

Sous la direction de
Cynthia Fleury
Anne-Caroline Prévot-Julliard

*L'exigence
de la réconciliation*

*Biodiversité
et société*

 **fayard** *Le temps des sciences*



**Muséum
national
d'histoire
naturelle**

Les services écosystémiques, un outil politique et non écologique

Pauline Teillac-Deschamps et Joanne Clavel

Le terme de « service écosystémique » apparaît dans la communauté scientifique dans les années 1970 (de Groot 1987 ; Westman 1977), pour définir les processus et conditions des écosystèmes naturels qui permettent le développement des activités et de la vie humaine (cf. introduction, p. 9). L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment, MEA), impulsée en 2001 par l'Organisation des Nations unies (ONU), a tenté d'identifier les besoins sociétaux en relation avec ces services, ainsi que l'information scientifique qu'il faudrait acquérir pour quantifier les modifications des écosystèmes et les conséquences de ces changements sur le bien-être humain (MEA 2005). Si cette initiative était principalement à destination des décideurs politiques, la communauté scientifique s'est retrouvée impliquée en tant qu'opérateur principal de cette évaluation ; la notion de « service écosystémique » devient le concept clé des politiques de protection de la biodiversité (cf. A. Larigauderie *et al.*, p. 49).

La notion de services écosystémiques fut au départ explicitée pour des raisons essentiellement pédagogiques : il devenait urgent pour les chercheurs en conservation de diffuser à la société les liens entre bien-être humain et fonctionnement des écosystèmes afin d'impulser des actions politiques de conservation (Fisher *et al.* 2009 ; Gomez-Baggethun *et al.* 2010). Son succès auprès des politiques est sans appel, et son usage en conservation recouvre maintenant les sphères scientifiques, biologiques, mais aussi économiques et sociales.

Si la plupart des services définis par le MEA sont identifiables de manière directe (notamment les rendements agricoles) ou indirecte (par exemple la

qualité de l'eau ou de l'air), les données écologiques sur les mécanismes de contribution de la biodiversité à la production de ces services sont encore insuffisantes. L'étude scientifique des liens entre diversité biologique et fonctionnement des écosystèmes est donc une des étapes cruciales pour une bonne gestion de ces services. Les écologues n'ont d'ailleurs pas attendu la notion de service pour avancer sur des problématiques purement scientifiques, comme celle de la stabilité, de la productivité ou de la résilience des écosystèmes. Postulés dès Darwin (1859) et approfondis par Elton (1958), les mécanismes entre diversité biologique et fonctionnement des écosystèmes ont fait l'objet de nombreuses études à partir des années 1990¹ (Vitousek et Hooper 1993, Lawton et Brown 1993, Tilman et Downing 1994, Naeem *et al.* 1994). Le principal élan autour des services écosystémiques a également commencé dès les années 1990 (Costanza et Daly 1992; Daily 1997; Perrings *et al.* 1992) avec un intérêt croissant pour les approches monétaires (Costanza *et al.* 1997). Mais c'est bien depuis la dernière décennie que l'ampleur de ce concept s'est imposée (revue dans Daily *et al.* 2009) en parallèle d'études mettant en évidence le lien entre la composition et les processus des écosystèmes (voir notamment Fargione et Tilman 2005; Tilman *et al.* 2005).

L'usage du terme de *service*, peut-être naïf au départ, marque un tournant sans précédent dans l'histoire de la conservation via un réductionnisme extrême dans les valeurs attribuées à la nature. Jamais les entités non humaines n'avaient été à ce point assujetties à des fins humaines, sans compter la monétarisation de la biodiversité, dernier coup dur à l'entrée en politique des entités non humaines. Certes, Costanza *et al.* (1997) ne sont pas les premiers à proposer une évaluation économique de la biodiversité pour la préserver, mais c'est très certainement leur article qui a le plus retenti dans les sphères médiatiques et politiques en évaluant à trois fois le PIB mondial les services rendus gratuitement par la biodiversité (cf. G. Sainteny, p. 297).

