

Entre écologie, économie et sociétés : la question de l'utilisation « rationnelle » des ressources vivantes

Compte rendu d'atelier

OLIVIER THÉBAUD

OLIVIER THÉBAUD
Centre for the Economics
and Management
of Aquatic Resources,
University of Portsmouth,
Locksway Road,
Portsmouth, PO4 8JF,
Royaume-Uni
(courriel :
thebaudo@pbs.port.ac.uk)

La définition de « mesures économiquement et socialement rationnelles incitant à conserver et à utiliser durablement les éléments constitutifs de la diversité biologique »¹ est récemment apparue comme une question centrale au sein du débat international sur la gestion des ressources vivantes. La difficulté de cette question tient à sa nature, à l'interface entre perceptions des écosystèmes et de leur valeur pour les sociétés, représentations de leur dynamique, et régulation collective de l'utilisation des qualités de ces écosystèmes ayant le statut de ressources. Son analyse a été menée, pour une part importante, à partir du cadre conceptuel standard de l'analyse économique, centré sur les modalités de coordination des préférences des agents de l'économie déterminant une allocation efficace de ressources disponibles, à des fins alternatives (voir encadré ci-dessous).

L'évaluation de l'état des connaissances relatives à cette approche était l'objectif d'un atelier de trois jours organisé par l'UICN sur le thème « The Economics of Biodiversity Loss ». Au cours de ces trois jours, écologues, économistes et responsables de projets d'intervention pour la conservation des ressources vivantes dans des contextes variés ont pu présenter et discuter leurs expériences respectives. À travers cette confrontation de savoirs relatifs à différents types d'écosystèmes, terrestres et marins, les organisateurs cherchaient à mieux appréhender la portée et des limites de l'analyse économique pour aborder le problème de la gestion du vivant.

En particulier, l'analyse économique de la régulation des usages des ressources biologiques implique deux séries de questions complémentaires, sur lesquelles l'atelier était centré :

- i) d'une part, il est nécessaire de pouvoir mesurer la valeur économique « réelle » de changements affectant les espèces et les écosystèmes, et en particulier leur diversité, du fait de modifications de leurs usages ;
- ii) d'autre part, il est nécessaire de comprendre les facteurs qui guident les actions des agents de l'économie et sont susceptibles de les amener, en pratique, à négliger cette valeur dans leurs décisions.

De manière générale, il ressort des débats que l'application du cadre d'analyse économique au problème de l'évolution de la biodiversité nécessite un effort de définition préliminaire sans lequel une certaine confusion gêne la réflexion. La principale source de confusion, soulignée à plusieurs reprises au cours de l'atelier, est l'absence de distinction

fréquente entre un problème de ressource faisant référence à un niveau quantitatif (biomasse) d'entités biologiques bien identifiées, et le problème de diversité biologique, faisant référence à des qualités des systèmes vivants, en particulier leur hétérogénéité, moins aisément identifiées. Ainsi, l'évolution de la biomasse d'un système vivant et l'évolution de sa diversité biologique à différentes échelles (génétique, spécifique, écosystémique) ne sont pas nécessairement liées. L'analyse s'appuyant sur des vecteurs de préférences et de ressources donnés, et centrée sur un problème d'allocation, devient difficile dès lors qu'il n'existe pas nécessairement d'accord sur la mesure des changements qualitatifs qui caractérisent les écosystèmes, sur la définition des qualités jugées importantes pour la société, et sur la prédiction de leurs évolutions futures.

L'analyse coûts-avantages : fonctions économiques et écologiques

L'analyse en termes de « valeur économique totale » repose sur une approche fonctionnelle de la valeur des espèces et des écosystèmes pour l'homme. Les études soulignent ainsi leurs *fonctions économiques et écologiques multiples*, et les changements affectant les écosystèmes sont analysés en termes de l'évolution résultante de ces fonctions et des flux de bénéfices qu'elles engendrent pour la société. La valeur actuelle d'un écosystème est ainsi mesurée par la variation des flux de bénéfices nets anticipés qu'entraîne une plus ou moins grande disponibilité d'une ou plusieurs de ces fonctions, selon les évolutions de l'écosystème. Des illustrations de ce type d'analyse ont été présentées au cours des différentes sessions de l'atelier : pour le cas

Compte rendu d'un atelier intitulé « The Economics of Biodiversity Loss » organisé par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) en collaboration avec le Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) et le World Resources Institute (WRI), du 22 au 24 avril 1996, à Gland (Suisse). Ce texte s'appuie sur un compte rendu de l'atelier rédigé pour le programme français « Dynamique de la biodiversité et environnement », comité « Perceptions, usages et évaluations ».

