



Mesurer la "nature" : entre biologie et sciences sociales

Thomas 'Orlando' Da Costa^{1,2}, Nicolas Mondolfo³, Roberto Tientcheu^{2,4}

François Hirlemann², Nicolas Castan², Lauriane Benoit⁵

¹École Normale Supérieure – Université Paris Sciences et Lettres (ENS - PSL)

²AgroParisTech – Université Paris-Saclay

³École Normale Supérieure Paris-Saclay

⁴Université Paris II Panthéon-Assas

⁵Centrale-Supélec

Résumé - La biodiversité joue un rôle fondamental dans le maintien des fonctions écologiques et des services écosystémiques qui soutiennent les sociétés humaines. Ce rapport examine les méthodes de mesure de la biodiversité et des services écosystémiques, en mettant en évidence les choix méthodologiques et les arbitrages qu'ils impliquent. Nous analysons les principales variables et indicateurs utilisés pour quantifier ces dynamiques, en adoptant une approche croisant sciences écologiques et économie de l'environnement. Enfin, nous discutons des limites d'une vision purement instrumentale de la nature et soulignons l'importance de considérer sa valeur intrinsèque au cœur des politiques de conservation.

Mots clefs - Biodiversité, capital naturel, fonction écosystémique.

1 Introduction

Plus de deux millénaires se sont écoulés depuis *De Rerum Natura* : bien des progrès ont été effectués en physique et en biologie, et les sociétés ont vu leur organisation maintes fois changer. Au grand dam de Lucrèce, il semble que le système capitaliste ne favorise pourtant pas l'ataraxie, c'est-à-dire la tranquillité de l'âme comme produit de la modération et de l'harmonie de l'existence. Quelles modérations et quelles harmonies entraîneraient en effet la réduction drastique de diversité biologique dont dépend pourtant l'espèce humaine ? L'expansion de nos activités économiques a été portée à un tel niveau qu'une espèce sur huit est aujourd'hui menacée d'extinction, et de nombreuses pressions s'exercent sur nos environnements (changement d'usage des sols, surexploitation, changement climatique, pollutions, etc.) [1]. Alors qu'aucun des objectifs d'Aichi (fruits d'un cadre international adopté en 2010 visant à contrer la perte de biodiversité) n'a été atteint, le Cadre mondial de la biodiversité de Kunming à Montréal souhaite pallier cet échec en implémentant des politiques ambitieuses (e.g. 30% d'aires naturelles protégées et 30% d'écosystèmes restaurés d'ici 2030) dont l'opérationnalité soulève de nombreux défis, parmi lesquels la question de la mesure et de la valorisation. Comment les pressions anthropiques se traduisent-elles sur l'environnement, comment le mesurer, comment transformer cette mesure en politique publique ?

Ce rapport vise à répondre partiellement à la question précédente en synthétisant diverses méthodes de mesure de

la "nature", au sens le plus large qu'on puisse prêter à ces termes. Après une clarification sémantique, nous endosserons un prisme dual et exclusif de la relation humain-nature à travers les questions de biodiversité et de service écosystémique, puis nous élargirons notre réflexion à l'échelle des socio-écosystèmes.

2 Nature, biodiversité, services écosystémiques

Ne pouvant mesurer ce que l'on ne sait nommer, commençons par un peu de terminologie. Les systèmes écologiques sont des entités biologiques mues par des processus propres en interaction avec leur environnement extérieurs. Ils prennent place à de multiples échelles, qui s'intègrent les unes aux autres (cf. figure 1).

La biosphère, au sein de laquelle les êtres humains vivent, est peuplée d'écosystèmes, i.e. des communautés d'organismes vivants interagissant avec leur environnement non-vivant, formant une unité fonctionnelle. Le concept de fonction importe particulièrement, car il permet de caractériser les individus selon leur réaction aux facteurs environnementaux : il est source de classification. La classification implique la diversité. On entend ainsi par biodiversité la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Elle s'exprime au sein d'une population, d'une com-

