'investissement et de financement deviennent de plus en plus tangibles. Les facteurs environnementaux, sociaux et de gouvernance occupent d'ores et déjà une place croissante, bien qu'encore insuffisante, aux côtés du couple rendement-risque, dans la prise de décision des analystes, agences de notation et gestionnaires de portefeuilles. Mais la situation évolue. Aujourd'hui, 80 établissements financiers signataires des principes de l'Equateur présents dans 34 pays se sont engagés à appliquer les critères de performance n°6 (PS6) de la Société Financière Internationale portant sur la biodiversité et les services écosystémiques dans le financement de projets. De plus, la Déclaration du Capital naturel (DCN), signée en 2012 par 41 banques, fonds d'investissement et groupes d'assurance à l'occasion de la conférence de Rio+20, a formalisé la reconnaissance de l'importance, pour les métiers financiers, du capital naturel producteur de services écosystémiques dans la construction d'une économie mondiale durable. Depuis, les travaux de compréhension et d'intégration du capital naturel dans les produits et services financiers avancent peu à peu en fonction des classes d'actifs considérées. Par exemple, concernant le marché des dettes publiques, qui représente 40 % des marchés obligataires au niveau mondial, une récente étude (UNEP FI-GFN, 2012) montre que la dégradation de l'environnement, la raréfaction des ressources naturelles et la vulnérabilité aux impacts du changement climatique peuvent avoir des conséquences directes sur la croissance économique des pays, et donc sur leur capacité à rembourser leurs emprunts. On estime notamment qu'une variation de 10 % de la capacité productive d'une nation en matière de ressources biologiques engendre une dégradation de la balance commerciale équivalente à une fourchette de 1 % à plus de 4 % du PIB (*Ibid*). Ainsi, les institutions financières, pour qui les obligations sont généralement perçues comme des actifs peu risqués, ont donc tout intérêt à intégrer cette dimension environnementale dans l'analyse des risques de crédit souverain. La décision en juin 2015 du fonds souverain national norvégien, qui contrôlait à lui seul 1,3 % de la capitalisation boursière mondiale fin 2014, de retirer ses participations dans des entreprises minières ou des groupes d'énergie pour lesquels le charbon représente plus de 30 % de l'activité ou du chiffre d'affaires est également à méditer. S'il s'agit d'un domaine connexe, celui du climat, ce

type d'engagement en matière de biodiversité est appelé à se développer dans l'avenir pour de nombreux secteurs. Autre exemple : celui des emprunts obligataires de la part des entreprises, un mode de financement de plus en plus privilégié face au crédit bancaire. La raréfaction de la ressource en eau peut engendrer des coûts opérationnels ou des dépenses en capital supplémentaires pour certains secteurs d'activités, et donc affecter *in fine* le risque de défaut de paiement des entreprises. Or, dans le cadre des travaux de la DCN, des outils en cours de construction visent justement à évaluer, du point de vue du détenteur d'obligations, les risques liés à cette raréfaction de la ressource et à les incorporer dans les dividendes à verser par les entreprises, de sorte à s'assurer une couverture de risque optimale.

Le lien complexe entre dégradation de l'environnement et performance financière des entreprises se matérialise donc peu à peu. Ces diverses initiatives sont prometteuses et la contribution du secteur financier dans le financement de la transition écologique est potentiellement considérable. Il n'en reste pas moins qu'en matière de prise en compte de la biodiversité et des services écosystémiques dans toute leur complexité, il manque aujourd'hui des outils opérationnels adossés aux méthodologies d'analyse de risques existantes permettant aux acteurs du secteur financier de mesurer l'impact exhaustif de leur décision de financement et d'investissement sur les milieux, et de quantifier les effets rétroactifs sur le rendement des différents actifs. Mais, à l'instar de la problématique carbone, la construction des bases de mesure de la contribution d'un portefeuille d'actifs au financement de la préservation de la biodiversité est désormais lancée.

Les développements précédents illustrent l'idée novatrice que les entreprises peuvent être désormais perçues non plus seulement comme faisant partie du problème mais également comme élément structurant de la solution. Mais la préservation de la biodiversité ne peut uniquement répondre aux besoins d'une somme d'intérêts particuliers, de par ses caractéristiques intrinsèques de bien public, voire de bien tutélaire⁴.

III. La nécessité d'approches combinées mêlant réglementation, marchés et innovation des entreprises pour la préservation du capital naturel

L'enjeu est de dépasser les écueils posés par les approches volontaires ou de marché d'un côté, et l'unique intervention publique, garant de l'intérêt général, de l'autre. Pour ce faire, il est nécessaire de démystifier tout d'abord l'idée de marchandisation de la nature associée à certains instruments économiques d'une part, puis de rendre compte des limites de l'analyse économique de la biodiversité, d'autre part, avant d'esquisser quelques pistes pour la construction de schémas d'organisation institutionnelle mêlant actions publiques et privées indispensables à la préservation effective du capital naturel.

1 Le mythe de la marchandisation de la nature

Les mécanismes de financement innovant de la préservation de la biodiversité, visant pour la plupart à mobiliser des fonds additionnels aux budgets publics traditionnels, et donc à solliciter d'une manière ou d'une autre le secteur privé, font l'objet de nombreuses controverses. L'une des principales tient à l'idée selon laquelle certains instruments, et parfois même l'analyse économique de manière générale, en visant à rendre compte des valeurs des services écosystémiques et à les intégrer dans la prise de décision des acteurs privés, conduiraient à une inexorable marchandisation du vivant. Celle-ci serait ainsi soumise aux arbitrages des entreprises et des institutions financières à la recherche de profits perpétuels. Il est vrai que les termes de « marché de la biodiversité », ou de « marchés pour services écosystémiques », à l'instar des marchés du carbone ou de l'eau, sont largement employés dans la littérature scientifique et grise ce qui, par définition, porte à confusion. Mais l'idée même de marchandisation dénote un manque de compréhension des principes sous-jacents de l'évaluation économique et de la mobilisation d'instruments économiques. Concernant tout d'abord l'évaluation économique, l'économie de l'environnement a développé un certain nombre de techniques visant justement à sortir du modèle marchand pour appréhender l'ensemble des valeurs des écosystèmes (Salles, 2010). Le marché est par nature inefficace en présence d'externalités et en matière de gestion des biens publics. Or, ces caractéristiques sont intrinsèquement liées à la nature de nombreux services écosystémiques. Ainsi, la vision de la biodiversité adoptée est certes anthropocentrée et principalement instrumentale, mais en aucun cas l'estimation de la valeur économique de la biodiversité ne se traduit *de facto* par l'idée d'y associer un prix sur un quelconque marché où se confronteraient une offre et une demande. Concernant ensuite les instruments économiques innovants, souvent considérés comme des instruments dits de marché, là aussi, le raisonnement est erroné. Dans le cas de la compensation écologique comme dans celui des paiements pour services environnementaux (PSE), ce n'est pas une espèce, un habitat ou un service écosystémique, par nature non appropriables, qui sont vendus ou achetés, mais bien des actions de conservation ou de restauration se traduisant sur le terrain par des changements de pratiques

rémunérés sur des espaces où les acteurs disposent de droits d'usage (MEB, 2014b). A l'inverse, lorsque la mise en œuvre de PSE ou de mesures compensatoires est associée à l'utilisation d'outils juridiques comme les servitudes environnementales, ce sont en réalité des droits constitutifs de la propriété privée qui sont remis dans le domaine public. Par ailleurs, les mesures compensatoires portant sur des espaces géographiques restreints par la spécificité des habitats impactés et les PSE étant associés à des changements de pratiques ayant un impact souvent local, ce ne sont pas des marchés, par essence multilatéraux, qui sont créés, mais bien une série de relations contractuelles bilatérales entre acteurs avec des objets d'échange extrêmement variés. Sans oublier que ces accords entre acteurs sont fortement cadrés et contrôlés par la réglementation. Ainsi, dans ces deux cas précis, le mythe de la marchandisation du vivant ne tient pas. Plus largement, quel que soit le niveau d'implication des acteurs privés, il n'existe pas actuellement et il n'existera probablement jamais de marchés de la biodiversité ou de services écosystémiques.

2 Les limites de l'analyse économique pour la préservation du capital naturel

L'analyse économique, et l'évaluation des services écosystémiques en particulier, ainsi que certains instruments associés ne peuvent être réduites à de simples vecteurs de la marchandisation du vivant. Mais, il n'en reste pas moins que la biodiversité ne peut être confinée à des considérations purement économiques. La vision instrumentale de la biodiversité, appréhendée comme source de services écosystémiques, ne constitue qu'une des justifications possibles de sa préservation parmi d'autres, comme la reconnaissance des valeurs intrinsèques de la nature par exemple. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle la compensation écologique, en France et dans de nombreux pays, n'est pas basée sur un principe d'équivalence en termes de services écosystémiques, mais bien sur une métrique adossée à des variables comme les espèces protégées, les habitats communautaires ou certaines fonctionnalités écologiques.

Par ailleurs, l'appropriation de la notion de services écosystémiques par les acteurs privés via une approche principalement économique présente le risque d'une simplification à outrance des dynamiques écologiques. Les écosystèmes sont caractérisés par des effets de seuil, des boucles de rétroactions amplificatrices et des effets à retardement qui conduisent à des « points de basculement », ou à des changements brusques (effondrement) de l'état de la biodiversité. Ainsi, la disparition de certaines espèces dites clés de voûte ou la modification de la répartition entre espèces peut engendrer une série d'effets sur l'ensemble de la chaîne trophique, altérant ainsi le fonctionnement des écosystèmes dans leur totalité, et donc la disponibilité des services écosystémiques. Or, l'analyse économique, en particulier l'approche marginaliste, peine à appréhender les dynamiques non-linéaires. De manière générale, la complexité des interrelations au sein des écosystèmes pousse à adopter une vision simplifiée de la part des acteurs, mais qui se révèle être parfois trop réductrice pour être pertinente.

3 Les conditions de l'action : vers des approches combinées publiques-privées

La biodiversité, en tant que bien public, est caractérisée par des droits de propriété et une distribution des coûts et des bénéfices associés qui nécessitent une gouvernance collective de l'action supposant un certain degré de coordination entre les agents. Les résultats empiriques tendent en effet à montrer que, de manière générale, les ressources naturelles ne sont pas mieux ni moins bien gérées par des acteurs privés, dont les droits de propriété facilitent la régulation efficiente des problèmes environnementaux par le marché, ou par l'Etat, garant de l'intérêt général. Ce qui conditionne l'efficacité de la gestion, ce sont les règles établies au sein des arrangements institutionnels que les individus construisent pour protéger et maintenir les ressources dont ils ont collectivement la responsabilité. (Ostrom et Basurto, 2011).

La mise en œuvre de la compensation écologique cristallise les enjeux liés à une nécessaire approche combinée publique-privée. Basé sur l'application du principe pollueur/payeur, ce mécanisme trouve son fondement dans une obligation réglementaire de compensation des impacts résiduels des projets qui, de fait, crée une demande de la part des maîtres d'ouvrage, responsable *in fine* de la mise en œuvre des mesures compensatoires les concernant. Chaque acteur (maîtres d'ouvrage, services instructeurs, opérateurs de compensation...) a un rôle, des obligations, des droits et des besoins, et l'efficacité tant économique qu'environnementale du mécanisme en dépend. L'État, garant de l'intérêt général, se doit de veiller à la robustesse scientifique du dimensionnement des mesures compensatoires, à leur cohérence dans l'espace et à l'effectivité de leur mise en œuvre dans la durée. Les maîtres d'ouvrage, qui se voient imposer des obligations réglementaires, doivent intégrer leurs conséquences financières et opérationnelles au plus tôt dans la conception du projet, tout en veillant à maintenir la rentabilité de leur activité. Enfin, les opérateurs de compensation, qui peuvent prendre en charge la mise en œuvre de la compensation pour les maîtres d'ouvrage, doivent conjuguer rentabilité des opérations, robustesse écologique des actions entreprises et

maintien des risques commerciaux et opérationnels à un niveau acceptable, le tout dans un contexte de forte incertitude et sur un temps long. Cela nécessite donc des cadres réglementaires stables, prévisibles et applicables, ainsi que la mobilisation d'outils et de règles permettant l'action dans la durée tout en privilégiant les stratégies adaptatives.

Conclusion

L'objectif et les moyens de la lutte contre l'érosion du capital naturel sont beaucoup plus complexes à exprimer que dans le cas de la lutte contre le changement climatique, qui a pourtant fait l'objet de nombreux débats. Pourtant, les défis associés n'en sont pas moins essentiels pour l'ensemble des acteurs, tant publics que privés. Aujourd'hui, la prise de conscience des entreprises sur les enjeux environnementaux s'est largement améliorée. L'érosion de la biodiversité et l'effondrement des écosystèmes, les crises liées à la gestion de l'eau ainsi que l'échec de l'adaptation au changement climatique figurent parmi les 10 risques globaux les plus importants en termes d'impacts recensés sur la dernière décennie par le Forum Economique Mondial à l'échelle de la planète.

Il convient néanmoins de noter que les approches volontaires menées par les entreprises ont également des limites, et qu'elles ne suffiront pas, à elles-seules, à lutter contre l'érosion de la biodiversité. Elles se focaliseront nécessairement sur certains écosystèmes d'où sont tirées leurs ressources ou sur la préservation de certains services écosystémiques considérés comme stratégiques. À l'image des mécanismes de financement innovant de la préservation de la biodiversité qui ne sont pas réductibles à des instruments de marchandisation de la nature, seules des approches de gouvernance combinant le public et le privé pourront apporter des solutions efficaces et acceptables pour la gestion du capital naturel.

Références

Barbault, R. 1997. Biodiversité. Introduction à la biologie de la conservation. Hachette, Paris.

Cosmebio, 2014. Chiffres clés du marché des cosmétiques naturels et bio. Résultats de l'étude de notoriété du label BIO menée par IPSOS.

Deloitte, 2012. Extrait de l'étude Consumer Business : « Produits de beauté bio : une croissance durable ? Etat des lieux et perspectives en France.

Fétiveau J., Karsenty A., Guingand A., Castellanet C. (2014). Etude relative aux initiatives innovantes pour le financement de la biodiversité et l'identification des mécanismes à fort potentiel. Rapport final. Coordination et financement : ministère des affaires étrangères. Collaboration GRET-CIRAD-CDC Biodiversité.

Mission Economie de la Biodiversité de la Caisse des dépôts (MEB) (2014a). La compensation écologique en France : quelles orientations pour la recherche ? Synthèse de la plateforme d'échange organisée par la MEB le 18 juin 2014. Collection Les Cahiers de Biodiv'2050 : Initiatives. N°3.

Mission Economie de la Biodiversité de la Caisse des dépôts (MEB) (2014b). *Les Paiements pour Préservation des Services Ecosystémiques comme outil de conservation de la biodiversité. Cadres conceptuels et défis opérationnels pour l'action.* Collection Les Cahiers de Biodiv'2050 : Comprendre. N°1.

Ostrom E., Basurto X. (2011). *Crafting analytical tools to study institutional change.* Journal of Institutional Economics 7 (3), 317-343.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) Report for Business (2010). Executive Summary.

UNEP FI – GFN (United Nations Environment Programme Finance Initiative – Global Footprint Network) (2012). *A New Angle on Sovereign Credit Risk.* E-RISC: *Environmental Risk Integration in Sovereign Credit Risk Analysis*, Phase 1 Report.

Ressources naturelles renouvelables et comptabilité des organisations

Michel Trommetter,
INRA, UMR 1215 GAEL, Université de Grenoble Alpes

Face aux défis environnementaux – changement climatique et érosion de la biodiversité -, il ne s'agit pas nécessairement de remettre en cause le système capitaliste, mais de le réformer pour que le maintien voire la création de capital naturel soit créateur de valeur. Pour une organisation, la création de valeur passe aujourd'hui par un système comptable internationalement reconnu. Nous proposons donc dans ce papier des pistes de travail pour construire de nouvelles règles comptables par exemple en termes d'amortissement ou d'augmentation du capital qui permettent de mieux intégrer les questions de biodiversité dans la stratégie des organisations.

La question de la prise en compte de la gestion des ressources naturelles dans le monde économique a été longtemps ignorée. Même si Theodore Roosevelt dès 1908 propose de rapprocher le développement économique et la protection de l'environnement en tenant ce discours : "Nous nous sommes enrichis de l'utilisation prodigue de nos ressources naturelles et nous avons de justes raisons d'être fier de notre progrès. Mais le temps est venu d'envisager sérieusement ce qui arrivera quand nos forêts ne seront plus, quand le charbon, le fer et le pétrole seront épuisés, quand le sol aura encore été appauvri et lessivé vers les fleuves, polluant leurs eaux et dénudant les champs et faisant obstacle à la navigation." En restant dans cette vision du développement, notons que malgré un certain nombre de freins, des avancées ont eu lieu ces dernières années. Notre objectif est de les présenter et de les analyser. Il ne s'agit pas de remettre en cause le modèle capitaliste. Il faut proposer de le réformer pour mieux prendre en compte le capital naturel, car comme le dit Jacques Weber (2008) : "Dans le système capitaliste, la création de profit est le moteur de l'action. Maintenez cette règle de base. Et élaborez des règles incitatives qui changent les modalités de la création de profits : vous avez toujours un système capitaliste de marché, mais qui profite d'abord et avant tout du maintien de la viabilité de la planète et des sociétés qui l'habitent." C'est dans ce cadre d'analyse que nous allons essayer de donner des éléments de réponse à la question : comment mieux prendre en compte les ressources naturelles dans la stratégie des organisations ? Pour ce faire, nous allons présenter les spécificités liées à la gestion des ressources naturelles renouvelables et analyser les conséquences des différentes approches sur la comptabilité financière des organisations.

1. Les ressources naturelles renouvelables et la biodiversité : Quelles spécificités ?

Avant d'essayer de répondre à cette question, rappelons ce qu'est la biodiversité : C'est la *variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie : cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* (article 2 de la Convention sur la diversité biologique). La biodiversité c'est "*le tissu vivant de la planète*" (Barbault, 2006, Barbault et Weber, 2010) et l'humain bien évidemment en fait partie.