¹ Convention sur la diversité
biologique, juin 1992,
article 11.

des récifs coralliens en Indonésie (H. Cesar), des savanes africaines dans le Kwalazulu-Natal (O. Bourquin et al.) ou au Kenya (B. Heath), et des terres agricoles en général (A.M. Izac et al.). L'approche repose finalement sur une opposition entre des écosystèmes « sains », dans lesquels les fonctions économiques et écologiques sont préservées, et des écosystèmes « dégradés », dans lesquels une ou plusieurs des fonctions directement ou indirectement utiles à la société ont disparu. Elle amène à considérer les impacts des activités humaines sur ces écosystèmes comme des « menaces », et à considérer ces impacts comme les principaux facteurs d'évolution des systèmes vivants. Plus ou moins implicitement, le problème de la perte de diversité biologique est considéré comme une « décision collective » d'allocation des ressources vivantes à des fins alternatives : la société « choisit » la disparition de certaines qualités des écosystèmes et de certaines espèces, dans un arbitrage collectif conscient

entre développement économique et préservation (T. Swanson).

Le raisonnement s'appuie pour une part importante sur le cas du développement agricole, considéré comme un arbitrage entre *conversion* d'espaces « naturels », en particulier de forêts, et maintien du couvert forestier et de sa diversité biologique. En général, une telle conversion est perçue comme entraînant une perte de diversité biologique, qui s'accroît avec l'intensification de l'exploitation. L'arbitrage, qui repose sur la comparaison des coûts et bénéfices associés au maintien de la forêt et au développement agricole, risque d'être biaisé en faveur de l'agriculture dès lors que la totalité du coût social de la disparition d'un couvert forestier, ou des bénéfices liés à sa protection, est méconnue². La prise en compte de ces coûts et bénéfices mènerait à une redéfinition des termes de l'arbitrage, permettant d'intégrer la valeur des qualités non-marchandes des espèces et des écosystèmes.

L'analyse économique et la gestion des ressources vivantes.

Les concepts et méthodes de la théorie économique du bien-être et leur application aux biens et services non-marchands ont été présentés dans un numéro récent de la revue *Natures Sciences Sociétés*^{*}. Schématiquement, la théorie s'intéresse aux modalités par lesquelles un état optimal peut être atteint dans une économie, à partir des actions individuelles des agents qui la composent. Celui-ci se définit de telle sorte que l'allocation des ressources disponibles entre usages et agents dans l'économie soit efficace, c'est-à-dire qu'aucune allocation alternative ne permettrait d'améliorer la situation d'au moins un agent sans entraîner une dégradation de la situation d'un autre.

Dans ce contexte, les dysfonctionnements observés dans la réalité sont interprétés comme des situations « sous-optimales » ou « inefficaces », dont l'analyse doit conduire à identifier les corrections nécessaires à un retour à l'optimum. Les « mesures rationnelles » d'intervention dans les mécanismes d'allocation des ressources sont alors celles qui vérifient au minimum un critère d'efficacité économique.

[...] Selon ce modèle, l'existence de situations sous-optimales d'utilisa-

tion des ressources vivantes est liée au fait que les qualités des organismes, espèces et écosystèmes, et en particulier leur diversité, présentent une valeur non-totalement prise en compte par les agents qui les exploitent. Leur valeur échappe au moins en partie aux mécanismes de coordination existants entre « offre » et « demande » de ces qualités. En particulier, les décisions de ces agents reposent sur un système de prix qui n'intègre pas l'ensemble des coûts et des bénéfices découlant de leurs actions. Le rétablissement d'une coordination efficace des préférences individuelles passe par l'identification de la « véritable » valeur des espèces et des écosystèmes, les prix de marché devant être corrigés et complétés pour tenir compte de l'ensemble de ces coûts et bénéfices. Cette estimation de la *valeur économique totale* des actifs naturels, une fois intégrée dans une analyse coûts-avantages, doit permettre d'identifier les mesures de régulation collectives nécessaires au rétablissement d'un état optimal d'utilisation des ressources biologiques.