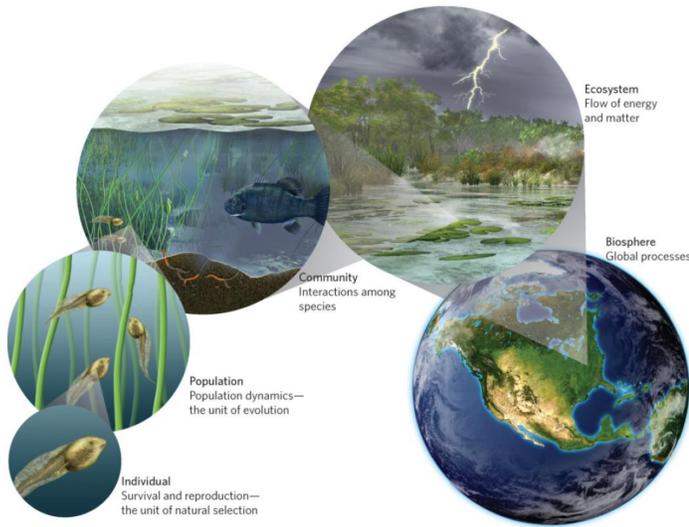


FIGURE 1 – Systèmes écologiques, de l’individu à la biosphère (tiré de [2]).

munauté et entre les écosystèmes.

Alors que les fonctions écologiques résultent de processus biophysiques indépendants de la présence humaine (*e.g.* photosynthèse, nitrification), les services écosystémiques sont des dérivés de ces fonctions, convertis en utilité anthropique. Par exemple, la pollinisation (fonction) devient un service lorsqu’elle soutient la productivité agricole [3]. Plus précisément, les services écosystémiques représentent les externalités positives issues des fonctions écologiques. La typologie définie par le Millennium Ecosystem Assessment (2005, [4]) et la *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) établit quatre catégories : les services d’approvisionnement, de régulation, culturels et de soutien. Les premiers traduisent la simple extraction de biomasse et de ressources abiotiques (aliments, eau, fibres). La régulation représente le contrôle des flux énergétiques et chimiques (climat, cycle hydrologique, purification de l’air et de l’eau). Quant aux services culturels, ils capturent les interactions immatérielles entre humains et écosystèmes (esthétique, bien-être, patrimoine culturel). Enfin, les services de soutien (*supporting services*) sont les processus fondamentaux qui stabilisent le fonctionnement écosystémique (formation des sols, cycle des nutriments, productivité primaire nette).

Là où des notions de biologie sont portées par des définitions précises, le terme de "nature" est au contraire éminemment polysémique. Le Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales (CNRTL) entend la nature comme un *ensemble de la réalité matérielle considérée comme indépendante de l’activité et de l’histoire humaines, voire un environnement terrestre, en tant qu’il sert de cadre de vie à l’espèce humaine, qu’il lui fournit des ressources*. On voit bien en quoi ces définitions s’inscrivent dans une pensée naturaliste occidentale, la première traduisant le dualisme nature/culture clairement identifié par Descola [5], la se-

conde ajoutant une dimension extractiviste entre l’espèce humaine et son milieu. Elles souffrent d’un excès de généralisation qui balaie bien des modes d’identification et de relation entre humains et non-humains. La vision de la "nature" de l’IPBES est plus englobante, renvoyant simultanément à la biodiversité, les écosystèmes, la Terre nourricière, les systèmes de vie et d’autres concepts analogues [6]. Bien que plus respectueuse de la diversité des visions de la nature, cette définition souffre d’un défaut de précision qui nuit à l’objectif d’une mesure. Ainsi, aucun outil quantitatif ne sera dans ces travaux associé au terme de nature. Au contraire, des réflexions enracinées dans le champ de la philosophie environnementale lui laisseront une place bienvenue.

3 Mesurer la biodiversité : des variables et des indicateurs

3.1 Des données aux variables

À l’instar des *Essential Climate Variables* de la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CNUCC), Pereira *et al.* ont introduit en 2013 les *Essential Biodiversity Variables* (EBV) afin de définir un ensemble de mesures essentielles permettant de capturer les changements majeurs affectant la biodiversité [7]. L’IPBES les entend comme un juste milieu entre des données brutes, satellitaires ou issues de l’observation, et les indicateurs agrégés qui en découlent [6]. On retrouve parmi ces variables la notion de composition génétique, la mesure de population ou de traits d’espèces, ou bien encore la manière dont sont structurés et fonctionnent les écosystèmes. Un tableau synthétique peut être trouvé en annexe (8), et la figure 2 en donne un exemple d’application : la biodiversité peut être capturée à travers la Productivité Primaire Nette, la biomasse de mammifères terrestres ou encore la densité de population d’oiseaux.

Toutefois, contrairement au climat (où la concentration de GES dans l’atmosphère est par exemple un critère objectif de changement climatique), le choix de recourir à un indicateur de biodiversité est éminemment normatif, notamment au regard des diverses échelles (biologique, spatiale, temporelle) qui la composent.