1.1 Le contexte et les enjeux

La société dans son ensemble utilise des services issus du fonctionnement des écosystèmes et ces services, souvent, sont utilisés de manière gratuite, c'est-à-dire qu'ils sont utilisés à des prix nuls, donc à coût nul au bilan et au compte de résultat des organisations. La question qui se pose est : Doit-on prendre en compte ces services dans le bilan des entreprises pour avoir une meilleure gestion des écosystèmes et des ressources naturelles ? Autrement dit, est-ce que le fait que ces services retirés par les organisations n'aient pas de prix entraîne qu'ils n'ont pas de valeur ? Pour tenter de répondre à cette question il nous semble judicieux de nous appuyer sur les travaux sur les coûts de l'inaction⁷⁸. Le coût de l'inaction peut être de deux ordres :

⁷⁸ Nous n'allons pas reprendre ici les travaux de Sir Nicholas Stern (2007) sur le coût de l'inaction face aux changements climatiques ou de Pavan Sukhdev (2009) sur le coût de l'inaction face à la biodiversité. Mais simplement, nous nous appuyons sur leurs travaux qui se veulent plutôt à un niveau macroéconomique pour construire des outils au niveau microéconomique, principalement par le biais de la

- d'une part, des coûts de substitution des services, c'est-à-dire si un acteur bénéficie gratuitement d'un service et si ce service est détruit, il va subir un coût de substitution de service si une technologie existe pour remplir le même service ; On peut également avoir un coût de restauration ou de récréation du service, sachant que dans ce cas, il faudra prendre en compte les délais pour que la restauration soit effective. Ainsi, restaurer un sol pollué par excavation est plus coûteux que par phytoremédiation, mais plus rapide ;
- d'autre part des coûts associés à la délocalisation de la production, si l'organisation est obligée d'aller chercher ce service ailleurs, voire de subir un coût associé à l'arrêt de la production (si le service est détruit et sans substitut).

Une des questions est de savoir si on peut définir et mettre en œuvre une rémunération pour le maintien des services écosystémiques (Principe Bénéficiaire Payeur) ou une pénalité en cas de destruction du service (Principe Pollueur Payeur).

Dans le cadre de la prise en compte de la biodiversité et des services écosystémiques dans la stratégie des organisations, nous devons retenir plusieurs éléments : Les organisations ont des impacts sur la biodiversité qui doivent être pris en compte ; les organisations utilisent la biodiversité et les services écosystémiques, ceux-ci participant à la création de valeur pour les organisations que celles-ci soient à but lucratif ou non.

Un point important quand on s'intéresse aux ressources renouvelables, c'est qu'elles sont *a priori* renouvelables. Ainsi comme le rappellent Trommetter et Leriche (2014) : " La capacité des écosystèmes à fournir différents services est fragile. Dans ces conditions, la biodiversité apparaît d'abord utile "pour elle-même", c'est ce que l'on appelle le service "d'auto-entretien" : cycle des nutriments, entretien des sols, production primaire... En effet, c'est de l'efficacité écologique de cet auto-entretien que dépend le bon fonctionnement de l'écosystème, dont dépendront ensuite le niveau et la qualité de services que pourront retirer les humains de la biodiversité. De plus, le niveau et la qualité du service d'auto-entretien à un instant donné dépendent des services qui ont été utilisés par les humains antérieurement, et contraignent (positivement ou négativement) le niveau et la qualité des services que pourront retirer les humains ultérieurement."

Si on essaye de détailler les relations entre les humains et la biodiversité on peut relever plusieurs points : Si on prend l'exemple d'une organisation : dans ses usages, elle peut avoir besoin d'une certaine quantité de services écosystémiques mais elle peut également avoir besoin d'une certaine qualité de service. Nous supposons dans un premier temps qu'elle n'a pas de problème pour accéder et utiliser ces services. L'organisation lorsqu'elle va utiliser ces services peut avoir des impacts : sur les services futurs que veut utiliser l'organisation elle-même ; sur les usages que veulent en faire les autres acteurs. Cela nécessite de prendre en compte les effets des usages présents sur la résilience des écosystèmes et les services associés qui sont retirés par les différents acteurs⁷⁹. Les enjeux en termes de résilience et de fonctionnement des écosystèmes sont donc essentiels. La résilience doit être étudiée : par rapport aux besoins futurs⁸⁰ de l'organisation sous contrainte de ses usages présents ; par rapport à ses usages futurs sous contrainte des usages présents des autres ; par rapport aux usages futurs des autres sous contrainte de ses usages présents.

C'est à ce niveau d'analyse que l'approche en termes de coûts de l'inaction trouve son utilité, car l'inaction peut remettre en cause la résilience et le fonctionnement futur des écosystèmes : L'inaction d'une organisation peut avoir des effets sur les autres et sur l'organisation elle-même ; l'inaction des autres peut avoir des effets sur l'organisation. Cela nécessite donc d'avoir une réflexion sur : qu'est ce que l'inaction ? L'inaction de qui ? L'inaction par rapport à quoi ?

C'est dans ce contexte d'interactions dynamiques dans lequel le service d'auto-entretien est au cœur du développement économique, social et bien évidemment écologique que nous devons travailler à rechercher le maintien d'un potentiel évolutif. Mais qui sont les différents acteurs et quels sont leurs points communs ? Les acteurs à prendre en compte sont les entreprises, les collectivités et les habitants. Ils ont tous la particularité de fonctionner à partir d'un outil comptable plus ou moins sophistiqué en termes d'actif et de passif. La comptabilité est donc un outil qui nous permet de comparer et d'élargir l'analyse à l'ensemble des parties prenantes y compris celles qui ne sont pas sur un territoire donné mais qui auront une influence sur la stratégie des organisations (par exemple les actionnaires). Mais ont-ils individuellement conscience de leur dépendance à la biodiversité ?

comptabilité financière.

⁷⁹ Il faudra prendre en compte le fait que maintenir un écosystème pour un service ne garantit pas nécessairement sa résilience. Favoriser certains services peut se faire au détriment du fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble.

⁸⁰ Il n'est pas exclu que les usages futurs soient différents des usages actuels, ce qui peut complexifier encore plus l'analyse.

1.2. L'Indicateur de l'Interdépendance des Entreprises à la biodiversité (IIEB)

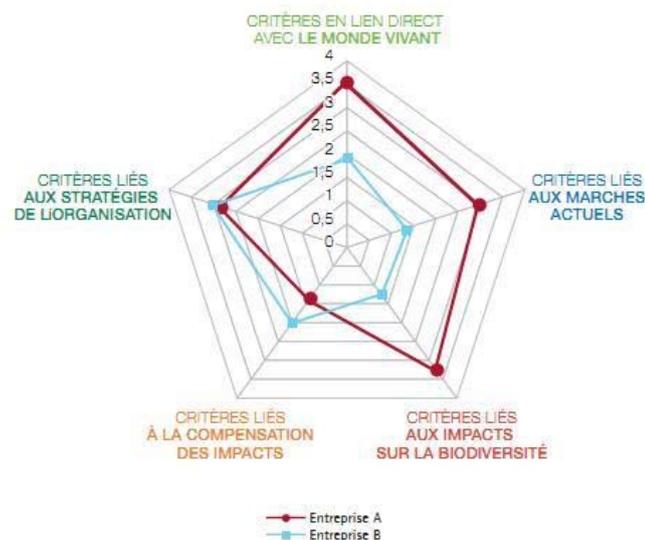
Cet outil a été créé pour guider les organisations, vision plus large que l'entreprise, dans leur réflexion concernant leurs liens d'interdépendance à la biodiversité et aux services écosystémiques. Le champ d'application de l'indicateur peut être multiple et diversifié comme dans le cas d'une multinationale ou d'une collectivité territoriale. La grille d'analyse est basée sur 5 catégories (tiré de Fromageot, Leriche et Trommetter, 2014) :

Critères en lien direct avec le monde vivant : Ce type de critère inclut les questions de dépendance de l'organisation aux matières premières par le biais de son activité, celles-ci étant issues du monde vivant actuel ou du passé (énergie fossile). Puis la dépendance aux services et technologies du monde vivant, par l'intermédiaire de l'approche par les services écosystémiques....

- Critères liés aux marchés actuels : ce type de critère est basé sur une analyse du chiffre d'affaires et sa dépendance vis-à-vis de la biodiversité : part du coût de l'utilisation des matières premières issues de la biodiversité dans le coût total de fabrication ; part du chiffre d'affaires de l'entreprise dépendant directement ou indirectement de la biodiversité par rapport chiffre d'affaires global.
- Critères liés aux impacts sur la biodiversité : ce type de critère, plus commun, permet à l'organisation de s'interroger sur les impacts de son activité sur le monde vivant et plus particulièrement sur la réversibilité ou non de ces impacts.
- Critères liés à la compensation des impacts : ce type de critère met l'accent sur la mise en place de compensation vis-à-vis des impacts de l'activité que cette compensation soit obligatoire ou volontaire.
- Critères liés aux stratégies de l'organisation : ce type de critère pose la question du positionnement de la biodiversité dans la stratégie de l'entreprise. La biodiversité est-elle un facteur clé pour la pérennisation des activités de l'acteur ? La prise en compte de la biodiversité est-elle une source d'avantage concurrentiel ? Quels enjeux et perspectives d'innovation et d'ouverture de nouveaux marchés en lien avec la biodiversité a l'acteur ?

Sur la base de ces 5 critères, les organisations construisent un pentagramme qui peut leur permettre d'analyser leur positionnement relativement à d'autres organisations.

Figure - Pentagramme de 2 organisations



Source : Houdet, 2008 ; Fromageot, Leriche et Trommetter, 2014

L'IIEB a été élaboré comme un outil de concertation interne à l'organisation. L'IIEB est une étape de réflexion avant l'élaboration d'un plan d'action, ou de l'utilisation d'autres outils. Depuis, des approches volontaires plus formalisées ont été développées⁸¹. La biodiversité n'est alors plus perçue comme une simple question environnementale où il suffit de minimiser les coûts pour atteindre un objectif de réduction imposé. La biodiversité devient un élément stratégique pour les acteurs du fait que de nouvelles questions émergent (Trommetter et Leriche, 2014) :

- Minimiser des coûts pour atteindre une réduction d'impact attendue aujourd'hui peut-il être à l'origine de coûts supplémentaires pour pouvoir bénéficier de services demain ?
- Financer des coûts de restauration aujourd'hui peut-il être nécessaire pour pouvoir bénéficier de services demain ?

Au-delà de la perception individuelle, l'IIEB fait prendre conscience de l'interdépendance entre organisations au sujet de la biodiversité et des services écosystémiques. Comment prendre en compte ces interdépendances ?

2. Biodiversité et comptabilité des organisations : premières pistes

Nous recherchons des pistes de recherches pour intégrer les ressources naturelles dans la comptabilité financière des organisations, en prenant en compte à la fois les interactions entre acteurs au sujet de la biodiversité et les impacts négatifs et positifs des stratégies des acteurs sur le capital naturel.

Avec l'approche comptable, l'objectif est d'avoir une meilleure prise en compte de l'évolution du capital naturel dans la stratégie des organisations (que ce soit en termes d'amortissement, de provisions, de dépréciation, d'investissement et de création). La comptabilité représente une image des interactions entre les acteurs dans laquelle les interactions associées au capital naturel ne sont que peu représentées aujourd'hui. Néanmoins, la comptabilité nous paraît un outil approprié pour mieux le prendre en compte car le capital n'est pas un actif de l'entreprise mais un passif (une ressource) qui est une dette que l'organisation a envers celui qui lui a mis ce capital à disposition. Ce point justifie les amortissements (à l'actif) et les provisions (au passif) en lien avec l'activité de l'organisation et avec le maintien des capitaux. Le capital financier -ressource au passif- sert par exemple à acheter des machines -utilisation de ressources à l'actif- dont les usages doivent être amortis, car il est hors de question pour l'entreprise de se retourner à nouveau vers l'actionnaire lorsque la machine est obsolète. Il devrait en être de même pour les consommations de capital naturel.

2.1. La Comptabilité Adaptée au Renouvellement de l'Environnement (CARE)

Une gestion comptable part de la considération qu'un gestionnaire doit entretenir (et d'une certaine manière renouveler) son écosystème (capital naturel) de la même manière qu'une entreprise entretient et renouvelle son capital financier (via l'amortissement de ses machines par exemple). Cette démarche est à la base de la méthode CARE (Richard, 2012, Rambaud et Richard, 2015)

La situation la plus simple à formaliser est celle où l'entreprise est tenue de gérer le capital naturel pour sa propre viabilité économique. Dans ce cadre, le capital naturel qu'elle mobilise n'est profitable qu'à elle-même, elle a donc intérêt à en assurer le maintien. Elle supporte les coûts de maintien de ce capital à chaque exercice comptable et les coûts futurs anticipés (amortissements) : de manière obligatoire ou par mesure de prudence. L'objectif est d'éviter les comportements néfastes. Ces amortissements sont une épargne, constituant des sommes disponibles au moment où les seuils d'irréversibilités sont atteints. Les sommes "épargnées" puis "investies" restent au sein de l'entreprise. Ce modèle part du principe que le maintien du capital naturel est obligatoire (au même titre que le capital financier) et ne peut être substitué. Ce modèle s'appuie sur une vision forte de la soutenabilité. On considère que l'on est trop proche des seuils d'irréversibilité de la théorie de la viabilité (Aubin, 1991) pour en ignorer le risque.

Les choses sont un peu plus complexes lorsque le gestionnaire est tenu de maintenir le capital naturel pour la pérennisation de l'approvisionnement en biens et services qu'en retirent les sociétés humaines à une échelle locale et/ou globale. Car, les montants alloués au maintien de ce capital par le gestionnaire ne seront pas une épargne, dans la mesure où le gestionnaire peut ne pas profiter financièrement de ses propres

⁸¹ L'évaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises (ESR) est issu de la collaboration principalement entre le World Business Council for sustainable Development et le World Resource Institute. L'ESR est une méthodologie conçue pour aider les décideurs à organiser des stratégies de prise en compte des risques et opportunités liés à leurs impacts sur les écosystèmes. L'ouvrage « Guide to Corporate Ecosystem Valuation » (WBCSD, 2011) est destiné à devenir un des outils phare du WBCSD, le CEV doit permettre à l'entreprise : " d'explicitier, à travers une approche concrète, la façon dont elle évalue, valorise, gère et rend compte de ses impacts sur les écosystèmes et sur la biodiversité " (Fromageot, Leriche et Trommetter, 2014).

« investissements »⁸². Au contraire, le respect des limites conduisant à un écosystème résilient peut se faire au détriment du gestionnaire. Cette démarche s'inscrit pleinement dans un Principe Pollueur Payeur. Dans ce type de situation, une négociation entre gestionnaires et bénéficiaires peut permettre d'obtenir une contribution financière du bénéficiaire. Celle-ci peut en théorie être envisagée et être efficace économiquement afin d'assurer la viabilité économique du gestionnaire. Nous détaillerons ce point, car une question qui émerge est : où placer le curseur sur une échelle qui va du Principe Pollueur Payeur au Principe Bénéficiaire Payeur.

Le modèle CARE porte sur les consommations de capital naturel et donc sur les impacts de l'entreprise sur son environnement. Jacques Richard insiste sur la notion de seuil maximum d'utilisation de la nature au même titre qu'il existe des "seuils" maximum d'utilisation d'une machine dans une entreprise (tant d'heures par an par exemple). Ces seuils d'utilisation maximale sont alors associés à la durée d'amortissement de la machine. On peut en effet surexploiter la nature et en empêcher la résilience. Il s'agit d'éviter les irréversibilités. D'où, dans le modèle CARE, une approche par "amortissement des consommations de capital naturel". La notion d'amortissement en comptabilité prend en compte la notion d'incertitude sur la réalité de l'effet. Ainsi il y a les charges d'amortissement, les charges pour amortissement extraordinaire et les provisions. Dans le cas des provisions pour charges futures, il peut y avoir des reprises de provision si la charge est finalement moins coûteuse que prévu. Ainsi, Jacques Richard (2012) précise que :

- Si la dépréciation de la fonction environnementale est sûre, systématique, c'est une charge d'amortissement ordinaire ;
- Si elle est sûre mais épisodique, c'est une charge d'amortissement extraordinaire
Ex. : perte de nutriments d'un sol ;
- Si elle est possible, c'est une provision.

Selon Jacques Richard : « Les ressources naturelles non renouvelables devraient être inscrites au passif à leur coût de remplacement en terme d'énergie renouvelable. Elles seraient alors amorties à l'actif au fur et à mesure de l'extraction des ressources naturelles non renouvelables. Le fonds d'amortissement serait alors utilisé pour investir dans des énergies renouvelables. »

Ce modèle prend en compte les questions d'amortissement par rapport à des consommations de nature. Ce modèle fonctionne également dans le cas de la gestion de ressources renouvelables, en s'appuyant sur l'exemple d'une exploitation agricole qui pollue une rivière (algues vertes) :

- Un exploitant agricole réalise une expertise qui révèle un excès de nitrates au-delà des normes acceptables pour le maintien des fonctions du sol ;
- Le coût de la réparation des fonctions environnementales par une méthode agricole différente (agriculture sous couvert) est de 100 000 € ;
- Ce coût de remplacement (d'une méthode par une autre) sera inscrit au passif (en tant que capital naturel à conserver) et à l'actif (en tant que ressource sol) ;
- Il donnera lieu à amortissement sur la période de restauration de l'équilibre prévue ;
- Aucune distribution de dividendes en principe avant la rectification de la situation.

Jacques Richard rappelle que cette approche est différente de l'internalisation des externalités, puisque l'objectif est de prendre en compte, *ex ante*, les coûts pour "éviter" les dommages. On est dans une approche préventive et non pas curative. Cette approche permet de prendre en compte les effets de la conservation de la nature sur les activités futures de l'entreprise et éventuellement sur les activités des autres acteurs. Mais cette approche présente certaines limites. Nous en présentons trois :

- Difficile d'intégrer le besoin d'avoir une quantité mais également une certaine qualité d'intrants pour produire et donc créer de la valeur ajoutée. Pour l'intégrer dans la méthode CARE, il faudrait redéfinir les caractéristiques du capital naturel en termes quantitatif et qualitatif ;
- Pas de prise en compte des interactions positives et négatives entre les acteurs, le modèle CARE s'intéressant à la relation entre une entreprise et le capital naturel ;

⁸² En fait, il compense une dégradation du Capital Naturel par sa faute et pour son intérêt même si les conséquences les plus graves peuvent apparaître chez d'autres.

- Pas de prise en compte des incitations à investir en biodiversité, ce qui reviendrait à augmenter le capital naturel disponible pour l'ensemble des acteurs.

Le modèle CARE reste riche d'enseignements sur la question de la prévention des dommages, car il « n'attend pas la survenance des désastres ou même une hausse des températures pour enregistrer une charge : il le fait au moment où un événement arrive qui remet en cause la capacité ultérieure du fonctionnement du capital concerné ». J. Richard, 2011.