Nous proposons ici de détailler la notion de service écosystémique dans ses différents contextes d'usage : pour les écologues, ce terme renvoie à des études d'écologie fondamentale portant sur le fonctionnement des écosystèmes dans ses dynamiques spatiales, temporelles et potentielles. Les sphères politiques, elles, orientent quasi systématiquement l'évaluation des services écosystémiques vers leur composante économique, réduisant ainsi la complexité des proces-

1. Ces études fournissent les premières observations qui permettront de justifier le financement de vastes programmes de recherche, tel que le Cedar Creek Biodiversity Experiment dans le Minnesota, afin de tisser les liens complexes entre biodiversité et dynamique des écosystèmes. De plus, ces études marquent un tournant de par l'ampleur des expériences mises en place et des protocoles utilisés.

sus écosystémiques à une seule valeur monétaire, variable selon les marchés. Enfin, si l'évaluation de l'état de la biodiversité et des services associés est une des voies de préservation, nous verrons en quoi la temporalité des systèmes biologiques est le parent pauvre de ces évaluations.

Écologie scientifique et services écosystémiques

Les chercheurs mettent au jour des faits qu'ils accompagnent parfois de valeurs (cf. J. Clavel, p. 211), afin de les soumettre au jugement de leurs pairs et parfois de la société. Le terme de *service* n'est nullement nécessaire pour rendre compte de l'objet scientifique étudié en écologie scientifique, à savoir le fonctionnement des écosystèmes à des échelles de temps et d'espace variables. Le retrait méthodologique de l'observateur pour un souci d'objectivité, l'hypermécialisation des disciplines, la volonté des écologues de communiquer au grand public, mais aussi très certainement les stratégies de financement de la recherche, expliquent en partie comment les écologues ont pu accoler le terme de *service* à celui d'*écosystème*. Le concept de services écosystémiques permet en effet d'évoquer facilement la dépendance de l'homme à son environnement (Daily 1997 ; de Groot *et al.* 2002). Ainsi, certains auteurs (notamment Fisher *et al.* 2009) proposent de classer les services sur la base d'une bonne connaissance des écosystèmes auxquels ils font appel, mais aussi des enjeux sociaux qui leur sont reliés. La notion de service est donc ici fondamentalement interdisciplinaire, puisqu'elle lie les dynamiques écologiques et les demandes sociales sur un même espace.

De nombreux écologues reconnaissent la valeur et l'importance de la notion de services écosystémiques pour promouvoir simultanément le bien-être humain et la préservation de la biodiversité (MEA 2005 ; Fisher *et al.* 2009). L'approche par les services permet également de mobiliser de nouveaux acteurs dans le financement d'études et d'actions en faveur de la préservation de la biodiversité, en déclinant les zones d'action depuis les espaces sauvages jusqu'aux espaces dominés par l'activité humaine (Goldman *et al.* 2008). Cette approche permet en effet d'attirer des financeurs variés et nombreux (ONG et État, entreprises et instances locales et régionales), mais également des montants plus élevés (quatre fois supérieurs en moyenne au financement de la recherche en biologie de la conservation). L'échelle du paysage et les enjeux sociaux liés à la préservation de la biodiversité sont également plus souvent intégrés dans des projets fondés sur des services que dans les projets plus classiques de conservation (Goldman *et al.* 2008).

Tenter de lier composition et fonctionnement d'un écosystème est une des thématiques majeures en écologie scientifique de nos jours (Loreau 2000 ; Tilman *et al.* 2006). Les nombreux travaux expérimentaux¹ mettent en lumière la complexité des interactions entre les diverses unités fonctionnelles d'un écosystème et la diversité des méthodes d'évaluation de ces « compartiments » et des processus qui les lient. Notamment, l'explicitation des liens qui existent entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes dépend des échelles spatiales et temporelles utilisées (Loreau *et al.* 2001). De la même façon, la notion de services écosystémiques dépend du contexte et de l'échelle, elle doit être centrée sur une réflexion intégrant les enjeux environnementaux et sociaux pour un espace donné. Cet espace ne peut et ne doit pas être réduit à une liste de fonctions écologiques qui seraient reliées directement à tel ou tel service. En effet, une telle bijection est impossible, les services étant à la fois le résultat de multiples interactions entre les divers « compartiments » de la biodiversité et de ce que les hommes font du milieu considéré. En effet, la notion de service est contextuelle, et les services sont définis par les acteurs qui profitent, retirent des éléments de bien-être du fonctionnement des systèmes naturels.

