



HAL
open science

La modélisation économique peut-elle aider à préserver la biodiversité ?

Jean-Michel Salles

► **To cite this version:**

Jean-Michel Salles. La modélisation économique peut-elle aider à préserver la biodiversité?. 2013. hal-01593912

HAL Id: hal-01593912

<https://hal.science/hal-01593912>

Preprint submitted on 26 Sep 2017

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

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



L A M E T A

Laboratoire Montpellierain
d'Economie Théorique et Appliquée

U M R
Unité Mixte de Recherche

ETUDES et SYNTHÈSES

« La modélisation économique peut-elle
aider à préserver la biodiversité ? »

Jean-Michel SALLES

ES n°2013-02

Unité de Formation et de Recherche d'Economie
Avenue Raymond DUGRAND C.S. 79606
34960 MONTPELLIER Cedex 2

E-mail : lameta@lameta.univ-montp1.fr
web : www.lameta.univ-montp1.fr

La modélisation économique peut-elle aider à préserver la biodiversité ?

Jean-Michel Salles

CNRS, UMR5474 LAMETA, Montpellier France

En cet empire, l'Art de la Cartographie fut poussé à une telle Perfection que la Carte d'une seule Province occupait toute une Ville et la Carte de l'Empire toute une Province. Avec le temps, ces Cartes Démesurées cessèrent de donner satisfaction et les Collèges de Cartographes levèrent une Carte de l'Empire, qui avait le Format de l'Empire et qui coïncidait avec lui, point par point. Moins passionnées pour l'Étude de la Cartographie, les Générations Suivantes réfléchirent que cette Carte Dilatée était inutile et, non sans impiété, elles l'abandonnèrent à l'Inclémence du Soleil et des Hivers.

Suarez Miranda¹, *Viajes de Varones Prudentes*, Lib. IV, Cap. XIV, Lerida, 1658.

1. Modèles économiques et biodiversité : quelle est la question ?

Les principales causes de la dégradation des écosystèmes et de la crise annoncée de la biodiversité sont désormais bien identifiées ; présentées le plus souvent en cinq catégories (GBO3, 2010) : destruction, dégradation et transformation des habitats ; surexploitation des ressources naturelles ; pollutions des milieux ; espèces invasives ; changement climatique. Derrière leur diversité et, parfois, leur complexité, chacun peut noter leur point commun : elles sont toutes directement ou indirectement liées à des choix et des comportements socio-économiques. Ce constat conduit à considérer que, indépendamment des difficultés et des limites de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, l'analyse économique des comportements responsables de sa dégradation est un préalable essentiel de toute politique de conservation ayant le souci de son efficacité.

L'approche économique part généralement de l'idée qu'il s'agit de gérer une ressource rare. Un point commun des modèles dont il va être question, est de considérer que les problèmes de conservation des écosystèmes et la biodiversité renvoient à des questions de rareté, au sens où l'entendent les économistes (Shogren et al., 1999). Le choix de les dégrader ou de les préserver entraînera, dans les deux cas, un coût pour la société ou certains de ces membres qui devront renoncer à des opportunités de développement, soit parce qu'ils auraient utilisé les services liés à ces écosystèmes, soit parce qu'ils auraient utilisé le potentiel libéré par leur destruction.

¹ On sait que ce texte ironique est de Jorge-Luis Borgès. On pourrait citer dans la même veine le savoureux commentaire "De l'impossibilité d'établir une carte de l'Empire à l'échelle du 1/1", tiré de U. Eco, *Pastiches et postiches*, Paris, Messidor, 95-104. Mais ironiser sur notre ambivalence quant à la légitimité des schématisations est un thème récurrent qui avait déjà été exploité par Lewis Carroll.

Les comportements des agents vis-à-vis des écosystèmes et de la biodiversité sont contingents à leurs droits, plus ou moins bien définis, ainsi que de politiques publiques dont la conception et la mise en œuvre peuvent bénéficier d'analyses économiques et, en particulier, de la perspective normative qu'elles introduisent. Le caractère dynamique des relations entre écosystèmes et société, ou l'importance que peuvent y prendre les interactions stratégiques entre les agents sont un défi à nos capacités d'analyse qui a conduit à développer un ensemble de formalisations simplifiées et finalisées de la complexité du réel ? Ces modèles permettent d'analyser qualitativement les mécanismes qui régissent ces relations, d'estimer des effets quantitatifs, de simuler des évolutions possibles ou souhaitables.

Il ne s'agit pas ici de discuter des impacts sur les écosystèmes et la biodiversité de différents « modèles de développement » qui relèverait d'un débat politique dont le contenu technique reste souvent implicite ; mais de guider le lecteur dans la découverte d'un ensemble de représentations formalisées des relations entre sociétés et nature, et d'analyser en quoi elles peuvent contribuer à améliorer leur régulation.

2. Modélisation économique : des approches multiples pour des questions distinctes

Dès lors que nous devons prendre une décision dans une situation « complexe », notion que nous pouvons définir a minima par le fait qu'elle fait intervenir un ensemble d'éléments interdépendants, notre esprit a besoin d'une représentation simplifiée de la réalité qui lui permette de clarifier les questions qu'il se pose pour définir des réponses appropriées. Dès lors que la situation est suffisamment compliquée pour que notre « bon sens » risque d'être pris en défaut, formaliser cette représentation dans un modèle permet de décomposer le système en compartiments pouvant être examinés séparément et oblige à expliciter nos hypothèses. Dans un choix impliquant le collectif, comme l'est toute décision d'un acteur public, il peut s'agir d'éclairer une délibération collective. Un modèle est ainsi communément défini comme une représentation schématisée et formalisée d'une réalité au sens où elle mobilise des catégories analytiques définies, visant à clarifier les résultats d'une analyse, à articuler ses différentes composantes dans un ensemble cohérent, à simuler une dynamique.

En économie, la référence à des « modèles » renvoie à des questions et des méthodes très différentes, dont les principales catégories sont sans doute :

- les modèles économétriques qui visent à tester des relations, mettre en évidence des corrélations, parfois des causalités (notamment lorsqu'il est difficile de repérer des mécanismes directs) ;

- des modèles de simulation qui, à partir de relations entre des variables, permette de développer des scénarios de ce que pourrait être leur évolution ;
- des modèles d'optimisation ou de jeux (contrôle optimal, dynamique, continu ou discret, équilibres, jeux) qui visent à mettre en évidence des inefficacités, à étudier des mécanismes de régulation, etc.

La pertinence d'un modèle est contingente à l'objectif pour lequel il a été construit, et qui permet de juger l'intelligence des simplifications. La critique du plus ou moins grand réalisme d'un modèle doit être discutée dans cette perspective : elle ne peut s'évaluer sur la base de la sensation d'une ressemblance entre le modèle et d'autres représentations subjectives de la réalité, mais à partir du jugement que les paramètres et variables utiles à la compréhension des phénomènes modélisés ou des situations de choix, ont été retenus et représentés de façon appropriée. Un modèle est une carte pour interpréter une réalité (un territoire) et guider celui qui, dans une situation donnée, veut ou doit faire des choix pertinents (se déplacer sans se perdre). Une simplification excessive ou mal choisie peut évidemment conduire à des interprétations ou des recommandations erronées.

Les analyses économiques de la biodiversité mobilisent une large variété de modèles, selon les questions étudiées, le type de connaissances disponibles et le cadre théorique mobilisé. Les modèles microéconomiques étudient les équilibres résultants de la confrontation des comportements des agents et les questions d'efficacité, notamment les jeux modélisant les interactions stratégiques ou les modèles d'agence qui traitent des situations d'information imparfaite. Les approches macroéconomiques analysent les relations entre des mesures agrégées de consommation, de production, de l'emploi ou de l'inflation, voire d'utilisation de l'espace, permettant d'expliquer des évolutions observées ou d'élaborer des scénarios. On doit également mentionner les approches input-output, les modèles évolutionnaires, néo-autrichiens, multi-agents et de multiples autres travaux ne relevant pas strictement de l'économie (Drechsler et Wätzold, 2007).

Comme dans les autres disciplines scientifiques, les modélisations économiques utilisent souvent une formalisation mathématique qui permet de représenter les relations sous forme d'équations ou de diagramme. Ces équations admettent des solutions analytiques ou permettent des calculs et des simulations informatiques pouvant être comparées aux données mesurées. Un point à souligner est que la modélisation mathématique permet de raisonner sur des grandeurs inconnues qui ne sont pas directement mesurables, comme le bien-être ou l'utilité des agents. Cette démarche a été critiquée, notamment par certains économistes libéraux (Buchanan, 1964 ; von Mises, 1977 ; Hayek, 1989) qui contestent la capacité de la formalisation néoclassique à offrir une perspective normative

pertinente. L'observation des comportements des agents montre cependant dans de nombreuses situations que leurs interactions ne conduisent pas spontanément à des situations socialement efficaces². Dès lors que l'on reconnaît l'importance d'interventions politiques visant à éviter les pertes d'efficacité ou de bien-être, la modélisation économique apparaît comme un outil puissant pour analyser et comprendre ces enjeux.

L'intérêt de la modélisation économiques pour représenter et analyser des situations et concevoir des politiques de conservation est essentiellement le même que pour d'autres questions socioéconomiques ou environnementale : gérer des ressources utiles et rares en évitant des gaspillages (Wätzold et Schwerdtner. 2005). Si, pour la biodiversité, l'idée est encore prégnante que les politiques peuvent se limiter à des interdictions et des règles d'usage définies sur la seule base de l'expertise scientifique, dans le cas du changement climatique, la régulation des émissions de gaz à effet de serre impliquait de penser en termes d'incitations, comme les taxes ou les marchés de permis. Le rôle et l'importance des modèles économiques y sont donc beaucoup plus développés. Ainsi dans l'ouvrage *Les économistes peuvent-ils sauver la planète ?* (Giraud, 2009), S. Gastaldoré résume clairement ce que peut apporter l'économie : « modéliser les conséquences de l'accroissement de la concentration de Gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère sur l'activité économique, résultant de cette même activité économique, et chiffrer les coûts d'une lutte contre ce phénomène en fonction des moyens d'intervention envisagés ». On retrouve ces fonctions de la modélisation économique dans le champ de la biodiversité : représenter le lien entre les activités humaines et l'érosion de la biodiversité ; expliciter les conséquences de cette érosion sur les activités humaines ; analyser et quantifier les résultats prévisibles des politiques de conservation.