3.2 Des variables aux indicateurs

Divers critères accompagnés d’axiomes permettent ainsi d’évaluer le niveau de biodiversité d’un milieu. Certains sont cardinaux, comme la richesse spécifique S , qui comptabilise le nombre total d’espèces i dans un écosystème. Considérant y_i la proportion d’individus d’une espèce i dans un échantillon, on a :

$$S = \sum_i \mathbf{1}_{\mathbb{R}^+}(y_i) \tag{3.1}$$

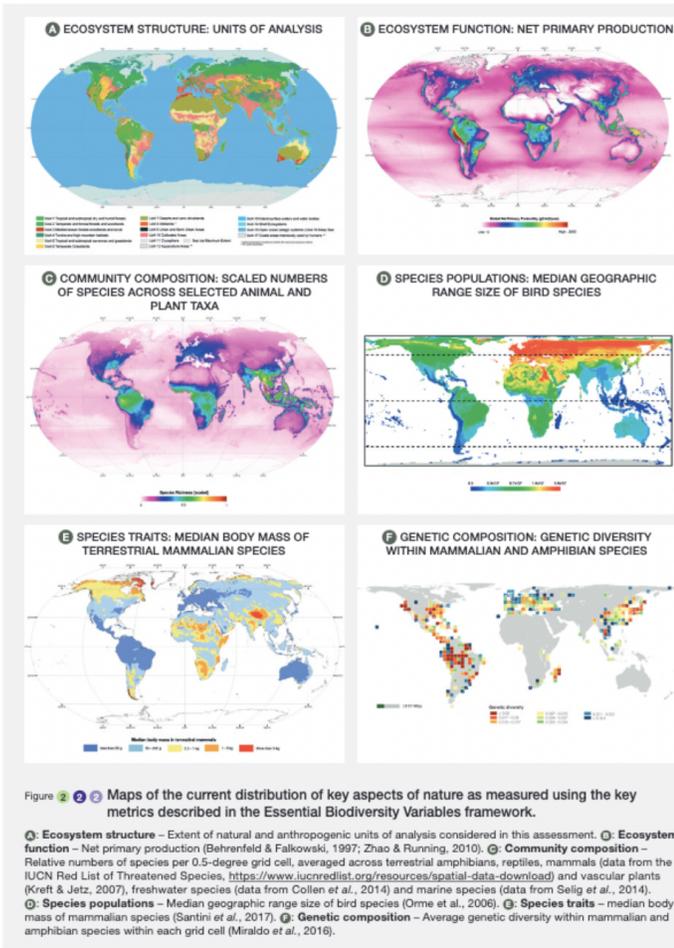


FIGURE 2 – *Essential Biodiversity Variables* (tiré de [6]).

S satisfait les axiomes 1) d'indifférence entre les singletons; 2) de monotonie par rapport à l'ajout d'une espèce à un singleton; 3) d'indépendance. Néanmoins, ces axiomes sont-ils désirables dès lors que l'on souhaite capturer des dynamiques écologiques complexes ou tenir en compte des abondances relatives de chaque espèce ?

D'autres critères, dits efficaces, combinent les notions de richesse et d'uniformité. Introduisant y le vecteur des abondances relatives $\mathbf{y} = \{y_1, y_2, \dots, y_i\}$, on peut écrire l'entropie généralisée de Hill telle que :

$$D_E = \left(\sum_i y_i^\alpha \right)^{\frac{1}{1-\alpha}} \quad (3.2)$$

Cette forme fonctionnelle implique que l'ajout d'une nouvelle espèce peut contribuer à un effet *richesse* positif et un effet *uniformité* négatif. Ainsi, selon la valeur de α , l'axiome de monotonie peut ne plus être complété. L'axiome d'indépendance n'est plus complété dès lors que le poids d'une espèce dépend de son abondance relative dans l'écosystème. On nomme cet indicateur Berger-Parker lorsque $\alpha = \max_i (y_i)$ (l'abondance relative de la plus grande espèce), Simpson si $\alpha = 2$ (un critère alors similaire à l'indice d'Herfindalh), Shannon-Wiener si $\alpha = 1$. Remarquons que

$\alpha < 1$ valorise les espèces plus rares, $\alpha > 1$ les espèces plus abondantes.

On peut évoquer d'autres indicateurs structuraux, comme l'équitabilité de Pielou, qui mesure la distribution relative des individus au sein des taxons présents, ou plus prosaïquement la mesure de la connectivité des habitats, une approximation valide alors que la fragmentation spatiale influence directement la dispersion des populations.