Il existe de nombreuses échelles spatiales autour desquelles les enjeux d'évaluation des services se définissent. Si certains services fournis localement sont directement perceptibles pour la population concernée, de nombreux services (de régulation, mais également de production dans un monde de régionalisation de l'agriculture) peuvent être produits à des distances très importantes des populations bénéficiaires. Aucune étude jusqu'à présent n'a étudié les services écosystémiques rendus par un pays à une ville d'un autre pays, mais il y aurait lieu de le faire ! La question du transfert de ces services n'est que très rarement abordée ; elle soulève pourtant des problèmes de néocolonialisme et de justice sociale. La plupart des études sont menées à des échelles spatiales très restreintes et ne tiennent pas compte de la variabilité des pressions qui peuvent exister sur les écosystèmes dont dépend la fourniture de ces services (voir notamment Maas *et al.* 2005). L'échelle spatiale de l'évaluation des services est pourtant cruciale pour ne pas utiliser ce concept à mauvais escient.

Enfin, une dernière dimension, rarement abordée dans l'évaluation des services écosystémiques, concerne la différence entre d'une part le fonctionnement de l'écosystème et la production potentielle de services, et d'autre part

1. Par exemple, sur la biomasse, Tilman *et al.* 1994, 1997a, 1997b, 2006. Sur l'assimilation des nutriments du sol et sur la densité des espèces, Naeem *et al.* 1994, 1998, 2003. Sur les succès d'invasions, McGardy-Steed 1997.

l'utilisation réelle des services disponibles. Ainsi, un écosystème très préservé, car loin des zones soumises à de fortes pressions anthropiques, pourra avoir des valeurs de services potentiels élevées mais peu de « consommation » de ces services, alors qu'un écosystème en zone très anthropisée pourra être très dégradé et donc avoir des valeurs de services potentiels faibles, alors que la consommation de ces services sera élevée.

Parallèlement à la compréhension des mécanismes en jeu, les écologues cherchent à les modéliser dans un exercice de simplification des systèmes, afin de proposer des scénarios prospectifs aux décideurs politiques. D'un point de vue scientifique, on peut décrire les services écosystémiques à partir d'indicateurs écologiques qui leur permettent d'être utilisés dans des cadres réglementaires (par exemple la loi sur la responsabilité environnementale, cf. J.-M. Salles et S. Thoyer, p. 281). De ce point de vue, il est possible de considérer que le recours à la notion de services écosystémiques peut apporter des arguments complémentaires à la sauvegarde de la biodiversité. Mais il est important de souligner que le terme de service n'apporte rien à la notion scientifique de fonctionnement de l'écosystème indépendamment des usages que l'homme peut en faire. Si l'évaluation monétaire peut être un outil puissant pour influencer les décisions de gestion, puisqu'elle permet de quantifier la relative dépendance de notre société vis-à-vis de divers systèmes naturels, les méthodes d'évaluation sont rarement appliquées avec le soin qu'il convient pour manipuler la notion de services (Martin-Lopez *et al.* 2009, cf. G. Sainteny, p. 297). Pour rendre cette utilisation acceptable, il est important de respecter les limites liées aux méthodes dans l'interprétation des résultats et de mettre en place un cadre réglementaire d'utilisation des différentes méthodes d'évaluation. Ainsi, les résultats de la récente étude sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides du ministère de l'Écologie (Katossky et Marical 2011), n'utilisant que la méthode du consentement à payer et visant à évaluer la totalité des services rendus par les zones humides, est un parfait exemple des dérives actuelles de l'utilisation de la notion de service écosystémique.