Dans la suite, on distinguera les approches macroéconomiques, centrées sur la mise en relations d'indicateurs relatifs à l'état ou au fonctionnement des écosystèmes avec des grandeurs économiques agrégées, et les approches microéconomiques qui partent des choix et des comportements des agents, pour étudier comment ils peuvent conduire à menacer les écosystèmes et leurs diversités et ce que pourrait être leur évolution face à diverses formes de contraintes ou d'incitations. Une distinction importante concerne le caractère positif ou normatif des modèles : les premiers partent d'une représentation des comportements individuels ou agrégés pour étudier des équilibres ou simuler des évolutions ; les seconds s'appuient sur une définition a priori de l'efficacité (typiquement l'optimum parétien) pour

²L'économie publique considère que l'une des principales sources d'inefficacités dans l'allocation des ressources, résulte de l'incomplétude des mécanismes de régulation (notamment marchands). Les effets non régulés des comportements de certains agents sur le bien-être d'autres agents sont appelés effets externes ou *externalités*, et leur régulation passe soit par la clarification des droits et obligations des agents, soit par la mise en œuvre de politiques publiques, par exemple en matière de conservation.

comparer des situations ou analyser des propositions prescriptives. Il existe des modèles hybrides qui associent les deux démarches, par exemple pour élaborer des scénarios. On verra enfin des modélisations qui articulent plusieurs approches, notamment pour intégrer des connaissances issues de disciplines différentes.

3. Les approches macroéconomiques : comprendre les tendances pour anticiper les évolutions

Comme le note P. Dasgupta (2008) la nature a été mal traitée dans la plupart des théories et des analyses économiques au 20^{ème} siècle. Si les *Physiocrates*, puis les *Classiques* l'intégraient clairement à travers les rentes liées aux ressources naturelles, la nature est peu présente dans les théories de la croissance et de nombreux économistes continuent à considérer qu'elle ne contribue qu'aux quelques pourcents du PIB directement liés à l'agriculture, la foresterie ou la pêche. H. Daly (1991) pouvait donc constater qu'il n'y avait pas de macroéconomie dans les manuels d'économie de l'environnement et pas d'environnement dans les manuels de macroéconomie. Cette mise en retrait reflète logiquement une période durant laquelle le développement des économies industrielles était associé à l'idée d'une autonomie croissante vis-à-vis de la nature que le MEA a permis de remettre explicitement en question (Carpenter et al., 2009). Les relations entre les agrégats économiques et la biodiversité peuvent cependant être étudiées, tant de façon statique que dans une perspective dynamique.

En statique, il s'agit principalement de mettre en évidence, dans un cadre de type « comptabilité nationale », les voies par lesquelles des services fournis par les écosystèmes contribuent à la création des valeurs ajoutées et, de façon plus hypothétique, dans quelle mesure les activités humaines « consomment » les écosystèmes ou leur diversité. Cette approche est à l'origine des travaux visant à élargir la comptabilité nationale en y intégrant par exemple les variations de stocks de nature (notions de PIB vert) (Boyd, 2007 ; Dasgupta, 2009). Le cadre de référence est le *System of Integrated Environmental and Economic Accounting* (SEEA) qui, malgré un potentiel intéressant, rencontre encore de sérieuses limites dans la perspective d'une intégration des écosystèmes à la comptabilité nationale, bien résumées par G. Heal (2007). On retiendra en particulier que les valeurs retenues, issues des méthodes d'évaluation utilisées pour les services non-marchands, ne permettent généralement pas de séparer les prix et les quantités (Boyd & Banzhaf, 2007), limitant la capacité des comptes à permettre un suivi pertinent des services rendus, puisque la raréfaction se traduit souvent par un surcroît d'intérêt³ qui entraîne un accroissement des

³ Sur ce point, Courchamp et al. (2006 ; 2008) analysent en quoi le surcroît de valeur accordé aux espèces rares contribue à accroître le risque de leur extinction.

prix. Par ailleurs, si les services sont évalués à un moment donné, cette valeur ne permet pas de prendre en compte la robustesse de ce service : que devient-il lorsque les écosystèmes sont soumis à des pressions ou des chocs ? Les notions de résilience des écosystèmes ou de capital naturel critique ne semblent pas pouvoir être intégrées dans une approche de type comptable (Walker & Pearson, 2007). Malgré ces difficultés, l'Agence Européenne de l'environnement est clairement engagée dans le projet d'intégrer les écosystèmes dans les systèmes de comptabilité (Weber, 2007).

En dynamique, intégrer la biodiversité dans un modèle de croissance permettrait d'étudier à la fois l'impact de la croissance sur les écosystèmes et les conséquences de la dégradation des écosystèmes ; mais la difficulté de produire des indicateurs de biodiversité largement acceptés et notre compréhension limitée de la façon dont l'état, le fonctionnement et la diversité des écosystèmes influencent les dynamiques économiques (Eppink et van der Bergh., 2007). Dans le cadre du Millenium Ecosystem Assessment, cette question a été traitée à travers l'élaboration de quatre grands scénarios visant à représenter quatre formes contrastées d'évolution des relations entre le développement socioéconomique et les écosystèmes (Millenium Assessment, 2003). Les résultats, largement discutés, montrent un plus grand bien-être social dans le scénario *Global Orchestration* qui traduit un avenir dans lesquelles institutions favorisant la prise en compte des services écosystémiques évoluent plus rapidement et le plus faible dans le scénario *OrderfromStrength* qui reflètent en particulier des relations internationales inégalitaires. Les deux autres scénarios (*AdaptingMosaic* et *Techno-Garden*) occupent des niveaux intermédiaires, bien qu'ils correspondent à une plus grande reconnaissance de l'importance des services écosystémiques pour le bien-être humain.

L'élaboration de scénarios est une dimension centrale pour la définition de politique de conservation, tant pour explorer les menaces que pour étudier les solutions. Toute évaluation des services écosystémiques renvoie d'ailleurs à une représentation plus ou moins explicitement modélisée (Limburg et al., 2002) de ce que seraient les services ou les écosystèmes dans deux situations que l'évaluation vise à comparer (le plus souvent en opposant les évolutions liées à un projet ou une politique avec le prolongement des tendances). Les études COPI (*Cost of Policy Inaction*, Braat et Ten Brink, 2008) et TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) s'appuient sur des modèles économiques simulant les perspectives de développement économique, les relations internationales et les évolutions dans les modes d'usage des sols⁴.

⁴ Réciproquement, des équipes interdisciplinaires ont élaboré des scénarios des évolutions de la biodiversité intégrant de façon plus ou moins explicite les aspects économiques, portant parfois sur des horizons assez éloignés (Sala et al., 2000 ; Pereira et al., 2010).

Pour éclairer et définir des politiques pertinentes de conservation, il importe de comprendre les pressions et les mécanismes à l'origine des pertes de biodiversité. La destruction et la dégradation des forêts tropicales, réputées abriter une large part de la diversité du vivant, ont ainsi fait l'objet de nombreuses analyses. Dans leur analyse des causes de la déforestation tropicale, Brown et Pearce (1994) avaient mis en évidence à partir d'analyses économiques et statistiques le poids relatif de facteurs comme la croissance du PIB et de la population, l'importance de la population rurale et certaines autres caractéristiques des pays concernés. Les multiples modèles économiques proposés dans les années 1990 pour expliquer la déforestation ont été recensés par Kaimowitz et Angelsen (1998) qui les classent en fonction de leur base conceptuelle, le type de modélisation et l'échelle spatiale (niveau du ménage ou de l'entreprise, niveau régional, modèles macroéconomiques ou nationaux). Ils analysent les sources et agents de la déforestation et distinguent les paramètres de la décision des agents des facteurs sous-jacents qui les influencent. Dans un article de synthèse (Angelsen et Kaimowitz, 1999) ils reviennent sur les incertitudes que les 140 modèles n'ont pas permis de lever : s'il est assez clair que plus de routes, des prix agricoles élevés, des bas salaires ou le manque d'opportunité de travail non-agricole dans la région accroissent la déforestation, les effets du changement technique, des prix des inputs agricoles, des revenus des ménages ou de la sécurité foncière restent mal compris. Le rôle des facteurs macroéconomiques, comme la croissance de la population, la réduction de la pauvreté, le revenu national, la croissance du PIB ou l'endettement du pays sont également ambigus ; ce qui les conduit à souligner les faiblesses méthodologiques, la mauvaise qualité des données qui limite la pertinence de nombreux modèles. Cet exemple, un peu ancien mais bien documenté, permet de souligner l'importance et les limites de construire et argumenter une vision agrégée des interactions entre le développement économique et la dynamique des écosystèmes : il est souvent difficile de valider les intuitions et un même facteur peut avoir des effets différents dans des contextes distincts (Geist et Lambin, 2002).

Pour analyser l'importance des facteurs, chercher des relations sur de longues périodes historiques peut aider à limiter le poids des effets conjoncturels. Une étude interdisciplinaire des déterminants des changements dans la biodiversité dans les *Uplands* écossais sur quatre siècles, menée par Hanley et al. (2008), a mis en évidence que les évolutions des données paléo-écologiques sont bien corrélées avec l'évolution des prix du bétail considérée comme variable proxy de la pression de pâturage. Alors que des changements techniques, comme l'introduction d'une nouvelle race d'animaux, n'apparaissent pas statistiquement significatifs.

Face au constat récurrent que le développement économique entraîne une artificialisation massive des milieux qui se traduit par des pertes de biodiversité, des observateurs ont

cherché des éléments d'optimisme dans le fait que l'élévation du niveau des revenus, se traduit par une meilleure satisfaction des besoins de base et favorise l'expression de la demande de conservation. Plusieurs études ont testé cette hypothèse, souvent qualifiée de « Courbe de Kuznets Environnementale » (Grossman et Krueger, 1994), à partir de données de panel ou en coupe transversale mettant en relation croissance économique et conservation de la biodiversité. Les auteurs soulignent la difficulté d'obtenir des données de bonne qualité, mais les résultats semblent négatifs⁵ : les analyses mettent en évidence le développement d'actions pour la conservation des habitats ou le contrôle du commerce des espèces menacées, mais la pression sur les milieux s'accroît apparemment plus vite (Dietz et Adger, 2003). Certaines études sont cependant parvenues à des résultats positifs en excluant les territoires les plus fragiles, comme les îles (McPherson et Nieswiadomy, 2005).