Les approches précédentes souffrent toutefois de l'absence d'information sur les traits fonctionnels des espèces, *i.e.* les caractéristiques physiologiques, phénologiques et morphologiques impactant directement les processus écosystémique. Or, deux espèces proches peuvent introduire des informations génétiques redondantes. Pour y remédier, il est possible d'introduire la notion de distance (ou identiquement de proximité). C'est ce que propose Martin Weitzman en 1992 [8]. Posant X un ensemble d'espèces i , et $\delta(i, X) = \min_{h \in X} d(i, h)$ la dissimilarité entre une espèce i et sa plus proche voisine dans l'ensemble X , on peut définir la procédure de Weitzman par $D_W(X) = \max_{i \in X} [D_W(X - i) + \delta(i, X - i)]$. Son usage peut renverser les hiérarchies suggérées par le critère d'entropie généralisée. En pratique, on remarque toutefois la difficulté de mobiliser la dissimilarité, au regard du degré d'information requis pour le déterminer. On s'intéressera alors à des indices de diversité fonctionnelle, qui mesurent l'hétérogénéité des niches écologiques occupées, ou bien de réseaux trophiques (*e.g.* $\sum_i T_i y_i$) afin de caractériser l'interdépendance entre espèces et le degré de spécialisation des interactions (*e.g.* espèces ingénieuses, espèces clé-de-voûte, etc.).

Dix ans plus tard, Nehring et Puppe proposaient une approche dite multidimensionnelle de la mesure de la biodiversité, adaptée à un cadre d'aide à la décision [9]. L'idée était de s'interroger directement sur la valeur conférée à certains attributs de nos écosystèmes. Formellement, il s'agit de se demander quels sont les attributs $A \subseteq X$ valorisés par le décideurs, en définissant les attributs comme une extension de l'espèce par une de leur caractéristique (*e.g.* être un *Ursidae*, pouvoir cueillir des fruits, être un invertébré, etc.) ? À chacun de ces attributs sont associés (subjectivement) des valeurs numériques k_A . La diversité de l'ensemble X s'écrit alors simplement $\sum_{A \subseteq X} k_A$. Remarquons que ce critère de mesure reste insensible au nombre de fois où un attribut est réalisé : l'abondance relative n'est pas considérée.

4 De la biodiversité aux service écosystémique

L'étude des relations entre biodiversité et services écosystémiques constitue un axe majeur de l'écologie fonctionnelle et de l'économie environnementale. Dans un système où la gestion est optimale et exempte de perturbations anthropiques, il est essentiel d'examiner comment la structure biotique et abiotique d'un écosystème, à un instant donné, conditionne la dynamique de ses services. La biodiversité, en tant que composante organisationnelle d'un

écosystème, assure des fonctions écologiques fondamentales qui sous-tendent la provision des services écosystémiques. Cette partie de notre enseignement met en évidence les mécanismes par lesquels la diversité spécifique, la redondance fonctionnelle et la connectivité des habitats influencent directement et indirectement la résilience et la productivité écosystémique.

Notons d'abord que là où biodiversité opère sur une échelle évolutive longue, stabilisant la structure et les processus d'un écosystème (*e.g.* via la compensation fonctionnelle ou la redondance écologique), les services écosystémiques répondent souvent à des besoins immédiats (*e.g.* extraction de ressources) et peuvent être sujets à des fluctuations saisonnières.

Malgré cet apparent déphasage, la biodiversité affecte en de nombreux points les services écosystémiques. Par exemple la diversité végétale, en influençant les microclimats, peut atténuer les îlots de chaleur et optimiser le bilan hydrique d'un espace urbain. Des espèces clés comme les lombrics augmentent la porosité des sols, favorisant la séquestration du carbone et l'infiltration hydrique. La dynamique des réseaux trophiques permet la stabilité des chaînes alimentaires, assurant la régulation des populations et des flux énergétiques [1].

Notons aussi l'émergence d'effets indirects, qu'une évaluation rigoureuse devrait prendre en compte. Il a pu être montré qu'une mosaïque de micro-habitats augmente la capacité d'absorption des chocs environnementaux : la biodiversité n'est pas seulement source de services écosystémiques, mais aussi un service assurantiel garantissant la résilience écologique [10].

Le diagramme en cascade des services écosystémiques (voir figure 3) fournit à ce titre un cadre théorique permettant de capturer les différentes dimensions nécessaires à mesurer pour saisir la valeur (par définition utilitaire) des services écosystémiques. Il autorise la distinction entre les structures et processus biophysiques, les fonctions des écosystèmes, et les services écosystémiques. Ce diagramme indique qu'on ne peut pas mesurer la valeur des services écosystémiques *ex nihilo* : les services sont entièrement dépendants des fonctionnalités de l'écosystème, qui eux-mêmes dépendent de ses processus. Ainsi, mesurer les services, c'est mesurer le résultat observable des fonctions écosystémiques qui contribuent directement ou indirectement au bien-être humain. La nécessité de pouvoir identifier et mesurer en amont les fonctions implique alors de connaître et de mesurer les processus et structures biophysiques au sein de l'écosystème.