2.2. De nouvelles pistes comptables

Une des questions est : qui paye pour le maintien d'un service ? Une seconde question est : est ce que l'on reste dans une vision de stock ? Il est en effet important d'inciter les entreprises à investir en biodiversité pour créer un "potentiel naturel". Mais qui finance ? Et à quelle valeur cet investissement est-il comptabilisé dans le bilan et le compte de résultat de l'entreprise ? C'est dans l'objectif de donner des pistes de réponses à ces questions que nous proposons de réfléchir à de nouvelles approches des critères de provisions, d'amortissement et d'investissement.

2.2.1. Maintenir un service écosystémique

La situation qui nous intéresse ici est celle d'une organisation qui ne peut plus bénéficier d'un service écosystémique, alors qu'elle en bénéficiait gratuitement. Tant que les acteurs en amont ont des usages qui restent dans les normes légales, l'organisation impactée doit comparer le coût de l'inaction (substitution du service) avec le coût pour aider les acteurs amont à changer de pratiques pour maintenir ou restaurer le service dont l'organisation aval bénéficie. Une question se pose : doit-on payer pour un service dont on bénéficiait gratuitement, avant qu'il ait disparu ? Doit-on être compensé pour un service dont on ne bénéficie plus ?

C'est l'exemple de l'entreprise Vittel qui a vu les services qu'elle utilisait pour vendre de l'eau minérale se dégrader en termes de la teneur en nitrate et en pesticide sur son bassin de captage. Les teneurs restaient conformes à la norme de potabilité mais leur évolution faisait craindre de ne pas pouvoir maintenir une activité d'embouteillage d'eau minérale. Il s'agissait donc pour Vittel d'inciter les agriculteurs et les autres parties prenantes (golf, collectivités territoriales, SNCF), à modifier leurs pratiques pour restaurer les services dont Vittel a besoin. L'option de restauration retenue par Vittel a des effets locaux sur son activité et celles des autres parties prenantes mais également globaux (non pris en compte à ce jour). Vittel a racheté une grande partie des terres agricoles qui sont devenues des actifs de l'entreprise et aidé les autres parties prenantes à modifier leurs pratiques.

Le cas Vittel n'est pas isolé, les organisations font souvent face à une incertitude sur la disponibilité d'un service qui est un intrant. En comptabilité, il existe "des comptabilités de couverture pour couvrir les composantes de risques des intrants et des extrants" (IFRS9). Ainsi, il existe des provisions pour dépréciation de matières premières qui sont en stock. Cela signifie que si on doit acheter une matière première d'une même qualité que celle que l'on a en stock, et qui nous coûterait moins cher, il faut déprécier la valeur du stock. Mais comment adapter ce concept de provision à des provisions pour la perte de flux de services gratuits ?

Une organisation peut investir pour elle-même pour bénéficier d'un service dans le futur, ce cas est simple, il suffit que l'entreprise prenne conscience de sa dépendance à elle-même. Elle peut investir pour que les autres changent de pratiques (ou dans certains cas ne changent pas de pratiques) pour⁸³ qu'elle puisse continuer à utiliser des services. Nous ne sommes pas dans une approche "amortissement", car une organisation peut ne plus bénéficier d'un service sans nécessairement que la résilience d'un écosystème en soit affectée. De même, on amortit rarement les machines utilisées par les autres. Les organisations ont alors une approche "gestion des risques", donc avec la mobilisation de provisions pour risques, qui sont relativement nombreuses en comptabilité. Les entreprises doivent être conscientes que le prix des ressources naturelles renouvelables ne reflète pas leur valeur pour les organisations et l'écosystème terre dans son ensemble. Ainsi, quelle est la valeur d'une ressource que l'on utilise à prix nul ? Tout d'abord, l'organisation doit évaluer le coût de substitution du service, puis prendre en compte le coût pour l'entreprise amont pour adapter son développement et ses pratiques au besoin en service en aval. Enfin l'organisation en aval doit comparer ces divers coûts à la participation du service dans la création de valeur ajoutée de l'organisation. Or, dans certains cas un même service va être utilisé en aval par plusieurs acteurs. Comment gérer un service collectivement utilisé et dépendant d'un usage collectif en amont ? Là est le défi de demain.

⁸³ « Aujourd'hui, en droit comptable financier et fiscal une entreprise n'a pas le droit de passer des provisions pour risque sans la preuve d'une obligation juridique probable ou d'une quasi obligation probable à l'égard d'un tiers. » Jacques Richard, communication personnelle.

2.2.2. Investir en Biodiversité

À ce jour, les organisations ont au moins deux raisons d'investir en biodiversité : investir pour répondre à une obligation légale ; investir de manière volontaire dans l'attente de rendements futurs.

L'investissement pour répondre à des obligations légales.

Les organisations étudiées ici, sont des aménageurs qui doivent compenser (de manière obligatoire) leur aménagement (artificialisation des sols, aménagements de linéaires -routes, voie de chemin de fer-). Cette compensation obligatoire, les maîtres d'oeuvre peuvent la réaliser directement, où en achetant des unités de biodiversité à des offreurs (équivalent des "*mitigation banking*" aux USA). Les aménageurs peuvent donc faire appel à des offreurs d'option de compensation (comme la Caisse des Dépôt et Consignations Biodiversité en France). Ces derniers ont la possibilité de réaliser une compensation par l'offre ou une compensation par la demande. La compensation par l'offre peut se révéler plus efficace écologiquement car elle sera en général construite dans une continuité écologique (trames vertes et bleues), mais elle peut se révéler plus risquée si l'offreur ne peut pas vendre toutes ses unités de biodiversité. En effet, avec l'existence d'une concurrence dans l'offre de compensation, on entre dans le monde du marché. Or si le nombre d'offeurs est trop grand, il y a un risque de baisse du prix des unités de biodiversité. Si la baisse est suffisante, cela sera au détriment des entreprises faisant une offre de compensation basée sur de la récréation d'écosystèmes (plus coûteuse que le simple achat et éventuellement restauration de terres). Le marché de la compensation par l'offre se révèle alors moins attractif que prévu. Par contre si le nombre de demandeur est trop élevé, cela peut faire augmenter le prix des unités de compensation ou des unités de biodiversité, ce qui peut inciter certaines firmes à mettre en œuvre ex post des activités d'évitement ou de réduction des impacts dont le coût peut alors se révéler prohibitif par rapport aux bénéfices attendus du projet. Cela pose la question de la définition d'une unité de biodiversité : un ha acheté pour éviter sa destruction future rapporte-t-il autant d'unités de biodiversité qu'un ha acheté et sur lequel on recrée un habitat, dont le coût est bien supérieur. Cela est d'autant plus important que ces crédits biodiversité sont à l'actif de l'entreprise (mais à quelle « valeur » ? prix de l'unité sur le marché ? montant investi par l'entreprise pour avoir une unité de biodiversité ?) et que la vente à un prix inférieur à la valeur des unités de biodiversité à l'actif du bilan serait dommageable pour l'entreprise, au même titre que la dépréciation des actifs financiers⁸⁴. On voit toute l'importance ici de la définition par les autorités de régulation de ce qu'est une obligation de compensation et d'une unité de biodiversité. Une définition laissant un large spectre d'interprétations peut se faire au détriment d'une offre de compensation écologiquement efficace par rapport aux enjeux de *no net loss* imposés récemment.

L'investissement dans une offre volontaire d'unités de biodiversité.

En restaurant, réhabilitant ou recréant des écosystèmes que ce soit des écosystèmes ordinaires ou pollués (friches industrielles ou urbaines). Cela pose, par exemple, la question de l'investissement en biodiversité, par exemple dans la phytoremédiation. C'est un outil de prévention ou de curetage des pollutions. Comment la comptabilité financière des entreprises peut-elle prendre en compte ces différentes options pour les rendre plus intéressantes tant pour les entreprises que pour les actionnaires qui ont amené une ressource, le capital financier, et pour lequel ils peuvent attendre un retour y compris sous la forme d'une augmentation du capital naturel disponible grâce à l'action de l'entreprise. Les entreprises peuvent investir en biodiversité : soit pour des raisons d'images ; soit pour des raisons liées aux services écosystémiques que l'entreprise retire elle-même des écosystèmes qu'elle souhaite développer ; soit pour les services que vont retirer les autres de son investissement en biodiversité. Dans ce dernier cas, le développement et sa compensation sont directement intégrés dans la stratégie de l'entreprise qui prend en compte au passif de son bilan le fait que la destruction d'un écosystème et des services associés retirés par les humains peut être néfaste dans le futur pour l'entreprise elle-même. Il y a alors une meilleure prise compte des interactions dynamiques entre l'entreprise et "la" nature. Par exemple, biodiversité et changement climatique sont liés, car en dehors du simple fait que les humains par leurs actions accélèrent le changement (émissions de gaz à effet de serre), laisser la biodiversité s'éroder (déforestation, artificialisation des sols), accélère la vitesse du changement climatique en réduisant la capacité de la planète à absorber les gaz à effet de serre, c'est le modèle *lose-lose*. Par ailleurs, comme le proposent Trommetter et Leriche (2014) : "la reforestation pour le stockage du carbone sera d'autant plus efficace qu'elle sera construite dans un objectif de maintien d'un potentiel évolutif pour la biodiversité".

⁸⁴ Cela rejoint en comptabilité la question de la valorisation des "actions" dans le bilan des entreprises : à la valeur d'achat ? à la valeur de marché ? ...

En guise de conclusion

L'approche CARE remet au cœur de l'entreprise la prise en compte du capital naturel en l'obligeant à en assurer son maintien tant pour son usage que pour les usages qu'en font les autres par le biais de son intégration dans la comptabilité financière. Il y a donc clairement une vision maintien d'un "stock de capital naturel" sous contraintes des usages et de la capacité de ce capital naturel à se régénérer (notion de résilience). Ce modèle propose de prendre en compte, dans la comptabilité, le Principe Pollueur Payeur. Cette approche s'inscrit dans une vision standard des questions d'environnement, où les entreprises ont pour objectif de minimiser les coûts pour atteindre un objectif environnemental donné (Trommetter et Leriche, 2014). Rappelons que Jacques Richard (2011) propose d'amortir les consommations de ressources non renouvelables pour financer le développement d'énergie renouvelable (maintien d'une capacité de production énergétique). Les réflexions en cours reposent sur le concept de "capital naturel" envisagé comme un stock, qu'il faudrait gérer au mieux afin de permettre aux générations futures de satisfaire leurs besoins. Or, comme le disait Jacques Weber : « nous ne pouvons préjuger des besoins des générations futures, pas plus que les Français de la Révolution ne pouvaient imaginer l'ordinateur, le téléphone portable ou internet. »

Il s'agit d'inventer un système qui permette de prendre en compte ces nouvelles contraintes et d'inciter les entreprises à investir en biodiversité. L'idée est de montrer qu'une dépréciation du capital naturel représentée ici par une dépréciation des services écosystémiques, pris en compte à l'actif (amortissements) et au passif (provisions) des organisations, peut être un facteur de coûts au même titre qu'une dépréciation d'actifs financiers. Ainsi comme le disait Jacques Weber (2008) : « Il serait bien, et urgent, d'adresser un message aux entreprises leur rappelant que leur activité repose plus sur le vivant que sur la finance et qu'il sera plus difficile de reconstruire la nature que le système financier. » Retenir l'approche comptable oblige les directeurs financiers et d'une manière plus générale les managers des entreprises et des collectivités à s'approprier la question de la biodiversité. Si la biodiversité est perçue à la fois comme facteur de coûts et de bénéfices, c'est toute la chaîne de production de l'entreprise qui se retrouve impliquée. Nous devons avoir comme objectif le maintien d'un potentiel évolutif i.e. de laisser un maximum de choix aux générations futures. Ce point avait déjà été mis en avant par Théodore Roosevelt (1908) pour lequel nous devons prendre en compte le fait que étant données « la croissance constante de la population et l'augmentation encore rapide de la consommation, notre peuple aura besoin de plus grandes quantités de ressources naturelles. Si nous, de cette génération, détruisons les ressources (...) nous diminuons le niveau de vie, nous enlevons même le droit à la vie des générations futures sur ce continent ».

Bibliographie

Aubin J.-P. 1991. Viability theory, Birkhäuser

Barbault R., 2006. Un éléphant dans un jeu de quilles. L'homme dans la biodiversité. Seuil, Paris

Barbault R. et Weber J., 2010. La vie quelle entreprise ! Pour une vision écologique de l'économie. Ed. Seuil, Paris, 195 pages.

Houdet J., 2008. Integrating biodiversity into business strategies. The Biodiversity Accountability Framework. FRB – Orée, Paris.

Houdet J., Trommetter M. et Weber J. (2012). Understanding changes in business strategies regarding biodiversity and ecosystem services - Ecological Economics, vol. 73, n° 1, 37-46.

Fromageot C., Leriche H. et Trommetter M, eds (2014). Management of biodiversity by stakeholders: from awareness to action, OREE and Convention on Biological Diversity, Paris, France, 300 p.

Rambaud A. et Richard J., 2015 ; The "Triple Depreciation Line" instead of the "Triple Bottom Line": Towards a genuine integrated reporting, Critical Perspectives on Accounting, à paraître.

Richard J., 2012. Comptabilité et développement durable. Ed. Economica, 263 p.

Stern N. (2007). Report on the economics of climate change, British Government ed., accessible sur http://cms.unige.ch/isdd/IMG/pdf/la_Stern_review.pdf

Sukhdev P. (2009). The Economics of ecosystems & biodiversity, for National and International Policy makers, summary: Responding to the value of Nature, 43 p.

<http://www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=I4Y2nqqliCg%3d&tabid=1278&language=en-US>

Trommetter M. et Leriche H. (2014). La biodiversité au cœur des stratégies des humains, CEDD, Paris, 10 pages

WBCSD, PwC, ERM, 2011. Guide to corporate ecosystem valuation. A framework for improving corporate decision-making. World Business Council on Sustainable Development, 76 p.

Weber J. (2008). Crise financière et biodiversité : Sauver la planète pour sauver la finance et l'économie mondiale, Note du Cirad, 4 p.

La prise en compte du capital naturel par les investisseurs institutionnels

Robin Edme, Pierre Reltien-Tellez, Jules Blanc,
CGDD

Si la nécessité d'une prise en compte du capital naturel par les investisseurs institutionnels semble intellectuellement acquise, sa mise en pratique est encore balbutiante tandis que de nombreux obstacles juridiques, techniques ou encore politiques subsistent. Ces dernières années ont toutefois vu émerger de nombreuses initiatives, instruments et pratiques novateurs avec pour but d'intégrer le capital naturel dans les stratégies d'investissement. Tandis que ce mouvement se développe et tente de se consolider, il incombe aux pouvoirs publics d'en promouvoir le développement, notamment en encourageant la recherche sur les outils de mesure, d'intégration du capital naturel dans les stratégies d'investissement et de reporting des entreprises et en mettant ces questions au centre du débat public lors des prochaines échéances internationales. Mais, pour cela, il s'agit d'opérer une véritable révolution des modes de pensées et accepter qu'une régulation par des prix tutélaires, si elle est nécessaire, est loin d'être suffisante. Une réflexion renouvelée sur la responsabilité fiduciaire des investisseurs institutionnels pourrait en être le déclencheur.

Il est aujourd'hui acquis que le rythme de l'exploitation actuelle de la nature est incompatible avec son renouvellement et, par voie de conséquence, le bien-être des générations futures. Parce-qu'elle rend, au-delà des ressources naturelles qu'elle recèle, des services éco-systémiques, la nature devrait être alors considérée comme une ressource de la croissance au même titre que le travail et le capital, mais sans doute pas de même nature. Dans cette représentation, ce *capital* naturel aurait donc, si ce n'est un coût [2], un prix. Pour d'autres, si la nature a une valeur elle ne peut avoir de prix, et sa financiarisation ne peut qu'accélérer la dégradation irréversible de ce patrimoine [4]⁸⁵.

Si le premier signal d'alarme institutionnel remonte maintenant à près de 45 ans, avec la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction (CITES) adoptée en mars 1973, la prise de conscience que la dégradation du patrimoine naturel puisse affecter durablement notre développement socio-économique est relativement récente (Natural Capital Initiative, 2009, Global Natural Capital Initiative, 2012) alors même que les modes de production et de consommation ont pu considérer comme inépuisables ou indéfiniment renouvelables certaines ressources pourtant menacées, sans, par conséquent, veiller à leur pérennité.

Cette prise de conscience est encore plus récente pour les investisseurs, notamment institutionnels. La conférence des Nations Unies sur le développement durable de 2012 (Rio +20) marque un tournant, que l'on peut qualifier d'historique, avec le lancement de la [Déclaration](#) du capital naturel, supposée démontrer leur engagement 'pour tendre vers l'intégration, au travers de développement de méthodologies, des considérations liées au capital naturel dans les produits et services financiers pour le 21^e siècle'. Initialement signée par 39 institutions financières, force est de constater que, près de trois ans après son lancement, le nombre de signataires (40) est inchangé même si un certain nombre d'organisations, dont certaines représentant les acteurs de la chaîne de la gestion d'actifs, ont exprimé leur soutien.

Le domaine dans lequel ces méthodologies sont le plus avancées concerne les enjeux climato-énergétiques, avec la transposition d'un concept, celui d'actifs déclassés ('Stranded assets' en anglais) du fait de la montée en puissance des risques extra-financiers liés à une potentielle réglementation sur le carbone. Ainsi, un certain nombre d'études⁸⁶ et ⁸⁷ mettent en avant le fait que l'éclatement de la 'bulle carbone'⁸⁸ pourrait conduire

⁸⁵ Le patrimoine naturel est associé à une notion de valeur intrinsèque et à un besoin de conservation, voire de gestion restauratrice, de la nature (vivante, minérale, fossile...). Il s'agit donc d'un bien commun à gérer, conserver et léguer aux générations futures. Les anglo-saxons parlent assez justement de 'natural heritage'.

⁸⁶ Oil & carbon revisited – Value at risk from 'unburnable' reserves, HSBC Global Research (Climate change), janvier 2013.

⁸⁷ [Unburnable Carbon 2013 – Wasted capital and stranded assets](#), Carbon Tracker Initiative & Grantham Research, 2013.

à une baisse de 40 % à 60 % de la valeur de marché des compagnies pétrolières et de 15 % des compagnies minières diversifiées et donc à une baisse substantielle des portefeuilles d'investissement compte-tenu du poids du secteur des énergies fossiles dans les grands indices boursiers⁸⁹.

Si la prise en compte de l'enjeu carbone dans les politiques d'investissement est le défi le plus immédiat pour les investisseurs, il n'en est que la partie émergée de l'iceberg du patrimoine naturel. Au point que la Smith School of Enterprise and the Environment de l'université d'Oxford a lancé, en 2012, un vaste [programme de recherche](#) sur l'analyse des impacts de ces actifs potentiellement déclassés pour les investisseurs, les entreprises, les régulateurs et les politiques publiques.