Récemment, le cadre analyse « *pressure-state-response* » de l'OCDE a été élargi aux « forces motrices » en amont des pressions et à l'explicitation des impacts, devenant ainsi le cadre « *Drivers-pressures-states-impacts-responses* » dont l'application à la biodiversité a fait l'objet d'un numéro spécial de la revue *Ecological Economics* (Binimelis, Spangenberg et Martinez-Alier, 2009 ; voir en particulier l'article de Maxim et al., 2009). La dimension économique des analyses reste souvent sommaire, mais la démarche est *a priori* intéressante pour identifier les voies par lesquelles les forces du développement économique menacent les écosystèmes. Cependant, comme le soulignent Carpenter et al. (2009) :

*“Studies that isolate biodiversity effects from this crucial context are incomplete for understanding how policy affects ecosystem services. It is rare to find a linear causal path from changes in drivers → biodiversity → ecosystem processes → ecosystem services → human well-being → human responses → feedbacks to drivers and biodiversity. Instead, causal patterns are much more complex. Linkages may jump forward or backward over steps...”*⁶.

Par ailleurs, la mise en évidence de corrélations ou même de causalités ne suffit pas pour éclairer ou justifier des choix de politique. Pour aller vers une compréhension des comportements qu'il s'agit de faire évoluer, il faut changer de perspective et reformuler les questions qui fondent et structurent les modélisations, en partant des choix des agents et des raisons qui les motivent.

⁵ Retrouvant ainsi les conclusions d'une analyse théorique plus large (Arrow et al., 1995).

⁶ « Les études qui isolent les effets de la biodiversité de ce contexte crucial (socio-économique) sont incomplètes pour comprendre comment les politiques affectent les services écosystémiques. Il est rare de trouver des chaînes de causalités linéaires entre les forces motrices, la biodiversité, les processus écologiques, les services écosystémiques, le bien-être humain, les réponses humaines et les rétroactions sur les forces motrices et la biodiversité. Au contraire, les schémas de causalité sont beaucoup plus complexes. Les relations peuvent sauter des étapes, vers l'aval ou vers l'amont... ».

4. Les approches microéconomiques

On appelle microéconomiques les travaux qui analysent les relations entre les choix des agents économiques (entreprises, ménages, collectivités publiques) et des indicateurs de biodiversité ou d'état des écosystèmes. Un groupe d'économistes impliqués dans les problématiques de conservation a proposé une triple réponse à la question : Pourquoi l'économie est importante pour la protection des espèces menacées ? (Shogren et al., 1999) :

- parce que les comportements humains, et les paramètres économiques en particulier, déterminent le niveau de risque auquel les espèces sont exposées ;
- parce que, dans un monde où les ressources sont rares, les coûts d'opportunité supportés par les acteurs concernés, doivent être pris en compte dans les choix de conservation ;
- parce que les incitations économiques ont un rôle crucial à jouer pour influencer les comportements.

La question de l'évaluation est traitée dans un autre chapitre, mais on doit rappeler que la modélisation est une étape essentielle, bien que souvent implicite, de tout exercice d'évaluation économique. Le concept économique de valeur est basé sur l'utilité sociale des biens et services, et sur leur rareté qui reflète la plus ou moins grande difficulté à leur trouver des substituts⁷. Il suppose une représentation cohérente, plus ou moins explicitement formalisée, de l'équilibre des offres et des demandes sur l'ensemble des biens et services. La valeur économique de la nature est donc contingente aux hypothèses sous-jacentes à ce modèle (Daily et al, 2000 ; Brock et Xepapadeas, 2003) ; elle varie donc logiquement avec les anticipations, formées par les agents ou retenues par les modélisateurs, de ce que seront les besoins, les disponibilités et les usages futurs.

Dans cette perspective, la biodiversité doit être considérée comme ayant des caractéristiques de « bien public ». Les économistes définissent les biens publics comme des biens ou services ne pouvant faire l'objet d'exclusion d'usage (pas de possibilité d'appropriation privée) et dont les usages ne sont pas rivaux (l'utilisation par un agent ne prive pas les autres de sa jouissance). Ces deux caractéristiques ne s'appliquent pas complètement aux écosystèmes dont le support foncier est souvent appropriable, et dont l'exploitation peut entraîner la dégradation ou la destruction (voir par exemple Bulte et Horan, 2003). Mais certains aspects de la biodiversité les vérifient en tout ou partie : les ressources génétiques ne sont pas rivales (mais étant susceptibles d'alimenter un avantage

⁷ Cette conception de la valeur a conduit des écologues (Courchamp et al., 2006) à considérer que le constat de la rareté d'une espèce, en accroissant l'intérêt qu'y porte la société, pouvait accroître sa probabilité d'extinction (« effet Allee anthropogénique »).

concurrentiel, elles sont l'objet d'enjeux d'appropriation parfois considérables) ; la beauté d'un paysage ou la plupart des services de régulation ne sont généralement ni rivaux, ni privatisable ; etc. (voir par exemple Turner et al., 2000). La biodiversité peut même être qualifiée de bien public « multi-couche » car les différents avantages que les sociétés retirent de sa préservation (ressources génétiques, services d'approvisionnement ou de régulation, intérêt récréatif, etc.), concernent de façon différente plusieurs niveaux de collectifs humains. Une politique de conservation efficace implique donc de rechercher une bonne articulation entre les dispositifs mis en place pour gérer ces différents enjeux et niveaux d'organisation (Ostrom, 1998 ; Perrings et Gadgil, 2003).

La frontière entre les approches « positives », pour lesquelles les modèles sont un moyen d'étudier les interactions entre plusieurs variables ou paramètres afin de représenter les conséquences de changements liés à des projets ou des politiques, et les approches normatives qui visent à analyser les enjeux d'efficacité, n'est cependant pas étanche. Même dans un modèle positif, les choix des agents traduisent des hypothèses de rationalité qui signifient qu'à leur niveau ils poursuivent un objectif propre qui traduit une conception individuelle de l'efficacité.

Pour s'abstraire d'une logique de maximisation (du revenu, du bien-être) qui semble parfois peu réaliste, certains travaux formalisent le comportement des agents comme suivant des règles, qui visent à se rapprocher des comportements observés ou des justifications avancées par les agents eux-mêmes. Cette démarche inspire notamment les travaux de modélisation dite « d'accompagnement » (Bousquet et al., 2002 ; Barreteau et al., 2003) dans laquelle les modèles servent à éclairer des processus de négociation ou de concertation. On est ici aux limites d'une approche économique, la logique n'étant plus d'étudier ou de porter un jugement sur l'allocation de ressources rares, mais de simuler les conséquences de choix en interaction dont les raisons restent exogènes.

Les modèles normatifs se situent dans deux perspectives principales. L'approche coût-efficacité vise à atteindre efficacement un objectif donné : conservation d'un niveau minimum de biodiversité au moindre coût ou maximisation du niveau de conservation pour un budget donné, par exemple. L'analyse coûts-avantages de projets ou de politiques vise à caractériser un optimum social dont il s'agira ensuite de définir les moyens permettant de l'atteindre, notamment des incitations économiques visant à faire converger les comportements des agents vers cet objectif collectif.

a) Quel doit être l'objectif des stratégies de conservation ?

Parmi les premiers travaux marquants, ceux de M. Weitzman ont permis d'explorer le cadre théorique (Weitzman, 1992 ; 1998) et les possibilités d'application (Weitzman, 1993 ;

Metrick et Weitzman, 1998) d'un modèle de hiérarchisation des priorités de conservation. On peut synthétiser le résultat par l'équation qui définit le critère R permettant de classer les différentes unités de biodiversité ou actions visant à les préserver. Les actions ont comme effet d'augmenter de ΔP_i la probabilité de survie de l'unité i (qualifiée d'« espèce » en précisant qu'il peut s'agir de toute entité biologique : sous-espèce, population...) avec un coût C_i . U_i représente l'utilité directe ou la valeur subjective que nous attribuons à l'unité i , et D_i est une mesure de la dissemblance de l'unité i avec le reste de la biodiversité existante, définie par sa différence ou distance génétique à l'entité qui lui ressemble le plus (population voisine, espèce la plus proche...). L'idée d'introduire deux attributs dans la mesure de l'intérêt de conserver l'unité i était innovante, bien que l'auteur doive demander au lecteur d'"imaginer" que ces deux grandeurs sont additives, et reste intéressant : il s'agit bien de refléter la dualité entre l'intérêt subjectif porté aux éléments de biodiversité par les agents-citoyens, et leur importance objective telle que pourraient la définir des experts.

$$R_i = (D_i + U_i) \cdot (\Delta P_i / C_i)$$

Le décideur public doit alors classer les projets par R_i décroissant et les financer jusqu'à épuisement du budget. Si la pertinence théorique de cette analyse est largement admise, sa portée pratique est évidemment limitée par la qualité des informations requises. Les U_i peuvent être estimés avec les méthodes d'évaluation des actifs non marchands, mais les D_i sont des mesures objectives qui ne peuvent être approchées que par des méthodes de génétique moléculaire (Weitzman, 1993) ou à partir d'une proxy, comme le caractère unique de l'espèce dans son genre ou sa place dans la taxonomie utilisés pour analyser l'efficacité de l'allocation des budgets dans le cadre de l'*Endangered Species Act* (Metrick et Weitzman, 1998). Cette approche concerne a priori la protection des espèces, par extension elle a été adaptée à la diversité fonctionnelle (Weikard, 2002), mais la perte et la dégradation des habitats étant considérées comme la principale menace pour la biodiversité, les stratégies de conservation se sont largement structurées autour de la préservation des habitats.