Un succès politique, mais à quel prix ?

Dans l'interface science-société, le terme de service écosystémique a donc revêtu des acceptions nouvelles dues au contexte sociétal dans lequel il se diffuse et, plus globalement, dans la culture dans laquelle il se développe. En effet, avant que la préservation de la nature ne devienne une affaire d'experts, lorsqu'elle était encore impulsée par la sphère civile (naturalistes, artistes,

ONG...), les valeurs associées à la nature étaient multiples – intrinsèque, instrumentale, esthétique et patrimoniale – et cohabitaient sans hiérarchie. C'est avec l'évaluation pour le millénaire (MEA 2005) que les valeurs de la nature prennent pour principal socle philosophique une vision anthropocentrée de la nature et de son fonctionnement. Si le MEA voulait souligner les valeurs d'usage de la biodiversité, en complément des valeurs de non-usage, les premières ont pris le pas dans bien des cas sur les secondes, au lieu de les compléter dans l'analyse des systèmes naturels. Dans ce cadre, les entités non humaines ne sont perçues que comme des *moyens* pour l'homme, la biodiversité n'est conservée que pour satisfaire des intérêts humains. Mais comment expliquer l'engouement qui entoure la notion de *service écosystémique*? Comment a-t-elle pu devenir prépondérante au cours de la dernière décennie dans les discours sur la conservation (cf. A. Larigauderie *et al.*, p. 49)?

Dans la pensée occidentale, l'être humain est considéré comme en dehors des contraintes environnementales et des pressions évolutives qui régissent le reste de la nature (prédation, parasitisme, compétition pour les ressources alimentaires avec d'autres espèces, etc.). Cette abstraction est le fondement de la sécurité alimentaire et sanitaire actuelle. Cependant, si elle a pu être synonyme de progrès au siècle dernier, elle mène actuellement à une méconnaissance et même à un mépris des humains envers le système auquel ils appartiennent pourtant, les écosystèmes naturels (et leurs divers degrés de dégradation). Dans une perspective historique, la mise à jour des différentes idées de « nature » et de « sciences » héritées des siècles précédents en Occident permet de mieux comprendre l'acceptation du réductionnisme actuel de la notion de nature. La biologie et d'une manière générale toutes les sciences modernes reposent sur la métaphore cartésienne qui assimile le monde à une machine.

« [...] car jusques ici j'ai décrit cette Terre, et généralement tout le monde visible, comme si c'était seulement une machine en laquelle il n'y eût rien à considérer que les figures et les mouvements de ses parties [...] » (Descartes, *Principes de la philosophie*, IV, 1644).

Depuis le XVII^e siècle, l'homme cherche à maîtriser cette machine ; pour cela il l'étudie au travers du morcellement de ses parties, à l'aide d'outils techniques et de méthodes nécessaires au regard extérieur dit « objectif ». L'avènement de la cybernétique¹, à la fin des années 1940 (Wiener 1948), a proposé un nou-

1. Ce modèle se comprend bien de par l'étymologie du mot « cybernétique », qui signifie en grec l'action de diriger, de gouverner.

veau modèle qui depuis n'a plus quitté les sciences biologiques, fondé sur la compréhension des interactions et des échanges entre composantes, et dont la régulation opère par des processus d'activation ou de rétroaction (*feed-back*). La découverte des systèmes de régulation génétique dans les années 1960 a conforté l'utilisation de ce modèle comme décrivant une « réalité extérieure » ; Jacques Monod parle d'ailleurs de « cybernétique microscopique » (titre du chapitre 4 de son ouvrage *Le Hasard et la Nécessité*) :

« Les enzymes en définitive fonctionnent [en] drainant le potentiel chimique dans les voies choisies par le *programme* dont ils sont les exécutants » (J. Monod, *Le Hasard et la Nécessité*, 1970, p. 83).

En parallèle, un grand nombre d'articles expliquant la génétique au public utilisent toujours les métaphores de l'industrie et de ses machines (Schlanger 1971), tout en répandant également l'illusion que l'environnement n'est qu'une toile de fond du développement de la vie (Lewontin 2003, p. 12).