Le 'capital' naturel peine à trouver sa place dans les stratégies d'investissement des investisseurs institutionnels

Investir *dans* le capital naturel ou investir *pour* le capital naturel ?

Capital ou patrimoine naturel : Externalité ou bien commun ?

Schématiquement, deux écoles de pensée s'opposent aujourd'hui dans les approches qu'il convient de mettre en œuvre pour préserver le patrimoine naturel et les régulations écosystémiques. La ligne de fracture tourne autour de la financiarisation du vivant, de ses effets néfastes pour les uns [3], bénéfiques pour les autres. D'un côté, il y a les tenants de la valorisation de cette 'ressource' -aujourd'hui gratuite- soit par un coût (réglementation, prix tutélaire...) soit par un prix 'de marché' (marchés de compensation, bio-banques...), de l'autre, les partisans d'une gouvernance collective de ce patrimoine, considéré comme un 'bien commun'⁹⁰ et ⁹¹. D'un côté les tenants d'un héritage patrimonial, la nature, à conserver pour pouvoir la léguer, de l'autre les tenants d'un capital, conditionnant la pérennité d'investissements, à préserver voire à faire fructifier.

L'application de ces deux écoles de pensée au secteur financier relève, en réalité, d'un débat plus général entre *shareholder* et *stakeholder theory* : l'entreprise a-t-elle pour but de satisfaire l'actionnaire en maximisant la valeur pour l'actionnaire car cela engendrerait la maximisation de la valeur de l'entreprise, qui elle-même correspondrait à la maximisation du bien-être social⁹², ou a-t-elle pour objectif de satisfaire l'ensemble des parties prenantes de manière pérenne⁹³ ?

Greenwashing ou véritable conviction

L'approche, qui consiste à investir dans les entreprises les plus bénéfiques pour la préservation du capital naturel, ne pose pas ce problème éthique de la financiarisation mais est la cible d'attaque en raison des choix d'allocation de certains investisseurs qui peuvent sembler opaques pour l'épargnant et de la présence de valeurs pétrolières dans les portefeuilles d'investissement qui se revendiquent responsables. Il est pourtant légitime de se demander si les secteurs les plus polluants ne devraient pas aussi être financés à condition de consentir à des efforts environnementaux. En principe, tous les secteurs devraient être concernés par la préservation des ressources naturelles et la transition énergétique.

Pourquoi prendre en compte le capital naturel dans les stratégies d'investissement ?

Des besoins en financement qui ne peuvent être assumés seuls par les fonds publics

Les seuls besoins de financement des transitions énergétique et écologique se chiffrent en milliers de milliards d'euros selon des estimations de l'agence internationale de l'énergie. Pour ce qui est du capital naturel spécifiquement, l'étude TEEB (2009), menée à l'échelle mondiale, a estimé la valeur annuelle des pertes de biodiversité et de dégradation des éco-systèmes dans une fourchette allant de 2 500 à 3 500

⁸⁸ Un réchauffement climatique limité à +2°C impliquerait de ne pas exploiter les deux tiers des réserves prouvées de pétrole, charbon et gaz, signifiant de facto un déclassé spectaculaire de tout investissement dans les énergies fossiles mais plus généralement une crise économique majeure.

⁸⁹ Des émissions financées aux indicateurs de performance climatique – Etat de l'art de la comptabilité des émissions de gaz à effet de serre pour le secteur financier, 2^e Investing Initiative, septembre 2013.

⁹⁰ Ostrom, E., 1990, *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press.

⁹¹ Une interprétation extensive de la Convention sur la biodiversité de 1992, entrée en vigueur en 1993 après la ratification de 30 Etats, a conduit à considérer que ladite convention faisait de la biodiversité un bien public mondial.

⁹² Weinstein O., 2010, *Pouvoir, Finances et Connaissance, les transformations de l'entreprise capitaliste entre 20^e et 21^e siècle*, Editions La Découverte, Paris, page 98.

⁹³ L'apport majeur d'Elinor Ostrom et d'Oliver Williamson, 'Prix Nobel' d'économie en 2009, a été de remettre à l'honneur cette forme spécifique de propriété et de gouvernance que sont ces 'communs' et qui place les décisions collectives des « communautés » au centre du jeu socio-économique ; elle est une alternative au modèle de création de valeur actionnariale, basée sur la propriété privée des moyens de productions et des ressources, comme seule source de création de richesses collectives. La question des « communs » est au cœur de l'histoire du capitalisme et de la définition historique de la responsabilité fiduciaire.

milliards USD, soit de 3,3 % à 7,5 % du PIB mondial. Les mesures pour stopper la déforestation et la dégradation des écosystèmes y afférent nécessiteraient des investissements annuels de 20 à 45 milliards USD.

Dans un contexte de raréfaction continue de la ressource publique, la mobilisation des investisseurs institutionnels (fonds de pension et assimilés, assureurs et réassureurs, fonds de réserve ou autres investisseurs institutionnels publics) s'impose à un triple titre : celui de leur responsabilité fiduciaire tout d'abord, au titre de leur rôle de financeur de long terme de l'économie ensuite, au titre de leur responsabilité sociétale institutionnelle enfin. Et les moyens sont là ; le stock total d'actifs des investisseurs institutionnels s'élevait en 2013 à 93 000 milliards de dollars, contre 37 en 2001, soit une croissance annuelle moyenne d'environ 8 %⁹⁴. Les investissements nécessaires à la préservation de la biodiversité ne représenteraient qu'une fraction minimale de la variation de ce stock ; le problème se situe donc ailleurs, notamment dans la responsabilité pour les gestionnaires de fonds de faire fructifier les actifs de leurs actionnaires et non ceux de la société dans son ensemble.

Toutes choses égales par ailleurs, la capital naturel doit être analysé comme constitutifs d'externalités, elles-mêmes constitutives d'un risque qui, lorsqu'il se matérialisera⁹⁵, affectera négativement les retours sur investissements et donc les dividendes de l'ensemble du marché. En effet, les grands investisseurs institutionnels sont des investisseurs universels ('Universal Owners'), c'est-à-dire qu'ils sont nécessairement investis, compte-tenu de leur taille, dans l'ensemble des secteurs économiques. Cette théorie stipule qu'un investisseur, dont le portefeuille comprend des titres de sociétés externalisant certains coûts, est exposé à un risque de baisse de rendement sur l'ensemble de son portefeuille du fait que ces externalités affectent d'autres entreprises de son portefeuille et, donc, globalement le marché. Ainsi, en théorie, ces 'investisseurs universels' ont objectivement intérêt à réduire les externalités négatives et augmenter les externalités positives de leurs portefeuilles d'investissement. En résumé, les intérêts des investisseurs institutionnels seraient alignés avec ceux de la collectivité et l'intérêt général pour peu qu'ils se comportent véritablement en investisseurs de long terme. Or la réalité est que leur horizon de gestion dépasse rarement les huit à dix ans.

Le capital naturel, un enjeu 'matériel' pour les marchés financiers

Aujourd'hui, sans doute parce que les autres risques restent encore difficilement évaluables, le pilotage des émissions de gaz à effet de serre des portefeuilles d'investissement est le premier défi majeur à relever par les investisseurs institutionnels suivis de l'usage de l'eau et de la pollution de l'air.

De nombreux investisseurs l'ont d'ailleurs compris. Selon une étude annuelle de Novethic (2014) sur 185 investisseurs institutionnels répartis dans 13 pays et pesant 6 000 milliards d'euros d'actifs en gestion, 12 % des investisseurs interrogés ont réalisé l'empreinte carbone de leur portefeuille et 23 % des investisseurs estiment ce risque matériel. L'analyse reste toutefois limitée à un nombre restreint d'industries, ce qui ne permet pas de connaître l'exposition totale d'un portefeuille au risque carbone, sa matérialité et son ampleur variant d'un secteur à l'autre. Enfin, le risque carbone (risque d'émergence d'une législation et d'un prix du carbone) ne peut être évalué que par rapport à un scénario de référence ; il y a donc un véritable 'trou méthodologique' qu'il convient de clairement identifier. C'est le travail entrepris par le think tank 2° Investing Initiative à travers l'utilisation de stress tests⁹⁶ pour connaître l'impact du risque carbone sur toute la chaîne de l'investissement : commençant par le risque sur les actifs physiques (*stranded assets*⁹⁷), le risque se diffuse à l'échelle des entreprises et des portefeuilles pour atteindre, étant donné le poids des énergies fossiles dans l'économie mondiale, un risque systémique⁹⁸. Par ailleurs, un autre projet, Beyond Ratings, se spécialise dans l'évaluation du risque énergétique des pays dans le cadre de l'évaluation des dettes souveraines.

⁹⁴ OECD (2014). Pension Markets in Focus, Paris: OECD.

⁹⁵ Pour certains secteurs, comme celui de la réassurance, ce risque s'est déjà matérialisé au travers de l'explosion de leurs coûts. Même s'il s'agit d'un montant inférieur à la moyenne annuelle des pertes économiques observées sur les dix dernières années (188 Md\$), les catastrophes naturelles et les catastrophes du fait de l'homme ont généré un coût de 113 Md\$ (environ 90,5 Md€) en 2014, contre 135 Md\$ (environ 108 Md€) en 2013 [Site de l'Argus de l'assurance, publié le 17 décembre 2014 à 15h09].

⁹⁶ Carbon Risk for Financial Institutions.

⁹⁷ Ressources d'énergies fossiles qui deviennent caduques en raison d'un changement de marché ou de régulation associé à la transition vers une économie sobre en carbone.

⁹⁸ Risque qui peut mettre en danger la survie du système financier.

Des initiatives encourageantes mais qui manquent d'ambition

Dopées par la COP21, les initiatives sur le changement climatique explosent

Depuis une quinzaine d'années, les investisseurs les plus engagés contre le changement climatique se sont organisés à travers de nombreuses initiatives : *Carbon Disclosure Project - CDP* (lancé dès 2000, pionnier en termes de reporting ESG, avec un objectif de transparence des émissions des plus grandes multinationales), *Global Investor Coalition On Climate Change* (groupe de 250 investisseurs ayant pour but de trouver des points d'accord sur les sujets relatifs au changement climatique lors de grands événements comme la COP21⁹⁹), etc.

Les engagements de ces quinze dernières années ont néanmoins pris une nouvelle ampleur en 2014. Le Sommet sur le Climat des Nations Unies a tout d'abord accouché de la signature par 358 investisseurs institutionnels du *Global Investor Statement on Climate Change*, une déclaration reconnaissant l'impact du changement climatique sur leurs portefeuilles et la nécessité d'agir. À la suite de ce sommet, deux initiatives majeures et complémentaires ont vu le jour: la *Portfolio Decarbonization Coalition*, regroupant les investisseurs mobilisés pour la décarbonisation de leurs portefeuilles, et la *Montreal Carbon Pledge* rassemblant les investisseurs engagés à mesurer et publier l'empreinte carbone de leurs portefeuilles.

Cependant, il convient de noter que les investisseurs sont fortement dépendants de l'information fournie en amont par les émetteurs, ce qui constitue un frein potentiel à toute initiative financière.

La récente éclosion des coalitions sur le capital naturel

Ces dernières années ont également vu l'apparition de déclarations et de coalitions qui ne se cantonnent plus au seul changement climatique mais à l'ensemble du capital naturel.

L'UNEP-FI (initiative finance du Programme des Nations Unies pour l'environnement) ainsi que le programme Global Canopy ont tout d'abord été à l'origine de la *Déclaration sur le Capital Naturel* (NCD). Cette initiative vise le secteur financier et regroupe 44 directeurs généraux d'institutions financières, avec pour objectif d'intégrer les enjeux du capital naturel dans les différents types d'actifs et supports financiers (prêts, obligations, produits d'assurance) ainsi que dans l'évaluation et le reporting¹⁰⁰. Au-delà de la déclaration, une coalition récente regroupant les parties prenantes a également vu le jour en 2012 : la *Natural Capital Coalition* créée en 2012 par le groupe d'étude The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), la NCC est l'initiative la plus récente sur le capital naturel. Elle implique toutes les parties prenantes (investisseurs institutionnels, recherche, société civile, gouvernements) de labiodiversité et vise à standardiser les méthodes d'évaluation du capital naturel. La coalition envisage de réaliser une étude de cas prouvant que l'intégration du capital naturel mène à de meilleures décisions grâce à une meilleure résilience des portefeuilles, des coûts réduits, des approvisionnements sécurisés et enfin un modèle économique plus durable.

Enfin, une série d'initiatives en 2015 pourrait permettre de mieux associer les agendas de réforme des systèmes financiers et les enjeux du capital naturel : la conférence sur la réduction des risques catastrophiques (Sendai, mars), la conférence sur le financement du développement (Addis-Abeba, juillet), la finalisation des nouveaux Objectifs de Développement Durable (New York, septembre) et l'obtention d'un accord sur le changement climatique (Paris, décembre).

Des pratiques qui portent avant tout sur la prise en compte de l'enjeu Carbone

Ces pratiques englobent à la fois les stratégies d'investissement élaborées, les nouveaux instruments utilisés et la mesure et le reporting de ces derniers. Mais rares sont les investisseurs institutionnels qui s'imposent des objectifs, même non chiffrés, de préservation du capital naturel.

Les fonds ISR

Les enjeux du patrimoine naturel s'insèrent pour une part dans les stratégies d'allocation d'actifs des investisseurs ISR (investissement socialement responsable). On y retrouve 3 grandes familles d'approches : la sélection Best-In-Class, l'approche thématique ou l'exclusion et l'engagement actionnarial. La plupart du temps, ces approches (hormis l'approche thématique) utilisent les critères ESG (environnement, social, gouvernance) que ce soit pour dé-sélectionner ou pour pondérer les valeurs au sein du portefeuille. Or, le volet environnemental de ce reporting est essentiellement constitué des émissions de GES. Deux autres

⁹⁹ <http://globalinvestorcoalition.org/worlds-leading-institutional-investors-managing-20-trillion-call-for-carbon-pricing-ambitious-global-climate-deal/>

¹⁰⁰ <http://www.naturalcapitalforum.com/unesp>

indicateurs sont également utilisés, mais dans une bien moindre mesure : la consommation d'énergie des entreprises en portefeuille et la consommation d'eau et les volumes de matériaux utilisés¹⁰¹.

Ces approches sont critiquées pour des raisons distinctes, mais elles ont toutes pour point commun leur incapacité, à ce jour, à apporter la preuve de leur impact positif et de leur contribution aux objectifs de la transition énergétique et, a fortiori, à la préservation du capital naturel. D'autres instruments, en revanche, flèchent les investissements dans les projets d'atténuation (énergies propres, efficacité énergétique...) étant donné que les mesures d'adaptation sont plus difficiles à financer à cause du faible retour sur investissement.

Les fonds non cotés

En 2014, selon l'AFIC Cleantech, un montant total de 470 millions d'euros a été investi en France dans 86 sociétés 'cleantech' (énergies renouvelables, efficacité énergétique, traitement de l'eau et de l'air, etc.), un record mais bien loin des enjeux. L'investissement dans les sociétés cotées est quant à lui non négligeable mais ces entreprises sont, compte tenu de leur taille, rarement des pure players développement durable ou transition énergétique. Lancé en 2015 par la BEI et la Commission Européenne, le Mécanisme de financement du capital naturel (Natural Capital Funding Facility, NCF) est un instrument financier pour la réalisation de projets axés sur la biodiversité et les services écosystémiques. Ces projets favoriseront la protection, la restauration, la gestion et l'amélioration du capital naturel (aménagement des sols, des terres et des forêts, agriculture, eau, gestion des déchets...). Au-delà des investissements, cet instrument aura pour objectif de démontrer au marché et aux investisseurs potentiels l'attrait, y compris financier, que présentent les opérations liées à la biodiversité et à l'adaptation aux changements climatiques afin d'inciter le secteur privé à réaliser des investissements durables.

Les obligations vertes

Ces obligations permettent, a priori, un fléchage des investissements vers des projets créateurs de valeur environnementale (énergies renouvelables, efficacité énergétique...). Malgré l'existence des *Green Bond Principles* (publiés en janvier 2014), la notation de ces obligations 'vertes', qui ont connu une croissance fulgurante (66 milliards de dollars au 10 juin 2015 par rapport à 11 milliards en 2013, avec des prévisions entre 70 et 100 milliards pour 2015), ne prend pas en compte pour le moment de critères environnementaux et il manque un référentiel global pour garantir impact et crédibilité. Des offres de notation ESG, de vérification et de certification sont néanmoins en train d'émerger (Standard & Poor's notamment). Par ailleurs, l'UNEP-FI développe actuellement e-risk, une méthodologie pour évaluer et intégrer les ressources naturelles dans l'analyse de dette souveraine.

La gestion indiciaire bas-carbone

Compte tenu de leur taille, les entreprises du secteur des énergies fossiles ont une place prépondérante dans les indices boursiers traditionnels. Or ces indices jouent un rôle essentiel dans l'orientation des actifs des investisseurs institutionnels, qui investissent conformément à la composition de ces indices ou comparent leur performance au *benchmark* indiciaire.

Développé par des fournisseurs traditionnels d'indices comme FTSE ou MSCI, les indices sans énergies fossiles excluent, en théorie, les entreprises du charbon, du pétrole, du gaz et du secteur minier (FTSE Developed ex Fossil fuel, MSCI ex Fossil Fuel...). Néanmoins, afin d'éviter des variances trop importantes avec les indices standard, et donc une trop forte exposition au risque de marché, certains indices conservent souvent paradoxalement des sociétés pétrolières, ce qui nuit fortement à leur efficacité et à leur crédibilité. Permettant d'adopter une approche équilibrée entre réduction du risque carbone et exposition au risque de marché, les indices bas-carbone réduisent le poids des sociétés exposées au risque climatique et conservent une exposition aux autres risques de marché similaire aux indices standards. Ainsi, il est possible de réduire de plus de 60 % l'empreinte carbone sur un indice standard (ex. MSCI Europe) et de 80 % l'exposition aux *stranded assets*, tout en ayant un écart de suivi de l'indice de référence (*tracking error*) de seulement 70 points de base¹⁰². Sur le long terme, un investisseur peut dès lors obtenir des performances proches de l'indice de référence tout en étant protégé en cas de matérialité du risque carbone et donc de perte de valeur des sociétés intensives en carbone.

Si toutes ces stratégies partagent le même objectif, leur efficacité respective pour l'ensemble des parties prenantes est au centre du débat. Portant un fort message et engagement en accord avec l'urgence climatique, les stratégies d'exclusion/désinvestissement se heurtent néanmoins à un fort risque de marché

¹⁰¹ Etude-Indicateurs-ESG Novethic, 2013

¹⁰² Andersson M., Bolton P., Samama F., 2014. Hedging Climate Risk. Columbia Business School Research Paper No. 14-44.

pour les investisseurs, lié à l'exclusion de secteurs aux poids considérables dans l'économie, et à l'absence d'encouragement pour ces sociétés de faire évoluer leurs modèles d'affaires.