L'approche économique de la préservation des habitats consiste souvent à l'analyser comme une question de sélection de sites protégés. L'objectif d'efficacité peut être modélisé comme un problème de maximisation de couverture du nombre d'espèces dans un réseau d'aires protégées (Church et al., 1996). On note y_i un indicateur qui vaut 1 si l'espèce survit et 0 si elle s'éteint, pour tout i appartenant à l'ensemble des espèces. On note x_j un indicateur qui vaut 1 si le site j est retenu dans le réseau des sites protégés et 0 s'il ne l'est pas, pour tout j appartenant à l'ensemble des sites potentiels. En notant N_i le nombre de sites où l'espèce i est présente et k le nombre de sites dans le réseau, le problème de sélection de sites devient :

$$\text{Max} \sum_{i=1}^m y_i \quad \text{s. c.} \quad \sum_{j \in N_i} x_j \geq y_i, \quad \sum_{j=1}^n x_j \leq k$$

En pratique, les réseaux existants de sites protégés ont été définis sans optimisation, en retenant un ensemble de sites particulièrement riches en biodiversité, les « *hotspots* » (Myers et al., 2000). Une démarche alternative, appelée « greedy algorithm », consiste à sélectionner en premier lieu le site le plus riche, puis le site apportant la plus grande richesse complémentaire de celle du premier site, et ainsi de suite. Polasky et Solow (1999) ont montré que la politique des *hotspot* ne maximise pas la diversité car elle ne prend pas en compte la complémentarité entre les sites ; et la solution algorithmique, bien que plus performante, n'est pas optimale car elle ne permet pas de retirer un site dont la contribution deviendrait moindre du fait que ses apports sont finalement présents dans les sites suivants. Les approches par la maximisation de couverture du nombre d'espèces conduisent à choisir des réseaux de sites couvrant des ensembles de sites diversifiés abritant un large ensemble d'espèces très différentes (Polasky et al., 2005).

Les ressources affectées à la conservation étant limitées, plusieurs travaux ont montré que pour un budget donné, la couverture est plus large (symétriquement, un objectif fixé de conservation peut être atteint pour un moindre coût), si on prend en compte l'hétérogénéité spatiale des coûts liés à l'intégration des sites dans le réseau (Ando et al., 1998 ; Ferraro, 2004 ; Naidoo et al., 2006), en protégeant des sites de moindre intérêt mais en plus grand nombre. Aucune analyse publiée n'a simultanément introduit de l'hétérogénéité dans les coûts de la mise en réserve et dans la valeur des sites préservés, autrement que par leur contenu en espèces. Dans une perspective dynamique, Costello et Polasky (2004) ont mis en évidence l'importance de prendre en compte les menaces, sous la forme de probabilité de conversion des terres, dans les décisions séquentielles de mise en réserve.

Plusieurs études empiriques ont montré l'importance des enjeux liés aux espèces invasives (Born et al., 2005 ; Pimentel et al., 2005). Les modélisations économiques des invasions posent deux types de questions : les approches « locales » étudient les mesures optimales de prévention et de contrôle ; les approches « globales » analysent les problèmes de coopération et de contribution à la mise en œuvre de politiques globales, mettant souvent l'accent sur les relations entre invasions et échanges internationaux. Le niveau optimal de contrôle dépend évidemment de l'importance des dommages (Eiswerth et van Kooten, 2002), du coût du contrôle (Eiswerth et Johnson, 2002), mais aussi de la dynamique de l'espèce et du niveau d'invasion au moment de l'intervention (Buhle et al., 2005 ; Burnett et al., 2006). Ignorant les débats actuels en écologie sur la nécessité de considérer les écosystèmes comme des systèmes dynamiques et l'impossibilité de caractériser des

équilibres stables, la plupart des analyses postulent que la finalité des politiques est de lutter contre les espèces invasives et de restaurer les états initiaux, bien que cet objectif ne soit pas toujours réaliste ou souhaitable (Leung et al., 2002 ; Perrings, 2005 ; Courtois et al., 2012 ; Sims et Finnoff, 2013). Les analyses des accords internationaux représentent les politiques de lutte contre les invasions comme un bien public de type « maillon faible » (« *weakestlink* ») dont la production est conditionnée par l'effort du plus faible contributeur (Perrings et al., 2002 ; Burnett, 2006 ; Fernandez, 2006). Les solutions à ces situations impliquent de concevoir des dispositifs incitatifs spécifiques (Perrings et al., 2005 ; Fernandez, 2008) dont la mise en œuvre reste problématique.

Face à la diversité des situations, l'intérêt de la modélisation économique pour définir une stratégie de conservation réside dans l'idée d'appliquer aux politiques de protection de la nature les principes qui permettent d'allouer et de gérer efficacement des ressources rares. Cette démarche peut aussi être utilisée a posteriori pour évaluer la pertinence des politiques passées, comme l'ont fait Wätzold et Schwerdtner (2005) pour la politique européenne. Une approche comparable peut être utilisée pour étudier le design des instruments de ces politiques.

b) Analyser l'efficacité et la légitimité des instruments de politique

Les impacts des activités humaines sur les écosystèmes et la biodiversité résultent très largement des choix d'un ensemble d'agents plus ou moins indépendants. Les politiques de conservation visent donc à ce que ces impacts soient pris en compte dans les choix et les comportements des agents, soit de façon obligatoire à travers des règles d'exclusion d'usage ou de compensation écologique ; soit par diverses formes d'incitations, comme la fiscalité, les subventions, les contrats ou leur requalification comme paiements pour services écosystémiques (PSE). L'analyse économique des politiques de réglementations ou de zonage consiste le plus souvent dans l'évaluation de leur coût d'opportunité en termes de développement (voir, par exemple, Chomitz et al., 2005). Certains travaux portent également sur les coûts de ne pas agir (Braat et ten Brink, 2008) ou sur l'analyse des conditions qui peuvent justifier de différer l'action (Sims et Finnoff, 2013). On ne peut traiter l'ensemble des travaux existant ; cette section est centrée sur l'analyse des politiques incitatives.

L'idée d'utiliser des mécanismes incitatifs pour les politiques de conservation est ancienne (Gomez-Baggethun et al., 2010). La notion de paiements pour services écosystémiques s'est progressivement imposée en étant doublement questionnée sur son efficacité et sur les enjeux d'équité. Sur le premier point, S. Wunder (2005) a proposé une clarification de la pertinence de ces mécanismes qui doivent vérifier un ensemble de caractéristiques dont la capacité de la partie qui doit recevoir le paiement, à exercer un contrôle effectif sur la

fourniture du service. Les approches modélisées doivent donc supposer ces hypothèses vérifiées, pour simuler ensuite le potentiel de ces mécanismes pour préserver les services et le fonctionnement des écosystèmes, bien que les relations entre les deux soient parfois ambivalentes (Elmqvist, Maltby et al., 2010).

Un ensemble de travaux ont proposé des analyses théoriques ou plus empiriques de l'efficacité des mécanismes de PSE (Wunder, 2007 ; Dreschler et al., 2007 ; Pagiola, 2008 ; Engel et al., 2008 ; Wunder et Engel, 2008). Parmi les synthèses récentes, on peut opposer les approches qui mettent la dimension marchande au cœur des PSE (Muradian et al., 2010) de celles qui y voient avant tout un instrument de politique publique (Vatn, 2010). Dans tous les cas, des questions se posent quant à l'efficacité des mécanismes de paiements (Ferraro et Simpson, 2002), en particulier sur l'importance des rentes informationnelles que peut obtenir un agent lorsque les agents détiennent des informations privées sur la valeur des actifs (Polasky et Doremus, 1998) ou que l'agence ne connaît pas a priori ses capacités réelles ou ne peut observer correctement les efforts réalisés (Ferraro, 2008). Zabel et Roe (2009) ont étudié les effets de risque hors du contrôle des offreurs et de distorsion dans l'appréciation du service sur quatre schémas de PSE. Zabel et al. (2011) ont comparé deux mécanismes d'incitation susceptibles d'inciter les agriculteurs à limiter la pression de chasse sur des tigres (paiements de compensation et primes de performance) : si les deux mécanismes peuvent permettre d'atteindre un niveau optimal, le modèle ne permet pas de déterminer celui qui réalise cet objectif au moindre coût.

Dans certaines études, les « modèles » restent cependant implicites ou qualitatifs, car il s'agit d'analyses en amont qui cherchent à mettre en évidence l'existence de mécanismes ou d'effets, mettant notamment en jeu le cadre institutionnel. La question de l'efficacité tend alors à s'écarter d'une analyse en termes de coûts ou de bien-être pour étudier l'impact prévisible des incitations sur les comportements ou en termes de conservation.

Dès lors que l'on veut mettre en place un mécanisme contractuel, la question de la sélection des contractants se pose et soulève des problèmes d'efficacité (quels sont les agents ayant les meilleures capacités pour que le service soit effectif) et de justice. Thoyer et Said (2007) ont étudié cette question dans le cas des mesures agri-environnementales, en s'inspirant des pratiques australiennes (Stoneham et al., 2003) qui pourraient préfigurer la mise en œuvre en Europe. L'utilisation de mécanismes d'allocation par enchères pour des mesures agri-environnementales implique de sélectionner des offres multidimensionnelles, caractérisées par les mesures de conservation proposées et les paiements demandés par les acteurs, et donc de définir des indicateurs de qualité écologique des propositions. L'analyse du programme américain (Claassen et al., 2008) montre que les mécanismes de

compétition permettent certains gains, mais sans doute moindres que ceux prédits par les modèles initiaux.

Une importance particulière est souvent donnée aux dimensions d'équité et de justice : ces contrats peuvent en effet avoir des impacts significatifs en termes de distribution de revenus, voire de droits qu'ils conduisent parfois à renforcer. Une importante littérature, souvent peu formalisée, s'est efforcée de tirer, dans une démarche de nature plutôt inductive, les enseignements d'études de cas (Pagiola et al., 2005 ; Bulte et al, 2008 ; Horan et Shogren 2008, Pascual et al, 2010)⁸. Ferraro et Pattanayak (2006) ont en outre attiré l'attention sur l'importance de réaliser des évaluations en situation réelle, car des mécanismes actifs en un lieu et à une échelle particulière peuvent ne pas l'être à d'autres.