À l'échelle d'un écosystème, le modèle cybernétique propose de réguler les interactions biotiques et abiotiques par des boucles de rétroaction. Les modèles et les outils techniques se complexifient, mais la toile de fond (l'« environnement ») reste passive, et les phénomènes hasardeux de contingence comme d'inertie ne sont jamais pris en compte. Finalement, la biodiversité à tout niveau d'intégration se schématise, se mesure, se calcule, s'évalue, se prédit, se scénarise. Si les écologues connaissent les limites de leurs résultats selon les postulats et les conditions initiales de leur modèle, on ne peut pas en dire autant des sphères qui reprennent ces travaux. L'écosystème modélisé devient alors « artificiellement » réalité pour les sphères économiques, juridiques et politiques, et se voit réduit au passage à quelques valeurs d'usage ou instrumentales.

Ces valeurs d'usage sont souvent réduites à des valeurs monétaires. Or, comme le dit Perrings (2005),

« une fois [celle-ci] réduite à des biens et des services, la marchandisation de la biodiversité devient possible, le prix de cette dernière devient une mesure de ce que la société gagnerait ou perdrait si elle en disposait en quantité légèrement supérieure ou inférieure. Sur les marchés fonctionnant correctement, ce prix constitue une mesure du coût d'opportunité social du bien ou du service concerné [...]. Le prix actuel constitue une mesure marginale [et non] une mesure de l'importance potentielle d'un bien ou d'un service pris dans son ensemble pour la survie des êtres humains et des autres espèces ».

Il faut bien reconnaître que la monétarisation du concept de service a convaincu internationalement les politiques de l'importance de préserver la biodiversité (cf. A. Larigauderie *et al.*, p. 49). Les calculs économiques rendent toutes les entités présentes sur Terre commensurables. Dans la mondialisation actuelle des échanges, l'économie propose un langage commun reconnu partout sur le globe. Mais n'est-ce pas plutôt le rôle des sciences environnementales ? Plutôt que de recourir à l'économie, il nous faut de toute urgence faire entrer en démocratie toutes les sciences de l'environnement (Bourg et Whiteside 2010) afin de partager et débattre autour des connaissances acquises, sans les réduire à des valeurs instrumentales et monétaires. Il est urgent que les citoyens puissent saisir les enjeux environnementaux. Que faire alors de la notion de service écosystémique ? Faut-il l'abandonner à cause du risque de marchandisation du vivant ? Faut-il, au contraire, l'approfondir pour poser clairement les contraintes de son utilisation en politique ? Utiliser le concept de service non pas pour dialoguer entre système écologique et système social mais pour simplifier les systèmes écologiques est l'assurance d'un échec dans la préservation de la biodiversité (Martin-Lopez *et al.* 2009). Plus généralement, il nous semble que le problème central à surmonter pour faire converger des objectifs de conservation et des objectifs socio-économiques est celui de la temporalité.

Des échelles de temps incompatibles ?

Les premières incompatibilités entre écologie et économie reposent à la fois sur une incompatibilité d'échelle temporelle et sur une prise en compte ou non de l'irréversibilité du temps.

Du point de vue écologique, le temps a une valeur en soi : il est à l'origine de la complexification et de la diversification du vivant, de la richesse foisonnante de la vie présente sur Terre. Dans ce cadre, la biodiversité devrait être considérée comme un potentiel de diversification future. Comme le propose Maris (2010), le concept de biodiversité doit renvoyer à la fois à la composition et à la dynamique de la diversité biologique, en ne se concentrant plus seulement sur la *biodiversité comme propriété*, mais également sur ce qui peut être qualifié de *biodiversité comme processus*. Mais cela nous plonge dans une temporalité qui dépasse l'échelle de temps générationnelle qui est la nôtre.