Le rôle des pouvoirs Publics en tant que catalyseur de la prise en compte du capital naturel par les investisseurs institutionnels

L'accélération de la mobilisation des investisseurs institutionnels est désormais au cœur de l'agenda politique

C'est le sens de l'initiative lancée par le Secrétaire général de l'ONU dès février 2008 invitant les investisseurs institutionnels à orienter leurs investissements vers une économie décarbonée, riche d'opportunités, puis celle de septembre 2014 déjà mentionnée.

Dans le cadre de la COP21, l'agenda des solutions est une nouvelle initiative permettant aux acteurs de la société civile de présenter des actions en lien avec la réduction des GES. Les investisseurs institutionnels pourront présenter des initiatives ou des outils innovants pour financer la transition énergétique. Les engagements des investisseurs seront regroupés sur diverses plateformes, notamment sur l'Investor Platform on Climate Change for Climate Actions ou sur la plateforme généraliste de l'ONU, NAZCA ; mais les pouvoirs publics doivent stimuler le secteur car ils n'y sont assez présents.

Parmi les différentes orientations d'action publique envisageables, trois axes permettraient de favoriser l'intégration du capital naturel par les investisseurs institutionnels : un nouveau système de gouvernance, le développement des systèmes d'information, une réglementation permettant l'émergence raisonnée de marchés d'actifs environnementaux.

Sous l'impulsion des pouvoirs publics et de certains investisseurs, la recherche sur les outils de mesure et de reporting s'intensifie

Deux types d'investissements doivent être distingués : des investissements qui intègrent un critère de qualité environnementale, les investissements directs dans la nature car les services éco-systémiques produisent de la valeur pour l'investisseur. D'un côté on essaie de favoriser des investissements qui n'endommagent pas la nature, de l'autre on fait de la nature un actif.

Connaître l'impact des investissements sur le capital naturel

Afin de piloter correctement leurs portefeuilles, les investisseurs ont besoin de connaître au préalable l'impact de leurs investissements sur le capital naturel. Les pouvoirs publics, y compris au travers de leurs bras financiers (Etablissement pour le régime additionnel de la fonction publique, fonds de réserve pour les retraites, CDC pour la France ; les fonds de pension pour les autres pays) doivent accompagner le développement de ces évaluations et encourager leur diffusion internationale. C'est le sens de l'article 173 de la loi de transition énergétique pour la croissance verte, récemment adoptée, et pionnier dans le monde.

De nombreuses méthodologies de reporting qu'il s'agit de faire converger...

Bien que le rapide développement du reporting des GES (Novethic¹⁰³ recense 56 investisseurs engagés dans la mesure de l'empreinte carbone, soit 10 % des investisseurs ayant pris un engagement climatique) soit un signe prometteur pour la mesure de la performance environnementale, la diversité des méthodologies (périmètre pris en compte, de période de référence pour le calcul des émissions, de transparence, de consolidation, etc.) qui en résulte s'avère problématique¹⁰⁴, en particulier en ce qui concerne le distinguo entre la mesure des émissions (empreinte carbone) et l'évaluation du risque carbone (en relation avec la notion de *stranded assets* évoquée précédemment).

Néanmoins, le *Greenhouse Gas Protocol* (GHG Protocol), partenariat multilatéral constitué d'entreprises, d'ONG et de gouvernements, travaille actuellement sur l'établissement d'un standard de comptabilité qui permettrait d'unifier ces méthodes, en particulier au niveau des entreprises.

Dans le cadre du 4^e groupe de travail de la Déclaration sur le capital naturel, une réflexion est engagée avec l'IIRC (International Integrated Reporting Committee) et d'autres parties prenantes pour développer le reporting autour du capital naturel. Le travail se focalisera notamment sur l'élaboration de recommandations à l'attention du secteur financier. Le groupe développera d'ici à 2016 un programme visant à une plus grande

¹⁰³ Novethic, Les investisseurs mobilisés sur le changement climatique, 2015.

¹⁰⁴ http://2degrees-investing.org/IMG/pdf/2dii_emissionsfinances_diff.pdf

transparence et permettant de connaître les impacts indirects du secteur financier à travers tous les types de produits et services financiers (prêts, investissements, assurance)¹⁰⁵.

... et une transparence à renforcer

Une fois ces outils développés, les investisseurs doivent communiquer sur leurs impacts, car ils se doivent d'être transparents vis-à-vis des parties prenantes et de leurs clients. Sur la question du reporting, la France est clairement en pointe, avec l'article 224 de la loi portant engagement national pour l'environnement et l'article 48 de la loi de transition énergétique pour la croissance verte précitée. Les acteurs français ne sont pas en reste. Le FRR a réalisé une première empreinte environnementale de son portefeuille en 2007 ; en 2013 et en 2014, il a mesuré son empreinte carbone. Pour la deuxième année consécutive, l'ERAFP a calculé, avec l'appui d'Amundi, l'empreinte carbone de son portefeuille d'actions en 2014. Mirova a développé, en partenariat avec Carbone 4, une méthodologie innovante permettant de mesurer l'empreinte carbone de ses investissements en actions et en obligations d'entreprises en équivalent de tCO₂ émis et évités, à l'instar de ce qui existe pour les financements de projets.

Le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie développe deux labels destinés à encourager la transparence des émetteurs : le label 'ISR', qui comporte un volet environnemental et opère sur une logique de best-in-class, et le label 'Transition énergétique et écologique', qui récompense les meilleurs investisseurs mais encourage surtout le développement et l'homogénéisation du reporting.

Favoriser l'intégration du capital naturel dans les stratégies et les politiques d'investissement par l'émergence d'actifs environnementaux ?

Hormis les obligations de transparence et reporting, les pouvoirs publics doivent impérativement permettre de créer les conditions favorables aux marchés lorsque le capital naturel concerné est substituable (1 t de CO₂ en France équivaut à 1 t de CO₂ en Chine). Par ailleurs, depuis le milieu des années 2000, les 'instruments de marché' de la biodiversité, plus ou moins fortement encadrés par la puissance publique, se sont fortement développés l'Etat ; ils s'agit soit de compenser les atteintes à la biodiversité par le versement de flux financiers à un organisme tiers qui se chargera de la compensation en nature, soit de recueillir des unités de biodiversité au sein d'une entité appelée bio-banque, faisant ainsi l'intermédiaire entre les demandeurs et les offreurs d'unités de compensation. Compte-tenu de leurs succès plus que mitigés et des controverses grandissantes légitimes qu'ils suscitent, cette tentative de créer des actifs environnementaux 'capital naturel' constitue une réponse inappropriée.

Au-delà des critères ESG, les problématiques du capital naturel devrait être intégrées dans les politiques de crédit de secteurs spécifiques ayant un impact majeur sur le capital naturel. Ce dernier doit également être considéré et évalué dans les stratégies et opérations d'affaires des assurances y compris la gestion des risques, le développement de produits et de services, la gestion des réclamations, la vente et le marketing, et la gestion des investissements.

Mais, pour cela, il s'agit d'opérer une véritable révolution des modes de pensées¹⁰⁶ et accepter qu'une régulation par des prix tutélaires, si elle est nécessaire, est loin d'être suffisante. Une réflexion sur le retour aux sources de ce que devrait être la responsabilité fiduciaire des investisseurs institutionnels pourrait en être le déclencheur ; il faudrait pour cela accepter que celle-ci ne se limite plus à la simple maximisation, sous contraintes, du rendement à court terme de leurs portefeuilles d'investissement. Encore faudrait-il changer la norme d'investissement¹⁰⁷ et la gouvernance du capital naturel, ce bien qui nous est commun.

¹⁰⁵ www.naturalcapitaldeclaration.org/working-group-4/

¹⁰⁶ MEDDE, Stratégie nationale de développement durable pour la croissance verte, 2015 (Axe 4 – Inventer de nouveaux modèles économiques et financiers).

¹⁰⁷ Par analogie au concept de normes de consommation ou de production, qui sont avant tout des normes sociales, dépassant le cadre de la stricte rationalité économique.

Bibliographie

2° Investing Initiative. Des émissions financées aux indicateurs de performance climatique – État de l'art de la comptabilité des émissions de gaz à effet de serre pour le secteur financier, Septembre 2013.

Andersson, M., Bolton, P., Samama, F. Hedging Climate Risk. Columbia Business School Research Paper No. 14-44, 2014.

Carbon Tracker Initiative & Grantham Research. [*Unburnable Carbon – Wasted capital and stranded assets*](#), 2013.

HSBC Global Research (Climate Change). Oil & carbon revisited – Value at risk from “unburnable” reserves, janvier 2013.

Maxwell, D. Valuing Natural Capital. Futureproofing Business and Finance. Dō Sustainability, avril 2015.

Novethic. Risque carbone : la lente prise de conscience des investisseurs institutionnels – cf. Portrait des investisseurs responsables européens, 5 décembre 2014.

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

Smith J. The Shareholders vs Stakeholders debate, MIT Sloan Magazine, Research Feature, 2003.

Standard & Poor's. Climate Change: Business Can Pay Now – or Pay More Later. Credit Week, septembre 2014. NY:S and P.

Weinstein O. Pouvoir, Finances et Connaissance, les transformations de l'entreprise capitaliste entre XXème et XXIème siècle, Editions La Découverte, Paris, 2010, page 98.

Nature et monnaie - Des réductions d'émission de CO₂ comme nouvel actif éligible pour les banques centrales

Etienne Espagne,
Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales (CEPII)

La monnaie est aujourd'hui largement conçue de manière déconnectée des financements qu'elle autorise dans le circuit économique, des interactions sociales qu'elle favorise et des liens avec l'environnement qu'elle modifie. Cette apparente neutralité est en réalité plutôt une construction institutionnelle bien particulière propre qui camoufle les priorités politiques sous-jacentes. Réencastrer la monnaie dans la contrainte environnementale et sociale exige de dévoiler les rouages de cette neutralisation de la monnaie. Une application particulière aux investissements de la transition bas carbone s'en déduit.

Nous esquissons dans ces quelques pages les fondements d'une proposition de financement de la transition bas carbone utilisant le levier du crédit bancaire et de la monnaie. Nous souhaitons également replacer l'approche de la monnaie qui sous-tend notre proposition dans le paysage pour le moins complexe des principaux courants de pensée sur la monnaie. Dresser une histoire critique des théories monétaires au prisme de leur interaction avec l'environnement naturel de l'homme dépasse cependant de très loin le cadre et l'ambition de cet article.

La double crise financière et climatique contemporaine permet de re-problématiser le fait monétaire, en dévoilant certaines des propriétés d'un médium qu'en temps "normal" on ne pourrait identifier tant il agit sur notre quotidien et nous aveugle par son omniprésence même. Externalités environnementale et financière semblent en effet mettre ensemble sous pression des institutions aussi essentielles du capitalisme que la croissance et la monnaie. L'essentiel des réflexions porte usuellement sur des programmes de recherche et des préconisations de politique publique séparés, visant à résoudre spécifiquement les problèmes de l'une ou de l'autre des externalités. Or les deux crises sont liées et doivent être abordées et pensées ensemble par l'analyse économique. Ce fondement heuristique est à la base de la proposition finale de cet article visant à rendre un actif carbone éligible au bilan des banques centrales.

De la monnaie neutre...

La crise de 2008 a eu, on peut le voir dans les évolutions des modèles orthodoxes de macroéconomie monétaire (modèles dits DSGE), un impact relativement marginal sur les idées relatives à la monnaie et à la finance. Certes, le secteur financier a commencé à être pris en compte de diverses manières, voire à être intégré dans la fonction de contrôle monétaire de la banque centrale, inaugurant une nouvelle fonction de surveillance « macroprudentielle » de la part des autorités monétaires. Mais la représentation de la monnaie sous-jacente à ces évolutions reste identique à ce qu'elle était majoritairement avant la crise : un simple intermédiaire neutre des échanges, qui ne prend éventuellement une certaine importance qu'en raison des inerties d'ajustement des prix.

La monnaie est ici considérée comme exogène à l'économie. Elle représente une potentialité d'interférence politique, une perturbation en puissance de la sphère économique supposée fonctionner par essence de manière optimale. Dans un tel cadre, une "bonne" politique monétaire éteint ces potentialités, et institutionnalise ainsi l'éloignement de la monnaie des sphères économique et politique. Au mieux, la politique monétaire peut tenter de venir compenser les frictions surgissant dans l'évolution dynamique des prix, en accompagnant leurs ajustements plus ou moins longs à l'évolution des conditions économiques.

Le succès au plan politique de la théorie de la monnaie exogène signe aussi l'échec de toute appréciation du rôle qualitatif de la monnaie, *a fortiori* d'un rôle en lien avec l'externalité environnementale. Si en effet la monnaie ne vient que réduire des coûts de transaction sans jouer de rôle particulier sur la nature de ces transactions, sur les liens construits entre individus dans les processus de production et d'échange, alors il est

absolument vain de penser le lien entre économie et environnement au travers du prisme de la monnaie. La monnaie neutre est par essence aveugle à l'environnement comme elle est aveugle à la nature des liens sociaux.

... à la monnaie neutralisée

Pourtant cette vision de la monnaie peut à bien des égards paraître tout à la fois a-historique et a-sociale, tant elle nie l'ensemble des éléments historique et anthropologique disponibles sur l'origine des monnaies, et qui donnent un rôle actif à ces dernières pour forger des sociétés très diverses. Ainsi, le présupposé de l'institution de la monnaie exogène est qu'elle minimise des coûts de transaction par rapport à une économie de troc, en levant la contrainte de la « double coïncidence des désirs »¹⁰⁸. Or cette histoire est très largement inventée de toutes pièces. Les exemples anthropologiques abondent d'économies pré-monnaies ou non monnaies ne faisant aucun usage du troc. En réalité, il semblerait même qu'aucun exemple historique ou présent d'économie de troc (dont aurait émergé une économie monétaire) ne puisse à ce jour être cité. Quelle signification accorder alors à un tel récit ? Il aide probablement davantage à l'élaboration d'un concept de philosophie politique, en permettant de penser une institution moderne à partir d'une reconstruction mythologique de l'histoire économique : le troc comme antécédent logique et donc nécessairement réel de la monnaie. L'erreur épistémologique est fréquente. La neutralité monétaire des monétaristes et des néo-keynésiens est ainsi en elle-même une construction purement théorique, devenue sociale seulement par les institutions qu'elle justifie et permet de consolider, et non par une tendance historique quelconque. La monnaie n'est donc pas neutre, elle est neutralisée.

Comme le relève l'économiste Milton Friedman en décrivant l'économie de l'île du Pacifique de Yap¹⁰⁹, la monnaie en tant qu'objet facilitant des échanges marchands est un épiphénomène, éphémère qui plus est : c'est le système sous-jacent de crédit et de compensation qui est l'essence de la monnaie. Cette indifférence au *medium* physique illustre le fait que la monnaie n'est pas un bien, qui serait choisi pour ainsi dire au hasard pour faciliter des échanges entre individus atomisés, mais un système social de crédit et de compensation, c'est-à-dire, de manière plus abstraite encore, une technologie sociale. Par ce terme de technologie sociale, nous entendons les liens que la monnaie définit entre membres d'une société, liens d'échanges marchands, mais aussi liens symboliques et de pouvoir. Dès lors que l'on admet ces apports historiques et anthropologiques, la monnaie perd donc cette propriété de neutralité pour revêtir une dimension politique, sociale, mais également environnementale.

L'environnement naturel, par les services de tous ordres qu'il rend à la société, fait naturellement partie de ce système complexe et abstrait de crédit et de compensation. Il a pleinement part à cette technologie sociale. La monnaie, dans ce sens élargi, est le lieu de comptabilisation des dettes économiques et symboliques croisées des membres d'une société, mais aussi vis-à-vis de l'extérieur, qu'il s'agisse d'autres sociétés ou des ressources naturelles. Au travers des différentes formes du sacré, un ensemble de crédits et de compensations englobe les divers éléments naturels utiles aux sociétés. Cette technologie sociale parfois très sophistiquée (la culture du *potlatch* chez les Amérindiens par exemple) permet aux sociétés dites « primitives » de subsister de manière à ne pas épuiser l'environnement naturel dont elles dépendent. Un éventuel effondrement ne survient qu'à la suite d'un véritable choc exogène, inédit et contre lequel la société prend éventuellement de mauvaises décisions. Dans le cadre de sociétés capitalistes, dont la valeur marchande est le moteur essentiel, il devient nécessaire d'explicitier ces dettes croisées et ces prix implicites, de leur donner une valeur monétaire. Mais le système de crédit et de compensation fonctionne *in fine* sur le même mode, à savoir comme une technologie sociale définissant les liens entre membres de la société, et de la société vis-à-vis de son environnement.

La lutte pour le contrôle

Admettre la non-neutralité de la monnaie pose aussitôt la question de son contrôle et de l'étendue de son usage. Dans l'approche dite « chartaliste » de la monnaie, l'histoire monétaire peut servir à éclairer cette question du contrôle monétaire. En effet, il semble historiquement que la monnaie apparaisse toujours avant

¹⁰⁸ Cette contrainte mythifiée est celle qui bloque l'échange tant que l'individu A ne possède pas exactement les marchandises que l'individu B désire, et réciproquement.

¹⁰⁹ Sur cette île en effet, les habitants indigènes utilisaient une monnaie de pierres rondes, le *fei*. Ces pierres rondes étaient d'une telle taille et d'un tel poids qu'il est difficile de dire qu'elles constituaient le meilleur intermédiaire des échanges. Par ailleurs les échanges sur l'île se limitaient à un très petit nombre de produits, ce qui aurait pu donner lieu sans problème majeur à une économie de troc. Il était presque impossible de transporter de telles pierres d'un propriétaire à l'autre, en tout cas pour les transactions courantes. Seules les compensations pouvaient éventuellement donner lieu à un transport de *fei*, quand elles ne se terminaient pas simplement par la reconnaissance de dette, le *fei* restant en place.

tout comme un instrument *du* souverain ou *en opposition* au souverain, quoi qu'il en soit toujours *en rapport* avec lui. Dans un cas, elle serait ainsi le *medium* dans lequel le souverain lève les taxes, dans l'autre le *medium* permettant au contraire d'y échapper. La monnaie apparaît ici non pas pour simplifier des échanges économiques de troc qui lui préexisteraient, mais pour consolider (ou échapper à) la gestion logistique complexe d'une politique budgétaire qui se ferait sinon en nature, ou ne se ferait pas du tout. Ce lien fort entre système fiscal et système monétaire expliquerait le monopole monétaire observé de manière quasi-exclusive aujourd'hui dans tous les pays. Par la mainmise sur la circulation monétaire ainsi créée, le souverain peut façonner des marchés qui contribueront à développer sa puissance et à le perpétuer ainsi dans son être. Si cette circulation lui échappe, il perd aussitôt de son pouvoir. La monnaie est ainsi le lieu d'expression par excellence des tensions du pouvoir politique.