Cet enchaînement logique justifie la popularité des outils qui estiment les services écosystémiques en s'appuyant sur des données relatives à la structure biophysique du milieu. Ainsi InVEST, logiciel de référence de l'estimation des services écosystémiques, estime les flux de services écosystémiques à partir de données spatialement explicites sur l'occupation des sols, les données climatiques ou encore les données hydrologiques [11].

En pratique, les éléments de la cascade impliquent diffé-

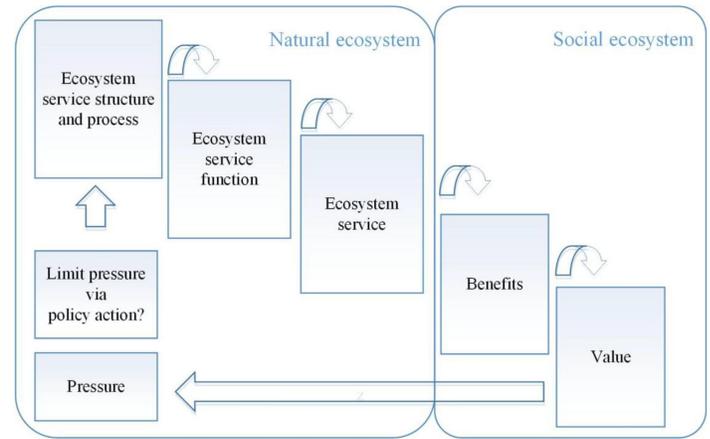


FIGURE 3 – Cascade des services écosystémiques (tiré de [12]).

rentes formes de mesures. Les structures biophysiques renvoient à des caractéristiques intrinsèques de l'écosystème (topographie, couverture des sols) et doivent être cartographiées. Les processus biophysiques reflètent les interactions entre les différents éléments de l'écosystème, et les résultats qu'ils produisent. On mesure donc ici une variation temporelle, par exemple *via* la productivité primaire nette ou les conditions climatiques locales. Les fonctions écosystémiques dépendent de la structure de l'écosystème et des processus. Elles peuvent être modélisées ou mesurées sur site, par des indicateurs biophysiques (*e.g.* mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol en mm/h) ou des indicateurs de biodiversité (*e.g.* Shannon). Enfin, les services écosystémiques reflètent la contribution des fonctions au bien-être humain. Cette étape de la cascade peut alors à la fois renvoyer à des valeurs biophysiques (quantité de nourriture produite par un agriculteur) ou à des valeurs monétaires (revenus de l'agriculteur).

Emparons nous de l'exemple de la productivité primaire nette (PPN) comme processus, défini par *la quantité de biomasse ou de carbone produite par les producteurs primaires par unité de surface et de temps, obtenue en soustrayant les coûts respiratoires des plantes (R_p) à la productivité primaire brute (GPP) ou à la photosynthèse totale*¹.

La PPN contribue à plusieurs fonctions écosystémiques, comme (1) la production de biomasse (qui constitue la base de la chaîne alimentaire) et (2) le stockage de carbone dans la biomasse végétale et dans les sols. Ces fonctions génèrent différents services de prélèvement et de régulation du climat, qui peuvent être mesurés de manière biophysique ou monétaire, selon le service considéré et les objectifs (voir figure 4).

Un des défauts de cette représentation demeure son caractère statique, au sens où elle amène à valoriser, à partir des processus, les flux de services écosystémiques à un moment t , sans considération de la dynamique globale des écosystèmes. Or les perturbations humaines génèrent des pres-

1. see World Atlas of Desertification.

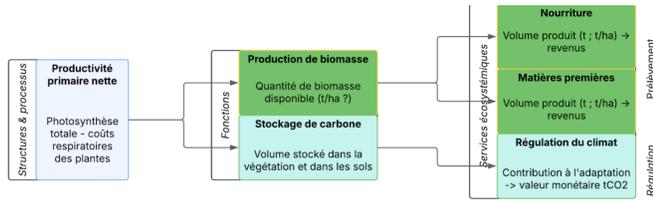


FIGURE 4 – Cascade des services écosystémiques de la productivité primaire nette.

sions à l'échelle microscopique (*e.g.* à travers des services de prélèvement ou culturels comme le tourisme) ou macroscopiques (dérèglement climatique, acidification des océans, etc.) qui peuvent modifier la structure des écosystèmes (*e.g.* *via* un changement d'usage des sols) et perturber les processus (par exemple, diminuer la PPN). Ces changements peuvent alors détériorer les fonctions de l'écosystème et *in fine* le flux de services écosystémiques [13].