Dans l'abondante littérature scientifique qui mobilise des modélisations économiques pour analyser les politiques de conservation le cas des accords internationaux sur la biodiversité est peu présent. L'un des premiers travaux marquants (Barrett, 1994) présente les relations entre un Nord qui veut compenser le « coût incrémental »⁹ de la conservation de la biodiversité d'un Sud, car son développement économique en dépend. Un modèle de jeu permet d'étudier comment, en fonction de certains paramètres de valeurs, l'accord peut aller de la simple formalisation de l'équilibre existant, à la réalisation d'un optimum global. Il a été reproché à ce travail, comme à beaucoup d'autres modèles économiques, de ne pas développer une représentation spécifique des relations entre développement économique et état ou diversité des écosystèmes. Concernant les accords relatifs à la biodiversité, il existe toujours très peu de travaux s'efforçant d'intégrer plus explicitement les caractéristiques de cet objectif (voir par exemple Perrings et Gadgil, 2003 ; Perrings et al., 2005) contrairement à l'importance des travaux sur la Convention sur le climat.

Dans de nombreux travaux, la biodiversité est modélisée comme un bien public standard et l'analyse aboutit à des résultats finalement peu originaux. On doit cependant nuancer ce jugement (voir Eppink et van der Bergh, 2007). Aux spécialistes de la biodiversité qui reconnaissent mal leur objet d'étude, on peut répondre qu'en amont des spécificités, la conservation de la biodiversité soulève des problèmes génériques dont il serait naïf de croire pouvoir s'abstraire : si la conservation rencontre de multiples difficultés, c'est largement parce que les biens et services mis en jeu ont des caractéristiques de bien public dont chacun veut bénéficier sans supporter la charge. Réciproquement, on doit regretter que de

⁸ Au-delà de la modélisation, ces mécanismes posent la question des formes institutionnelles adaptées à en faire des moyens effectifs de conservation compatibles avec le fonctionnement des sociétés (voir, par exemple, Vatn, 2010).

⁹ La notion de coût incrémental traduit l'idée que la conservation de la biodiversité (ou d'autres actifs naturels) implique de financer un coût supplémentaire dans les projets qui l'affectent (exploitation forestières, exploitation des terres...).

nombreux modèles économiques mentionnant la biodiversité ne l'appréhendent que comme une extension à la marge de questions génériques et ratent ainsi l'opportunité de fonder une réflexion plus originale sur les enjeux spécifiques liés aux formes de la dépendance des économies et du bien-être des populations humaines vis-à-vis d'écosystèmes diversifiés et fonctionnels. Il existe cependant des travaux qui ont exploré ces questions, souvent en utilisant la modélisation comme un moyen d'articuler plusieurs approches.

5. Articuler plusieurs approches

Les modélisations économiques des stratégies de lutte contre le changement climatique dont nous avons souligné l'avance par rapport aux questions de conservation de la biodiversité, ont montré l'intérêt de ne pas opposer les approches macro- et micro-économiques, mais au contraire de les articuler au sein de modèles dits « hybrides » qui permettent de « boucler » macroéconomiquement (démarches dite « *top-down* » car elles partent des indicateurs agrégés pour descendre vers les comportements) le produit des interactions stratégiques entre les multiples acteurs (approches dite « *bottom-up* » qui construisent une image agrégée à partir des comportements individuels) (voir Hourcade et al., 2006). Dans le domaine de la biodiversité, les modèles *bottom-up* seraient ceux qui décrivent la formation d'équilibres offre-demande en matière d'utilisation des terres et des écosystèmes ; les modèles *top-down* étudieraient les conséquences de politiques de conservation en termes de production agricole, d'emploi ou de finance publique. Ne bénéficiant pas d'un indicateur aussi simple que les émissions de CO₂, ces approches sont encore peu développées vis-à-vis de la dynamique des écosystèmes. De même, il n'existe presque aucun travaux qui aient permis de remettre l'analyse des enjeux de biodiversité dans un cadre d'équilibre général afin d'analyser les conséquences de la raréfaction des services écosystémiques sur l'ensemble de l'économie (Eichner et Pethig, 2005, 2009 ; Finoff et Tschirhart, 2008). On trouve, en revanche, un ensemble de modèles qui articulent des connaissances en écologie et en économie, afin d'éviter que l'un des pôles de la relation natures-sociétés ne soit négligé dans l'analyse des politiques de conservation.

Une première approche consiste à élaborer ou adapter des modèles représentant les interactions et les dynamiques des différents domaines dont on veut comprendre la dynamique conjointe et à les faire communiquer par une interface numérique sur laquelle les différents compartiments modélisés viennent s'alimenter en données ou apporter des résultats. L'idée est ancienne d'utiliser la modélisation pour articuler des analyses mobilisant des cadres théoriques relevant de disciplines différentes (Turner et al., 2000 ; Wätzold et al., 2006) en les mettant en communication par des données quantitatives relatives à des objets (écosystèmes, territoires...).

Un enjeu essentiel d'une modélisation économique qui intègre les questions écologiques, est d'éviter que la représentation de la dynamique de la biodiversité, ne soit pas erronée ou dépassée, ne correspondant plus à la façon dont les écologues formulent la problématique de la conservation. Eppink et van der Bergh (2007) ont proposé une typologie de la façon dont les différentes catégories de modèles économiques qui analysent les pertes de biodiversité ou les questions de conservation, prennent en compte les théories et les indicateurs écologiques. Leur cadre d'analyse distingue deux échelles spatiales, différents niveaux de diversité (gènes, espèces, écosystèmes, fonctions) et s'efforce de repérer les indicateurs (gènes, richesse, uniformité, représentativité, qualité) et les théories (plus difficiles à résumer en quelques mots signalant le concept central retenu : métapopulations, interactions, compétition pour les ressources abiotiques, résilience) mobilisés. À l'issue de leur analyse, ils constatent que beaucoup de modèles économiques traitant explicitement la biodiversité, l'appréhendent comme une simple liste d'espèces.

Pour aller au-delà d'une articulation entre modèles fondés sur les concepts et connaissances issues de disciplines différentes, un ensemble de travaux se sont efforcés d'élaborer des modèles intégrés, qualifiés d'économie-écologique, bien qu'il soit encore difficile de considérer que cette dénomination renvoie à un cadre conceptuel unifié. Certaines références déjà mentionnées relèvent de cette démarche, mais on peut repérer des travaux plus spécifiques portant sur la conception de paiements de compensation (Johst et al., 2002), l'importance de protéger la biodiversité sur des terres privées (Shogren et al., 2003), de l'efficacité des politiques de conservation (Wätzold et al., 2005) et l'impact sur une stratégie d'optimisation d'une prise en compte explicite de la dynamique des populations et des écosystèmes (Eichner et Tschirhart, 2007). Une analyse systématique du potentiel, des pièges et des perspectives de développement de ces modélisations (Wätzold et al., 2006) soulignait les limites de modèles mono-disciplinaires et identifiait trois conditions de succès pour des approches économiques-écologiques : une connaissance approfondie des deux disciplines ; une identification et une formalisation adéquates du problème étudié, une approche partagée entre écologues et économistes des questions d'échelle et de modélisation. Au-delà de recommandations générales sur la standardisation des méthodes de travail et de validation scientifique, c'est sur la nécessité de bien caractériser l'objet de la modélisation que doivent se focaliser les efforts.

La revue *Ecological Economics* a consacré un numéro spécial à ces approches (Dreschler et Wätzold, 2007) qui met en évidence leur hétérogénéité. Dans une tentative de revue des approches intégrées, Tschirhart (2009) l'importance prise dans ces travaux par les équations de Lotka-Volterra qui, bien que classiques dans les modèles écologiques, ne donne pas de fondements aux comportements végétaux ou animaux. Il suggère d'étendre à l'écologie les

techniques d'optimisation de l'économie afin de pouvoir construire des systèmes écologiques adaptatifs, face aux pressions anthropiques, tout en reconnaissant que beaucoup reste à faire avant de savoir si de tels efforts seront réellement utiles. Dans une même perspective, Polasky et Segerson (2009) opposent les approches positives, pour lesquelles on trouve de nombreux modèles décrivant de façon de plus en plus pertinente l'évolution de systèmes écologiques et économiques intégrés au sens où les dynamiques sont reliées dans les deux directions, et les approches normatives où l'intégration apparaît beaucoup plus délicate. Ecologues et économistes ne partagent pas toujours les mêmes conceptions des objectifs normatifs légitimes pour orienter les prescriptions politiques.

Les difficultés liées à la définition d'objectifs d'optimisation a conduit certains modélisateurs à se tourner vers des modèles de viabilité (Béné et al, 2000 ; De Lara et Doyen, 2008). Cette approche de la modélisation consiste à caractériser des trajectoires définies comme viables aussi longtemps qu'elles ne sortent pas d'un domaine, le noyau de viabilité, au sein duquel les moyens de contrôle permettent de les piloter. Elle ne permet donc pas, contrairement aux modèles de contrôle optimal ou dynamique, de déterminer une trajectoire optimale. Les analyses de viabilité s'appliquent a priori aussi bien à des dynamiques écologiques qu'à des dynamiques sociales, et elles présentent l'intérêt particulier de s'accommoder de données empiriques hétérogènes. Le noyau de viabilité peut être défini simultanément par des contraintes écologiques (basés sur des dynamiques de population, des concepts de résilience...) et des contraintes socio-économiques (niveau minimal de revenu, d'emploi...). Le modèle permet de tester l'efficacité de plusieurs types de contrôle (quotas de pêche, fiscalité, normes techniques...) et donc de comparer différentes politiques. Martinet et al. (2007) l'ont utilisé pour étudier des trajectoires permettant à des pêcheries surexploitées de retrouver un régime soutenable.

Une dernière question importante est celle des *trade-offs*, c'est-à-dire d'une analyse visant à apprécier simultanément l'impact de projets ou de politiques sur l'ensemble des fonctions ou plutôt des services écosystémiques, de façon à analyser l'impact global des choix ou des comportements (Dreschler, 2011). La modélisation économique-écologique permet de représenter et comparer des variantes et c'est dans ce but qu'a récemment été proposé le modèle *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST) (Nelson et al., 2009) dont la robustesse est en cours de validation empirique par une multiplication des applications.