Cette perspective historique positive étant admise, elle peut ensuite justifier normativement deux positions tout à fait opposées. Ainsi, les tenants de l'école autrichienne, à l'image de Hayek, en déduisent qu'il faut tout faire pour contrer cette tendance à la mainmise de l'État sur les affaires privées, et vont jusqu'à prôner des systèmes de monnaies privées, totalement déconnectées de tout souverain. L'application concrète en serait l'émission concurrente et sans lien de différentes monnaies de banques commerciales, aucune monnaie "centrale" ne venant garantir une équivalence entre celles-ci. Ce concept du *free banking* est expérimenté aux États-Unis à partir du *Free banking act* de 1838 jusqu'au *National bank act* de 1863. Mais l'absence d'un prêteur en dernier ressort se révèle dirimante, et les nécessités d'une économie de guerre (civile) y mettent rapidement fin. Les tenants du néo-chartalisme considèrent au contraire qu'il est du rôle de l'État démocratique de résoudre les tensions politiques que traduisent les évolutions des masses monétaires émises par les banques commerciales à l'occasion de la création de crédit. Cette monnaie des banques commerciales n'est d'ailleurs pas considérée dans cette perspective comme une véritable monnaie, mais comme un "signe de crédit", traduisant la relation purement privée qu'elle sous-tend au moment initial de son émission. Ce "signe de crédit" n'acquiert le statut d'équivalent général propre à la véritable monnaie qu'à partir du moment où il est socialisé en étant intégré dans le système productif.

La monnaie reflète donc en permanence la tension entre sa création essentiellement privée et sa validation sociale comme bien public. Elle est ainsi le lieu essentiel de résolution des tensions inhérentes à toute société. Il n'y a alors qu'un pas pour considérer que l'environnement sous tous ses aspects entre de plain-pied dans le cadre des facteurs possibles de tension qu'il incombe à la monnaie de résoudre. Ce pas n'a pourtant pas été franchi dans les faits jusqu'à aujourd'hui. À partir des années 1980 en particulier, la plupart des pays occidentaux mettent en place des politiques monétaires fondées sur le postulat d'une monnaie neutre, indépendante du pouvoir politique, alors même que la question du changement climatique apparaît de plus en plus comme une urgence globale à résoudre avec de fortes implications sur les économies. Les alertes scientifiques et politiques sont très largement perceptibles et croissantes à partir du rapport du Club de Rome en 1972. Ce faisant, les dégradations environnementales tous azimuts se poursuivent à un rythme sans aucun équivalent dans l'histoire humaine. L'UNEP a récemment montré l'existence de certains embryons de prise en compte du risque climatique dans les bilans ou les régulations de certaines banques centrales de pays du Sud, pouvant laisser espérer une évolution de cette situation. La monnaie, en tant que lieu de résolution des tensions internes et externes aux sociétés, a structurellement vocation à intégrer la tension majeure qui marquera le 21^e siècle, et qui est la tension environnementale.

Limites et résistances à un équivalent universel unique

Néanmoins, l'extension de la monétarisation de toute forme de lien social, *i.e.* l'utilisation de la monnaie comme technologie sociale exclusive, ne sont pas unanimement perçues comme une forme de progrès social absolu. La réduction de tous les coûts de transaction et l'approfondissant la fongibilité du monde rencontrent en pratique certaines résistances. La critique principale en est l'insuffisance de cet outil à résumer tous les liens existants au sein d'une société, mais aussi les liens tout à fait particuliers d'une société avec son environnement. Or comme nous l'avons vu, le passage subreptice d'un lien privé (le « signe de crédit ») à un lien social (la monnaie au sens strict) sans changement visible de support justifie bien d'un point de vue théorique, *a contrario* des thèses de l'école autrichienne, un encadrement des quantités comme des qualités de ces "signes de crédit". Et encadrer ces quantités et ces qualités revient d'une manière ou d'une autre à poser certaines bornes à la technologie sociale qu'est la monnaie.

Ces bornes peuvent prendre différentes formes. L'une d'elle repose sur l'idée qu'une seule échelle de valorisation ne peut rendre compte de la diversité des liens externes et internes aux sociétés. La question est alors en réalité celle de la possibilité d'existence simultanée de différentes échelles de valeur, sans nécessairement de fongibilité entre elles, en raison d'une incommensurabilité des valeurs. L'émergence récente de débats politiques et économiques sur la pertinence des monnaies locales ou plus généralement

sur la pluralité monétaire dans un groupe social ou un espace géographique donné reflète ce questionnement. L'enchevêtrement croissant des échelles géographiques sur lesquelles s'expriment les liens d'échange et de solidarité devrait tendanciellement intensifier ces discussions. Force est de constater que la théorie économique est assez désarmée devant cet engouement et ne parvient pas à caractériser de manière satisfaisante les causes du phénomène. Une raison en est probablement pour une bonne part le désencastrement même de la théorie économique du cadre plus large des questions sociales, culturelles et historiques, et de sciences naturelles. Une seconde borne possible consiste à viser à la suppression totale ou partielle de la monnaie. De telles tentatives ont pu voir le jour partiellement dans la Sparte antique, sans jamais parvenir à éradiquer complètement la nécessité d'une circulation monétaire minimale. Il peut s'agir encore de circonvier la monnaie, à l'image de la Russie soviétique, en la rendant *de facto* inutile, mais en se privant aussi de l'instrument essentiel de mesure économique qu'elle autorise. Ces frictions et résistances s'expriment plus particulièrement dès que l'affichage de neutralité théorique de l'instrument est perçu, en pratique, comme un outil au service d'intérêts déterminés et minoritaires.

Sur un plan plus pratique, la monétarisation de l'ensemble des formes de valeur liées à l'environnement poserait des défis techniques complexes. Si l'émission de carbone semble être relativement simple à mesurer, la baisse des émissions requiert quant à elle davantage d'hypothèses sujettes à la subjectivité. Quelle référence choisir pour évaluer cette baisse ? Comment une source d'émission, nécessairement de l'ordre de la microéconomie, contribue-t-elle à la réduction globale, macroéconomique, des émissions ? Peut-on compenser une réduction d'émissions par une autre ? En d'autres termes, les réductions d'émissions ont-elles toutes les propriétés de fongibilité et d'équivalent universel que l'on attribue usuellement à la monnaie ? Les choses se compliquent encore lorsque l'on choisit de traiter de la biodiversité. Sa valorisation est diverse suivant l'échelle géographique considérée, et souvent sujette à controverse. Nécessaire au niveau global pour des raisons de préservation, elle se heurte à des intérêts économiques plus forts à une échelle régionale et est source de conflits sociaux parfois violents au niveau local. Il est alors particulièrement difficile d'en faire émerger une valeur unique, qui soit acceptée par toutes les parties en suivant un critère de justice faisant consensus, et qui soit ensuite transcrite monétairement.

Capital fictif et coordination des anticipations

La monnaie s'impose ainsi *de facto* dans le cadre du capitalisme comme équivalent universel de valeur, ce qui pourrait tendre à la rapprocher des unités physiques de mesures. De même qu'un mètre est un concept abstrait de mesure de distance, une monnaie comme le dollar ne se réfère lui aussi, on l'a vu, à aucun objet physique. Pour autant la monnaie ne peut être considérée comme une mesure scientifique au même titre que les unités physiques du système international. Car elle mesure la valeur économique, propriété du monde social, qui en le transformant rétroagit sur elle-même. Nous nous intéressons dans cette partie à la modification structurelle du capitalisme, survenue durant les dernières décennies du 20^e siècle, et qui donne un rôle clé au secteur financier dans le processus d'accumulation de capital et de valeur. La monnaie ne devient alors plus le représentant de valeur effectivement réalisée mais celui d'une valeur future anticipée. Depuis le début des années 1980 et de ce qui a été appelé la mondialisation financière, une part toujours plus importante de la croissance des pays occidentaux provient du secteur financier. La comptabilité tend à faire entrer l'évolution de la valeur des actifs financiers comme de la véritable création/destruction de richesse. L'hypothèse d'efficacité des marchés vient quant à elle justifier d'un point de vue théorique cette norme comptable et offrir un horizon aux politiques sur les réformes de dérégulation à mener. Dès lors, toute évolution du prix des actifs, *i.e.* des titres de propriétés, sera vue comme une évolution de la valeur sous-jacente du capital auquel ces titres se rapportent. La valeur sous-jacente est donc par hypothèse entièrement déterminée par des marchés qui allouent au mieux les capitaux dont ils disposent pour satisfaire une agrégation d'utilités individuelles.

Pourtant, il est une autre manière d'appréhender le système financier, qui semble bien mieux convenir aux observations des crises financières qui se succèdent depuis les années 1980. Cela implique naturellement d'abandonner l'hypothèse d'efficacité des marchés, dont les conditions purement utopiques d'existence ne sont pas remplies dans la réalité, et de replacer la question de l'origine de la valeur au cœur des préoccupations. En abandonnant ce critère de l'efficacité des marchés, l'appréciation des prix des titres financiers ne reflète plus nécessairement une hausse de la valeur sous-jacente, mais simplement une forme d'inflation au sens propre du mot : un gonflement des prix sans accroissement de valeur. Mais tandis que l'inflation des biens et services reflète une dévalorisation de ces derniers, l'inflation du prix des actifs doit, elle, être perçue comme une valorisation du capital, dans la mesure où l'argent ainsi placé s'accroît aussi longtemps que l'accumulation des titres de propriété se poursuit. Cette accumulation des titres de propriété, eux-mêmes généralement gagés sur d'autres titres de propriété, et ainsi de suite, repose sur la capitalisation purement auto-référentielle des anticipations sur l'avenir des agents économiques, *i. e.* la capitalisation

anticipée de valeur future. Ces anticipations de l'avenir permettent de créer de grandes vagues d'accumulations de capital « fictif », qui reposent sur une valeur effectivement réalisée toujours plus étroite en comparaison. Survient inévitablement la déception des attentes, qui se traduit par une destruction du capital fictif, qui entre-temps a bien souvent changé de main.

Ces séquences de création/destruction de capital fictif ont essentiellement trois conséquences sur l'environnement naturel au sens le plus large. Les fluctuations liées à ces cycles financiers provoquent tout d'abord en elles-mêmes une surexploitation massive des ressources naturelles. Les anticipations de création de valeur future s'orientent souvent vers des secteurs intenses en matières premières et en énergie, comme c'est le cas des technologies de l'information et de la communication, ou intenses en occupation des sols comme c'est le cas de l'immobilier. Dans de tels exemples, l'accumulation de capital fictif se traduit par une utilisation particulièrement inefficace mais bien réelle des ressources tandis que la phase récessive du cycle financier en dévoile la dévalorisation complète. Ensuite, la non-intériorisation de l'externalité environnementale ne fait qu'accroître encore le gâchis de ressources lié à ces cycles, et empêche de canaliser les fonds disponibles vers des projets à fort rendement social, qu'il s'agisse des besoins d'investissements verts pour adapter le tissu productif, de la préservation des écosystèmes, des villes durables, ... Enfin l'indifférence géographique concomitante à la mondialisation financière crée les conditions d'une indifférence géographique à l'allocation des capitaux. De la sorte, quand bien même les externalités environnementales auraient été intégrées et les cycles relativement maîtrisés, subsisteraient encore une forme d'incompatibilité entre la notion d'allocation efficiente du capital sur une échelle globale et de préservation d'un biotope ou d'un écosystème, nécessairement localisés. Dès lors l'urgence porte bien sur une forme de réencastrement des anticipations de valeur future des agents économiques dans toutes les dimensions de la contrainte environnementale.

Le réencastrement de la monnaie dans la contrainte carbone

La fin de l'étalon-or puis du système de Bretton Woods a ainsi laissé émerger un nouveau régime monétaire autour de l'accumulation de capital fictif relevant de l'anticipation de valeur future. Parallèlement, l'expansion capitaliste a atteint et même parfois dépassé certaines des limites que peut offrir le support même de toute vie sur terre. La perpétuation des modes de création de « signes de crédit » privés, validés ensuite socialement de manière quasi-automatique par la banque centrale sous la forme d'une incorporation à l'équivalent universel monétaire ne pourra conduire, *via* la mise au travail sans distinction qualitative des populations, qu'à une poursuite du dépassement de ces limites naturelles. La proposition formulée et résumée ici revient ni plus ni moins à refonder un nouvel équilibre des pouvoirs présents au sein du prêteur en dernier ressort qu'est la banque centrale. Il ne s'agit pas seulement d'un nouvel équilibre entre Etat et Economie, représentés dans l'exemple séminal de la Banque d'Angleterre par le roi et les marchands de Londres¹¹⁰, mais d'un compromis entre puissance publique, activités marchandes et productives, et environnement naturel. Un nouveau *grand bargain* devra sous une forme ou une autre inclure la préservation de l'environnement. Or l'émission de carbone évitée représente la métrique d'une richesse communément partagée, à savoir la garantie de la possibilité même de la poursuite d'un processus d'accumulation capitaliste. À la condition d'être valorisée à un niveau suffisamment élevé, sous la forme par exemple de la valeur sociale du carbone¹¹¹, elle pourrait à terme remplacer l'or comme équivalent universellement admis. Dès lors, les incitations à l'émission de nouveaux « signes de crédit » seraient automatiquement orientées vers la perspective de leur convertibilité potentielle en « certificats carbone », émis de manière contrôlée par des instances de certification agréées. De nouvelles perspectives de développement décarboné s'offrent comme horizon d'une telle mutation¹¹².

¹¹⁰ La création de la banque centrale d'Angleterre à la fin du 17^e siècle répond à des contraintes et tensions sociales qui reflètent l'évolution extrêmement rapide du capitalisme anglais naissant. Le projet de banque centrale de William Paterson est finalement adopté, car il parvient à concilier les intérêts des grands marchands et ceux de la royauté, les deux forces politiques prééminentes de l'époque. Une souscription est lancée avec succès pour émettre des billets confiés dans leur intégralité à l'Etat. Les souscripteurs confient donc l'ensemble de leur capital à l'Etat, qui s'engage en contrepartie à percevoir de nouveaux impôts sur les liqueurs et le tonnage des navires pour rembourser les intérêts du prêt. Étant à la fois le principal bailleur de fonds et le caissier de l'Etat, cette institution peut être considérée comme la banque du gouvernement. Mais elle est aussi une institution privée totalement indépendante du pouvoir, du fait de l'élection de ses administrateurs par les actionnaires, choisis qui plus est au début parmi les grands négociants londoniens. Elle émet ainsi des billets portant l'engagement de payer un certain montant de shillings au porteur. Ce système d'« étalon-or », fruit du compromis politique entre les intérêts de la royauté britannique et des marchands de Londres, met rapidement d'immenses ressources à la disposition de la Banque d'Angleterre, tout en l'obligeant également à intervenir sur le marché des métaux précieux pour agir sur les prix.

¹¹¹ La valeur sociale du carbone se définit comme la valeur accordée à une réduction marginale d'émission de CO₂. Les valeurs calculées par les modèles existants varient beaucoup en raison de fortes incertitudes sur des paramètres aussi bien physiques (sensibilité climatique, ...) que socio-économiques (vitesse de progrès technique) ou éthiques (taux d'actualisation). Ainsi la valeur choisie in fine est le fruit d'un arbitrage politique.

¹¹² Une description plus technique et exhaustive de l'ensemble du dispositif est téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www.strategie.gouv.fr/publications/une-proposition-financer-linvestissement-bas-carbone-europe>.

La coordination par l'étalon-carbone

Nous présentons pour conclure l'effet bilanciel qu'un tel mécanisme d'accumulation de « certificats carbone » au bilan de la banque centrale impliquerait à partir d'un exemple de projet individuel. Considérons un projet bas carbone fictif qui permet de réduire 5 unités de CO₂. La valeur sociale du carbone est fixée à 2. Cette valeur résulte d'un processus de négociation politique autour de la valeur pour la société d'une réduction marginale d'émission de CO₂. Ce projet pourrait se financer à l'aide d'un crédit de 100 (pour simplifier l'analyse, les taux d'intérêt ne sont pas considérés). Sachant que les prêts bas carbone peuvent être refinancés par la banque centrale (BC) à hauteur de la valeur des réductions d'émission réalisées, l'intermédiaire financier modifie en conséquence l'appréciation du risque d'investissement du projet bas carbone et lui accorde un crédit de 100.

Bilans au moment de l'ouverture du prêt

Intermédiaire financier		Entrepreneur bas carbone	
Actif	Passif	Actif	Passif
		100	
100	100		100

À la fin de la maturité du prêt, l'entrepreneur a remboursé 90 avec ses revenus monétaires et a reçu 5 certificats carbonés (CC) correspondant aux 5 unités de CO₂ évitées. Ces 5CC lui permettent d'annuler sa dette restante vis-à-vis de l'intermédiaire financier puisque ce dernier peut refinancer la valeur des CC auprès de la BC.

Bilans à la fermeture du prêt

Banque centrale		Intermédiaire financier		Entrepreneur bas carbone	
Actif	Passif	Actif	Passif	Actif	Passif
				100	
				-90	
5CC	10	10	10	5CC	10

L'accroissement de bilan consenti par la BC pour acheter des CC représente bien l'ancrage de la valeur acceptée par le prêteur en dernier ressort dans une forme d'étalon bas-carbone, potentiel substitut lointain de l'étalon-or. La garantie publique apportée sur la valeur des CC achetés par la banque centrale (BC) n'a pas vocation à se substituer à la mise en place d'un prix du carbone. De façon très pragmatique, et conforme à la vision de la monnaie comme lieu de résolution des tensions sociales, elle épargne le capital existant et envoie un « signal prix » aux nouveaux investissements, au cours de la phase de transition bas carbone de l'appareil productif. Ce faisant elle réduit considérablement les effets distributifs immédiats du prix du carbone, tout en envoyant un signal de long terme sur le niveau qu'il devra atteindre. Le bilan de la banque centrale peut ensuite revenir à sa taille initiale si l'Etat décide de racheter les CC au moyen de nouvelles recettes fiscales (générées par la mise en place progressive d'un prix du carbone par exemple). Dans tous les cas, un certain montant d'émissions aura été retiré de l'économie, ce qui constitue bien une création de richesse réelle par rapport à la trajectoire actuelle.