Du point de vue économique, la question du temps est souvent résumée à ce qui est communément appelé la « préférence pour le présent » des agents économiques (entreprises ou consommateurs). Dans ce contexte, le temps a pour

conséquence de réduire la valeur actuelle (c'est-à-dire estimée aujourd'hui) des choses futures. Afin de traduire cette préférence pour le présent dans l'estimation des coûts et des bénéfices associés à une situation particulière, les économistes utilisent un facteur correctif appelé taux d'actualisation (plus ce taux est faible, plus la valeur future d'un bien ou d'un service est élevée). Ainsi, lorsqu'on s'intéresse à la valeur économique des services écologiques offerts par la biodiversité, la biodiversité *comme processus* et son potentiel futur ne sont jamais pris en compte. De plus, la valeur économique de la biodiversité sera plus importante s'il s'agit de services produits à court terme plutôt qu'à long terme, toutes choses égales par ailleurs. Dans ces modèles, la prise en compte du temps érode significativement la valeur économique!

Comme on le voit, la temporalité des modèles économiques est dans l'état actuel inconciliable avec la temporalité des processus en action au sein des écosystèmes. Ces derniers sont donc simplifiés, soit par des modélisations avec réversibilité temporelle, comme dans les modèles cybernétiques, soit en travaillant sur des objets statiques ayant trait à la composition des écosystèmes et non à leurs processus dynamiques et contingents. Certains services, comme les *services d'approvisionnement*, ont été suffisamment soumis aux actions humaines pour que l'échelle temporelle de leur fonctionnement soit compatible avec celle des marchés financiers. Pourtant, même ici, les aléas climatiques, les variations interannuelles, les variations entre les régions de production et de consommation de ces biens, sont autant de facteurs pourtant constitutifs du système qui sont relégués à l'état de perturbations. Les *services de régulation*, quant à eux, sont le fruit d'évolutions et de processus sur des échelles de temps et des échelles spatiales que nous n'avons pas coutume d'intégrer dans notre fonctionnement social et politique. Bien appréhendée, la notion de service écosystémique pourrait pourtant souligner non seulement notre dépendance aux processus, mais aussi à leur échelle de temps. Enfin, à une tout autre échelle temporelle, les *services culturels*, qui regroupent les relations spirituelles, esthétiques ou récréatives avec la nature, sont tous des processus qui mettent en action directement l'homme et la nature, mais dont le résultat n'est pas mesurable ou quantifiable. Le terme de « service » indique un rapport de forces – le mot latin *servitium* signifie « esclavage, captivité, domesticité, assujettissement » – dans lequel l'une des entités en interaction (l'homme) domine, décide, a le contrôle. Or les interactions esthétiques, spirituelles ou récréatives de l'homme avec la nature prennent la forme d'une expérience individuelle et unique. Parce que le temps de l'expérience n'est pas linéaire, parce qu'il se dilate ou se contracte, il rend chaque expérience unique et éphémère. Ces expériences, sans rapport de dominance et encore moins

déterminées, sont des rencontres avec l'altérité, avec la communauté biotique de non-humains le temps de leur vie. La notion de temps rejoint ici celle d'espace comme développée dans la théorie de la relativité.

Ainsi, la notion de service écosystémique, dans toute sa maladresse, parce qu'elle tente de faire prendre conscience aux hommes de leur participation et de leur dépendance au fonctionnement des systèmes naturels, pourrait peut-être les conduire à redéfinir leurs perspectives, leurs référentiels temporels et spatiaux.

Conclusion

Les écologues ont créé le concept de service écosystémique comme une notion permettant de lier les enjeux socio-économiques aux modifications environnementales auxquelles nous avons à faire face, en complément des considérations sur la valeur intrinsèque de la nature non humaine. Les services écosystémiques n'ont pas été construits comme des objets susceptibles d'une évaluation au même titre que l'état des populations, par exemple. La réduction de ce concept à une simple évaluation monétaire de la biodiversité n'en sera donc jamais un bon reflet. Certes, cette notion est populaire et très efficace dans son interface avec les acteurs économiques et politiques. Mais l'argument selon lequel la valeur économique serait le moyen le plus efficace de conserver la biodiversité, car le seul pris en compte par les acteurs politiques, est dangereux. D'abord parce que l'instrumentalisation et la monétarisation de la nature présentent des effets pervers; ensuite parce qu'il serait temps que la science entre en démocratie et que les citoyens participent à ces choix urgents de société. Le concept de service écosystémique pourrait alors permettre de prendre du recul sur la marchandisation hégémonique actuelle. En effet, il permet d'interpeller non pas sur le montant financier que pourrait coûter la perte de telle ou telle espèce, mais bien sur l'unité que nous, humains, formons avec notre environnement.