5 De la dynamique écologique des écosystèmes

Apportons ici une réponse à la critique d'une vision statique des écosystèmes, en approfondissant les notions de perturbations et de résilience d'un écosystème.

Considérons deux états stables d'un lac : oligotrophe O (non eutrophisé) et eutrophe E (lac eutrophisé après d'importants apports de phosphore). Le lac oligotrophe peut fournir des services écosystémiques d'approvisionnement (comme la pêche), tel que $SE(O) > SE(E)$. On définit le point critique (ou *tipping point*) comme le passage d'un état stable en bonne santé à un état stable en mauvaise santé. La résilience de ce lac mesure la facilité avec laquelle on peut remonter ce processus : garantissant un retour des services écosystémiques, elle peut être un moyen d'approximer leur valeur.

Les changements d'état des écosystèmes ont en effet un coût pour la société. Par exemple, atteindre une qualité d'eau "baignable" aux USA procurerait des bénéfices de 58 Mds \$/an [14]. Ces coûts sont d'autant plus importants que la société se fonde sur des institutions socio-économiques et des infrastructures peu adaptées à la possibilité d'un basculement rapide des écosystèmes.

La mesure du niveau de résilience d'un écosystème pourrait s'effectuer lorsqu'un écosystème est proche du point critique, lorsque le mécanisme est détectable. Dans le cas de forêts tropicales, leur régénération plus lente face à des perturbations mineures pourrait par exemple signifier la faible résilience de l'écosystème [15].

La question du point de bascule soulève celle de la réversibilité. Reprenons l'exemple d'un lac soumis à des apports de phosphore provenant des activités humaines. Posons S le stock de pollution de phosphore dans un lac et $H(S)$ l'évolution naturelle de ce stock, dépendante du phénomène

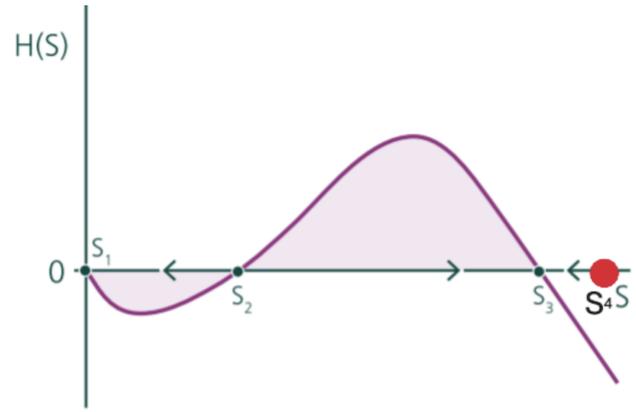


FIGURE 5 – Cascade des services écosystémiques de la productivité primaire nette.

de recyclage du phosphore des sédiments (qui augmente la quantité de phosphore dans le lac) et de sa dégradation naturelle D_t . Si D_t est suffisamment petit, la pollution de l'écosystème peut entraîner des conséquences irréversibles. La figure 5 montre par exemple que, si la pollution d'origine anthropique est telle que le stock de phosphore est très élevé (S_4), arrêter tout apport de pollution ne suffirait pas à retourner à un état oligotrophe (S_1) : on se retrouverait en effet à rester au point stable S_3 , un lac eutrophe avec un stock de pollution élevé.

6 Des écosystèmes aux socio-écosystèmes

Afin d'évaluer la fonctionnalité écologique à l'échelle de multiples écosystèmes, différentes méthodes émergent. Elles peuvent consister à analyser un ensemble d'écosystèmes agrégés formant un territoire donné, ou à adopter une approche globale englobant la biosphère dans son ensemble. Ainsi, plusieurs indicateurs de mesure de la biodiversité visent à mesurer les pressions anthropiques exercées sur les ressources naturelles, en étudiant la consommation humaine face à la capacité de renouvellement écologique de la biosphère.