La légitimité de telles mesures provient du fait qu'elles sont destinées à satisfaire un objectif défini à partir des préférences indivi-

duelles des agents de l'économie. En pratique, elle justifie la mise en place de limitations des usages, lorsqu'ils entraînent des changements dans l'état d'un écosystème apparaissant comme indésirables au niveau collectif mais habituellement « non-facturés » aux agents responsables par le biais du marché. Une condition propre à l'analyse coûts-avantages permet cette compatibilité entre limitation du bien être d'un ou plusieurs agents par des mesures de régulation d'une part et accroissement du niveau de bien-être collectif d'autre part : l'amélioration *potentielle* de l'efficacité économique associée à une nouvelle allocation des ressources de l'économie suffit pour que cette allocation soit jugée préférable collectivement. En d'autres termes, *la possibilité de compenser* les éventuels perdants, plutôt que leur compensation effective, est le critère sur lequel repose la définition de « mesures rationnelles ». Ce critère, tout en tenant compte des préférences individuelles chères au cadre standard de l'analyse économique, permet de légitimer l'intervention d'une autorité centrale, même lorsqu'elle implique des perdants, tant que les bénéfices nets de cette intervention au niveau collectif demeurent positifs.

* M. Willinger (1996). « La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation ». *NSS* 4, 1, 6-22

² Il y a arbitrage entre renoncer à un mode d'usage d'un écosystème afin de conserver ses qualités (en particulier sa diversité biologique) – avec un coût connu mais des bénéfices que le marché ne permet pas de mesurer – et « convertir » l'écosystème en autorisant le développement du mode d'usage – avec un bénéfice connu mais un coût non-mesuré par le marché. L'incomplétude du système de prix favorise alors l'option de conversion, et l'adoption en général de stratégies non-souhaitables pour la société.

Ce rétablissement de l'efficacité de la coordination marchande, par l'intermédiaire d'un calcul de valeur économique totale, repose sur l'évaluation des préférences individuelles pour des états alternatifs d'un écosystème caractérisés par le fait qu'ils procèdent plus ou moins d'une fonction, et des flux de bénéfices qui lui sont associés. Implicitement ici, l'approche n'est possible qu'à deux conditions : d'une part que les différents états de cet écosystème puissent être mesurés et comparés sans ambiguïté relativement aux qualités jugées importantes dans le maintien de ces fonctions économiques et écologiques ; et d'autre part que ces fonctions soient données (bien qu'elles puissent être méconnues des agents) et soient effectivement préservées si l'écosystème est protégé. Comme l'ont montré les débats au cours de l'atelier résumés ci-dessous, la validité de ces deux conditions demeure controversée lorsque les fonctions considérées sont liées à la diversité des systèmes vivants.

Incertitudes.

À plusieurs reprises au cours de l'atelier, les limites des connaissances concernant la mesure de la diversité biologique et la compréhension de son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes ont été soulignées. Le cas des récifs coralliens offre une bonne illustration de la complexité des processus écologiques guidant l'évolution des milieux marins, et de l'incertitude quant au rôle de la diversité et à la mesure de l'impact des activités humaines sur ces milieux (M. Ngoile). Du côté des terres, l'absence de consensus sur la définition de « la forêt » entraîne une variabilité importante dans les estimations de réduction de couvert forestier, aussi bien au niveau local qu'à l'échelle internationale : les estimations récentes de la superficie totale de forêt pour l'Afrique tropicale varient ainsi selon les sources entre 0,5 et 4,6 millions de kilomètres carrés, les pertes annuelles de couvert forestier associées à ces estimations extrêmes étant respectivement de 0,5 et 1 % (A. Rodgers). Par ailleurs, il ne paraît pas évident de déterminer l'impact d'une réduction du couvert forestier sur la diversité biologique de ces écosystèmes, en particulier du fait de l'absence de consensus sur les moyens de mesurer cette diversité ; et son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers semble encore moins bien connu (A. Rodgers).