L'apport de la notion de service écosystémique n'est donc pas au sein des sciences de l'environnement mais certainement dans une interface avec la société. L'importance accordée au fonctionnement des écosystèmes ainsi qu'à leur fragilité a permis de rompre profondément avec celle de « renouvellement des stocks », qui dominait lorsque l'on parlait de « ressources naturelles ». De plus, elle souligne notre dépendance vis-à-vis de notre environnement, et l'importance vitale de le respecter. Pour cela, il nous faut dépasser le réductionnisme qui, d'une part, omet la question complexe de

la temporalité, et, d'autre part, sépare les fonctions afin de pouvoir estimer leur valeur monétaire, et ce à court terme. Les avancées des sciences de l'environnement mettent en évidence les liens intimes entre les entités vivantes et abiotiques ; l'humain est le produit d'une longue histoire qu'il partage avec l'ensemble des autres entités de la planète, lui donnant également une potentialité future. Espérons qu'il profitera de ses connaissances scientifiques pour repenser son rapport au monde. Encore faut-il que le citoyen ait les moyens de repenser ces changements et de jouer un rôle dans les valorisations de la biodiversité.

Références bibliographiques

- BOURG et WHITESIDE, *Vers une démocratie écologique, le citoyen, le savant et le politique*, Paris, Seuil, 2010.
- COSTANZA R., D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R. V., PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTON P. et VAN DEN BELT M., « The Value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, 387, 1997, pp. 253-260.
- COSTANZA R. et DALY H. E., « Natural capital and sustainable development », *Conservation Biology*, 6, 1992, pp. 37-46.
- DAILY G. C., *Nature's Services : Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington D.C., Island Press, 1997.
- DAILY G. C., POLASKY S., GOLDSTEIN J., KAREIVA P. M., MOONEY H. A., PEJCHAR L., RICKETTS T. H., SALZMAN J. et SHALLENBERGER R., « Ecosystem services in decision making : time to deliver », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 2009, pp. 21-28.
- DARWIN C., *L'Origine des espèces*, Paris, Flammarion, 1999 [1^{re} édition 1859].
- DE GROOT R., « Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics », *The Environmentalist*, 7, 1987, pp. 105-109.
- DE GROOT R., WILSON M. A. et BOUMANS R., « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics*, 41, 2002, pp. 393-408.
- DESCARTES R., *Principia philosophiae, Principes de la philosophie*, IV, 1644.
- ELTON C. S., *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, London, Methuen, 1958.
- FARGIONE J. et TILMAN D., « Diversity decreases invasion via both sampling and complementarity effects », *Ecology Letters*, 8, 2005, pp. 604-611.