Un tel dispositif de réencastrement de la contrainte environnementale pourrait de la sorte orienter les incitations des acteurs économiques conformément à la préservation du support même de leur existence physique. Il ne peut certes répondre à la question de l'incommensurabilité des valeurs, et reste dans le strict cadre d'un processus d'accumulation capitaliste, et même d'accumulation de capital fictif, au sens où la transition bas-carbone devient le nouveau « porteur de promesses » du processus d'accumulation. À ce titre, il ne pourra convaincre en l'état les voix qui s'élèvent en faveur de la décroissance ou d'une sobriété

heureuse. Mais partant d'une déconstruction de la situation existante, il tente d'infléchir de manière assez radicale les mécanismes d'incitations à l'accumulation. Il s'agit bel et bien d'un changement de paradigme monétaire, qui, une fois validé, peut ensuite encore évoluer dans des directions très différentes à la faveur des nouveaux équilibres des forces sociales.

Bibliographie

Aglietta M., (1976). Régulation et crises du capitalisme : l'expérience des Etats-Unis. Calman-Lévy, Paris.

Aglietta M., Espagne E. et Perrissin Fabert B., (2015), Une proposition pour financer l'investissement bas carbone en Europe, note d'analyse France Stratégie n°24

Aglietta M., Orléan A., (1982). La violence de la monnaie. Presses universitaires de France.

CISL & UNEPFI (2014), Stability and Sustainability in Banking Reform: Are Environmental Risks Missing in Basel III?

Diamond J., (2011), Effondrement, Folio Essais.

Dodd N., (2014). The social life of money. Princeton University Press.

Friedman M., (1991). The Island of Stone Money (No. e-91-3).

Graeber D., (2011). Debt : The first 5,000 years. Melville House.

Hayek F. A., (1976). Denationalisation of Money : The argument refined. Ludwig von Mises Institute.

Lohoff E. et Trenkle N., (2014), La grande dévalorisation ; pourquoi la spéculation et la dette de l'État ne sont pas les causes de la crise. Editions « Post-éditions ».

Martin F., (2013). Money : the unauthorised biography. Random House.

Martinez Alier J., (2014). L'écologisme des pauvres ; une étude des conflits environnementaux dans le monde. Institut Veblen pour les réformes économiques

Orléan A., (2011). L'empire de la valeur : refonder l'économie. Seuil.

Bibliographie

Les documents présentés dans cette bibliographie sont consultables au CRDD, Centre de ressources du Développement durable du Commissariat général au Développement durable
Tour Séquoia - 21.19 - 92055 La Défense cedex
Tél. 01 40 81 17 93

crdd@developpement-durable.gouv.fr

Espace documentaire ouvert de 9h30 à 17h30 (sur rendez-vous pour le public externe)
Site et base de données (75 000 références) : www.crdd.developpement-durable.gouv.fr

I - Publications du CGDD

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire - Revue du CGDD – 2010 - 84 p.

www.developpement-durable.gouv.fr/Donner-une-valeur-a-l.html

Séminaires du SEEIDD : Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux.

– **Actes du séminaire du 15 décembre 2010** - Etudes et documents n°53 – 2011 - 53 p.

www.developpement-durable.gouv.fr/Monetarisation-des-biens-services.html

– **Usages et pratiques. Actes du séminaire du 7 décembre 2011** - Etudes et documents du CGDD n°78 – 2012 - 56 p.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Monetarisation-des-biens-et.html>

– **Quelles utilisations pour les politiques publiques et les décisions privées ? Actes du séminaire du 13 décembre 2012** - Etudes et documents n°98 – 2013 - 54 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0079517>

– **En appui à la décision : les nouveautés méthodologiques. Actes du séminaire du 19 décembre 2013** - Etudes et documents du CGDD n°116 – 2014 - 68 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0081228>

– **La variabilité des valeurs monétaires. Actes du séminaire du 10 décembre 2014** - Etudes et documents du CGDD n°126 – 2015 - 128 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0082009>

Paris, Ministère de l'écologie.

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

TERMIGNON (M), DEVAUX (J)

Évaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux (actualisation en vue du 2e cycle Directive Cadre sur l'Eau).

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluer-les-benefices-issus-d-un.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2014 - 60 p. - *Références*

CGDD Service de l'observation et des statistiques, DELEGATION INTERMINISTERIELLE A L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET A L'ATTRACTIVITE REGIONALE

MORVAN (H), FIRDION (L)

Des indicateurs de développement durable pour les territoires.

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/2113/1346/indicateurs-developpement-durable-territoires-1.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2014 - 110 p. - *Repères CGDD*

CGDD Service de l'observation et des statistiques

NAUROY (F)

Les coûts écologiques non payés relatifs aux émissions dans l'air.

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/2278/1356/couts-ecologiques-non-payes-relatifs-emissions-lair.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2014 - 36 p. - *Etudes et documents du CGDD n° 105*

CGDD Service de l'observation et des statistiques, INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, LABORATOIRE D'ECONOMIE FORESTIERE

NIEDZWIEDZ (A), MONTAGNE HUCK (C), COLIN (A)

Comptes intégrés environnementaux et économiques de la forêt française. Méthodologie et analyse pour la période 2007-2010.

<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/2038/1115/comptes-integres-environnementaux-economiques-foret.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2013 - 71 p. - *Document de travail du SOeS n° 15*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
EXPERT (F), LEMAITRE CURRI (E)

Les mécanismes de financement innovants.

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-mecanismes-de-financement.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2013 - 90 p. - *Références*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
PUYDARRIEUX (P), DEVAUX (J)

Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine ?

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Quelle-evaluation-economique-pour.html>

Paris, Ministère de l'écologie, 2013 - 40 p. - *Etudes et documents du CGDD n° 92*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

AOUBID (S), BELEY (Y), BOMMELAER (O), BOUSCASSE (H), DEFRANCE (P), DEVAUX (J), DUPREZ (C), GAUBERT (H), KATOSKY (A), MARICAL (F), MORARDET (S), STROSSER (P)

Évaluation économique des services rendus par les zones humides.

– *Études et documents du CGDD n°23* - 2010 - 50 p.

www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluation-economique-des-services.html

– **Enseignements méthodologiques de monétarisation** - *Etudes et documents du CGDD n°49* – 2011 - 216 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0070526>

– **Complémentarité des méthodes de monétarisation** - *Etudes et documents du CGDD n° 50* – 2011 - 46 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0070531>

– **Le cas de la moyenne vallée de l'Oise** - *Etudes et documents du CGDD n° 76* – 2012 - 80 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0077405>

– **Le cas de la plaine alluviale de la Bassée** - *Etudes et documents du CGDD n° 77* – 2012 - 102 p.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0077408>

Les méthodes et les valeurs de référence pour la valorisation des services rendus par les zones humides - Point sur n° 97, 4 p. – septembre 2011.

www.developpement-durable.gouv.fr/Les-methodes-et-les-valeurs-de.html

Avancées et enseignements pour la valorisation des services rendus par les zones humides - Point sur n° 157, 4 p. – mars 2013

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Avancees-et-enseignements-pour-la.html>

Paris, Ministère de l'écologie

CGDD Service de l'observation et des statistiques

NAUROY (F)

Impact de l'épuisement des ressources naturelles sur les agrégats économiques.

www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/1808/1328/impact-lepuisement-ressources-naturelles-agregats.html

Paris, Ministère de l'écologie, 2011 - 52 p. - *Etudes et documents du CGDD n° 56*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

HARDELIN (J), MARICAL (F)

Taux d'actualisation et politiques environnementales : un point sur les débats.

www.developpement-durable.gouv.fr/Taux-d-actualisation-et-politiques.html

Paris, Ministère de l'écologie, 2011 - 14 p. - *Etudes et documents du CGDD n° 42*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITE

AUBERTIE (S), MORANDEAU (D)

Pertinence et faisabilité de dispositifs d'accès et de partage des avantages en Outre-mer sur les ressources génétiques et les connaissances traditionnelles associées.

www.developpement-durable.gouv.fr/Pertinence-et-faisabilite-de.html

Paris, Ministère de l'écologie, 2011 - 326 p. - *Etudes et documents du CGDD n°48*

CGDD Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques.

Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement.

www.developpement-durable.gouv.fr/Conservation-et-utilisation.html

Paris, Ministère de l'écologie, 2010 - 242 p. - *Références*

CGDD Service de l'observation et des statistiques

TREGOUET (B)

Un an de mise en œuvre des recommandations de la Commission Stiglitz. Vers une nouvelle génération d'indicateurs.

www.developpement-durable.gouv.fr/Un-an-de-mise-en-oeuvre-des.html

Point sur n° 64, p. 1-6, Septembre 2010

II - Ouvrages, études et rapports

ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES

Vers une croissance verte.

– **Green growth indicators 2014 - 141 p.**

<http://www.oecd.org/fr/environnement/green-growth-indicators-2013-9789264202030-en.htm>

– **Suivi des progrès. Quatre ans de la stratégie de croissance verte.- 2015.- 103 p.**

<http://www.oecd.org/fr/croissanceverte/vers-une-croissance-verte-9789264235663-fr.htm>

Paris, OCDE, 2015.

COMMISSION EUROPEENNE, JOINT RESEARCH CENTER

MAES (J)

Mapping and assessment of ecosystems and their services.

A- An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020.

Discussion paper – Final - avril 2013 - 57 p.

B- Indicators for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. 2nd report – Final - february 2014 - 80 p.

C- Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010 – 2015 - 131 p.

<http://biodiversity.europa.eu/maes>

Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne, 2015.

Technical report N° 2013-067, 2014-080

CONVENTION SUR LA DIVERSITE BIOLOGIQUE, MINISTERE DES AFFAIRES ETRANGERES, JAPAN BIODIVERSITY FUND, INDIAN OCEAN COMMISSION, AGENCE EUROPEENNE POUR L'ENVIRONNEMENT

WEBER (JL)

Comptes écosystémiques du capital naturel. Une trousse de démarrage rapide. (Version française provisoire).

Ecosystem natural capital accounts: a quick start package - 245 p.

<https://www.cbd.int/ts/default.shtml>

Montréal, CDB, 2014 - 288 p.

CBD Technical series n° 77

ARNAULD DE SARTRE (X), CASTRO (M), DUFOUR (S), OSZWALD (J)

Political ecology des services écosystémiques.

Bruxelles, PIE Peter Lang, 2014 - 288 p.

EcoPolis n° 21

BANQUE MONDIALE, WEALTH ACCOUNTING AND THE VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES

Designing pilots for ecosystem accounting. May 2014.

<https://www.wavespartnership.org/en/publications/waves-publications>

Washington, Banque mondiale, 2014.

Working paper

SCHAEFFER (Y)

La monétarisation de l'environnement face à l'idéal démocratique : une synthèse des critiques issues de l'économie écologique. Actes des 8es Journées de recherches en sciences sociales, Grenoble, 11-12 décembre 2014.

http://www.sfer.asso.fr/journees_de_recherches_en_sciences_sociales/8es_jrss_2014_grenoble

Paris, SFER, 2014 - 14 p.

NATIONS UNIES Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, COMMISSION EUROPEENNE, ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES, BANQUE MONDIALE, FONDS MONETAIRE INTERNATIONAL

SEEA - System of environmental-economic accounting 2012.

A - Central framework.- 2014.- 346 p.

Version en français - 2014 - 353 p.

B - Applications and extensions. White cover publication - 2014.- 112 p.

C - Experimental ecosystem accounting – 2014 - 197 p.

<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/pubs.asp>

New York, Nations Unies, 2014.

KARSENTY (A), EZZINE DE BLAS (D)

Du mésusage des métaphores. Les paiements pour services environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ?

In : « *L'instrumentation de l'action publique - Controverses, résistances, effets* ».

<http://pfb-cbfp.org/actualites/items/pes-karsenty-fr.html?file=docs/news/>

Paris, Presses de Sciences Po, 2014 - p. 161-189.

MARIS (V)

Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques.

Versailles, Editions Quae, 2014 - 94 p.

Sciences en questions

CAISSE DES DEPOTS Mission Economie de la biodiversité

Les paiements pour préservation des services écosystémiques comme outil de conservation de la biodiversité. Cadres conceptuels et défis opérationnels pour l'action.

<http://www.mission-economie-biodiversite.com/biodiv2050/#cahiers>

Paris, Caisse des dépôts, 2014 - 26 p. - *Les Cahiers de Biodiv'2050 n° 1*

ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES

Renforcer les mécanismes de financement de la biodiversité.

<http://www.oecd.org/fr/environnement/renforcer-les-mecanismes-de-financement-de-la-biodiversite.htm>

Paris, OCDE, 2014 - 188 p.

NATIONS UNIES Commission économique pour l'Europe, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Organisation pour l'alimentation et l'agriculture

The value of forests. Payments for ecosystem services in a green economy.

<http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/SP-34Xsmall.pdf>

Genève, Nations Unies, 2014 - 83 p.

PERTHUIS (C DE), JOUVET (PA)

Le capital vert : une nouvelle perspective de croissance.

Paris, Odile Jacob, 2013 - 280 p.

MANAGI (S)

The economics of biodiversity and ecosystem services.

Abingdon, Routledge, 2013 - 240 p. - *Routledge explorations in environmental economics*

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement, INSTITUTE EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY

The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB) for water and wetlands - 84 p.

L'économie des écosystèmes et de la biodiversité pour l'eau et les zones humides.- Résumé.- 13 p.

<http://www.wetlands.org/WatchRead/Currentpublications/tabid/56/mod/1570/articleType/ArticleView/articleId/3442/Default.aspx>

Londres, IEEP, 2013 - 84 p.

GRANDE-BRETAGNE Department for environment food and rural affairs

URS INFRASTRUCTURE AND ENVIRONMENT UK LIMITED, PUNDAMILIA LTD, WESTCOUNTRY RIVERS TRUST, GRANDE-BRETAGNE Université Birmingham

SMITH (S), ROWCROFT (P), ROGERS (H), QUICK (T), EVES (C), WHITE (C), EVERARD (M), COULDRICK (L), REED (M)

Payments for ecosystem services: a best practice guide.

A – Guide - 85 p.

B - Annex - Case studies - 38 p.

<https://www.gov.uk/government/publications/payments-for-ecosystem-services-pes-best-practice-guide> practice-guide

Londres, URS, 2013.

BANQUE MONDIALE
HAMILTON (K)
Biodiversity and national accounting.
<http://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/1813-9450-6441>
Washington, Banque mondiale, 2013 - 24 p. - *Working paper n° 6441*

AGENCE EUROPEENNE POUR L'ENVIRONNEMENT
Streamlining european biodiversity indicators 2020: building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process.
<http://www.eea.europa.eu/publications/streamlining-european-biodiversity-indicators-2020>
Copenhague, AEE, 2012 - 45 p. - *EEA Technical Report n° 11*

GRID ARENDAL
SOLGAARD (A), RUCEVSKA (I), NEUMANN (C), CAVALIERE (C), LUTZ (S), FERNAGUT (M), JULSETH (M)
Vital graphics on payment for ecosystem services. Realising nature's value.
<http://www.grida.no/publications/vg/pes/>
Arendal, GRID-Arendal, 2012 - 72 p.

HOUDET (J)
Le bilan biodiversité. Une méthodologie pour intégrer la nature dans votre comptabilité.
Paris, Victoires éditions, 2012 - 177 p. - *Natureparif*

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement, INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY
TEN BRINK (P), MAZZA (L), BADURA (T), KETTUNEN (M), WITHANA (S)
TEEB - Nature and its role in the transition to a green economy. The economics of ecosystems and biodiversity. Final report.
<http://www.teebweb.org/publication/nature-and-its-role-in-a-green-economy/>
Nairobi, PNUE, 2012 - 59 p.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE
OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES
AMIGUES (JP), CHEVASSUS AU LOUIS (B)
Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels.
<http://www.documentation.eaufrance.fr/notice/00000000013566bea4fe04fcc7fd796b>
Vincennes, ONEMA, 2011 - 172 p. - *Comprendre pour agir*

FEUILLETTE (S)
Quelle(s) valeur(s) pour la biodiversité ?
Paris, EcoRev, 2011 - 85 p.

KAREIVA (P), TALLIS (H), RICKETTS (TH), DAILY (GC), POLASKY (S)
Natural capital. Theory and practice of mapping ecosystem services.
New York, Oxford university press, 2011 - 365 p.

WATSON (R), ALBON (S)
UK national ecosystem assessment. Understanding nature's value to society – Synthesis of the key findings.
<http://uknea.unep-wcmc.org/Resources/tabid/82/Default.aspx>
Cambridge, UNEP-WCMC, 2011 - 85 p.

ORGANISATION DE COOPERATION ET DE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUES
BROOKE (Q), KAROUSAKIS (K)
Payer pour la biodiversité. Améliorer l'efficacité-coût des paiements pour services écosystémiques.
Paris, OCDE, 2011 - 228 p.

OFFICE NATIONAL DE L'EAU ET DES MILIEUX AQUATIQUES
DEFRANCE (P), HERNANDEZ (S), MATTHEISS (V), STROSSER (P)
Quel(s) rôle(s) pour les instruments économiques dans la gestion des ressources en eau en Europe ? Synthèse du séminaire Les rencontres de l'ONEMA, Paris, 9-10 décembre 2009.
<http://www.onema.fr/instruments-economiques-synthese-rencontres>
Paris, ONEMA, 2011- 51 p.

INSTITUT FRANCAIS DES RELATIONS INTERNATIONALES, INSTITUT DU DEVELOPPEMENT DURABLE ET DES RELATIONS INTERNATIONALES
BROUGHTON (E), PIRARD (R)
Instruments de marché pour la biodiversité. La réalité derrière les termes.
http://www.iddri.org/Publications/Collections/Analyses/AN_1103_MBI_broughton_pirard_FR.pdf
IDDRI, 2011 - 50 p. - *Analyses IDDRI n° 3/11*

INSTITUT DE RECHERCHE POUR LE DEVELOPPEMENT
MERAL (P)
Les services environnementaux en économie : revue de la littérature.
http://www.serena-anr.org/DOCUMENTS_DE_TRAVAIL.HTM
Montpellier, Institut de recherche pour le développement, 2010 - 44 p.

AGENCE EUROPEENNE POUR L'ENVIRONNEMENT
Assessing biodiversity in Europe - the 2010 report.
<http://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84>
Copenhague, AEE, 2010 - 58 p. - *EEA Report N° 5/2010*

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement
CORCORAN (E), NELLEMAN (C)
Dead planet, living planet. Biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development. A rapid response assessment.
http://www.unep.org/publications/contents/pub_details_search.asp?ID=4144
Nairobi, PNUE, 2010 - 112 p.