6. Conclusion : faire progresser notre compréhension d'une problématique complexe

Malgré un développement encore limité, la diversité des modélisations économiques utilisées pour faire progresser notre compréhension des enjeux et notre capacité à définir des moyens d'action pour la conservation de la biodiversité ne permettait pas d'envisager un panorama exhaustif. Dans ce chapitre, on a donc renoncé à traiter certains domaines pourtant importants, mais qui paraissaient moins spécifiques de la conservation de la biodiversité. En particulier, nous n'avons pas traité les modèles qui considèrent la biodiversité comme une ressource, plus ou moins renouvelable, alors qu'il existe une large littérature, notamment sur les pêcheries (Costello et al., 2008 ; Worm et al., 2009), l'exploitation d'un environnement hétérogène et l'impact des réserves marines (Sanchirico et Wilen, 1999 ; 2001 ; Smith et Wilen, 2003), etc. De ce fait, n'a pas été abordée la question, pour laquelle la modélisation aura un rôle essentiel, de savoir si le rapport aux écosystèmes et à leur diversité peut avoir un effet du type « malédiction des ressources » qui désigne des situations, observées notamment dans le cas de ressources épuisables, où l'abondance d'une ressource naturelle se traduit par un moindre développement économique (Sachs et Warner, 2001 ; Brunnschweiler et Bulte, 2008). Cette question, peu investiguée, reste d'ailleurs ouverte.

Dans les domaines que nous avons présentés, la modélisation économique apparaît comme un outil puissant pour expliciter les enjeux, en tester les déterminants, en comprendre les conséquences, les marges de manœuvre, et les moyens d'action pour en maîtriser les effets négatifs. On peut considérer que, pour éclairer les délibérations et les choix, la véritable alternative se situe entre modèles simplifiés et modèles explicites, car il ne paraît pas réaliste de croire faire de la conservation sans prendre en compte la dimension sociale des enjeux.

Cette affirmation ne doit pas faire oublier que, dans l'état de l'art, les modèles économiques ou économique-écologiques ne permettent pas de répondre aux attentes des experts de la conservation, qu'ils soient des scientifiques ou des décideurs ? Comme le soulignent Carpenter et al. (2009), la plupart des modèles de services écosystémiques ont été développés pour des problèmes liés à des secteurs particuliers (agriculture, pêcheries, usages des sols, approvisionnement en eau...) ou des conflits particuliers (biodiversité et usages des sols) ; dans quelques cas, ils sont couplés avec des modèles traduisant d'autres problèmes (changement climatique, démographie, développement économique...). Il reste beaucoup à faire pour disposer de modèles élaborés dans un contexte scientifique, préservé de la pression et de la temporalité des politiques, et intégrant l'ensemble des enjeux pertinents des choix à long terme auxquels sont confrontés nos sociétés.

La question n'est évidemment pas d'entretenir l'illusion de modèles qui donnerait une image complète des enjeux (dénoncée dans la citation au début de ce chapitre). Toute modélisation reflète les hypothèses choisies par les modélisateurs dont il serait vain de prétendre éliminer la part d'arbitraire (voir Ambrosi et Courtois, 2004). L'apport spécifique de la modélisation économique pour les sciences de la conservation est de lier une représentation, simplifiée et finalisée, d'une réalité complexe avec les enjeux de choix politiques ou sociaux dans un cadre qui explicite la vision normative de ce que nous considérons important. La spécificité de la rationalité économique étant de permettre l'explicitation des trade-offs, de la mise en regard des avantages et des pertes de chacune des options examinées.

Les modélisations économiques appliquées à la biodiversité restent encore assez frustes, notamment au regard de l'importance qu'ont prises modèles dans les débats sur le changement climatique. On doit cependant considérer que dans une génération, les pressions exercées sur les écosystèmes et leur diversité par neuf milliards d'habitants aspirant majoritairement à un mode de vie consumériste, ne laisseront plus de doutes sur leur caractère de ressource rare. Il serait dommageable de renoncer aux acquis de décennies de réflexions sur la gestion des raretés pour essayer de maîtriser les enjeux d'une situation dans laquelle elle se posera peut être avec l'acuité la plus préoccupante.

Références

- Adams W.M., R. Aveling, D. Brockington, B. Dickson, J. Elliott, J. Hutton, D. Roe, B. Vira, W. Wolmer, 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306 (5699), 1146-1149.
- Alcoma J. et al. (2003) *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington DC, 266 p.
- Ambrosi P., P. Courtois, 2004. Impacts du changement climatique et modélisation intégrée, la part de l'arbitraire. *Natures Sciences Sociétés*, 12(4), 375-386.
- Ando, A., J. Camm, S. Polasky, A. Solow, 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279: 2126–2128.
- Angelsen A., D. Kaimowitz, 1999. Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models. *World Bank Research Observer* (1999)14(1):73-98.
- Arrow K.J., B. Bolin, R. Costanza, P. Dasgupta, C. Folke, C.S. Holling, B.-O. Jansson, S. Levin, K.-G. Mäler, C. Perrings, D. Pimentel, 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268, 5210, 28 April, 520–521.
- Balmford A., K.J. Gaston, A.S.L. Rodrigues. Integrating costs of conservation into international priority setting. *Conservation Biology* 14 (2000), 597–605.
- Barbier E.B., 2000. Biodiversity, trade and international agreements. *Journal of Economic Studies* 27(1/2), 55-74.
- Barbier E.B., J.F. Shogren, 2004. Growth with endogenous risk of biological invasion. *Economic Inquiry* 42 (4), 587–601.
- Barreteau O., M. Antona, P. d'Aquino, S. Aubert, S. Boissau, F. Bousquet, W. Daré, M. Etienne, C. Le Page, R. Mathevet, G. Trébuil, J. Weber, 2003. Our companion modelling approach. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* 6(2), 1.
- Barrett S., 1994. The biodiversity supergame. *Environmental and resource economics* 4(1), 111-122.

- Bateman I.J., G.M. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson, K. Turner; 2011. Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48 (2), Feb. 2011, 177-218.
- Baumgärtner S., C. Becker, K. Frank, M. Quaas, 2008. Relating the philosophy and practice of ecological economics: The role of concepts, models, and case studies in inter- and transdisciplinary sustainability research. *Ecological Economics* 67 (2008), 384-393.
- Béné C., L. Doyen, D. Gabay, 2001. A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics* 36(3), 385-396.
- Binimelis R., J. Spangenberg, J. Martinez-Alier, 2009, The DPSIR framework for biodiversity assessment. *Ecological Economics* 69 (1), 1-210.
- Born W., F. Rauschmayer, I. Bräuer, 2005. Economic evaluation of biological invasions: a survey. *Ecological Economics* 55(3), 321-336.
- Bousquet F., O. Barreteau, P. d'Aquino, M. Etienne, S. Boissau, S. Aubert... J.C. Castella, 2002. Multi-agent systems and role games: collective learning processes for ecosystem management. In *Complexity and Ecosystem Management. The Theory and Practice of Multi-Agent Systems*, Edward Elgar, London, 248-286.
- Boyd J., S. Banzhaf (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.
- Braat L., ten Brink P., 2008. *The Cost of Policy Inaction (COPI) - The Case of not Meeting the 2010 Biodiversity Target*, Report to the European Commission.
- Brand F., 2009. Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. *Ecological Economics* 68 (3), 605-612.
- Brock W.A.; A. Xepapadeas, 2003. Valuing biodiversity from an economic perspective: A unified economic, ecological, and genetic approach. *American Economic Review* 93 (5), 1597-1614.
- Brown K., D.W. Pearce, 1994. *The causes of tropical deforestation: the economic and statistical analysis of factors giving rise to the loss of the tropical forests*. University of British Columbia Press, 342 p.
- Brunnschweiler C.N., E.H. Bulte, 2008. The resource curse revisited and revised: A tale of paradoxes and red herrings. *Journal of Environmental Economics and Management*, 55(3), 248-264.
- Buchanan J., 1964. What should economists do? *Southern Economic Journal* 30 (3), 213-222.
- Buhle E.R., M. Margolis, J.L. Ruesink, 2005. Bang for buck: cost-effective control of invasive species with different life histories. *Ecological Economics* 52(3), 355-366.
- Bulte E.H., L. Lipper, R. Stringer, D. Zilberman, 2008. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concept, issues, and empirical perspectives. *Environment and Development Economics* 13 (3), 245-245.
- Bulte E.H., R.D. Horan, 2003. Habitat conservation, wildlife extraction and agricultural expansion. *Journal of Environmental Economics and Management* 45 (1), 109-127.
- Burnett K.M., 2006. Introductions of invasive species: Failure of the weaker link. *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1), 21-28.
- Burnett K.M., B. Kaiser, B.A. Pitafi, J. Roumasset, 2006. Prevention, eradication, and containment of invasive species: Illustrations from Hawaii. *Agricultural and Resource Economics Review* 35(1), 63-77.
- Carpenter S.R., H.A. Mooney, J. Agard, D. Capistrano, R.S. DeFries, S. Diaz, T. Dietz, A.K. Duraiappah, A. Oteng-Yeboah, H.M. Pereira, C. Perrings, W.V. Reid, J. Sarukhan, R.J. Scholes, A. Whyte, 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS* 2009 106 (5) 1305-1312.
- Carpenter S.R., P.L. Pingali, E.M. Bennett, M.B. Zurek, 2005. *Ecosystems and human well-being: scenarios*. Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, D.C.
- Chomitz K.M., K. Alger, T.S. Thomas, H. Orlando, P. Vila Nova, 2005. Opportunity costs of conservation in a biodiversity hotspot: the case of Southern Bahia. *Environment and Development Economics* 10 (2005), 293-312.