On rencontre le même type de difficultés lorsqu'on considère les qualités biologiques des sols cultivés : ici encore, la connaissance du lien entre intensification de l'exploitation (agricole) et évolution de la diversité biologique est limitée (K.E. Giller et al.). Cela découle à la fois d'un problème de mesure, et d'un problème d'interprétation des variations observées. D'une part, il n'y a pas de consensus sur l'indice à utiliser pour mesurer la biodiversité³, et sur les critères de classification à retenir et l'échelle d'observation liée. D'autre part, l'interprétation de variations spatiales et temporelles dans l'état d'un système n'est pas évidente, l'observation de corrélations entre

phénomènes ne permettant pas toujours d'établir des relations causales avec certitude (K.E. Giller et al.). Le résultat est qu'il peut s'avérer difficile de déterminer si une évolution observée découle de la variabilité naturelle d'un écosystème, ou de l'impact de types et de niveaux d'exploitation différents.

Bien que cet état des connaissances concernant la diversité biologique ait été mentionné à plusieurs reprises dans les discussions, ses conséquences pour l'application du cadre d'analyse présenté ci-dessus ont plus été mentionnées que véritablement approfondies au cours de l'atelier. À partir des questions soulevées dans les différentes sessions, il est possible d'identifier deux conséquences importantes : d'une part, il n'est pas aisé de mesurer les changements des qualités d'un écosystème, d'un assemblage d'espèces ou d'une population ; et d'autre part, lorsqu'une mesure du changement existe, il peut être difficile de déterminer dans quelles proportions l'évolution observée résulte de facteurs « naturels » ou de facteurs d'origine anthropique, et finalement d'identifier les qualités des systèmes vivants qui sont importantes pour expliquer cette évolution. En fait, les qualités auxquelles il sera accordé de l'importance apparaissent relatives à l'observateur et à l'échelle d'observation adoptée (D. Osgood et A.M. Izac), et il n'y a en général pas d'accord sur les échelles auxquelles il est pertinent de qualifier de dégradation un changement observé. La définition du caractère préférable ou non-souhaitable de ce changement nécessite donc un *jugement de valeur* qui n'est pas fourni par l'écologie seule (A. Rodgers). Ainsi, dans le cas des savanes africaines, l'opposition entre zones cultivées et espaces « naturels » est liée à l'échelle d'observation retenue : au niveau de la parcelle et sur quelques années, il y a bien opposition entre le maintien de parcelles non-exploitées et leur exploitation agricole qui entraîne une réduction de la diversité biologique, et en particulier de la faune sauvage présente. Mais à une échelle plus large et sur une période d'observation plus longue, ce résultat n'est plus évident : on observe une mosaïque d'usages alternatifs des parcelles et une évolution plus ambiguë de la biodiversité, la dégradation à court terme mesurée sur une parcelle étant difficilement généralisable à des niveaux supérieurs d'observation. En définitive, la définition du type d'arbitrage en jeu n'apparaît donc pas comme une donnée extérieure au processus d'évaluation économique des qualités des écosystèmes.

L'importance du contexte : perceptions, usages et stratégies d'acteurs

Dans l'ensemble, les discussions ont fait ressortir l'échec des programmes de conservation, en particulier via l'instauration d'aires protégées, du fait du manque d'adaptation de ces programmes aux réalités locales et des difficultés que les autorités rencontrent dans l'application effective de mesures de régulation.

³ Un problème classique est ici de s'accorder sur la combinaison pertinente d'indicateurs de richesse spécifique (nombre d'espèces dans un échantillon) et d'abondance relative (biomasse ou nombre d'individus des différentes espèces présentes dans l'échantillon).

Ici encore, l'analyse économique se heurte à certaines difficultés liées au manque de définition de la réalité couverte par la référence à la « société ». Son association fréquente à l'État, ou à une agence centrale régulant les modalités d'exploitation des espèces et des écosystèmes placés sous sa juridiction, pose problème dans la mesure où cette régulation apparaît plutôt en pratique comme le résultat d'un processus de décision impliquant des stratégies d'acteurs propres au contexte considéré.

Ainsi, l'évolution de l'utilisation de la forêt dépend d'une multitude de facteurs macroéconomiques conditionnant l'offre et la demande de produits forestiers et de productions agricoles, dont la connaissance empirique demeure limitée (R. Repetto). Ces facteurs peuvent être représentés comme une série de cercles concentriques d'influence, comprenant les facteurs influençant directement la gestion forestière (revenus tirés de l'exploitation, contexte institutionnel déterminant les droits d'usage), les facteurs influençant la demande de produits forestiers, ceux déterminant l'évolution de l'activité agricole, et ceux non-directement liés à la gestion des forêts en apparence, mais qui le sont par leur impact sur l'évolution des anticipations des agents en matière de revenus et de possibilités d'emploi, ainsi que d'horizon temporel de leurs projets d'investissement (R. Repetto). Dans le même sens, le rôle des multiples formes de subventions publiques influençant les modes d'usage des milieux naturels a également été souligné au cours de l'atelier (N. Myers), de même que l'impact important de politiques macroéconomiques telles que les plans d'ajustement structurel (G.A. Dyer et al.).