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, SERVICE D'ETUDES TECHNIQUES DES ROUTES ET DES AUTOROUTES
COUSIN (P), GRANGEON (D)
Monétarisation des externalités environnementales. Rapport d'études.
http://www.infra-transport-materiaux.cerema.fr/IMG/pdf/1017w_Rapport_monetarisation_externalites_enviromentales.pdf
Bagneux, SETRA, 2010 - 148 p. - *Rapports (Les)*

CONSEIL GENERAL DE L'AGRICULTURE, DE L'ALIMENTATION ET DES ESPACES RURAUX
Quelles rémunérations pour les services environnementaux rendus par l'agriculture et la forêt ? Actes du colloque - Paris - 8 novembre 2010.
<http://agriculture.gouv.fr/ministere/quelles-remunerations-pour-les-services-environnementaux-rendus-par-lagriculture-et-la>
Paris, Ministère de l'agriculture, 2010 - 64 p. - *Les rencontres du CGAAER*

NATIONS UNIES Programme des Nations Unies pour l'environnement
TEEB - The economics of ecosystems and biodiversity.
- Ecological and economic foundations.
- The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers.
- TEEB for local and regional policy makers.
- TEEB for business.
- Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
<http://www.teebweb.org/our-publications/>
Nairobi, PNUE, 2010.

AGENCE EUROPEENNE POUR L'ENVIRONNEMENT
Scaling up ecosystem benefits. A contribution to The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) study.
<http://www.eea.europa.eu/publications/scaling-up-ecosystem-benefits-a>
Copenhague, AEE, 2010 - 39 p. - *EEA Report n° 4/2010*

BRAHIC (E), TERREAUX (JP)
Évaluation économique de la biodiversité. Méthodes et exemples pour les forêts tempérées.
Versailles, Editions Quae, 2009 - 197 p. - *Savoir faire*

CENTRE D'ANALYSE STRATEGIQUE
BIELSA (S), CHEVASSUS AU LOUIS (B), MARTIN (G), PUJOL (JL), RICHARD (D), SALLES (JM)
Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique.
<http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/094000203/>
Paris, La Documentation française, 2009 - 399 p. - *Rapports et documents n° 18*

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, NATIONS UNIES
Ecosystems and human well-being.
<http://www.millenniumassessment.org/fr/Global.html>
Washington, Island Press, 2005.

INSEE
TOULEMON (R)
Les comptes du patrimoine naturel.
Rapport de la Commission interministérielle des comptes du patrimoine naturel.
http://projects.eionet.europa.eu/leac/library/background-papers-and-publications/comptes_patrimoine_naturel_insee_1986
Paris, 1986 - 552 p. - *INSEE Série C n° 137-138*

III – Articles de presse spécialisée

FEUILLETTE (S), LEVREL (H), BLANQUART (S), GORIN (O), MONACO (G), PENISSON (B), ROBICHON (S)
Évaluation monétaire des services écosystémiques. Un exemple d'usage dans la mise en place d'une politique de l'eau en France.

Natures sciences sociétés n° 23/1, p. 14-26 - 01/01/2015

PETERSON (JM), SMITH (CM), LEATHERMAN (JC), HENDRICKS (NP), FOX (JA)

Transaction costs in payment for environmental service contracts.

American journal of agricultural economics n° 97/1, p. 219-238 - 01/01/2015

PIRARD (R), WEMAERE (M), LAPEYRE (R), FERTE-DEVIN (A)

Les dispositifs institutionnels régissant la compensation biodiversité en France. Gouvernance de marché ou accords bilatéraux ?

<http://www.iddri.org/Publications/Les-dispositifs-institutionnels-regissant-la-compensation-biodiversite-en-France-Gouvernance-de-marche-ou-accords-bilateraux>

Working paper IDDRI n° 13/14, p. 1-20 - 01/09/2014

GATZWEILER (FW)

Reframing the value of nature: biological value and institutional homestasis.

Environmental values n° 23/3, p. 275-295 - 01/06/2014

OBST (C), VARDON (M)

Recording environmental assets in the national accounts.

Oxford review of economic policy n° 30/1, p. 126-144 - 01/03/2014

HELM (D)

Taking natural capital seriously.

Oxford review of economic policy n° 30/1, p. 109-125 - 01/03/2014

DASGUPTA (P)

Special issue. Economic analysis for the UK National Ecosystem Assessment.

<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10640-013-9660-0#page-1>

Environmental and resource economics n° 57/2, p. 170-297 - 01/02/2014

DING (H), NUMES (PALD)

Modeling the links between biodiversity, ecosystem services and human wellbeing in the context of climate change: results from an econometric analysis of the European forest ecosystems.

Ecological economics n° 97, p. 60-73 - 01/01/2014

NUNES (PALD), GHERMANDI (A)

The economics of marine ecosystems: reconciling use and conservation of coastal and marine systems and the underlying natural capital.

Environmental and resource economics n° 56/4, p. 459-465 - 01/12/2013

BAVEYE (PC), BAVEYE (J), GOWDY (J)

Monetary valuation of ecosystem services: it matters to get the timeline right.

Ecological economics n° 95, p. 231-235 - 01/11/2013

DAVIDSON (MD)

On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation.

Ecological economics n° 95, p. 171-177 - 01/11/2013

SCEMAMA (P), LEVREL (H)

L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États : impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions.

Revue d'Economie Politique n° 6, p. 893-924 - 01/11/2013

BUSCH (J)

Supplementing REDD+ with biodiversity payments: the paradox of paying for multiple ecosystem services.

Land economics n° 89/4, p. 655-675 - 01/11/2013

PESCHE (D)

Le Millenium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale.

Natures sciences sociétés n° 4, p. 363-372 - 01/10/2013

RIBIERE (G)

Valeurs de la biodiversité, prix de la nature.

Vraiment durable n° 4, p. 29-45 – 01/10/2013

CARISE (JP)

De la valeur à la monétarisation de la nature, outils, mesures, méthodes.

Vraiment durable n° 4, p. 55-64 – 01/10/2013

KALLIS (G), GOMEZ BAGGETHUN (E), ZOGRAFOS (C)

To value or not to value? That is not the question.

Ecological economics n° 94, p. 97-105 - 01/10/2013

KOPMANN (A), REHDANZ (K)

A human well-being approach for assessing the value of natural land areas.

Ecological economics n° 93, p. 20-33 - 01/09/2013

NINAN (KN), INOUE (M)

Valuing forest ecosystem services: what we know and what we don't.

Ecological economics n° 93, p. 137-149 - 01/09/2013

ZHAO (M), JOHNSTON (RJ), SCHULTZ (ET)

What to value and how? Ecological indicator choices in stated preference valuation.

Environmental and resource economics n° 56/1, p. 3-25 - 01/09/2013

BUREAU (D), POINT (P)

Microévaluation environnementale. L'évaluation économique des services ou des dommages liés à l'environnement, vingt ans après.

<http://www.insee.fr/fr/publications-et-services/sommaire.asp?id=635&nivgeo=0>

Economie et Statistique n° 460-461, p. 71-77 - 01/09/2013

LAPEYRE (R), PIRARD (R)

Payments for environmental services and market-based instruments : next of kin or false friends ?

http://www.iddri.org/Publications/Collections/Idees-pour-le-debat/WP1413_RL%20RP_PES%20and%20MBIs.pdf

Working paper IDDRI n° 14, p. 1-16 - 13/07/2013

CARBONE (JC), SMITH (VK)

Valuing nature in a general equilibrium.

Journal of environmental economics and management n° 66/1, p. 72-89 - 01/07/2013

EDENS (B), HEIN (L)

Towards a consistent approach for ecosystem accounting.

Ecological economics n° 90, p. 41-52 - 01/06/2013

ADMIRAAL (JF), WOSSINK (A), GROOT (WT DE), SNOO (GR DE)

More than total economic value: how to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience.

Ecological economics n° 89, p. 115-122 - 01/05/2013

BARBIER (EB)

Wealth accounting, ecological capital and ecosystem services.

Environmental and resource economics n° 18/2, p. 133-161 - 01/04/2013

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, CONSEIL ECONOMIQUE POUR LE DEVELOPPEMENT DURABLE

BUREAU (D), LEMAITRE CURRI (E)

Politiques de préservation de la biodiversité. Dimensions économiques et sociales.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0078081>

Références économiques pour le développement durable n° 24, p. 1-8 - 01/03/2013

ERNSTSON (H), SORLIN (S)

Ecosystem services as technology of globalization: on articulating values in urban nature.

Ecological economics n° 86, p. 274-284 - 01/02/2013

BAS (A), GASTINEAU (P), HAY (J), LEVREL (H)

Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental.

Revue d'Economie Politique n° 1, p. 127-157 - 01/01/2013

FROGER (G), MERAL (P), LE COQ (JF), AZNAR (O), BOISVERT (V), CARON (A), ANTONA (M)

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

<http://vertigo.revues.org/12717>

Vertigo - revue en sciences de l'environnement n° 12/3, p. 1-14 - 01/12/2012

- CHRISTIE (M), FAZEY (I), COOPER (R), HYDE (T), KENTER (JO)
An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies.
 Ecological economics n° 83, p. 67-78 - 01/11/2012
- VAN NOORDWIJK (M), LEIMONA (B), JINDAL (R), VILLAMOR (GB), VARDHAN (M), NAMIREMBE (S), CATA CUTAN (D), KERR (J), MINANG (PA), TOMICH (TP)
Payments for environmental services: evolution toward efficient and fair incentives for multifunctional landscapes.
<http://works.bepress.com/jindal/1/>
 Annual review of environment and resources n° 37, p. 389-420 - 01/11/2012
- LAPEYRE (R), PIRARD (R), KLEITZ (G)
Resource mobilisation for Aichi targets: ambiguous lessons from research on market-based instruments.
<http://www.iddri.org/Publications/Resource-Mobilisation-for-Aichi-Targets-ambiguous-lessons-from-research-on-market-based-instruments>
 Policy brief IDDRI n° 15, p. 1-7 - 12/10/2012
- GRANDE-BRETAGNE University of Manchester
 RUIJS (A), KORTELAINEN (M), WOSSINK (A), SCHULP (CJE), ALKEMADE (R)
Opportunity cost estimation of ecosystem services.
<http://ideas.repec.org/p/man/sespap/1222.html>
 Economics discussion paper series n° 1222 – 01/10/2012
- POLISHCHUK (Y), RAUSCHMAYER (F)
Beyond “benefits”? Looking at ecosystem services through the capability approach.
 Ecological economics n° 81, p. 103-111 - 01/09/2012
- MULLAN (K), KONTOLEON (A)
Participation in payments for ecosystem services programs: accounting for participant heterogeneity.
 Journal of environmental economics and policy n° 1/3, p. 235-254 - 01/08/2012
- POLASKY (S), JOHNSON (K), KEELER (B), KOVACS (K), NELSON (E), PENNINGTON (D), PLANTINGA (AJ), WITHEY (J)
Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned?
 Oxford review of economic policy n° 28/1, p. 139-163 - 20/06/2012
- HOLZMAN (DC)
Accounting for nature’s benefits. The dollar value of ecosystem services.
<http://ehp.niehs.nih.gov/120-a152/>
 Environmental health perspectives n° 120/4, p. 152-157 - 01/04/2012
- BILLE (R), LAURANS (Y), MERMET (L), PIRARD (R), RANKOVIC (A)
Valuation without action? On the use of economic valuations of ecosystem services.
<http://www.iddri.org/Publications/Valuation-without-action-On-the-use-of-economic-valuations-of-ecosystem-services>
 Policy brief IDDRI n° 7/12, p. 1-4 – Avril 2012
- ATKINSON (G), BATEMAN (I), MOURATO (S)
Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity.
 Oxford review of economic policy n° 28/1, p. 22-47 - 20/03/2012
- HELM (D), HEPBURN (C)
The economics biodiversity. The economic analysis of biodiversity: an assessment.
 Oxford review of economic policy n° 28/1, p. 1-192, bibliogr., tabl., fig. - 20/03/2012
- CHAN (KMA), GOLDSTEIN (J), SATTERFIELD (T)
Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values.
 Ecological economics n° 74, p. 8-18 - 01/02/2012
- HOUDET (J), GERMANEAU (C), GAGNEUX (T)
Les enjeux et risques du panache de paiements pour services écologiques.
<http://www.synergiz.fr/les-enjeux-et-risques-du-panache-de-paiements-pour-services-ecologiques/>
 Cahier technique - Synergiz, p. 1-14 - 01/02/2012
- TACCONI (L)
Redefining payments for environmental services.
 Ecological economics n° 73/1, p. 29-36 - 15/01/2012

HOUDET (J), TROMMETTER (M), WEBER (J)

Understanding changes in business strategies regarding biodiversity and ecosystem services.

Ecological economics n° 73/1, p. 37-46 - 15/01/2012

LEVREL (H), HAY (J), BAS (A), GASTINEAU (P), PIOCH (S)

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

<http://www.nss-journal.org/fr/articles/nss/abs/2012/01/contents/contents.html>

Natures sciences sociétés n° 1, p. 16-29 - 01/01/2012

MERAL (P)

Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes.

<http://www.nss-journal.org/fr/articles/nss/abs/2012/01/contents/contents.html>

Natures sciences sociétés n° 12012, p. 3-15 - 01/01/2012

FONDAZIONE ENI ENRICO MATTEI

SCHAGNER (JP), BRANDER (L), MAES (J), HARTJE (V)

Mapping ecosystem services' values: current practice and futures prospects.

<http://www.feem.it/getpage.aspx?id=5015&sez=Publications&padre=73>

FEEM Nota di lavoro n° 59, p. 1-42 - 2012

CHIABAI (A), DING (H), MARKANDYA (A), NUNES (P ALD), TRAVISI (JM)

Economic assessment of forest ecosystem services losses : cost of policy inaction.

Environmental and resource economics n° 50/3, p. 405-445 - 01/11/2011

JOHNSTON (RJ), RUSSELL (M)

An operational structure for clarity in ecosystem service values.

Ecological economics n° 70/2, p. 2243-2249 - 15/10/2011

FISHER (B), POLASKY (S), STERNER (T)

Special issue. Conservation and human welfare: economic analysis of ecosystem services.

Environmental and resource economics n° 48/2, p. 151-335 - 01/02/2011

SAGOFF (M)

The quantification and valuation of ecosystem services.

Ecological economics n° 70/3, p. 497-502 - 15/01/2011

SALLES (JM)

Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ?

<http://www.nss-journal.org/fr/articles/nss/abs/2010/04/contents/contents.html>

Natures sciences sociétés n° 4/2010, p. 414-423 - 01/10/2010

Special section. Payments for ecosystem services: from local to global.

Ecological economics n° 69/11, p. 2060-2150 - 15/09/2010

KONTOGIANNI (A), LUCK (GW), SKOURTOS (M)

Valuing ecosystem services on the basis of service-providing units: a potential approach to address the "endpoint problem" and improve stated preference methods.

Ecological economics n° 69/7, p. 1479-1487 - 15/05/2010

CORBERA (E), KOSOY (N), MAY (PH), MURADIAN (R), PASCUAL (U)

Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services.

Ecological economics n° 69/6, p. 1202-1208 - 01/04/2010

MINISTERE DE L'ECOLOGIE, CONSEIL ECONOMIQUE POUR LE DEVELOPPEMENT DURABLE

Les "PSE" : des rémunérations pour les services environnementaux.

<http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/document.xsp?id=Temis-0068419>

Références économiques pour le développement durable n° 17, p. 1-7 - 2010

FONDAZIONE ENI ENRICO MATTEI

BRANDER (L), GHERMANDI (A), KUIK (O), MARKANDYA (A), NUNES (PALD), SCHAAFSSMA (M), WAGTENDONK (A)

Scaling up ecosystem services values: methodology, applicability and a case study.

<http://www.feem.it/getpage.aspx?id=2922&sez=Publications&padre=73>

FEEM Nota di lavoro n° 41, p. 1-45 - 2010

FONDAZIONE ENI ENRICO MATTEI

PALATNIK (RR), NUNES (PALD)

Valuation of linkages between climate change, biodiversity and productivity of european agro-ecosystems.

<http://www.feem.it/getpage.aspx?id=3545&sez=Publications&padre=73>

FEEM Nota di lavoro n° 138, p. 1-43 - 2010

FONDAZIONE ENI ENRICO MATTEI

DING (H), SILVESTRI (S), CHIABAI (A), NUNES (PALD)

A hybrid approach to the valuation of climate change effects on ecosystem services: evidence from the european forests.

<http://www.feem.it/getpage.aspx?id=2936&sez=Publications&padre=73>

FEEM Nota di lavoro n° 50, p. 1-63 - 2010

Commissariat général au développement durable

Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Tour Séquoia

92055 La Défense cedex

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouver cette publication sur le site :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable>

Nature et richesse des nations

S'il est communément admis que le PIB est un indicateur imparfait et que la nature est un ingrédient décisif d'une croissance, il n'existe pas aujourd'hui de « vision partagée » sur la bonne façon de mesurer et d'intégrer la nature dans la « richesse des nations ». Ce qui est en jeu est la possibilité d'une croissance inclusive et soutenable.

Cette édition de la Revue du CGDD vise à exposer l'état des savoirs sur le « capital naturel ». Elle propose tout d'abord une réflexion interdisciplinaire sur les relations homme-nature-société, et sur la mise en forme économique du rôle de la nature dans la croissance.

Une telle ambition conduit à revisiter le principe de la valeur des biens publics et des biens communs, comme le climat et la biodiversité, qui participent à la richesse des nations.

Les tentatives de mesure de ce capital naturel permettent d'appréhender à travers des indicateurs et des métriques (monétaires ou bio-physiques), la richesse et les fragilités des relations homme-nature.

L'objectif de la deuxième partie est de faire dialoguer les différentes propositions méthodologiques afin de faire émerger les innovations, les lacunes et les besoins de connaissance.

Enfin, dans une troisième partie, le capital naturel est apprécié du point de vue des acteurs économiques : État, investisseurs, banques, entreprises. De quelles valeurs manquantes ont-ils besoin pour intégrer la qualité de l'environnement dans leurs stratégies de long terme ? Comment faire en sorte que ces valeurs intègrent les systèmes de valorisation économique ? Via quels instruments économiques et financiers ? Quelles modifications institutionnelles et réglementaires ?

Alors que les controverses méthodologiques sur la « meilleure » mesure de la nature sont potentiellement insolubles, les besoins exprimés par les acteurs et l'urgence de l'action peuvent créer les conditions d'une demande sociale forte pour accélérer la stabilisation de conventions de mesure. L'enjeu est de favoriser la montée en puissance des investissements dans les actifs naturels.



Dépôt légal : Décembre 2015

ISBN : 978-2-11138755-3