- Church, R.L., D.M. Stoms, F.W. Davis, 1996. Reserve selection as a maximal coverage problem. *Biological Conservation* 76 (2), 105–112.
- Claassen R., A. Cattaneo, R. Johansson, 2008. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice. *Ecological Economics* 65 (2008), 737–752.
- Connor J.D., J.R. Ward, B. Bryan, 2008. Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 52 (3), 303-319.
- Costanza R., L. Wainger, C. Folke, K.-G. Mäler, 1993. Modelling complex ecological economic systems. *Bioscience* 43 (8) (1993), 545–555.
- Costello C., S. Polasky, 2004. Dynamic reserve site selection. *Resource and Energy Economics* 26 (2), 157-174.
- Costello, C., S.D. Gaines, J. Lynham, 2008. Can catch shares prevent fisheries collapse?. *Science*, 321(5896), 1678-1681.
- Courchamp F, E. Angulo, P. Rivalan, R.J. Hall, L. Signoret, L. Bull, Y. Meinard, 2006. Rarity value and species extinction: the anthropogenic Allee effect. *PLoS Biology* 4 (12), e415.
- Courchamp F., L. Berec, J. Gascoigne, 2008. Allee effects in ecology and conservation. *Environmental Conservation* 36.1 (2008): 80-85.
- Courtois P., C. Mullier, J.-M. Salles, 2012. Managing biological invasions: the good, the bad and the ambivalent. *14th BioECon Conference*, Kings College, Cambridge, 18-20 September, 2012.
- Daily G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P.R. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B.-O Jansson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K.-G. Mäler, D. Simpson, D. Starrett, D. Tilman, B. Walker, 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289 (2000) 395-396.
- Daily G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, L. Pejchar, T.H. Ricketts, J. Salzman, R. Shallenberger, 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1), 21-28.
- Daly H., 1991. Towards and environmental macroeconomics, *Land Economics*. 67, 2 (May 1991), 255-259.
- Dasgupta, P., 2009. The welfare economic theory of green national accounts. *Environment and Resource Economics* 42, 3–38.
- De Lara M., L. Doyen, 2008. *Sustainable management of natural resources: mathematical models and methods*. Springer (Environmental Science and Engineering), Berlin & Heidelberg, 2008.
- Dietz S., W.N. Adger. Economic growth, biodiversity loss and conservation effort. *Journal of Environmental Management* 68 (2003) 23–35.
- Drechsler M., 2011. Trade-offs in the design of cost-effective habitat networks when conservation costs are variable in space and time. *Biological Conservation* 144 (2011), 479–489.
- Drechsler M., F. Wätzold, Ecological–economic modelling for the sustainable use and conservation of biodiversity. *Ecological Economics* 62 (2), April 2007, 203-206.
- Drechsler, M., F. Wätzold, K. Johst, H. Bergmann, Settele J., 2007. A model-based approach for designing cost-effective compensation payments for conservation of endangered species in real landscapes. *Biological Conservation*, 140(1), 174-186.
- Eichner T, R. Pethig, 2005. Ecosystem and economy: an integrated dynamic general equilibrium approach. *Journal of Economics* 85 (3), 213-249.
- Eichner T, R. Pethig, 2009. Pricing the ecosystem and taxing ecosystem services: A general equilibrium approach. *Journal of Economic Theory* 144, 1589-1616.
- Eichner T., J.T. Tschirhart, 2007. Efficient ecosystem services and naturalness in an ecological-economic model. *Environmental and Resource Economics* 37, 4, 733–755.
- Eiswerth M.E., G. Van Kooten, 2002. Uncertainty, economics, and the spread of invasive plant species. *American Journal of Agricultural Economics* 84 (5), 1317-1322.

- Eiswerth M.E., W.S. Johnson, 2002. Managing nonindigenous invasive species: insights from dynamic analysis. *Environmental and Resource Economics*, 23(3), 319-342.
- Elmqvist T., E. Maltby, et al., 2010. Biodiversity, ecosystems and ecosystem services. In P. Kumar (Ed.), *TEEB Ecological and Economic Foundations*, London, Earthscan, 2010, 41-111.
- Engel S., S. Pagiola, S. Wunder, 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice. An overview of the issue. *Ecological Economics* 65, 663-674.
- Eppink F.V., J.C.J.M. van den Bergh, 2007. Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation: A critical review. *Ecological Economics* 61 (2-3), March 2007, 284-293.
- Eppink F.V., J.C.J.M. Van Den Bergh, P. Rietveld, 2004. Modelling biodiversity and land use: urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics* 51, 3 (2004): 201-216.
- Farley J., A. Aquino, A. Daniels, A. Moolaert, D. Lee, A. Krause. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecological Economics* 69 (2010), 2075-2084.
- Fernandez L. 2006. Marine shipping trade and invasive species management strategies. *International Game Theory Review* 8(1), 153-168.
- Fernandez L., 2008. NAFTA and member country strategies for maritime trade and marine invasive species. *Journal of Environmental Management* 89(4), 308-321.
- Ferraro P., 2004. Targeting conservation investments in heterogeneous landscapes: a distance function approach and application to watershed management. *American Journal of Agricultural Economics* 86 (2004), 905-918.
- Ferraro P.J., 2008. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics* 65 (4), 810-821.
- Ferraro P.J., A. Kiss, 2002. Direct payments to conserve biodiversity. *Science* 298 (5599), 1718-1719.
- Ferraro P.J., R.D. Simpson, 2002. The cost-effectiveness of conservation payments. *Land Economics* 78 (2002), 339-353.
- Ferraro P.J., S.K. Pattanayak, 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *Plos Biology* 4, 482-488.
- Finoff D., J.T. Tschirhart, 2008. Linking dynamic ecological and economic general equilibrium models. *Resource and Energy Economics* 30, 2, 91-114.
- GBO3, 2010. *Perspectives mondiales de la diversité biologique (Global Biodiversity Outlook)*, 3e édition. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique Montréal, 94 p.
- Geist H.J., E.F. Lambin, 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*, 52(2), 143-150.
- Giraud P.-N., 2009. *Les économistes peuvent-ils sauver la planète ? Regards croisés sur l'économien*°6, Paris, La Découverte, 260 p.
- Gowdy John, R.B. Howarth, C. Tisdell, 2010. Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In P. Kumar, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*, An output of TEEB, 2010.
- Grossman G.M., A.B. Krueger, 1994. *Economic growth and the environment* (No. w4634). National Bureau of Economic Research.
- Hanley N., A. Davies, K. Angelopoulos, A. Hamilton, A. Ross, D. Tinch, F. Watson, 2008. Economic determinants of biodiversity change over a 400-year period in the Scottish uplands. *Journal of Applied Ecology* 45(6), 1557-1565.
- Hanley N., S. Acs, M. Dallimer, K.J. Gaston, A. Graves, J. Morris, P.R. Armsworth, 2012. Farm-scale ecological and economic impacts of agricultural change in the uplands. *Land Use Policy* 29(3), 587-597.
- Hayek, F.A., 1989. The pretence of knowledge. *American Economic Review* 79 (6), 3-7.

- Horan R.D., C. Perrings, F. Lupi, E.H. Bulte, 2002. Biological pollution prevention strategies under ignorance: the case of invasive species. *American Journal of Agricultural Economics* 84(5), 1303-1310.
- Hourcade J.-C., M. Jaccard, C. Bataille, F. Ghersi, 2006. Hybrid modeling: new answers to old challenges. *The Energy Journal* 2, Special issue (2006) 1-12
- Johst K., M. Drechsler, F. Wätzold, 2002. An ecological–economic modelling procedure to design effective and efficient compensation payments for the protection of species. *Ecological Economics* 41, 37–49.
- Kaimowitz D., A. Angelsen, 1998. *Economic Models of Tropical Deforestation: A Review*. CIFOR, Bogor, Indonesia, 140 p.
- Kontoleon A., T. Swanson, 2003. The willingness to pay for property rights for the Giant Panda: can a charismatic species be an instrument for nature conservation?. *Land Economics* 79(4), 483-499.
- Kosoy N., E. Corbera, 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69(6), 1228-1236.
- Latacz-Lohmann U., C. Van der Hamsvoort, 1997. Auctioning conservation contracts: a theoretical analysis and an application. *American Journal of Agricultural Economics* 79 (2), 407-418.
- Leung B., D.M. Lodge, D. Finnoff, J.F. Shogren, M.A. Lewis, G. Lamberti, 2002. An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2407-2413.
- Limburg K.E., R.V. O'Neill, R. Costanza, S. Farber, 2002. Complex system and valuation. *Ecological Economics* 41 (2002) 409–420.
- Martinet V., O.Thebaud, L. Doyen, 2007. Defining viable recovery paths toward sustainable fisheries. *Ecological Economics* 64.2 (2007): 411-422.
- Maxim L., J.H. Spangenberg, M. O'Connor, 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics* 69 (1), 12-23.
- McAusland C., C. Costello, 2004. Avoiding invasives: trade-related policies for controlling unintentional exotic species introductions. *Journal of Environmental Economics and Management* 48(2), 954-977.
- McPherson M.A., M.L. Nieswiadomy, 2005. Environmental Kuznets curve: threatened species and spatial effects. *Ecological Economics* 55 (3), 395-407.
- Metrick A., M.L. Weitzman, 1998. Conflicts and choices in biodiversity preservation, *Journal of Economic Perspectives* 12 (1998) 21-34.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Summary for Decision Makers*, Island Press, Washington DC.
- Mises, L. von, 1977. Comments about the mathematical treatment of economic problems. *Journal of Libertarian Studies* 1 (2), 97-100.
- Miteva D.A., S.K. Pattanayak, P.J. Ferraro, 2012. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't?. *Oxford Review of Economic Policy* 28(1), 69-92.
- Mouysset L., L. Doyen, F. Jiguet, G. Allaire, F. Leger, 2011. Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics* 70 (4), 617–626.
- Muradian R., E. Corbera, U. Pascual, N. Kosoy, P.H. May, 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics* 69 (2010), 1202–1208.
- Myers N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A. Da Fonseca, J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772), 853-858.
- Naidoo R., A. Balmford, P.J. Ferraro, S. Polasky, T.H. Ricketts, M. Rouget, 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* 21(12), 681-687.