Plusieurs communications ont montré que les limites des projets de conservation, y compris de ceux cherchant à s'appuyer sur la participation des populations locales, résultent de la non-prise en compte de ces facteurs socio-économiques et de leur influence sur les perceptions et les stratégies qui déterminent les décisions d'utilisation des ressources. L'un des exemples cités est celui des droits d'accès et d'usage s'appliquant à la terre, et le contexte historique dans lequel ils ont évolué, au Népal (Y. Malla). De la même manière, le cas des savanes au Kenya (B. Heath) illustre le fait que l'intensité de l'exploitation agricole peut être liée à une politique foncière encourageant l'installation d'exploitants sur des parcelles dont la taille limite la rentabilité, et au statut d'accès libre de fait des terres publiques, liée à l'absence d'une véritable gestion de ces terres par l'État. Le même statut d'accès libre de fait apparaît comme un élément important conditionnant la destruction de récifs coralliens indonésiens par pêche à l'explosif, dans des zones éloignées de toute habitation (H. Cesar).

De manière générale, l'intervention publique fait l'objet de critiques suivant deux lignes d'analyse assez différentes, bien que reposant sur une idée commune : la diversité biologique ne peut véritablement être prise en compte dans les modalités d'occupation et d'exploitation des écosystèmes que lorsqu'elle constitue un ensemble d'opportunités, plutôt que de contraintes, pour les agents concernés. Dans ce sens, les présentations ont souligné que l'intervention publique pouvait être perçue, selon les cas :

– *comme une entrave à l'initiative privée*, et à une régulation par le marché qui pourrait, dans certaines situations, rendre compatibles l'intérêt privé et l'intérêt général (T. Anderson). L'exemple le plus fréquemment cité est celui de la faune sauvage, et la référence à plusieurs cas dans lesquels le rétablissement du mécanisme marchand s'est fait par l'attribution de droits d'usage individuels transférables. Une telle approche entraîne un changement de perception par les agents de la valeur de la faune, qui passe du statut de parasite pour les cultures et de coût d'opportunité important (lié aux interdictions visant à préserver l'écosystème), à celui d'actif à gérer. La formation d'un prix de la faune reflète alors l'existence d'une offre et d'une demande dont le marché assure la régulation de manière flexible, dans un contexte où la planification à long terme se révèle difficile. L'approche est centrée sur les moyens de minimiser les coûts de transaction liés à la mise en œuvre de tels systèmes, et de s'assurer que les bénéfices de la gestion privée de la faune reviennent bien à ceux qui en assument les coûts ;

– *comme une entrave à la gestion commune*, et à la réalisation des bénéfices de cette gestion par les communautés qui en ont la charge. L'exemple des populations Maasai du Kenya a été présenté pour illustrer ce point de vue (L. Emerton), leur utilisation de la forêt comme source principale de commodités (essentiellement des biens non-marchands, ou « de subsistance ») étant encadrée par un ensemble de règles et d'institutions propres à ces communautés. Dans ce cas, l'intervention publique correspond à la mise en place de règles « extérieures », et se heurte à de multiples problèmes de contrôle qui entraînent une situation d'accès libre de fait, les agents ne voyant pas l'intérêt de se conformer à des règles dont ils ne perçoivent pas les bénéfices. L'approche est ici centrée sur l'absence de légitimité de ces mesures de gestion pour les agents concernés, du fait du décalage qui existe pour eux entre le coût d'opportunité du respect de ces mesures (lié à la renonciation à certaines utilisations de la forêt) et les bénéfices escomptés. Dans la même optique, un autre exemple de déstabilisation par l'intervention publique des formes institutionnelles

Organisation de l'atelier

- *Session I* : présentations de cas d'étude (récifs coralliens, forêts et savanes).
- *Session II* : l'analyse économique du problème d'appauvrissement de la biodiversité.
- *Session III* : groupes de travail sur les trois types d'écosystèmes.
- *Sessions IV et V* : présentation des résultats des groupes de travail et discussion générale.