6.1 Impact equation

L'*impact equation* (6.1) telle que formulée dans la Dasgupta Review [16] établit une relation à atteindre au long terme entre la demande exercée par l'humanité sur la biosphère et sa capacité de régénération. Soit N la population, y le revenu par habitant, α un coefficient représentant l'efficacité de l'utilisation des ressources, S l'état du stock de la biosphère et $G(\cdot)$ étant la capacité de régénération des écosystèmes, on a :

$$Ny\alpha^{-1} = G(S) \tag{6.1}$$

Elle traduit une condition de soutenabilité : la pression anthropique ne doit pas excéder la capacité de régénération des écosystèmes. Elle souligne également qu'un équilibre dynamique doit être recherché pour stabiliser le stock naturel global tout en assurant un développement économique soutenable, ce qui implique de pouvoir effectivement mesurer l'état de la biosphère de manière agrégée.

6.2 Empreinte écologique

Il s'agit ici d'évaluer l'impact des activités humaines sur les ressources naturelles en comparant la consommation de ces ressources avec la capacité de la Terre à se régénérer. Conçue à la fin du XX^{ème} siècle, cette notion repose sur une approche comptable qui traduit en surface productive la quantité de ressources consommées par une population ou un individu, ainsi que la capacité des écosystèmes à absorber les déchets générés sur une base annuelle [17]. Dans cette optique, les sociétés humaines sont décrites à travers leurs dynamiques économiques, formant une « éconosphère » qui puise dans la biosphère des flux de matières premières et d'énergie tout en rejetant divers types de pollutions et de déchets. Lorsque l'empreinte écologique d'une population dépasse la biocapacité de son territoire, elle entre en déficit écologique : elle puise dans les réserves naturelles non renouvelables, dégrade de manière permanente les écosystèmes ou dépend d'importations de ressources pour maintenir son mode de vie. La capacité de cet indicateur à être mesuré à différentes échelles, de l'individu au monde, en facilite le calcul, qui consiste à estimer la quantité de ressources consommées par une population donnée et à la convertir en surface nécessaire à leur production et à l'absorption des déchets générés. On l'exprime en hectare global, une unité standardisée qui représente un hectare de terre ou d'océan biologiquement productif avec une productivité moyenne mondiale, permettant d'agréger différentes surfaces naturelles aux productivités variées (terres de culture et d'élevage, zones de pêche, forêts, etc.). Elle exclut toutefois la pollution chimique ou la dégradation des écosystèmes marins non liés à la pêche et repose sur une vision anthropocentrée des ressources naturelles, en se concentrant principalement sur leur usage par les sociétés humaines sans toujours intégrer les besoins intrinsèques des écosystèmes pour maintenir leur équilibre.

7 Conclusion

Ayant exploré la mesure de la "nature" à travers un prisme à la fois biologique et socio-économique, mettant en lumière la complexité intrinsèque de l'appréhension de la biodiversité et des services écosystémiques, nous avons aussi montré comment les tentatives de quantification s'appuient sur des choix méthodologiques normatifs, qui reflètent autant des considérations écologiques que des arbitrages subjectifs. Le recours à des indicateurs, de toutes natures qu'ils soient, permet d'éclairer les prises de décision et de guider

les politiques publiques visant à préserver le capital naturel.

Toutefois, derrière ces efforts de valorisation, demeure une interrogation nécessaire sur la place de la "nature" dans notre cadre de pensée. Virginie Marris rappelle ainsi que l'évaluation de la biodiversité s'effectue généralement à l'aune d'une vision anthropocentrée, où la valeur d'un écosystème est mesurée par son utilité pour l'homme, par ses services [18]. Or, il n'est pas insensé de considérer les non-humains comme possédant une valeur intrinsèque, indépendante de toute exploitation économique, venant alors interroger notre responsabilité morale envers le vivant.

En définitive, si la science économique et écologique permet d'objectiver les dynamiques de la biodiversité et des services écosystémiques, elle ne saurait se substituer à une pensée épistémologique sur notre rapport au monde vivant. La crise écologique actuelle nous invite à dépasser une logique strictement instrumentale et à repenser nos interdépendances, non plus seulement en termes de coûts et bénéfices, mais aussi de cohabitation et de respect des équilibres écosystémiques.