- Nelson E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M. *et al*, 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4-11.
- Nelson E., S. Polasky, D.J. Lewis, A.J. Plantinga, E. Lonsdorf, D. White, D. Bael, J.J. Lawler, 2008. Efficiency of incentives to jointly increase carbon sequestration and species conservation on a landscape. *Proceedings of the National Academy of Science* 105: 9471-9476.
- Newburn D., S. Reed, P. Berck, A. Merenlender, 2005. Economics and land-use change in prioritizing private land conservation. *Conservation Biology* 19: 1411-1420.
- Ostrom E., 2010. Beyond markets and states: polycentric governance of complex economic systems. *American Economic Review* 100 (3), 641-672.
- Pagiola S., 2008. Payments for environmental Services in Costa Rica. *Ecological Economics* 65, 712-724.
- Pagiola S., A. Arcenas, G. Platais, 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development* 33 (2), 237-253.
- Pascual U., R. Muradian, L.C. Rodriguez, A. Duraiappah, 2010. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: a conceptual approach. *Ecological Economics* 69 (6), 1237-1244.
- Pattanayak S.K., Wunder S., Ferraro P.J., 2010, Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy* 4(2), 254-274.
- Pearce D.W., 2007. Do we really care about biodiversity? *Environmental and Resource Economics* 37 (2007) 313-333.
- Perrings C., 2005. Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions. *Ecological Economics* 52(3), 315-325.
- Perrings C., A. Duraiappah, A. Larigauderie, H. Mooney, 2011. The biodiversity and ecosystem services science-policy interface. *Science* 331 (6021), 1139-1140.
- Perrings C., K., Dehnen-Schmutz, J. Touza, M. Williamson, 2005. How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 212-215.
- Perrings C., M. Gadgil, Conserving biodiversity: reconciling local and global public benefits. In I. Kaul, P. Conceicao, K. Le Goulven and R.L. Mendoza, *Providing Global Public Goods: Managing Globalization*, Oxford: Oxford University Press, 2003, 532-555.
- Perrings C., M. Williamson, E.B. Barbier, D. Delfino, S. Dalmazzone, J. Shogren, P. Simmons, A. Watkinson, 2002. Biological invasion risks and the public good: an economic perspective. *Conservation Ecology* 6 (1), 1.
- Perrings C., S. Baumgärtner, W.A. Brock, K. Chopra, M. Conte, C. Costello, A. Duraiappah, A.P. Kinzig, U. Pascual, S. Polasky, J. Tschirhart, A. Xepapadeas, 2009. The economics of biodiversity and ecosystem services. In S. Naeem, D. Bunker, A. Hector, M. Loreau and C. Perrings (eds), *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*, Oxford University Press, Oxford, 230-247.
- Pimentel D., R. Zuniga, D. Morrison, 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52 (3), 273-288.
- Polasky S., C. Costello, A. Solow, 2005. The economics of biodiversity conservation. In J. Vincent and K.G. Mäler, eds., *The Handbook of Environmental Economics* North-Holland.
- Polasky S., C. Costello, C. McAusland, 2004. On trade, land-use, and biodiversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 911-925.
- Polasky S., H. Doremus, 1998. When the truth hurts: endangered species policy on private land with imperfect information. *Journal of Environmental Economics and Management* 35(1), 22-47.

- Polasky S., K. Segerson, 2009. Integrating ecology and economics in the study of ecosystem services: Some lessons learned. *Annual Review of Resource Economics* 1, 409-434.
- Polasky, S., J. D. Camm, B. Garber-Yonts, 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: An application to terrestrial vertebrate conservation Oregon. *Land Economics* 77: 68–78.
- Sachs J.D., A.M. Warner, 2001. The curse of natural resources. *European Economic Review*, 45(4), 827-838.
- Sala O.E., F.S. Chapin, et al., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287 (10 March 2000) 1770-1774.
- Sanchirico J.N., J.E. Wilen, 1999. Bioeconomics of spatial exploitation in a patchy environment. *Journal of Environmental Economics and Management* 37, 129–150.
- Sanchirico, J. N., J E. Wilen, 2001. A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal of Environmental Economics and Management* 42(3), 257-276.
- Schulz C.E., A. Skonhofs, 1996. Wildlife management, land-use and conflicts. *Environment and Development Economics* 1(03), 265-280.
- Shogren J.F., G.M. Parkhurst, C. Settle, 2003. Integrating economics and ecology to protect nature on private lands: models, methods and mindsets. *Environmental Science and Policy* 6, 233–242.
- Shogren J.F., J. Tschirhart, T. Anderson, A.W. Ando, S.R. Beissinger, D. Brookshire, G.M. Brown Jr., D. Coursey, R. Innes; S.M. Meyer, S. Polasky, 1999. Why economics matters for endangered species protection. *Conservation Biology* 13, 1257–1261.
- Sims C., D. Finnoff, 2013. When is a “wait and see” approach to invasive species justified?. *Resource and Energy Economics* (in press).
- Smith M.D., J.E. Wilen, 2003. Economic impacts of marine reserves: the importance of spatial behavior. *Journal of Environmental Economics and Management* 46(2), 183-206.
- Solow A., S. Polasky, J. Broadus, 1993. On the measurement of biological diversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 24(1), 60-68.
- Stoneham G., V. Chaudhri, A. Ha, L. Strappazzon, 2003. Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's Bush Tender trial. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47(4), 477-500.
- Swanson T., 1997. Global action for biodiversity: an international framework for implementing the convention on biological diversity. In *Global action for biodiversity: an international framework for implementing the Convention on Biological Diversity*, Earthscan Publications Ltd, London, 1997.
- Swanson T., T. Göschl, 2000. Property rights issues involving plant genetic resources: implications of ownership for economic efficiency. *Ecological Economics* 32(1), 75-92.
- Swanson T.M., 1994. The economics of extinction revisited and revised: A generalised framework for the analysis of the problems of endangered species and biodiversity losses. *Oxford Economic Papers* 46 (1994) 800-821.
- Thoyer S., S. Said, 2007, Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ? In Doussan et J. Dubois (eds), *Conservation de la biodiversité et PAC : des mesures agro-environnementales à la conditionnalité*, Paris, La Documentation Française.
- Tschirhart J., 2009. Integrated ecological-economic models. *Annual Review of Resource Economics* 1 (1), 381-407.
- Turner R.K., J.C. Van Den Bergh, T. Söderqvist, A. Barendregt, J. van der Straaten, E. Maltby, E.C. van Ierland, 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35(1), 7-23.
- Van Kooten G.C., E.H. Bulte, 2000. *The economics of nature: managing biological assets*. Oxford, UK: Blackwell.
- Vatn A., 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics* 69, 6, 1245–1252.

- Wätzold F., K. Schwerdtner. 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on the cost-effectiveness of European conservation policy. *Biological Conservation* **123**: 327–338.
- Wätzold F., M. Drechsler, 2005. Spatially uniform versus spatially differentiated compensation payments for biodiversity-enhancing land-use measures. *Environmental and Resource Economics* **31**: 73–93.
- Wätzold F., M. Drechsler, C.W. Armstrong, S. Baumgärtner, V. Grimm, A. Huth, C. Perrings, H.P. Possingham, J.F. Shogren, A. Skonhott, J. Verboom-Vasiljev, C. Wissel, 2006. Ecological-economic modeling for biodiversity management: potential, pitfalls, and prospects. *Conservation Biology* **20** (4), 1034-1041
- Wätzold F., M. Drechsler, V. Grimm, J. Myšiak, 2005. Ecological-economic models for improving the cost-effectiveness of biodiversity conservation policies. *Applied Research in Environmental Economics, ZEW Economic Studies* **31**, 95-113.
- Weikard H.P., 2002. Diversity functions and the value of biodiversity, *Land Economics* **78** (2002) 20-27.
- Weitzman M.L., 1992. On diversity. *Quarterly Journal of Economics* **107**(2) (1992) 363-405.
- Weitzman M.L., 1998. The Noah's Ark problem. *Econometrica* **66**, (1998) 1279-1298.
- Worm, B., R. Hilborn, J.K. Baum, T.A. Branch, J.S. Collie, C. Costello,... D. Zeller, 2009. Rebuilding global fisheries. *Science* **325**(5940), 578-585.
- Wunder S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional Paper No. 42. Center for International Forestry Research, Bogor.
- Wunder S., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* **21**, 1, 48–58.
- Wunder S., S. Engel, 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries, *Ecological Economics* **65** (4), 834-852.
- Zabel A., B. Roe, 2009. Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics* **69** (2009), 126–134.
- Zabel A., K. Pittel, G. Bostedt, S. Engel, 2011. Comparing conventional and new policy approaches for carnivore conservation: theoretical results and application to tiger conservation. *Environmental and Resource Economics* **48** (2011), 287–301.

Etudes et Synthèses

- ES 2007 - 01 : Sophie THOYER, Sandra SAÏD
Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ?
- ES 2007 - 02 : Robert KAST
Incertitude et environnement : évaluations économiques
- ES 2007 - 03_ : Charles FIGUIERES, Hervé GUYOMARD, Gilles ROTILLON
Le développement durable : Que peut nous apprendre l'analyse économique ?
- ES 2008 - 01 : Selin OZYURT
« Les investissements directs étrangers entraînent-ils des effets de débordement vers les pays en développement ? »
- ES 2008 - 02 : Pr Graciela CHICHILNISKY
« Le paradoxe des marchés verts »
- ES 2009 - 01 : Philippe JOURDON
« De la crise financière vers la guerre mondiale, ou de la crise mondiale vers la guerre financière ? Une analyse par les cycles longs. »
- ES 2009 - 02 : Annie HOFSTETTER, Robert LIFRAN
« Couplage simple entre système d'information géographique et modèle multi-agents pour simuler l'impact des politiques publiques sur les dynamiques du paysage »
- ES 2010 - 01 : Selin ÖZYURT
« China's Economic Outlook after 30 Years of Reform »
- ES 2010 - 02 : Elodie BRAHIC (CEMAGREF Bordeaux)
« Which instruments to preserve forest biodiversity? »
- ES 2010 - 03 : Ahmed ENNASRI
« Incitations Managériales et Concurrence : Synthèse de la littérature »
- ES 2012 - 01 : Marianne LEFEBVRE, Sophie THOYER
« Risque sécheresse et gestion de l'eau agricole en Australie »

- ES 2012 - 02 : Marianne LEFEBVRE, Sophie THOYER
« Risque sécheresse et gestion de l'eau agricole en France »
- ES 2012 - 03 : Charles FIGUIERES, Jean-Michel SALLES
« Donner un prix à la nature, c'est rendre visible l'invisible ou penser
l'impensable ? »
- ES 2013 - 01 : Pauline MORNET, Stéphane MUSSARD, Françoise SEYTE, Michel
TERRAZA
« La décomposition de l'indicateur de Gini en sous-groupes de 1967 à
nos jours : Une revue de la littérature revisitée et complétée »
- ES 2013 - 02 : Jean-Michel SALLES
« La modélisation économique peut-elle aider à préserver la
biodiversité ? »

Contact :

Stéphane MUSSARD : mussard@lameta.univ-montp1.fr