Liste des communications présentées

- Anderson T.L. (Political Economy Research Center, États-Unis) : *Environmentalists: why and how to preserve their habitat.*
- Barrow E.G.C. (African Wildlife Foundation, Kenya) : *Who gains? Who loses? Biodiversity in savanna systems.*
- Bourquin O., Hughes G.R., Sandwith T. (Natal Parks Board, Afrique du Sud) : *Biodiversity loss in Kwazulu-Natal, South Africa: the role of the Natal Parks Board.*
- Cesar H. (World Bank, États-Unis) : *Economic analysis of Indonesian coral reefs.*
- Dyer G.A., Belausteguigoitia C. (Semarnap, Mexico) : *Structural adjustment, market and policy failures: the case of maize.*
- Emerton L. (African Wildlife Foundation, Kenya) : *Local livelihoods and forest biodiversity loss: a case from Kenya.*
- Giller K.E. (University of London, Royaume-Uni), Beare M.H. (Canterbury Agriculture and Science Centre, Nouvelle-Zélande), Lavelle P. (Orstom, France), Izac A.-M.N. (Icraf, Kenya), Swift M.J. (Unesco/Rosta, Kenya) : *Agricultural intensification, soil biodiversity and ecosystem function.*
- Heath B. (Stockwatch Ltd., Kenya) : *Agriculture in rangelands – a case study from Lalkipia district in central Kenya.*
- Hodgson G. (Binnie Consultants Ltd., Hong Kong) : *A recipe for biodiversity conservation.*
- Howard P. (EU-financed Natural Forest Management and Conservation project, Ouganda) : *The opportunity cost of protected areas in Uganda.*
- Kramer R.A. (Duke University, États-Unis) : *Slowing tropical forest biodiversity losses: cost and compensation considerations.*
- Malla Y. (University of Reading, Royaume-Uni) : *Forest biodiversity loss: a case study of stakeholders conflicting interests and actions.*
- Myers N. (consultant, Royaume-Uni) : *Perverse subsidies.*
- Ngoile M. (IUCN, Suisse) : *Coral reef biodiversity loss: a global perspective.*
- Osgood D. (LSE, UK) : *Scale and biodiversity loss in agricultural sector.*
- Renard Y. (Canri, Sainte-Lucie) : *Notes from experiences in the insular caribbean: outline for presentation.*
- Repetto R. (WRI, États-Unis) : *Macroeconomic policies and biodiversity loss.*
- Rodgers A. (GEF East African Biodiversity Project, Tanzanie) : *Patterns of loss of forests biodiversity: a global perspective.*
- Swanson T. (Cambridge University, Royaume-Uni) : *The underlying causes of biodiversity decline: an economic analysis.*
- Vorhies F. (IUCN, Suisse) : *Economics for biodiversity: issues and options for the IUCN biodiversity programme.*

locales régulant l'usage des ressources biologiques a également été présenté pour le cas des savanes africaines (E.G.C. Barrow).

Dans les deux cas, les difficultés dans la mise en œuvre de politiques de conservation des ressources biologiques résultent d'une méconnaissance du contexte socio-économique dans lequel elles opèrent. En particulier, un problème important cité à de nombreuses reprises au cours des débats concerne l'identification des « parties prenantes » (*stakeholders*), et la prise en compte des stratégies et conflits d'intérêts, et du contexte institutionnel dans lequel ces parties prenantes évoluent. En particulier, la définition de la valeur des espèces et des écosystèmes repose sur l'existence de droits d'usage reconnus et acceptés, à partir desquels un mécanisme de régulation des usages peut être élaboré. Cependant, le type de système susceptible de fonctionner ne sera pas le même suivant le contexte considéré. La référence à la