- FISHER B., TURNER K. R. et MORLING P., « Defining and classifying ecosystem services for decision making », *Ecological Economics*, 68, 2009, pp. 643-653.
- GOLDMAN R. L., TALLIS H. M., KAREIVA P. et DAILY G. C., « Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options », *PNAS*, 105, 2008, pp. 9445-9448.
- GOMEZ-BAGGETHUN E., DE GROOT R., LOMAS P. L. et MONTES C., « The history of ecosystem services in economic theory and practice : from early notions to markets and payment schemes », *Ecological Economics*, 69, 2010, pp. 1209-1218.
- KATOSKY A. et MARICAL F., « Évaluation économique des services rendus par les zones humides – Complémentarité des méthodes de monétarisation », collection « Études et documents » du Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable (SEEIDD) du Commissariat général au développement durable (CGDD), 2011.
- LAWTON J. H. et BROWN V. K., « Redundancy in ecosystems », in E. D. Schultze et H. A. Mooney (dir.), *Biodiversity and Ecosystem Function*, New York, Springer Verlag, 1993, pp. 255-270.
- LEWONTIN R. C., *La Triple Hélice. Les gènes, l'organisme, l'environnement*, Paris, Seuil, 2003, trad. Nicolas Witkowski [titre original : *Gene, organismo e ambiente*, 1998].
- LOREAU M., « Biodiversity and ecosystem functioning : recent theoretical advances », *Oikos*, 91, 2000, pp. 3-17.
- LOREAU M., NAEEM S., INCHAUSTI P., BENGTSSON J., GRIME J. P., HECTOR A., HOOPER D. U., HUSTON M. A., RAFFAELLI D., SCHMID B., TILMAN D. et WARDLE D. A., « Biodiversity and ecosystem functioning : current knowledge and future challenges », *Science*, 294, 2001, pp. 804-808.
- MAAS M. J., BALVANERA P., CASTILLO A., DAILY G. C., MOONEY H. A., EHRLICH P. R., QUESADA M., MIRANDA A., JARAMILLO V.J., GARCIA-OLIVA F., MARTINEZ-YRIZAR A., COTLER H., LOPEZ-BLANCO J., PEREZ-JIMENEZ A., BURQUEZ A., TINOCO C., CEBALLOS G., BARRAZA L., AYALA R. et SARUKHAN J., « Ecosystem services of tropical dry forests : insights from long-term ecological and social research on the pacific coast of Mexico », *Ecology and Society*, 10, 2005 : <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss11/art17/>
- MARIS V., *Philosophie de la biodiversité, petite éthique pour une nature en péril*, Paris, Buchet-Chastel, 2010.
- MARTIN-LOPEZ B., GOMEZ-BAGGETHUN E., LOMAS P. L. et MONTES C., « Effects of spatial and temporal scales on cultural valuation », *Journal of Environmental Management*, 90, 2009, pp. 1050-1059.
- MEA, *Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-being : Global Assessment Reports*, Washington D.C., Island Press, 2005.
- MONOD J., *Le Hasard et la Nécessité*, Paris, Seuil, 1970.

- NAEEM S., THOMPSON L. J., LAWLER S. P., LAWTON J. H. et WOODFIN R. M., « Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems », *Nature*, 368, 1994, pp. 734-737.
- PERRINGS C., « Economics and the value of biodiversity and ecosystem services », in J.-P.d. LUC (div.), *Biodiversity Science and Governance : Proceedings of the International Conference*, Paris, Muséum national d'histoire naturelle, 2005, pp. 109-118.
- PERRINGS C., FOLKE C. et MÄLER K.-G., « The ecology and economics of biodiversity loss : the research agenda », *Ambio*, 21, 1992, pp. 201-211.
- SCHLANGER J., *Les Métaphores de l'organisme*, Paris, Vrin, 1971.
- Study of Critical Environmental Problems (SCEP), *Man's Impact on the Global Environment*, Cambridge, MIT Press, 1970, 319 p.
- TILMAN D. et DOWNING J. A., « Biodiversity and stability in grasslands », *Nature*, 367, 1994, pp. 363-365.
- TILMAN D., POLASKY S. et LEHMAN C. L., « Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature », *Journal of Environmental Economics and Management*, 49, 2005, pp. 405-426.
- TILMAN D., REICH P. B. et KNOPS J. M. H., « Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment », *Nature*, 441, 2006, pp. 629-632.
- VITOUSEK P. M. et HOOPER D. U., « Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry », in E. D. Schultze et H. A. Mooney (dir.), *Biodiversity and Ecosystem Function*, New York, Springer Verlag, 1993.
- WESTMAN W. E., « How much are nature's services worth? », *Science*, 197, 1977, pp. 960-964.
- WIENNER N., *Cybernetics, or Control and Communication in the Animal and the Machine*, Paris, Librairie Hermann & Cie/Cambridge, The MIT Press/New York, Wiley, 1948.