Références

- [1] Robert Watson, Ivar Baste, Anne Larigauderie, Paul Leadley, Unai Pascual, Brigitte Baptiste, Sebsebe Demissew, Luthando Dziba, Günay Erpul, Asghar Fazel, et al. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. *IPBES Secretariat : Bonn, Germany*, pages 22–47, 2019.
- [2] Robert E. Ricklefs ; Rick Relyea. *Ecology : The Economy of Nature*, volume 8. W. H. Freeman, 8 edition, 2018.
- [3] Bradley J Cardinale, J Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, Georgina M Mace, David Tilman, David A Wardle, et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401) :59–67, 2012.
- [4] MEA Millennium ecosystem assessment. *Ecosystems and human well-being*, volume 5. Island press Washington, DC, 2005.
- [5] DESCOLA Philippe. Par-delà nature et culture, 2005.
- [6] Sandra Díaz, Sebsebe Demissew, Julia Carabias, Carlos Joly, Mark Lonsdale, Neville Ash, Anne Larigauderie, Jay Ram Adhikari, Salvatore Arico, Andrés Báldi, et al. The ipbes conceptual framework—connecting nature and people. *Current opinion in environmental sustainability*, 14 :1–16, 2015.
- [7] Henrique Miguel Pereira, Simon Ferrier, Michele Walters, Gary N Geller, Rob HG Jongman, Robert J Scholes, Michael William Bruford, Neil Brummitt, Stuart HM Butchart, AC Cardoso, et al. Essential biodiversity variables. *Science*, 339(6117) :277–278, 2013.
- [8] Martin L Weitzman. On diversity. *The quarterly journal of economics*, 107(2) :363–405, 1992.
- [9] Klaus Nehring and Clemens Puppe. A theory of diversity. *Econometrica*, 70(3) :1155–1198, 2002.
- [10] Michel Loreau, Nicolas Mouquet, and Andrew Gonzalez. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(22) :12765–12770, 2003.
- [11] R Sharp. Invest user’s guide. *The Natural Capital Project*, 2014.
- [12] Cheng Zhang, Jing Li, and Zixiang Zhou. Ecosystem service cascade : Concept, review, application and prospect. *Ecological Indicators*, 137 :108766, 2022.
- [13] Jonathan A Foley, Ruth DeFries, Gregory P Asner, Carol Barford, Gordon Bonan, Stephen R Carpenter, F Stuart Chapin, Michael T Coe, Gretchen C Daily, Holly K Gibbs, et al. Global consequences of land use. *science*, 309(5734) :570–574, 2005.
- [14] Matthew A Wilson and Stephen R Carpenter. Economic valuation of freshwater ecosystem services in the united states : 1971–1997. *Ecological applications*, 9(3) :772–783, 1999.
- [15] Marten Scheffer, Stephen R Carpenter, Timothy M Lenton, Jordi Bascompte, William Brock, Vasilis Dakos, Johan Van de Koppel, Ingrid A Van de Leemput, Simon A Levin, Egbert H Van Nes, et al. Anticipating critical transitions. *science*, 338(6105) :344–348, 2012.
- [16] Partha Dasgupta. *The economics of biodiversity*. cambridge university Press, 2024.
- [17] Mathis Wackernagel and William Rees. *Our ecological footprint : reducing human impact on the earth*, volume 9. New society publishers, 1998.
- [18] Stanley T Asah, Virginie Maris, Sunneetha M Subramanian, Dale J Blahna, Marie Stenseke, and Adrina Chacón-Cascante. Value exclusion in social–scientific approaches for assessing and valuing ecosystem features : Implications for behavioral compliance. *BioScience*, 73(9) :663–670, 2023.
- [19] Charles Figuières, Stéphanie Aulong, and Katrin Erdlenbruch. Les critères d’évaluation de la biodiversité : propriétés et difficultés d’usage. *INRA sciences sociales*, 2008, 2008.

8 Annexe

Classe	Exemples	Mesure et mise à l'échelle	Faisabilité
Composition génétique	Diversité allélique	Génotypage de certaines espèces à des emplacements représentatifs.	+ : Données disponibles pour de nombreuses espèces et plusieurs localisations - : peu d'échantillonnage systématique global.
Populations d'espèces	Abondance et distribution	Comptages ou enquêtes de présence.	+ : Comptages standardisés en cours pour certains taxons - : géographiquement restreints.
Traits des espèces	Phénologie	Moment de la coloration des feuilles par télédétection, avec validation in situ.	En développement.
Composition des communautés	Diversité taxonomique	Enquêtes multi-taxons cohérentes et métagénomique à des emplacements sélectionnés.	Suivi en cours sur des sites de surveillance intensive.
Structure des écosystèmes	Structure de l'habitat	Télédétection du couvert (ou de la biomasse) en hauteur (ou en profondeur) à l'échelle mondiale ou régionale.	Télédétection, données in situ.
Fonctionnement des écosystèmes	Rétention des nutriments	Ratios sortie/entrée des nutriments mesurés à des sites sélectionnés + télédétection pour une modélisation régionale.	Sites de surveillance intensive pour la saturation en azote dans les zones d'acidification et la rétention du phosphore dans les rivières affectées.

TABLE 1 – Exemples de variables essentielles de la biodiversité (EBV).