nécessité de transférer les bénéfices de la conservation à ceux qui en supportent les coûts (communautés locales dans le cas de mise en place d'aires protégées, pays en voie de développement dans le cadre du Global Environment Facility) se heurte de fait à deux difficultés importantes : d'une part, la reconnaissance d'un droit de ces agents sur les ressources biologiques que de tels transferts impliquent fait l'objet de controverses⁴; et d'autre part, lorsque ces droits sont définis, il peut être difficile d'effectivement compenser les agents affectés par des mesures de régulation, les mesures de la valeur associée à ces droits pouvant être incomparables. Ainsi, les compensations monétaires ou sous formes d'infrastructures de développement (écoles, dispensaires, hôpitaux, etc.) qui ont été mises en œuvre afin d'améliorer la légitimité de politiques de conservation ont souvent manqué leur objectif faute de constituer de véritables substituts des biens et services non-marchands retirés de l'exploitation du milieu naturel par les communautés locales (Y. Malla). L. Emerton note, quant à elle, la nécessité d'adapter les méthodes d'évaluation aux contextes dans lesquels elles sont appliquées, les catégories de valeur jugées pertinentes par les agents concernés pouvant être différentes d'un contexte à l'autre.

L'analyse économique : outil stratégique ou base de négociation ?

L'analyse coûts-avantages doit pouvoir s'appuyer sur un consensus quant aux relations biophysiques déterminant l'évolution des écosystèmes. Dans ce cas, il s'agit de corriger les imperfections du marché par l'instauration de mécanismes d'incitation visant à refléter les « véritables » coûts et bénéfices d'une action influant sur les milieux naturels. L'évaluation économique permet une allocation efficace des ressources sur la base d'une information qui, une fois corrigée pour représenter les véritables alternatives en présence, est complète. L'application de cette approche devient cependant difficile dès lors que la nature des phénomènes écologiques en cause est controversée. En particulier, un doute apparaît sur la capacité des évaluations monétaires à effectivement jouer le rôle de prix de marché : la coexistence de différentes hypothèses et modèles de la réalité conduit à des arbitrages qui ne sont pas définis a priori, et l'évaluation économique est dépendante du type d'arbitrage jugé pertinent. L'outil peut alors devenir un moyen de justification. Son utilisation « stratégique » est un point de vue qui a été défendu au cours de l'atelier. L'objectif devient alors de « vendre la biodiversité » en lui conférant un caractère monétaire censé démontrer son importance, en particulier aux yeux des comptabilités publiques. Plus ou moins implicitement, l'évaluation repose sur l'adoption d'un modèle de la réalité, d'une « représentation du monde ». L'outil perd alors le caractère « objectif » qui justifiait son introduction au départ, c'est-à-dire sa

⁴ Le débat est ici centré sur la définition de la « communauté » pertinente pour la prise en compte de problèmes touchant à l'évolution de la biosphère.

capacité à fournir un mécanisme universel de classification des enjeux liés à l'utilisation des ressources biologiques.

Le fait que la plupart des travaux dans ce domaine concernent l'évaluation des bénéfices de la conservation illustre d'ailleurs cette tendance à l'utilisation stratégique de l'outil économique ; par comparaison, R.A. Kramer note que le nombre de travaux menés sur les coûts de la conservation reste étonnamment limité. Dans le cas de l'Ouganda, P. Howard montre que l'estimation des coûts d'opportunité liés à la mise en place des aires protégées peut remettre en question leur efficacité économique. De la même manière, la valeur économique des ressources forestières auxquelles il est nécessaire de renoncer là où des aires protégées ont été instaurées au Kenya, s'avère élevée pour les populations locales (L. Emerton). Le fait que l'analyse économique puisse être utilisée pour justifier le caractère « rationnel » de la non-conservation a d'ailleurs été souligné à plusieurs reprises au cours de

l'atelier. Finalement, son utilisation stratégique modifie le rôle potentiel de l'outil dans le débat sur l'utilisation des ressources biologiques : de critère de décision, elle devient un moyen de structuration des débats et de négociation entre parties prenantes.

De manière générale, l'une des conclusions importantes à l'issue de l'atelier a porté sur le caractère inadéquat de certains termes devenus incontournables dans le domaine de la gestion des ressources vivantes, tels que « mise en réserve » ou « préservation ». L'incertitude sur la dynamique des systèmes vivants et sur son importance pour les sociétés conduit à intégrer dans la gestion le fait que toute option implique des risques. Le problème devient alors celui de l'accord sur les risques acceptables et les modalités d'adaptation à des « états du monde » en évolution. Bien que ces notions aient été mentionnées à différents stades des discussions, une réflexion en termes d'options et de risques n'a cependant pas été véritablement développée au cours de l'atelier.